

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

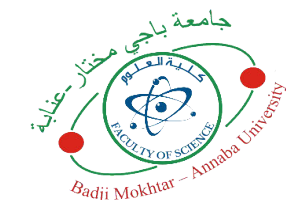
RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

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 APLIQUÉE

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 du stress environnemental sur deux espèces de crevettes
Palaemon adspersus et *Atyaephyra desmaresti* : Aspect biologique et
biochimique ».**

Présentée par : AMEUR Asma

Directeur de thèse : M^{me} BERGHICHE Hinda (Pr. Université Badji Mokhtar - Annaba)

Devant un jury composé de :

Pr. CHOUAHDA S.	Présidente	Université Badji Mokhtar - Annaba
Pr. DJABALI N.	Examinatrice	Université Chadli Bendjedid - El Tarf
Pr. HAMDANI A.	Examinatrice	Université Badji Mokhtar - Annaba
Dr. MAIZI N.	Examinatrice	Université Akli Mohand Oulhadj- Bouira

Année universitaire : 2022/2023

Remerciements



Remerciements

Une thèse n'est pas le fruit d'une seule personne, c'est le résultat d'une collaboration avec de nombreuses personnes, durant plusieurs années, j'ai donc beaucoup de personnes à remercier.

*Je remercie chaleureusement **M^{me} CHOUAÏDA Salima** (Professeur au Département de Biologie, Université d'Annaba) qui me fait l'honneur de présider ce jury, qu'elle veuille accepter mon profond respect et mon immense estime.*

*Je tiens à exprimer ma plus profonde gratitude et ma reconnaissance envers ma directrice de thèse **M^{me} Hinda BENTOUBAL-BERGHICHE** (Professeur au Département de Biologie, Université d'Annaba) qui m'a fait confiance, en veillant toujours à ce que cette thèse, se déroule dans de bonnes conditions. Je lui témoigne mes sentiments de considération et de respect. Je ne saurais trop la remercier pour ses encouragements, sa disponibilité, le temps consacré aux corrections du manuscrit, son enthousiasme, et son infinie gentillesse.*

*Mes sincères remerciements vont à **M^{me} DJABALI Nacera** (Professeur à l'Université Chadli Bendjedid, El-Tarf) qui a bien voulu prendre part à ce jury et examiner ce travail.*

*Toute ma considération à l'égard de **M^{me} MAIZI Naila** (MCA à l'Université Akli Mohand Oulhadj, Bouira) et **M^{me} HAMDANI Amel** (Professeur au Département de Biologie, Université d'Annaba) qui ont bien voulu accepter d'être membre du jury et de me faire l'honneur de juger ce travail.*

*C'est un devoir d'exprimer toute ma gratitude et ma reconnaissance à **M. Noureddine SOLTANI** (Professeur au Département de Biologie et Directeur du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée, Université d'Annaba) pour m'avoir accueillie dans son laboratoire, je lui témoigne respect et déférence.*

*Toute ma considération à l'égard de **M. Choukri BAROUR** (Professeur au Département de Biologie, Université Mohamed Cherif Messaâdia, Souk-Ahras) pour son aide, sympathie et assistance pour la réalisation de l'analyse statistique des résultats.*

*Mes remerciements les plus sincères vont à **M. Chafik LOURICI** (Ingénieur en informatique), qui m'a beaucoup aidé. Un grand merci pour son assistance informatique.*



J'adresse également mes sincères remerciements à **M^{me} Dalila LADJAMA** (Ingénieurs de Laboratoire de Biologie Animale Appliquée, Université d'Annaba), pour sa présence et son aide au laboratoire, je la remercie chaleureusement.

Mes plus vifs remerciements vont à **M. Tarek DAAS** et **M^{me} Ouïded MAAMCHA DAAS** (Professeurs au Département de Biologie, Université d'Annaba), de m'avoir accueillie dans leur laboratoire pour la réalisation de la morphométrie des œufs, qu'ils trouvent ici toute ma sympathie.

J'adresse également mes sincères remerciements au personnel de la lagune EL-Mellah, du Lac Oubeira et du Lac Tonga (El-Kala) Wilaya d'El-Tarf pour leur aide et leurs accueils au sein de leurs établissements afin de réaliser l'échantillonnage. Je ne saurais oublier monsieur saïd (pêcheur au niveau de Boukhmira) pour sa disponibilité et sa collaboration pour l'échantillonnage.

Je remercie également mes amis : **Abir DENNA, Abdelhak SEBIL, Hadjira BENDJEDID, Asma TAJFAR, Selma HAMOUDI, Nahla MOUMENI, Asma BOUKARI** (Doctorants au niveau du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée) qui m'ont beaucoup aidé et encouragé au cours de cette thèse.

Une pensée toute particulière à l'ensemble des enseignants du Département de Biologie (UBMA) de m'avoir légué toutes les connaissances nécessaires lors de mon cursus universitaire.

Dédicaces

Dédicaces

Je dédie ce travail

À ma mère, celle qui m'a arrosé de tendresse et d'espoirs, à la source d'amour incessible, à la femme qui a souffert sans me laisser souffrir, à celle qui n'a jamais cessé de formuler des prières à mon égard.

À mon père, mon support dans ma vie, qui m'a appris, m'a supporté et ma dirigé vers la gloire.

À mon frère Moncef, qui a toujours été là pour moi. Son soutien inconditionnel été d'une grande aide. Je lui souhaite plein de bonheur et de réussite.

À mon mari Chafik, qui est toujours présent pour moi. Merci pour ton soutien, ta compréhension et ton amour.

À ma fille Sofia, la prunelle de mes yeux, merci pour tout le bonheur que tu m'apportes... je t'aime très fort...

À toute ma famille et ma belle-famille qui me donne de l'amour et de la vicacité. Que dieu leur donne une longue et joyeuse vie.

À tous ceux qui m'ont aidé de près ou de loin lors de la réalisation de cette thèse.

Table des matières



1	Introduction.....	1
2	Matériel et méthodes.....	6
2.1	Présentation des sites d'échantillonnage	6
2.1.1	Sidi Salem (Embouchure de l'oued Boukhmira) :	6
2.1.2	El-Battah (Embouchure de l'Oued Mafragh) :	7
2.1.3	Lac El-Mellah (Embouchure d'El-Mellah) :	7
2.1.4	Lac Oubeira :	7
2.1.5	Lac Tonga (Oued Messida) :	8
2.2	Stratégie d'échantillonnage :	9
2.3	Indentification des espèces :	10
2.4	Description des espèces crevettes récoltées :	10
2.4.1	<i>Atyaephyra desmaresti</i> :	10
2.4.2	Le genre Palaemon :	11
2.5	Mesures morphométriques :	13
2.6	Morphométrie des œufs :	14
2.6.1	Fécondité et diamètre des œufs des crevettes ovigères :	15
2.6.2	Extraction et dosage des vitellines :	15
2.7	Mesure in situ des biomarqueurs :	16
2.7.1	Dosage de l'acétylcholinestérase	16
2.7.2	Dosage de la glutathion S-transférase	17
2.7.3	Dosage des métallothionéines	17
2.7.4	Dosage de malondialdéhyde	19
2.7.5	Dosage des protéines	20
2.7.6	Dosage des lipides	21
2.8	Analyse statistique	23
3	Résultats.....	25
3.1	Paramètres physico-chimiques au niveau des sites d'étude.....	25
3.2	Croissance, reproduction et étude des biomarqueurs du stress environnemental chez la crevette <i>Atyaephyra desmaresti</i> (Millet, 1831) :	26
3.2.1	La morphométrie de <i>A. desmaresti</i> :	27
3.2.2	Les paramètres de reproduction chez <i>A. desmaresti</i> :	28
3.2.3	La corrélation de Spearman des paramètres de reproduction chez <i>A. desmaresti</i> :	29
3.2.4	Contenu en vitellines dans les œufs de <i>A. desmaresti</i> :	30
3.2.5	La variabilité spatio-temporelle des biomarqueurs du stress environnemental chez <i>A. desmaresti</i> :	31
3.3	Croissance, reproduction et étude des biomarqueurs du stress environnemental chez les palaemons (<i>P. elegans</i> et <i>P. adspersus</i>):	36
3.3.1	La morphométrie de <i>P. elegans</i> :	36
3.3.2	La corrélation de Spearman des paramètres morphométriques chez <i>P. elegans</i> :	50
3.3.3	Analyse des composantes principales (ACP) des paramètres morphométriques	



de <i>P. elegans</i> :	51
3.3.4 Paramètres de reproduction chez <i>Palaemon elegans</i> :	52
3.3.5 La corrélation de Spearman des paramètres de reproduction chez <i>P. elegans</i> :	53
3.4 La morphométrie de <i>Palaemon adspersus</i> :	54
3.4.1 Analyse des composantes principales (ACP) des paramètres morphométriques de <i>P. adspersus</i> :	67
3.4.2 Corrélation de Spearman des paramètres morphométrique de <i>P. adspersus</i> :	69
3.4.3 Paramètres de reproduction chez <i>P. adspersus</i> :	69
3.4.4 Corrélation de spearman des paramètres de reproduction chez <i>P. adspersus</i> :	70
3.4.5 Dosage des vitellines chez les Palaemons :	71
3.5 Variabilité spatio-temporelle des biomarqueurs du stress environnemental chez <i>P. adspersus</i> et <i>P. elegans</i> :	71
3.6 Analyse globale des variations morphométriques des populations de crevettes	75
3.6.1 Analyse en composantes principales (ACP) :	75
3.6.2 Analyse factoriel discriminante (AFD) :	79
3.6.3 Analyse de la densité des paramètres morphométriques (Density Plot):	82
3.6.4 Analyse de la variance multivariée (MANOVA) :	85
4 Discussion :	89
4.1 Variation morphologique des populations de crevettes :	89
4.1.1 Morphometrie et croissance des populations de crevettes :	89
4.1.2 Les malformations morphologiques chez les populations de crevettes :	90
4.1.3 L'abondance des populations de crevettes :	90
4.1.4 Le sex-ratio des populations de crevettes :	91
4.1.5 Analyse globale des variations morphométriques des populations de crevettes :	92
4.2 Le potentiel reproducteur des crevettes femelles ovigères :	94
4.2.1 La fécondité :	94
4.2.2 La corrélation entre fécondité et la taille :	95
4.2.3 La corrélation entre la fécondité et le diamètre des œufs :	96
4.2.4 La teneur en vitelline :	97
4.3 Dosage des biomarqueurs	98
4.3.1 Dosage de l'acétylcholinestérase :	98
4.3.2 Dosage des glutathion S-transférases :	99
4.3.3 Dosage des métallothionéines :	101
4.3.4 Dosage des malondialdéhydes	103
4.3.5 Dosage des lipides	104
5 Conclusion et perspectives	106
Résumé	108
Abstract	108



المخلص	110
6 Références bibliographiques	111
Annexe 1 : Description des Données statistiques.....	113
Annexes des Données Statistiques de la Biométrie.....	136
Annexe 2 : Production Scientifique	146



LISTE DES FIGURES

- Figure 1.** Localisation géographique des **cinq sites** d'échantillonnage des crevettes pêchées au niveau du **Nord-Est Algérien** (Golfe d'Annaba, Park National d'El Kala) (ArcGIS), (Photo personnelle). 6
- Figure 2.** Photographie des **sites d'échantillonnage**, A : **Sidi Salem** (Embouchure de l'oued Boukhmira), B : **El-Battah** (Embouchure de l'Oued Mafragh), C : **Lac El-Mellah** (Embouchure d'El-Mellah), D : **Lac Oubeira**, E : **Lac Tonga** (Oued Messida) (Photo personnelle). 8
- Figure 3.** Les différentes **étapes** de la **technique de pêche** des crevettes A et B : **tractage**, C : **récolte** manuelle, D : **transport** des crevettes) (Photo personnelle). 9
- Figure 4.** Photographie des trois espèces crevettes : A (*A. desmaresti*, Millet, 1831), B (*P. elegans*, Rathke, 1837) et C (*P. adspersus*, Rathke, 1837) (Photo personnelle). 13
- Figure 5.** Représentation des différents **paramètres morphométriques** (linéaires) chez les crevettes (Holthuis, 1950) (A). Présentation de la **balance** (B) et le **pied à coulisse** (C). 14
- Figure 6.** Dissection d'une crevette **féminelle ovigère** de *A. desmaresti* et **collecte** de la **masse d'œufs** (A), **Mesure du diamètre des œufs** sous le **microscope optique leica dm 500** connecté à un ordinateur (B) (Photo personnelle). 15
- Figure 7.** Dosage des MTs: droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de GSH (mg) (R^2 coefficient de détermination). 19
- Figure 8.** Dosage des protéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité d'albumines (μ g) (R^2 coefficient de détermination). 21
- Figure 9.** Dosage des lipides : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de lipides (μ g) (R^2 : coefficient de détermination). 22
- Figure 10.** Analyse en composantes principales (ACP) effectuée sur les **caractéristiques morphométriques** de **trois populations** de *A. desmaresti*, (A) cercle de corrélation entre les variables morphométriques linéaires et les deux premières composantes ; les flèches bleues représentent les variables de poids supplémentaires, (B) diagramme d'ordination selon le **facteur 'site'**, (C) diagramme d'ordination selon le **facteur 'sexe'** et (D) diagramme d'ordination selon le **facteur 'saison'** 28
- Figure 11.** Variations de la **fécondité** (A) et du **diamètre des œufs** (B) des **féminelles ovigères** de *A. desmaresti* pêchées au **printemps de l'année 2021** au niveau des trois sites : **El Battah (Bat)**, **Oubeira (Oub)** et **Tonga (Tng)**. Les moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à $p > 0,05$ 29
- Figure 12.** **Corrélation** non paramétrique de **Spearman** appliquée aux **paramètres de reproduction** des femelles ovigères de *A. desmaresti* pêchées au printemps 2021 à **El Battah (Bat)**, **Oubeira (Oub)** et **Tonga (Tng)**. 30
- Figure 13.** **Contenu vitellin** dans les œufs des femelles ovigères de *A. desmaresti* pêchées au niveau des trois sites d'étude : **El-Battah (Bat)**, **Oubeira (Oub)** et **Tonga (Tng)** au cours du printemps 2021. ($m \pm SEM$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site, les valeurs moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à $p > 0,05$ 31
- Figure 14.** **Variation saisonnière** de l'activité spécifique de l'**AChE** (μ M/mn/mg de protéines) mesurée dans la tête des individus de *A. desmaresti* récoltés au niveau des trois sites d'étude : **El-Battah (Bat)**, **Oubeira (Oub)** et **Tonga (Tng)** durant les deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année 2020 ($m \pm$



SEM, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites pour la même saison.... 32

Figure 15. Variation saisonnière de l'activité enzymatique de la **GST** ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée dans la chair des individus de *A. desmaresti* récoltés au niveau des trois sites d'étude : **El-Battah (Bat)**, **Oubeira (Oub)** et **Tonga (Tng)** durant les deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année **2020** ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites pour la même saison. 33

Figure 16. Variation saisonnière des taux de **MTs** ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) mesurés dans la tête des individus de *A. desmaresti* récoltés au niveau des trois sites d'étude : **El-Battah (Bat)**, **Oubeira (Oub)** et **Tonga (Tng)** durant les deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année **2020** ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites pour la même saison..... 34

Figure 17. Variation saisonnière des taux de **MDA** ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) mesurés dans la chair des individus de *A. desmaresti* récoltés au niveau des trois sites d'étude : **El-Battah (Bat)**, **Oubeira (Oub)** et **Tonga (Tng)** durant les deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année **2020** ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites pour la même saison..... 35

Figure 18. Variation saisonnière des taux de **lipides** ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) mesurés dans la chair des individus de *A. desmaresti* récoltés au niveau des trois sites d'étude : **El-Battah (Bat)**, **Oubeira (Oub)** et **Tonga (Tng)** durant les deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année **2020** ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites pour la même saison..... 36

Figure 19. Violin plot représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur site** chez l'espèce *P. elegans* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année **2019**. 39

Figure 20. Violin plot représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur saison** chez l'espèce *P. elegans* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année **2019**. 41

Figure 21. Violin plot représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur sexe** chez l'espèce *P. elegans* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année **2019**. 43

Figure 22. Violin plot représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur site** chez l'espèce *P. elegans* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année **2020**. 46

Figure 23. Violin plot représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur saison** chez l'espèce *P. elegans* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année **2020**. 48

Figure 24. Violin plot représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur Sexe** chez l'espèce *P. elegans* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année **2020**. 50

Figure 25. Corrélation non paramétrique de **Spearman** appliquée aux **paramètres morphométriques** chez la crevette *P. elegans* pêchée au cours des deux saisons (**Printemps/Automne**) des deux années



2019-2020 au niveau des deux sites : **Boukhmita** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah**. 50

Figure 26. Analyse en composantes principales (ACP) effectuée sur les **caractéristiques morphométriques** utilisées sur deux populations de *P. elegans*, (A) **cercle de corrélation** entre les variables morphométriques linéaires et les deux premières composantes ; les flèches bleues représentent les variables de poids supplémentaires, (B) **diagramme d'ordination** selon le **facteur 'site'**, (C) diagramme d'ordination selon le **facteur 'sexe'** et (D) diagramme d'ordination selon le **facteur 'saison'**, (E) diagramme d'ordination selon le **facteur 'année'**. 52

Figure 27. **Fécondité (A) et diamètre des œufs (B)** des femelles ovigères de l'espèce *P. elegans* pêchées au cours des deux mois **Avril et Mai** de l'année **2021** à : **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah**. 53

Figure 28. **Corrélation** non paramétrique de **Spearman** appliquée aux **paramètres de reproduction** des femelles ovigères de l'espèce *P. elegans* pêchées au **printemps 2021** à : **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah**. 53

Figure 29. **Violin plot** représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur site** chez l'espèce *P. adspersus* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année **2019**. 56

Figure 30. **Violin plot** représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur saison** chez l'espèce *P. adspersus* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année **2019**. 58

Figure 31. **Violin plot** représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur Sexe** chez l'espèce *P. adspersus* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année **2019**. 60

Figure 32. **Violin plot** représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur site** chez *P. adspersus* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année **2020**. 63

Figure 33. **Violin plot** représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur Saison** chez *P. adspersus* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année **2020**. 65

Figure 34. **Violin plot** représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur Sexe** chez *P. adspersus* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année **2020**. 67

Figure 35. Analyse en composantes principales (ACP) réalisé sur les **caractéristiques morphométriques** (linéaires et pondérales) de *P. adspersus*; ACP selon le **facteur Site**, (A), selon le **facteur année** (B), **sexe** (C), **saison** (D). 68

Figure 36. **Corrélation** non paramétrique de **Spearman** appliquée aux **paramètres morphométriques** chez *P. adspersus* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et **El-Mellah** au cours des deux saisons (**printemps/automne**) des deux années **2019 (A)**, et **2020 (B)**. 69

Figure 37. **Fécondité (A) et diamètre des œufs (B)** des femelles ovigères chez *P. adspersus* pêchées au **printemps 2021** à : **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah**. 70

Figure 38. **Corrélation** non paramétrique de **Spearman** appliquée aux **paramètres de reproduction** des femelles ovigères chez *P. adspersus* pêchées au **printemps 2021** à : **Boukhmira** (Sidi Salem) et la



lagune **El-Mellah**. 70

Figure 39. Contenu vitellin dans les œufs des femelles ovigères des **Palaemons** pêchées au niveau des deux sites d'étude: **Boukhmira** (Bkh) et la lagune **El-Mellah** (Mel) au cours du **printemps 2021**. ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site, les valeurs moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à ($p > 0,05$)). 71

Figure 40. Activité spécifique de l'AChE ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau de la tête des **Palaemons**, récoltés dans les deux sites d'étude : **Boukhmira** (Bkh) et la lagune **El-Mellah** (Mel) au cours des deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année **2020**. ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site, les valeurs moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à ($p > 0,05$)). 72

Figure 41. Activité spécifique de la GST ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau de la chair des **Palaemons**, récoltés dans les deux sites d'étude : **Boukhmira** (Bkh) et la lagune **El-Mellah** (Mel) au cours des deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année **2020**. ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site, les valeurs moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à ($p > 0,05$)). 73

Figure 42. Taux de MTs ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) mesurés au niveau de la tête des **Palaemons**, récoltés dans les deux sites d'étude : **Boukhmira** (Bkh) et la lagune **El-Mellah** (Mel) au cours des deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année **2020**. ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site, les valeurs moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à ($p > 0,05$)). 74

Figure 43. Taux de MDA ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau de la chair des **Palaemons**, récoltés dans les deux sites d'étude : **Boukhmira** (Bkh) et la lagune **El-Mellah** (Mel) au cours des deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année **2020**. ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site, les valeurs moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à ($p > 0,05$)). 74

Figure 44. Taux de lipides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) au niveau de la chair des **Palaemons**, récoltés dans les deux sites d'étude : **Boukhmira** (Bkh) et la lagune **El-Mellah** (Mel) au cours des deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année **2020**. ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site, les valeurs moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à ($p > 0,05$)). 75

Figure 45. Cercle de corrélations pour le premier plan factoriel d'ACP ; axe 1 : 93 % et axe 2 : 2,6%, des **paramètres morphométriques** appartenant aux **trois espèces crevettes**, *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* collectées dans les **Cinq sites** d'étude au cours du (**Printemps/Automne**) des deux années **2019/2020**. 77

Figure 46. Cluster plot selon les **paramètres morphométriques** appartenant aux **trois espèces crevettes**, *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* collectées dans les **cinq sites** d'étude au cours du (**printemps/automne**) des deux années **2019-2020**. 77

Figure 47. Projection de l'ensemble des crevettes analysées expliquant la **variation phénotypique** des **paramètres morphométriques** mesurés chez les crevettes *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* collectées dans les **Cinq sites** d'étude au cours du (**Printemps/Automne**) des deux années **2019/2020**. 78

Figure 48. Corrélation non paramétrique de Spearman appliquée aux **paramètres morphométriques** des **trois espèces** *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* collectées pêchées dans les **Cinq sites** d'étude au cours du (**Printemps/Automne**) des deux années **2019/2020**. 78



- Figure 49.** Analyse en composantes principales (ACP) effectuée sur les **caractéristiques morphométriques** de **trois espèces** de crevettes *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* collectés dans les **cinq sites** d'étude au cours du (**Printemps/Automne**) des deux années **2019/2020**. 79
- Figure 50.** Analyse discriminante factorielle **AFD** expliquant la variabilité inter-espèces basée sur les **paramètres morphométriques** chez les espèces *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* (**mâles et femelles**), au **niveau des cinq sites d'étude** et au cours des deux années **2019-2020** ; axe 1= 90% et axe 2 = 10%. 80
- Figure 51.** Analyse discriminante factorielle **AFD** expliquant la variabilité inter-espèces basée sur les **paramètres morphométriques** chez les espèces *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* (**mâles**) (n=80), au **niveau des cinq sites d'étude** et au cours des deux années **2019-2020** ; axe 1= 93% et axe 2= 7%. 81
- Figure 52.** Analyse discriminante factorielle **AFD** expliquant la variabilité inter-espèces basée sur les **paramètres morphométriques** chez les espèces *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* (**Femelles**) (n=74), au **niveau des cinq sites d'étude** et au cours des deux années **2019-2020** ; axe 1= 85% et axe 2= 15%. 81
- Figure 53.** Variabilité inter-espèces des **densités** de moyennes des **paramètres morphométriques** chez les espèces *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus*, au **niveau des cinq sites** d'étude et au cours des deux années **2019-2020**. 84
- Figure 54.** Variabilité inter-espèces des logs de moyennes des **paramètres morphométriques** chez les espèces *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus*, collectés au **niveau des cinq sites** d'étude et au cours des deux années **2019-2020** (avec ANOVA et test HSD de Tukey). 88
- Figure 55.** Scatter plot de la **relation de la Lt en fonction du Ptot** chez les **trois espèces** de crevettes montrant une forte corrélation positive et une régression linéaire simple. 88



LISTE DES TABLAUX

Tableau 1 : Classification taxonomique de <i>A. desmaresti</i> par le World Register of Marine Species (WoRMS 2021).....	10
Tableau 2: Classification taxonomique des Palaemons (<i>P. adspersus</i> et <i>P. elegans</i>) par le World Register of Marine Species (WoRMS 2021) changé par De Grave Sammy.....	12
Tableau 3 : Dosage des métallothionéines : réalisation de la gamme d'étalonnage.	19
Tableau 4 : Dosage des protéines, réalisation de la gamme d'étalonnage.	21
Tableau 5: Dosage des lipides : réalisation de la gamme d'étalonnage.	22
Tableau 6 : Variations saisonnières des paramètres physico-chimiques analysés pendant la période 2019-2020 (m $\pm$ SD). Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes (p > 0,05) entre les sites).	26
Tableau 7 : Test de Wilks appliqué sur les paramètres morphométriques chez les espèces <i>A. desmaresti</i> , <i>P. elegans</i> , <i>P. adspersus</i> , collectés au niveau des cinq sites d'étude et au cours des deux années 2019-2020	85
Tableau 8 : ANOVA : La valeur de p des paramètres pondéraux chez les espèces <i>A. desmaresti</i> , <i>P. elegans</i> , <i>P. adspersus</i> , collectés au niveau des cinq sites d'étude et au cours des deux années 2019-2020	85
Tableau 9 : ANOVA : La valeur de p des paramètres linaires chez les espèces <i>A. desmaresti</i> , <i>P. elegans</i> , <i>P. adspersus</i> , collectés au niveau des cinq sites d'étude et au cours des deux années 2019-2020	86
Tableau 10 : Matrice des moyennes des paramètres biométrique au niveau des cinq sites d'étude au cours de l'année 2019.....	136
Tableau 11 : Matrice des moyennes des paramètres biométrique au niveau des cinq sites d'étude au cours de l'année 2020.....	139
Tableau 12: description statistiques des paramètres de reproduction (F : Fécondité, Lt : Longueur totale, D : Diamètre) des crevettes gravides, récoltés durant le mois d'avril 2021.....	142
Tableau 13: description statistiques des paramètres de reproduction (F : Fécondité, Lt : Longueur totale, D : Diamètre) des crevettes gravides, récoltés durant le mois de mai 2021.....	142
Tableau 14: description statistiques des paramètres de reproduction (F : Fécondité, Lt : Longueur totale, D : Diamètre) des crevettes gravides, récoltés durant le mois de juin 2021.....	143
Tableau 15: description statistique de l'activité enzymatique de l'acétylcholinestérase des crevettes pêchées au niveau des cinq sites d'étude au cours des deux saisons (Printemps, Automne) de l'année 2020.....	143
Tableau 16: description statistique de l'activité enzymatique de la glutathion-S-transférase des crevettes pêchées au niveau des cinq sites d'étude au cours des deux saisons (Printemps, Automne) de l'année 2020.	144



Tableau 17: description statistique du taux de malondialdéhyde des crevettes pêchées au niveau des cinq sites d'étude au cours des deux saisons (Printemps, Automne) de l'année 2020..... 144

Tableau 18: description statistique du taux de lipides des crevettes pêchées au niveau des cinq sites d'étude au cours des deux saisons (Printemps, Automne) de l'année 2020..... 145

Tableau 19: description statistique du taux de métallothioneines des crevettes pêchées au niveau des cinq sites d'étude au cours des deux saisons (Printemps, Automne) de l'année 2020. 145

Introduction



1 Introduction

Les écosystèmes les plus productifs sont les écosystèmes marins, côtiers et humides qui représentent les trois quarts de la surface du globe. Ils comprennent la haute mer, les côtes proches du rivage, les endroits où l'eau douce et l'eau saumâtre sont mélangées et les zones humides intérieures. L'environnement marin et côtier font partie du patrimoine naturel et culturel et offrent une multitude d'avantages à l'humanité, tels que la disponibilité de la nourriture marine, les habitats, l'espace pour la production d'énergie, le cycle des nutriments et les possibilités de loisirs (Manea *et al.*, 2019, Teoh *et al.*, 2019 ; Oujidi *et al.*, 2020 ; Yetis & Akyuz, 2021).

Cependant, le flux de ces services écosystémiques peut être altéré par des pressions anthropiques (Carranza *et al.*, 2019, Lehun *et al.*, 2021), tels que l'industrialisation, les effluents domestiques et urbains (Abelouah *et al.*, 2021 ; Chahouri *et al.*, 2021 ; Talbot & Chang, 2022) et les sources diffuses liées à l'agriculture qui ont un impact direct sur les écosystèmes aquatiques à tous les niveaux trophiques, du plancton aux baleines (Laure *et al.*, 2019 ; Daouk *et al.*, 2019 ; Bashir *et al.*, 2020 ; Häder *et al.*, 2020). Leurs concentrations se bioamplifient dans le réseau alimentaire aquatique et finissent par atteindre les humains (Liu *et al.*, 2019 ; Landos *et al.*, 2021). Ainsi, les masses d'eau naturelles se retrouvent en danger à cause de divers polluants impliquant de nombreuses familles moléculaires aux structures et fonctions différentes (Landos *et al.*, 2021). Parmi les familles moléculaires, on peut citer les oligo-éléments métalliques (Smatti-Hamza *et al.*, 2019), les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les solvants (Méausoone, 2019), les pesticides (De Souza *et al.*, 2020 ; Mottes *et al.*, 2021), les résidus de médicaments (Mason, 2002 ; Rantin *et al.*, 2020), les perturbateurs endocriniens (Ruau, 2019), les adjuvants associés, les polychlorobiphényles, les plastifiants ou encore les dérivés du pétrole sont aussi une menace pour le milieu marin (Rind, 2009). Ainsi, la qualité et la disponibilité des ressources en eau constituent sans doute l'un des principaux défis de ce siècle. Sa protection nécessite une meilleure gestion des polluants, principalement la pollution des plages, des lacs, des rivières et des lagunes par les activités humaines (Mitroi *et al.*, 2022).

Le littoral Algérien qui s'étend sur plus de 1200 km, est considéré comme un écosystème côtier de grande importance écologique. En effet, le golfe d'Annaba est l'une des régions



côtières les plus précieuses du nord de l'Algérie en raison de son importance touristique et économique (Rabei *et al.*, 2018 ; Ouali *et al.*, 2018). Toutefois, ses ressources halieutiques sont menacées par une pollution liée à cette activité économique en plein essor (Belabed *et al.*, 2017 ; Ouali *et al.*, 2018 ; Rabei *et al.*, 2018 ; Amira *et al.*, 2018 ; Drif *et al.*, 2019 ; Douafer *et al.*, 2020 ; Boukari, 2021). Par ailleurs, trois grands lacs d'importance internationale, sont disposés en arc de cercle autour d'El-Kala à l'extrême nord-est de l'Algérie : le lac El Mellah réserve intégrale (lagune unique en Algérie), est en contact avec la méditerranée par un chenal (Draredja *et al.*, 2012). C'est un écosystème d'une richesse considérable, car en plus des apports aquatiques marines (Poissons, Crustacés) dont il dispose. Il sert aussi d'habitat à de nombreuses espèces animales et végétales (Kherifi & Kherici-Bousnoubra, 2012). Le lac Tonga est connecté à la méditerranée via le canal artificiel Messida (Chettibi *et al.*, 2019) et le lac Oubeïra a une alimentation essentiellement pluviale et un régime hydrologique lié aux conditions climatiques (Mouissi & Alayat, 2016). Mais peu d'entre elles sont encore en bon état écologique (Bendjama *et al.*, 2014).

Auparavant, l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques se faisait par la mesure de paramètres physico-chimiques. Ces derniers affectent les polluants et leur comportement. Ils peuvent également affecter les organismes vivant directement en touchant l'intégrité et l'efficacité des barrières muqueuses et des épithéliums, qui se répercutent sur la pénétration active ou passive des contaminants (Newman, 2015). Bien que toujours performantes, les analyses physico-chimiques ne renseignent pas sur une perturbation passée (Guerlet, 2007). Compte tenu de ce qui précède, il est devenu essentiel d'introduire des éléments intermédiaires de qualité biologique et de se baser sur des approches spécifiques et complémentaires : les bioindicateurs et les biomarqueurs (Viarengo *et al.*, 2007) afin de détecter les effets des polluants sur les organismes avant l'apparition des répercussions au niveau d'organisations supérieures (Amiard *et al.*, 1998 ; Potet, 2017).

Les stratégies de biosurveillance comprennent une approche passive et une approche active. La première repose sur la mesure de biomarqueurs à l'aide d'individus natifs (Galloway *et al.*, 2004 ; Hinck *et al.*, 2006 ; Dalzochio *et al.*, 2016). La biosurveillance active englobe l'exposition d'espèces bien définies dans des conditions contrôlées (Čeburnis & Valiulis, 1999). En effet, plusieurs programmes de biosurveillance, mentionnent l'importance d'utiliser des espèces sentinelles et indigènes. Les Poissons tels que *Liza aurata*, qui est reconnue comme étant un organisme sentinelle pour la biosurveillance de la pollution aquatique (Bouzenda *et*



al., 2021). Les Invertébrés également, comme les Mollusques Bivalves (*Perna perna* et *Mytilus galloprovincialis*) ont affirmé leur capacité à refléter l'état de leurs environnements (Bendjoudi *et al.*, 2013). Les Crustacées Amphipodes et Décapodes sont utilisés en raison de leur fonction écologiquement pertinente en tant que nourriture pour les macroinvertébrés (Ciliberti *et al.*, 2017) ou alors pour leur sensibilité à la pollution (Nieto *et al.*, 2013). Les plantes submergées et flottantes ont été décrites aussi comme des bioindicateurs appropriés de la pollution aquatique (Ghisi *et al.*, 2017 ; Kumar *et al.*, 2017). En plus des biomarqueurs, des indicateurs physiologiques permettent de mieux comprendre les effets de la pollution sur les Invertébrés. Ces indicateurs montrent l'existence de variations métaboliques saisonnières qui sont attribuées aux changements des paramètres environnementaux et également à l'état physiologique (Livingstone, 2001 ; Schmidt *et al.*, 2013 ; Touahri *et al.*, 2016). Les indices de croissance des organismes sont, également, couramment utilisés pour résumer les performances physiologiques (Reed *et al.*, 2020).

La quantification des paramètres morphométriques et des réserves bioénergétiques des Invertébrés marins provenant de différents endroits avec une large gamme géographique est nécessaire pour évaluer l'état des espèces, qui peuvent varier à travers les échelles spatiales (Baldanzi *et al.*, 2018). Ces variations peuvent être modifiées par des paramètres environnementaux, des caractéristiques géographiques et des interactions écologiques. La morphométrie multivariée a été utilisée avec succès dans les études de population, la discrimination des stocks, les études biogéographiques et la plasticité phénotypique (Von Cramon-Taubade *et al.*, 2005). Elle a été utilisée dans de nombreuses études sur les Décapodes indigènes pour comparer des populations géographiquement isolées (Tzeng *et al.*, 2001), pour montrer la variation intraspécifique (Kapisiris & Thessalou-Legaki, 2001) et d'analyser l'interaction environnementale avec les espèces (Maynou & Sarda, 1997).

Les paramètres de reproduction des femelles sont des indicateurs précis de l'influence des changements environnementaux sur les organismes (Milligan *et al.*, 2009). Néanmoins, la performance de reproduction des crevettes est influencée par de nombreux facteurs, notamment la taille des géniteurs et l'habitat (Cavalli *et al.*, 1997), les systèmes de culture et les conditions environnementales (Collart & Rabelo, 1996 ; Otoshi *et al.*, 2003), l'âge et la saison (Crococ & Coman, 1997), le régime alimentaire (Lin & Shi, 2002 ; Pangantihon-Kühlmann *et al.*, 1998), la génétique et la disponibilité de l'oxygène (Ibarra *et al.*, 2007 ; Peruzza *et al.*, 2018). Il est maintenant clair que les changements environnementaux anthropiques peuvent affecter à la fois



le succès reproducteur et la survie de nombreuses espèces sauvages par de multiples voies et de manière souvent imprévisible (Milligan *et al.*, 2009). Ces changements sont les principaux moteurs des caractères reproductifs des organismes marins, ce qui peut avoir des conséquences économiques importantes pour les espèces commerciales (Guzmán *et al.*, 2020).

La grande attention portée à la santé des écosystèmes aquatiques a conduit à une augmentation de l'utilisation des biomarqueurs. L'avantage de cette approche est que les niveaux de biomarqueurs enregistrés se manifestent au niveau de l'organisme sous l'influence de facteurs environnementaux et de concentrations de polluants (Marinho *et al.*, 2021 ; Gagné *et al.*, 2022). En effet, il existe des biomarqueurs indicateurs de réponse neurotoxique comme l'acétylcholinestérase (AChE) (Blaise *et al.*, 2016), les biomarqueurs liés au stress oxydatif, c'est-à-dire la superoxyde dismutase (SOD) (Farombi *et al.*, 2007), la catalase (CAT) (Bergayou *et al.*, 2009), la glutathion peroxydase (GPx), la glutathion S-transférase (GST), le glutathion (GSH), la glutathion réductase (GR) (Zhou *et al.*, 2008) et le malondialdéhyde (MDA) (Li *et al.*, 2020) ou encore les métallothionéines (MTs) qui sont largement utilisées comme biomarqueur de la contamination métallique en liant et en éliminant les métaux toxiques (Pedrini-Martha *et al.*, 2017). L'analyse intégrée de ces biomarqueurs peut fournir un moyen de surmonter les variations possibles des biomarqueurs et d'évaluer des sites pollués (Dos Santos *et al.*, 2022).

Par ailleurs, la crevette est la ressource alimentaire marine la plus importante, avec une valeur commerciale élevée. Il existe plusieurs autres espèces de crevettes qui ne sont pas forcément importantes sur le plan commercial, mais qui font partie intégrante de la chaîne alimentaire dans les écosystèmes aquatiques (Fischer *et al.*, 1981 ; Gordon *et al.*, 1994 ; Kouamélan *et al.*, 2003). Comme beaucoup d'autres groupes d'organismes, ils sont très sensibles aux pressions de pêche et aux modifications de l'environnement liées à la pollution (McMahon *et al.*, 1996 ; Rios & Bailey., 2006). Ce qui justifie leur utilisation comme modèle pour l'évaluation de la santé des écosystèmes aquatiques. En effet, ils ont fait objet de plusieurs recherches au niveau du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée. Ces recherches ont porté sur des aspects physiologiques (Soltani & Bezzazel, 2002 ; Soltani *et al.*, 2002 ; Derbal & Soltani, 2008) et toxicologiques (Morsli & Soltani, 2003 ; Soltani *et al.*, 2009 ; Morsli *et al.*, 2015 ; Gheid *et al.*, 2011 ; Benradia *et al.*, 2016 ; Berghiche *et al.*, 2018). D'autres travaux ont été consacrés à l'impact des régulateurs de croissances (IGDs) sur les crevettes, *Penaeus kerathurus* (Morsli & Soltani, 2013 ; Soltani *et al.*, 2009 ; Morsli *et al.*, 2015 ; Lachkheb *et al.*,



2009) et *Palaemon adspersus* (Berghiche *et al.*, 2016, 2018).

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 été réalisé dans la région de l'est Algérien ; du golfe d'Annaba jusqu'au Park National d'El-Kala. Cinq sites d'études ont été choisis. L'embouchure de Boukhmira à Sidi Salem, à proximité de zones polluées et El-Battah est située à environ 30 Km à l'Est de la ville d'Annaba, près de l'estuaire du Mafragh. La lagune El-Mellah éloignés des sources de pollution et les lacs Oubeira et Tonga situés à El-Kala qui constituent un patrimoine national selon la convention de Ramsar.

L'étude a été menée sur des populations de crevettes échantillonnées durant les saisons printanières et automnales des années 2019-2021 et visent les objectifs suivants :

- ✓ Evaluer la variation morphologique des populations de crevettes identifiées en mesurant huit paramètres morphométriques linéaires et trois paramètres pondéraux afin de déterminer la croissance, l'abondance, le sex-ratio et les déformations morphologiques.
- ✓ Examiner les paramètres reproductifs des crevettes femelles ovigères (fécondité, diamètre des œufs, la corrélation entre fécondité et la taille et la corrélation entre la fécondité et le diamètre des œufs).
- ✓ Analyser les réponses biochimiques saisonnières de certains biomarqueurs (Vn, GST, AChE, MTs, MDA et les lipides) liés au stress environnemental.

Matériel
&
méthodes



2 Matériel et méthodes

2.1 Présentation des sites d'échantillonnage

La présente étude a été menée au niveau de la région Nord-Est Algérien (Fig.1). Deux sites localisés au golfe d'Annaba : Sidi Salem (Embouchure de l'oued Boukhmira) et El-Battah (Embouchure de l'Oued Mafragh). Trois sites au niveau du Parc National d'El-Kala dans la wilaya d'El-Tarf : La lagune El-Mellah (Embouchure d'El-Mellah), lac Oubeira et le lac Tonga (Oued Messida). Les sites d'échantillonnage ont été sélectionnés et localisés à l'aide d'un Satellite de positionnement global (GPS).

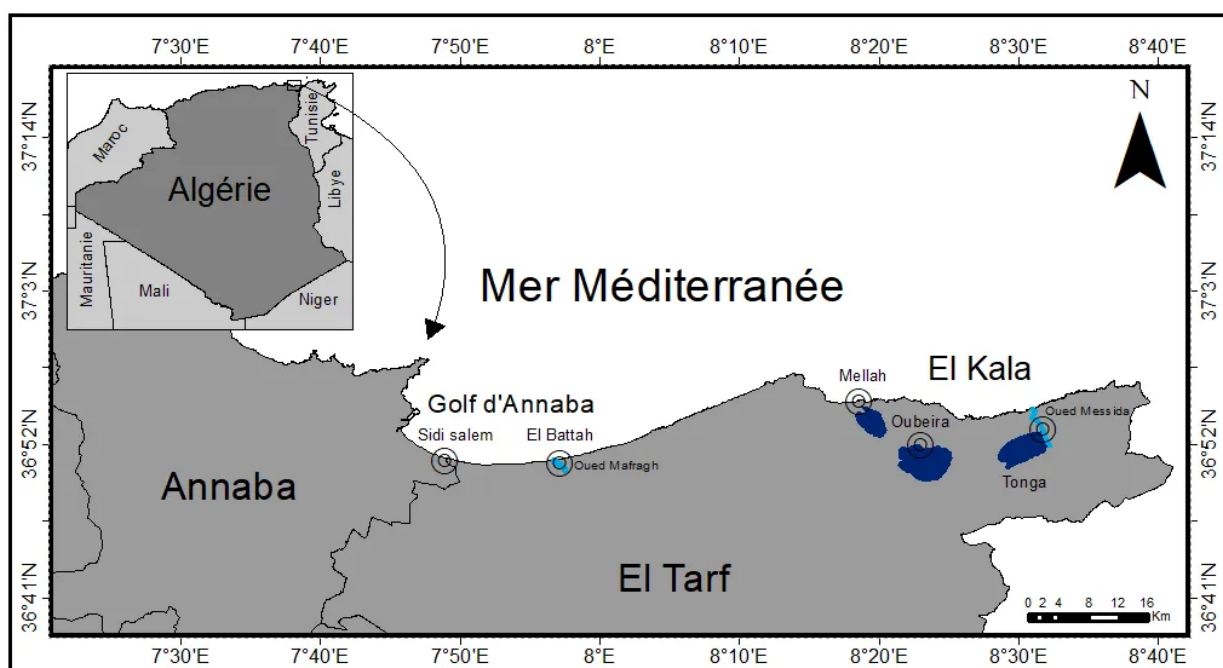


Figure 1. Localisation géographique des **cinq sites** d'échantillonnage des crevettes pêchées au niveau du **Nord-Est Algérien** (Golfe d'Annaba, Parc National d'El Kala) (ArcGIS), (Photo personnelle).

2.1.1 Sidi Salem (Embouchure de l'oued Boukhmira)

L'embouchure de l'Oued Boukhmira est une étendue d'eau saumâtre, peu profonde, entourée de végétation (Touati & Samraoui, 2013), dont les coordonnées géographiques sont comprises entre 36°84'80 N et 7°81'36 E (Fig. 1). Ce site est situé près des Salines, une des nombreuses zones humides d'Annaba (Bouchecker, 2003). La zone humide de Boukhmira est une dépression de 2 m d'altitude, caractérisée par des formations argileuses noires et hydromorphes, résultant de la disparition à l'est et à l'ouest de la basse terrasse sableuse de



l'Oued Seybouse (Boudjemaa, 2010). Comme elle fait partie de la plaine de Annaba, la zone humide de Boukhmira est influencée par les caractéristiques géomorphologiques et le réseau hydrographique locales et régionales (Allout, 2013).

2.1.2 El-Battah (Embouchure de l'Oued Mafragh)

L'embouchure de l'Oued Mafragh est limitée latitudinalement entre 36°50'33 N et longitudinalement entre 7°57'9 E (Fig. 1). L'Estuaire de la Mafragh s'étend sur une longueur de 2 Km avec des largeurs de 50 m en amont à 100 m en aval (à l'approche de l'embouchure avec la mer) avec une profondeur de 2 à 3 m selon les endroits. Cette partie de la Mafragh fait suite à la rencontre des deux Oueds Bounamoussa et El-Kébir. L'oued Bounamoussa draine une vaste dépression de marécages et de terres basses située du côté Ouest de l'estuaire. Alors que, oued El-Kébir et son confluent oued Chourka drainent la partie Est constituée d'une vaste étendue marécageuse de plusieurs milliers d'hectares. L'ensemble des zones marécageuses de part et d'autre du cours du Mafragh et de Bounamoussa couvre une surface d'environ 15 000 ha. L'eau est saumâtre durant une bonne partie de l'année ; toutefois, des baisses de la salinité sont notées en période hivernale (CNRDPA, 2018).

2.1.3 Lac El-Mellah (Embouchure d'El-Mellah)

La lagune El-Mellah est une étendue d'eau saumâtre, dont les coordonnées géographiques sont comprises entre 36°90'96 N et 8°31'41 E (Fig. 1). Avec une superficie de 865 ha et une profondeur moyenne de 3,5 m, elle est reliée à la mer par un chenal d'environ 900 m de long et 10 m de large (Labbaci *et al.*, 2019). En raison des échanges limités entre la lagune et la mer dus à la marée, l'hydrologie de la lagune est fortement influencée par les précipitations, l'évaporation et l'humidité, ainsi que les apports d'eau douce de trois petits oueds (Mellah, Bouaroug, Rkibet). Ces apports provoquent le dessalement de la partie sud de la lagune, mais il n'y a pas de stratification verticale de l'eau (Labbaci *et al.*, 2019). La lagune d'El-Mellah est une zone humide d'importance internationale selon la convention de Ramsar qui fait partie de la réserve de biosphère de l'UNESCO du Parc National d'El Kala (Labbaci *et al.*, 2019).

2.1.4 Lac Oubeira

D'une superficie de 2200 ha et une profondeur de 1,5 m pouvant atteindre 3 m en fin de saison pluvieuse (Meddour & Bouderdia, 2001), le lac Oubeira est un plan d'eau douce (Mouissi & Alayat, 2016) limité latitudinalement entre 36°51'52 N d'une part, et longitudinalement entre 8°22'59 E d'autre part (Fig. 1). Il a une alimentation essentiellement pluviale, ses affluents les



plus importants sont les Oueds Demenet Er Rehan, Degrah et Bouhchicha. Son régime hydrologique est lié aux conditions climatiques (Mouissi & Alayat, 2016).

En raison de son importance sur le plan international, la convention RAMSAR - Zones Humides de 1971 lui a conféré le statut de Zone Intégrale au sein du Parc National d'El Kala (PNEK). Ce lac représente donc l'une des plus importantes réserves naturelles d'eau douce d'Algérie et possède une valeur floristique et faunistique unique en Afrique du Nord (Meddour & Boudierda, 2001).

2.1.5 Lac Tonga (Oued Messida)

Le lac Tonga est un plan d'eau douce situé à l'extrême nord-est de l'Algérie près de la frontière Algéro-tunisienne, appartenant à la réserve naturelle protégée du Parc National d'El-Kala (PNEK) (Chettibi *et al.*, 2019). Il a une superficie de 2400 ha et une profondeur maximale de 2,5 m, ces coordonnées géographiques sont 36°53'1 N et 8°31'46 E (Fig. 1). Le lac Tonga est classé comme site d'importance internationale par la Convention de Ramsar en 1983 et comme Zone Importante pour la Conservation des Oiseaux (ZICO). Il est reconnu comme l'un des quatre grands complexes de zones humides de la Méditerranée occidentale (Bensliman *et al.*, 2015 ; Bouchecker *et al.*, 2009). Il est alimenté par deux affluents, Oued El Hout au sud-est et Oued El Eurg à l'est. La partie nord du lac Tonga est reliée à la mer Méditerranée par un canal artificiel appelé Oued Messida.



Figure 2. Photographie des sites d'échantillonnage, A : Sidi Salem (Embouchure de l'oued Boukhmira), B : El-Battah (Embouchure de l'Oued Mafragh), C : Lac El-Mellah (Embouchure d'El-Mellah), D : Lac Oubeira, E : Lac Tonga (Oued Messida) (Photo personnelle).



2.2 Stratégie d'échantillonnage

Les crevettes ont été pêchées par une méthode de tractage à l'aide d'un filet rectangulaire appelé « senne ». Ce long filet mesure approximativement 8 m avec une maille de 4 mm et une poche de 1,60 m. La senne est composée de 2 ralingues, un filet lâche et de longues ailes souvent allongées avec de longues cordes pour remorquer la senne jusqu'au rivage. La ralingue supérieure est munie de flotteurs pour le maintenir surnagé, la ralingue inférieure est équipée de boules en plomb pour le maintenir en contact permanent avec le fond. Son orientation est conduite par deux personnes à une profondeur qui varie entre 0,5 et 1 m. Il est traîné afin de tirer les crevettes vers le rivage (Fig. 3). Une fois piégées, les crevettes sont récoltées manuellement du filet, placées dans des boîtes et conservées dans une glacière puis transportées vers le laboratoire où elles seront identifiées et dénombrées.



Figure 3. Les différentes étapes de la technique de pêche des crevettes A et B : tractage, C : récolte manuelle, D : transport des crevettes) (Photo personnelle).



2.3 Identification des espèces

Les individus pêchés sont examinés et identifiés selon des critères bien déterminés (Kaestner, 1970) : la forme, la taille et la couleur du corps ; le nombre de dents du rostre ; le développement de l'abdomen et son emplacement par rapport au céphalothorax ; la présence ou non sur les segments abdominaux d'une carène et d'une dent et enfin la forme et la longueur des antennes et des antennules.

2.4 Description des espèces crevettes récoltées

L'identification des espèces a mis en évidence trois espèces de crevettes *Atyaephyra desmaresti*, *Palaemon adspersus* et *Palaemon elegans*.

2.4.1 *Atyaephyra desmaresti* :

La crevette d'eau douce *A. desmaresti* (Millet, 1831) mesure jusqu'à 3 cm de longueur. C'est une crevette à euryécologie remarquable, abondante dans plusieurs hydrosystèmes lacustres dulcicoles ou saumâtres. Elle vit parmi la végétation aquatique et tolère des variations de salinités et de températures très importantes (Dhaouadi hassen *et al.*, 2006). Les larves et les juvéniles sont presque transparentes tandis que les adultes sont légèrement tachés de vert, de gris, de blanc ou de brun, avec des marbrures et une teinte générale pouvant être rouge ou bleue (Bouvier, 1913 ; Perrier, 1929 ; Zariquiey Álvarez, 1968 ; Noël, 1992 ; Noël & Huguet, 1993 ; Hérold *et al.*, 2017). La crevette *A. desmaresti* est active surtout la nuit, elle a un régime alimentaire diversifié, car elle peut être détritivore, planctonophage ou encore coprophage (Meurisse-Génin *et al.*, 1985 ; Fidalgo, 1990 ; Callisto, 2006). Elle peut filtrer des micro-algues mesurant au moins 10 µm de diamètre (Fidalgo, 1985). Ce petit crustacé est un maillon intermédiaire entre les végétaux et les poissons et a donc une importance dans la chaîne trophique de l'écosystème fluvial.

Tableau 1 : Classification taxonomique de *A. desmaresti* par le World Register of Marine Species (WoRMS 2021).

Règne	Animalia
Phylum	Arthropoda
Subphylum	Crustacea
Superclasse	Multicrustacea
Classe	Malacostraca
Subclasse	Eumalacostraca



Super ordre	Eucarida
Ordre	Decapoda
Subordre	Pleocyemata
Infraordre	Caridea
Super-famille	Atyoidea
Famille	Atyidae
Genre	<i>Atyaephyra</i>
Espèce	<i>Atyaephyra desmaresti</i> (Millet, 1831)

2.4.2. Le genre *Palaemon*

P. adspersus (Rathke, 1837) est un habitant commun des côtes, lagunes et estuaires de la Méditerranée (Berglund, 1980, 1982, 1985 ; Berglund & Bengtsson, 1981). Sa longueur totale est d'environ 80 mm, elle est transparente, assez uniforme avec des bandes jaunes au niveau des articulations et présente des chromatophores sombres sur la moitié ventrale du rostre, ce qui permet de la distinguer facilement des autres crevettes Palaemonidés de la zone. La distribution de cette espèce le long des eaux côtières est associée aux herbiers de phanérogames et surtout aux Posidonies, Zostera et Cymodocea (Manent & Abella-Gutierrez, 2006 ; Schaffmeister *et al.*, 2006 ; Bilgin *et al.*, 2008). Elle a une large gamme de tolérance pour la température et la salinité et est communément distribué dans les eaux peu profondes, souvent dans des conditions estuariennes (Berglund, 1980, 1982, 1985 ; Berglund & Bengtsson, 1981).

P. elegans (Rathke, 1837) est une crevette de petite taille, sa longueur totale maximum est de 6 cm. Elle est transparente avec des marques noires très nettes sous forme de bandes transversales le long du bord postérieur des segments abdominaux et de stries transversales et obliques sur la carapace. Elle ne possède pas de chromatophores sombres sur la moitié ventrale du rostre alors que plusieurs articulations des péréiopodes sont de couleur bleue et jaune vif (Fischer *et al.*, 1987). *P. elegans* vit dans un large éventail d'environnement, des estuaires d'eau douce aux océans. Il s'agit essentiellement d'une espèce de rivage et peut également se trouver dans des eaux peu profondes (Al-Khafaji *et al.*, 2016), sur des fonds sablonneux couverts de macroalgues, de sable nu et de sable marin, la ceinture d'algues brunes et des fonds pierreux



(Janas & Mańkucka, 2010 ; Reuschel *et al.*, 2010). Elle se cache sous ou entre les pierres et les plantes pendant la journée et sortent la nuit à la recherche de nourriture.

Ces espèces sont omnivores, se nourrissant d'algues, de petits crustacés, de polychètes, de détritus et de foraminifères (Bilgin *et al.*, 2009). Inversement, elles sont une proie essentielle pour divers prédateurs côtiers et estuariens tels que le bar européen *Dicentrarchus labrax* la dorade royale *Sparus aurata*, l'anguille européenne *Anguilla anguilla*, la morue de l'Atlantique *Gadus morrhua* (Cabral & Costa, 2001 ; Janas & Bruska, 2010), ou encore des céphalopodes tels que *Sepia sp* (Blanc & Daguzan, 2000). Ainsi, elles jouent un rôle essentiel dans la chaîne alimentaire de l'écosystème aquatique et sont signalées dans les régimes alimentaires de nombreux poissons et de céphalopodes (Bilgin *et al.*, 2009). Bien qu'elles soient comestibles, elles sont surtout exploitées comme appât vivant pour la pêche commerciale et sportive (Manent & Abella-Gutierrez, 2006).

Tableau 2: Classification taxonomique des Palaemons (*P. adspersus* et *P. elegans*) par le World Register of Marine Species (WoRMS 2021) changé par De Grave Sammy.

Règne	Animalia	Animalia
Phylum	Arthropoda	Arthropoda
Sous-Phylum	Crustacea	Crustacea
Super-Classe	Multicrustacea	Multicrustacea
Classe	Malacostraca	Malacostraca
Sous-Classe	Eumalacostraca	Eumalacostraca
Super-Ordre	Eucarida	Eucarida
Ordre	Decapoda	Decapoda
Sous-Ordre	Pleocyemata	Pleocyemata
Infra-Ordre	Caridea	Caridea
Super-Famille	Palaemonoidea	Palaemonoidea
Famille	Palaemonidae	Palaemonidae
Genre	<i>Palaemon</i>	<i>Palaemon</i>
Espèce	<i>Palaemon adspersus</i> (Rathke, 1837)	<i>Palaemon elegans</i> (Rathke, 1837)



Figure 4. Photographie des trois espèces crevettes : A (*A. desmaresti*, Millet, 1831), B (*P. elegans*, Rathke, 1837) et C (*P. adspersus*, Rathke, 1837) (Photo personnelle).

2.5 Mesures morphométriques

Pendant la période d'étude, les paramètres physico-chimiques de l'eau ont été mesurés *in situ* à l'aide du multiparamètre « HANNA HI 9829 »

Les crevettes ont été échantillonnées au hasard (100 individus/mois/sites) pendant les saisons printanières et automnales des années 2019 et 2020, puis identifiées et sexées. Différents paramètres morphométriques ont été étudiés chez les crevettes identifiées. En effet, la mesure des paramètres pondéraux (poids total, poids de la cuticule et de la chair après dissection de la crevette) a été réalisée à l'aide d'une balance numérique OHAUSS (type PA



214C) avec une précision de 1/10 mg. Un pied à coulisse numérique (type TRACAEBLE Fisher scientific) avec une précision de 1/10 mm (Fig. 5) a été utilisé pour mesurer les paramètres linéaires.

- **Longueur totale (Lt)** = distance entre la pointe du rostre et l'extrémité du telson.
- **Longueur standard (Ls)** = elle part du creux orbital au début du telson. Cette longueur est considérée comme standard et reste donc la plus fiable car elle ne subit pas de modification sous l'influence des parties fragiles du céphalothorax et de l'abdomen que sont le rostre et le telson.
- **Longueur rostre (Lr)** = distance entre le creux orbital et la pointe du rostre.
- **Longueur du céphalothorax (Lc)** = distance entre le creux de l'orbite et la base de la carapace (début du premier segment abdominal).
- **Hauteur céphalique (Hc)** = la mesure de la hauteur de la tête, c'est-à-dire de l'appendice qui ressemble à un bec jusqu'au sommet de la carapace.
- **Longueur abdominale (La)** = distance entre la base de la carapace et la jonction telson abdominale.
- **Longueur de l'uropode.**
- **Longueur du telson.**

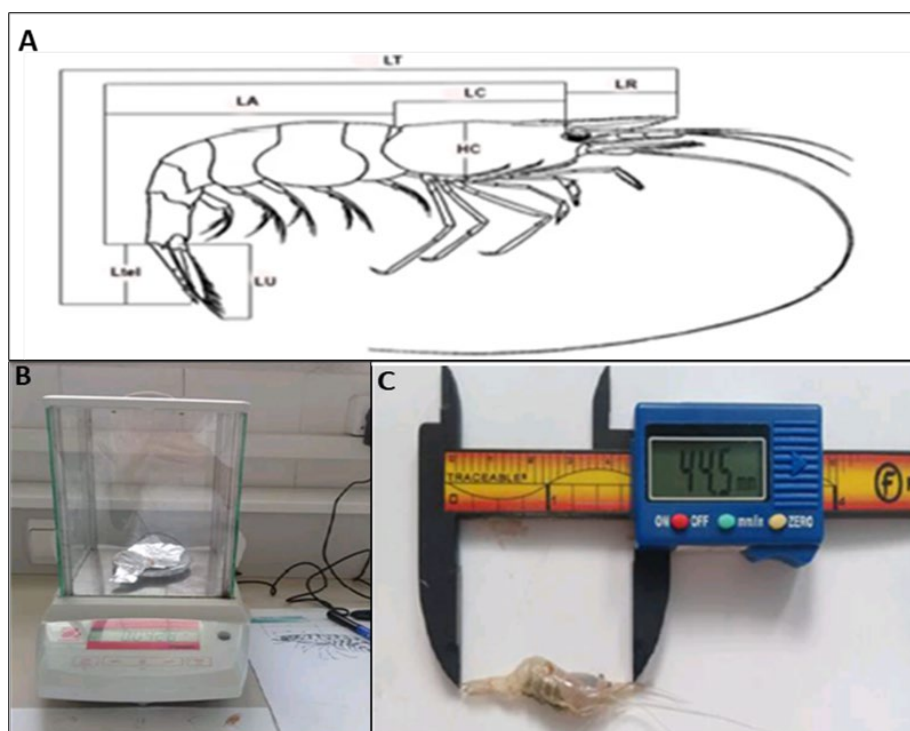


Figure 5. Représentation des différents **paramètres morphométriques** (linéaires) chez les crevettes (Holthuis, 1950) (A). Présentation de **la balance** (B) et le **pied à coulisse** (C).

2.6 Morphométrie des œufs



2.6.1 Fécondité et diamètre des œufs des crevettes ovigères

Le nombre total d'œufs par femelle ovigère (la fécondité) a été déterminé après l'extraction de la masse d'œufs des pléopodes (Fig. 6 A). Le diamètre des œufs a été mesuré sous un microscope spécialisé (Leica DM500) connecté à un ordinateur. Les résultats obtenus ont été exprimés en micromètres (Fig. 6 B).

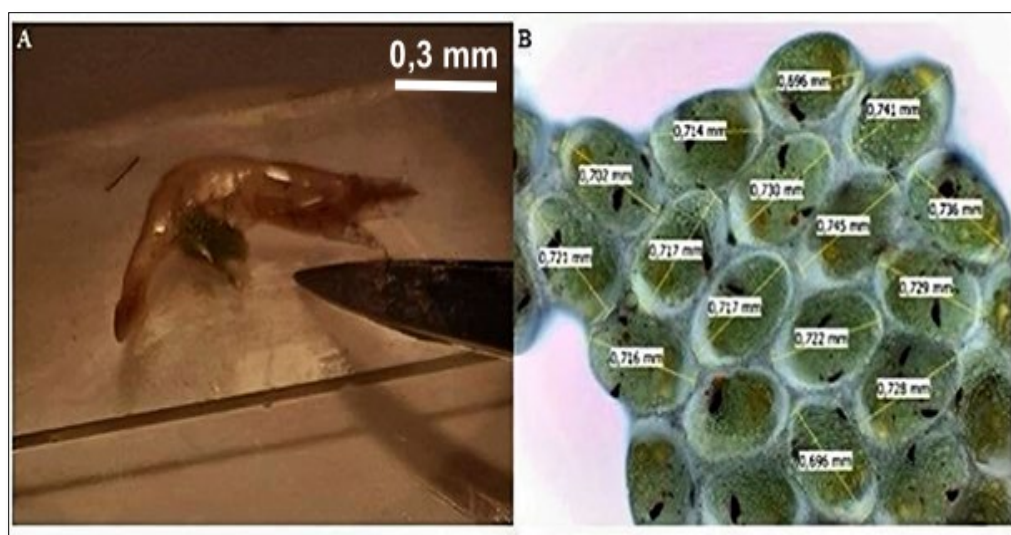


Figure 6. Dissection d'une crevette femelle ovigère de *A. desmaresti* et collecte de la masse d'œufs (A), Mesure du diamètre des œufs sous le microscope optique leica dm 500 connecté à un ordinateur (B) (Photo personnelle).

2.6.2 Extraction et dosage des vitellines

L'extraction des vitellines a été réalisée selon la méthode de Descamps, (1996) à partir de Fabre *et al.* (1990) où les échantillons biologiques (œufs) conservé dans 500 µl de tampon Tris-Hcl-NaCl (pH 7,4), sont broyés aux ultasons grâce au désintégrateur (OSI : Sonfier, celldisruptor) pendant 30 secondes à 2 répétitions puis l'homogénat obtenu est centrifugé à 5000 tours/min pendant 10 minutes à l'aide d'une centrifugeuse (SIGMA). Il en résulte trois couches distinctes, le surnageant qui représente les lipides, un culot contenant des glycoprotéines et une couche intermédiaire renfermant les vitellogenines et les vitellines. Cette dernière est récupérée à l'aide d'une simple seringue médicale, déposée dans un tube eppendorf, puis maintenue au congélateur jusqu'au dosage.

La gamme d'étalonnage a été réalisée à partir d'une solution mère de BSA (1 mg/ml) selon la technique de Bradford, (1976). La concentration en vitellines des échantillons biologiques a été déterminée dans 100 µl de la couche intermédiaire, obtenue après



centrifugation. Ensuite, 4 ml de BBC ont été additionnés et une lecture des densités optiques a été effectuée au spectrophotomètre à une longueur d'onde de 595 nm. Les résultats obtenus ont été exprimés en $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'œufs.

2.7 Mesure *in situ* des biomarqueurs

Les dosages ont été effectués sur des individus vivants, récoltés au printemps et en automne de l'année 2020. Après dissection, la tête a été prélevée pour le dosage des deux biomarqueurs (AChE et MTs) tandis que la chair a été utilisée pour le dosage de la (GST, MDA et lipides). Les résultats ont été exprimés par rapport aux protéines dont le dosage a été réalisé selon [Bradford \(1976\)](#).

2.7.1 Dosage de l'acétylcholinestérase

Le dosage de l'acétylcholinestérase (AChE) a été réalisé selon la méthode [d'Ellman et al, \(1961\)](#) qui consiste à fournir à l'enzyme un substrat, l'acétylthiocholine (ASCh) dont l'hydrolyse libère de la thiocholine (SCh) et de l'acide acétique. La thiocholine en présence de DTNB (acide 5, 5'-dithio-bis-2-nitrobenzoïque) forme un complexe de couleur jaune dont l'intensité est lue à une longueur d'onde de 412 nm. Les échantillons (têtes) ont été homogénéisés dans 1 ml de solution détergente (solution D) [38,03 mg EGTA (acide éthylène glycol-bis, β -aminoéthyl éther NNN'N' tétra-acétique), 1 ml Triton X 100%, 5,845 g NaCl (chlorure de sodium), 80 ml tampon tris (10 mM, pH 7)], puis centrifugés (5000 trs/mn, 5 mn). Le surnageant récupéré servira comme source d'enzyme.

Le dosage de l'activité AChE a été réalisé sur une fraction aliquote de 100 μl à laquelle 100 μl 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) ont été ajoutés. Après 3 à 5 minutes, 100 μl de substrat acétylthiocholine préparé extemporanément [23,6 mg ASCh, 1 ml eau distillée] avaient complété le mélange. La lecture des absorbances a été effectuée toutes les 4 mn pendant 20 mn à une longueur d'onde de 412 nm contre un blanc où 100 μl de la solution détergente avait remplacé les 100 μl du surnageant, et ceci grâce à un spectrophotomètre "Agilent Technologies" type CARY 60 UV-Vis.

Activité de AChE

$$(\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg de protéines}) = \frac{\Delta DO/\text{mn}}{e} \times \frac{V_t}{V_s} / \text{mg de protéines}$$



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

ΔDo : 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 ($\text{M}^{-1} \text{cm}^{-1}$).

V_t : 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].

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

mg de protéines : quantité de protéines exprimée en mg.

2.7.2 Dosage de la glutathion S-transférase

La mesure de l'activité de la glutathion-S-transférase (GST) a été déterminée selon la méthode de [Habig et al, \(1974\)](#). Elle est basée sur la réaction de conjugaison entre la GST et un substrat, le CDNB (1-chloro 2, 4 dinitrobenzènes) en présence d'un cofacteur le glutathion (GSH). Les échantillons (chair) ont été homogénéisés dans 1 ml de tampon phosphate (0,1 M, pH 6). L'homogénat a été centrifugé à 14000 trs/mn pendant 30 mn et le surnageant récupéré servira comme source d'enzyme.

Le dosage consistait à faire réagir 200 μl du surnageant avec 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 a été réalisée dans un spectrophomètre visible /UV (WPA). Elle a été 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 a été déterminée d'après la formule suivante :

Activité de la GST

$$(\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg de protéines}) = \frac{\Delta \text{DO}/\text{mn}}{e} \times \frac{V_t}{V_s} / \text{mg de protéines}$$

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

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

e: 9,6 coefficient d'extinction molaire du CDNB ($\text{mM}^{-1} \text{cm}^{-1}$).

V_t : volume total dans la cuve : 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.

mg de protéines: quantité de protéines exprimée en mg.

2.7.3 Dosage des métallothionéines

Les métallothionéines sont quantifiées selon la méthode de [Viarengo et al, \(1997\)](#) en évaluant le contenu en résidus-SH par une méthode spectrophotométrique utilisant le réactif



d'Ellman (DTNB). La réaction entre le DTNB et les groupements -SH des métallothionéines produit des quantités stoechiométriques de TNB (thionitrobenzoate), un composé de couleur jaune dont l'intensité est lue à une longueur d'onde de 412 nm. Les taux de métallothionéines sont quantifiés en utilisant une courbe de référence déterminée à partir d'une gamme étalon préparée avec plusieurs concentrations de la forme réduite du glutathion (GSH) [1 mg/ml dans du NaCl 0,25 M] (Tableau 3, Fig. 7).

Les têtes des crevettes collectées des crevettes collectées de façon saisonnière au niveau des sites d'échantillonnages, préalablement lavés dans du NaCl (9 g/l) ou dans du tampon phosphate (0,05 M, pH 7,4), ont été broyées dans 1 ml d'une solution d'homogénéisation [17,115 g Saccharose (0,5 M), 1,66 ml tampon Tris (20 mM, pH 8,6), 300 µl Leupeptine (0,006 mM), 10 µl β-Mercaptoéthanol (0,01 %) comme agent réducteur, q.s.p 100 ml d'eau distillé] et au moment de l'extraction, 150 µl PMSF (0,5 mM) comme anti protéolytique ont été rajoutées. Après broyage mécanique puis homogénéisation aux ultrasons, l'homogénat a été centrifugé (14500 tours/mn, 20 mn à 4 °C) et le surnageant obtenu a été conservé à -20 °C jusqu'au dosage.

Une fraction aliquote de 0,5 ml du surnageant a été ajoutée à un mélange de 0,5 ml d'éthanol absolu et 40 µl de chloroforme préalablement conservé à -20 °C, et ce, pour faire précipiter les protéines de haut poids moléculaire. L'ensemble a été centrifugé à 7000 tours/mn durant 10 mn à 4 °C. Le surnageant (0,9 ml) obtenu a été précipité en présence de 20 µl d'HCl (37 %) additionné de 3,3 ml d'éthanol absolu préalablement refroidi à -20 °C. Après incubation (1 heure à -20 °C), le mélange a été centrifugé à 7000 tours/mn pendant 10 mn à 4 °C. Le culot obtenu, contenant les MTs, a été lavé avec 1 ml d'une solution de lavage [87 ml Ethanol, 1 ml Chloroforme, 12 ml de la solution d'homogénéisation préparée sans Leupeptine et PMSF], et centrifugé à 6000 tours/mn pendant 10 mn à 4 °C.

Le culot obtenu a été séché et repris dans 150 µl d'une solution de remise en suspension de tampon Tris (5 mM, pH 7,5). Une fois vortexés, les tubes ont été incubés à 65 °C pendant 15 mn. Après incubation, les tubes avaient reçu 140 µl 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 ont été vortexés jusqu'à dissolution complète du culot. Les échantillons obtenus ont été additionnés à 4,2 ml de DTNB préparé extemporanément dans du tampon phosphate / NaCl (5 M, pH 8) [17 mg de DTNB dans 100 ml de tampon phosphate / NaCl (5 M, pH 8)] et conservé à l'abri de la lumière puis centrifugés à 5000 tours/mn à 20 °C pendant 10 mn. La lecture des absorbances a



été effectuée à partir du surnageant obtenu à une longueur d'onde de 412 nm. La quantité des métallothionéines a été déterminée d'après la formule suivante :

$$x = \frac{D0412 \times e}{a \times b \times c \times \text{mg de protéines}}$$

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

DO 412 : Densité optique à 412 nm de la fraction enrichie en MTs pour chaque échantillon ;

e : Poids moléculaire d'une molécule de Mt d'un Crustacé 6 kDa ;

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 Mollusque bivalve 18 ;

mg de protéines : Quantité de protéines exprimée en mg.

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

Tubes	1	2	3	4	5	6
Solution mère de GSH (µl)	0	20	40	60	80	100
NaCl 0,25 M (µl)	150	130	110	90	70	50
HCl 1N, EDTA 4 mM (µl)	150	150	150	150	150	150
Solution de DTNB (ml)	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2

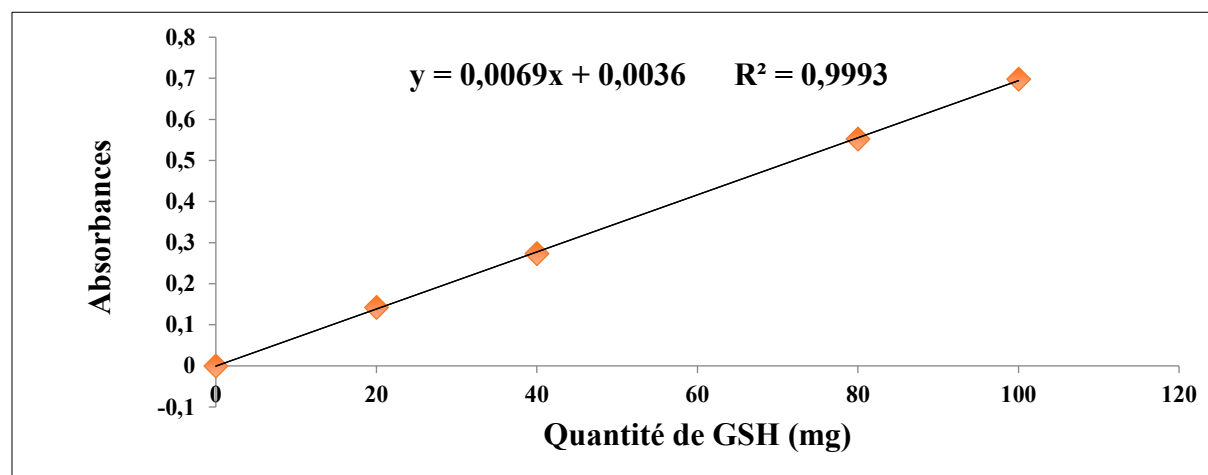


Figure 7. Dosage des MTs: droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de GSH (mg) (R^2 coefficient de détermination).

2.7.4 Dosage de malondialdéhyde

La détermination de malondialdéhyde (MDA) a été faite au niveau de la chair des crevettes pêchées au niveau des cinq sites de l'étude. Le dosage de malondialdéhyde a été 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 a été 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 a été réalisée pendant 10 mn à 10 000 trs/mn et le surnageant récupéré servira au dosage du MDA.

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

$$X = \frac{\Delta D_0}{156} \times \frac{V_t}{V_s} / \text{mg de protéines}$$

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.

2.7.5 Dosage des protéines

Le dosage des protéines a été effectué selon la technique de [Bardford et al. \(1976\)](#) sur une fraction aliquote de 0,1 ml de l'homogénat avec 4 ml de bleu brillant de Coomassie (BBC) (G 250, Merk) comme réactif (50 mg de bleu brillant de Coomassie, 25 ml d'éthanol (95%), 50 ml d'acide orthophosphorique (85%) et complété à 500 ml avec l'eau distillée) et l'albumine sérum de bœuf (Sigma, France) comme standard.



La lecture des absorbances s'effectuait à une longueur d'onde de 595 nm et la gamme d'étalonnage a été réalisée à partir d'une solution d'albumine de bœuf (1 mg/ml) selon les indications ci-dessous (Tableau 4, Fig. 8).

Tableau 4 : 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

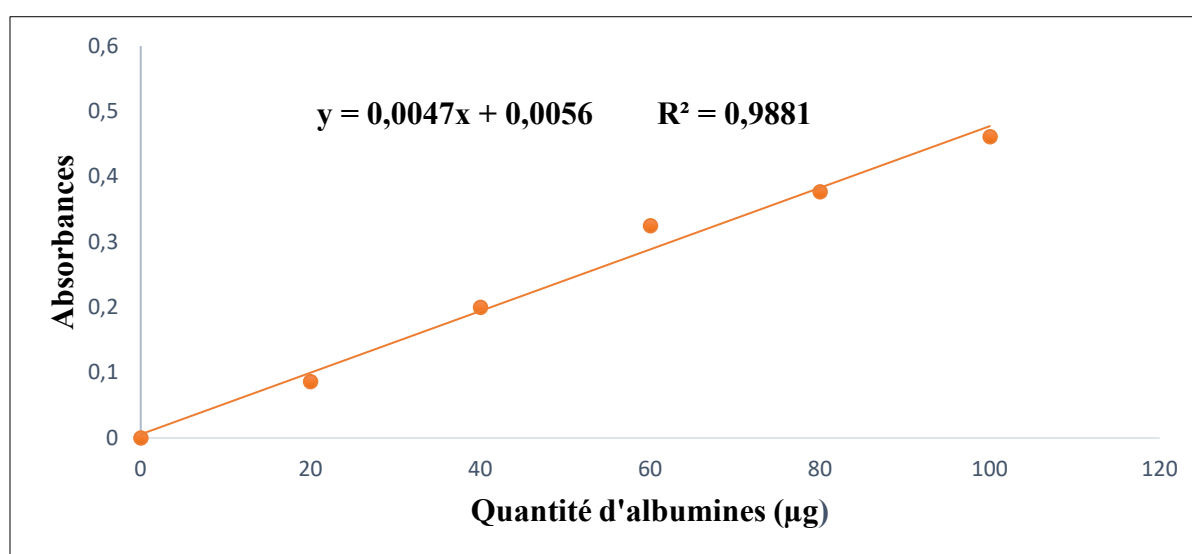


Figure 8. Dosage des protéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité d'albumines (µg) (R^2 coefficient de détermination).

2.7.6 Dosage des lipides

L'extraction des lipides a été réalisée selon le procédé de [Shibko et al, \(1966\)](#) à partir de la chair des crevettes conservée dans 1 ml d'acide trichloroacétique (TCA) à 20 %. Après broyage mécanique puis homogénéisation aux ultrasons (SONIFER B-30) et une première centrifugation (5000 rpm/mn, 10 mn), le surnageant I a été enlevé et le culot I a été gardé qui recevait 1 ml du mélange éther/chloroforme (v/v). Après une seconde centrifugation (5000 rpm/mn, 10 mn) le surnageant II sera destiné au dosage des lipides totaux.

Le taux de lipides a été déterminé selon la méthode colorimétrique de [Goldsworthy et al. \(1972\)](#) basée sur la formation d'un complexe chromogène de couleur rose. Cette technique utilise la vanilline [0,38 g vanilline, 55 ml eau distillée, 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 a été réalisé sur des prises aliquotes de 100 µl des extraits lipidiques ou de la gamme étalon auxquelles 1 ml d'acide sulfurique (96 %) a été ajouté. Après agitation et chauffage dans des bains à sec (100 °C 10 mn), puis refroidissement, 200 µl ont été repris auxquels ont été ajoutés 2,5 ml du réactif vanilline. Une fois agités et mis à l'obscurité pendant 30 mn, une coloration rose a été développée dont l'intensité a été lue à une longueur d'onde de 530 nm (Tableau 5, Fig. 9).

Tableau 5: Dosage des lipides : réalisation de la gamme d'étalonnage.

Tubes	1	2	3	4	5	6
Quantité de solution mère de lipide (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

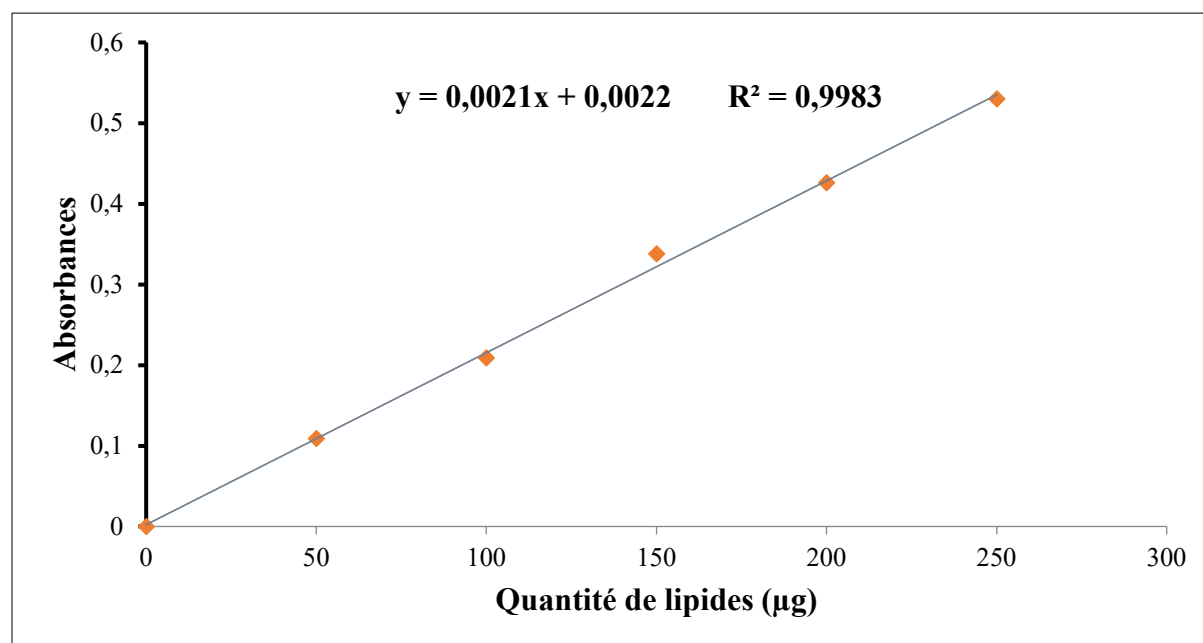


Figure 9. Dosage des lipides : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de lipides (µg) (R^2 : coefficient de détermination).



2.8 Analyse statistique

Dans notre étude, toutes les analyses et les modélisations statistiques ont été réalisées avec le langage statistique **R** (R Core Team, 2022 ; Ihaka & Gentleman, 1996) version 4.2.2 pour MacOS). L'environnement R (<https://cran.rproject.org>) a été utilisé sous le logiciel **RStudio** (2023.03.0 Build 386). RStudio est un IDE ou *integrated development environment*.

Tout d'abord, la normalité de toutes les données quantitatives a été testée par le test de *Shapiro-Wilk* afin de choisir les tests appropriés. Les objectifs de l'étude ainsi que la structure de nos matrices de données nous ont conduit à l'application de plusieurs méthodes statistiques et de tests d'hypothèses relatifs à l'inférence statistique. Des graphiques de types *barplot*, *boxplot*, *violin plot*, *corrplot* et *courbe de densité* ont été utilisés pour caractériser au mieux la variabilité des paramètres morphologiques, biochimiques et du potentiel reproducteur selon les facteurs *saison*, *site*, *espèce* et *année*.

Les graphiques ont été associés toujours à des descriptions statistiques plus ou moins exhaustives. Des tests statistiques paramétriques et non-paramétriques ont été utilisés pour effectuer des comparaisons des moyennes et des médianes : deux tests non-paramétriques ; le test de *Mann-Whitney* et le test de *Kruskal-Wallis* ; ce dernier a été suivi par le test de *Dunn* pour réaliser des comparaisons multiples *post-hoc* non-paramétriques ; et un test paramétrique *ANOVA* suivi par le test de comparaisons multiples de *Tukey*.

En ce qui concerne les éventuelles associations entre variables quantitatives ; la corrélation linéaire simple a été obtenue par le calcul du coefficient de corrélation non-paramétrique r de *Spearman* pour décrire la netteté de la relation entre les paramètres morphométriques ou autres variables. Toutes les analyses statistiques ont été appliquées avec un niveau de signification de $\alpha = 0,05$. Lors de l'application des tests statistiques ; les ajustements de la valeur de p ont été effectués via les deux méthodes de '*Holm*' et '*Bonferroni*'. La régression linéaire simple a été appliquée dans le cadre d'analyse de la relation entre les deux variables 'longueur totale' et 'poids total' au sein des populations de crevettes chez trois espèces selon le modèle des moindres carrés pour mettre en évidence des différences de croissance.



Afin d'analyser plus profondément nos matrices de données ; nous avons adopté une approche multivariée puissante basée essentiellement sur l'application des méthodes statistiques suivantes : Analyse en composantes principales (ACP), l'analyse de la variance multivariée (MANOVA), l'analyse discriminante factorielle (AFD). L'ACP est une méthode d'*ordination* exploratoire et descriptive, elle permet d'identifier, d'une part, les individus aberrants (*outliers*), et d'autre part, la caractérisation de la structuration morphologique entre les différents groupes de crevette. La MANOVA a été appliquée également dans un cadre de comparaisons des groupes de crevettes pour l'ensemble des paramètres morphométriques et pondéraux en fonction des facteurs susmentionnés. De plus, l'AFD est une méthode puissante prédictive ; elle a pour objectif de maximiser la séparation inter-espèces connues *a priori* (*analyse de partition*). Il est essentiel de souligner que l'AFD cherche et ordonne les combinaisons linéaires des variables qui optimisent les différences entre les trois espèces de crevettes.

Durant le processus complexe et structuré de l'analyse statistique ; de nombreux **packages** R ont été utilisés à savoir : '*MASS*' (édité par Venables & Ripley, 2002), '*FactoMineR*' (édité par Lê *et al.*, 2008), '*factoextra*' (édité par Kassambara & Mundt, 2020), '*ggplot2*' (édité par Wickham, 2016), '*hmisc*' (édité par Harrell, 2023), '*ggcorrplot*' (édité par Kassambara, 2022), '*dunn.test*' (édité par Dinno, 2017), '*ggpubr*' (édité par Kassambara, 2023), '*corrplot*' (édité par Wei & Simko, 2021), '*car*' (édité par Fox & Weisberg, 2019), '*openxlsx*' (édité par Schauburger & Walker, 2023), '*gcookbook*' (édité par Chang, 2018), '*psych*' (édité par Revelle, 2022), '*FactoInvestigate*' (édité par Thureau & Husson, 2022), '*PMCMR*' (édité par Pohlert, 2014) et '*FSA*' (édité par Ogle *et al.*, 2023).

Résultats



3 Résultats

Avant d'aborder l'étude morphométrique, biochimique et reproductive des crevettes *A. desmaresti* récoltées au niveau des cinq sites de l'Est Algérien (site 1 : l'embouchure de Boukhmira à Sidi Salem ; site 2 : El-Battah Mafragh ; site 3 : Lagune El-Mellah ; site 4 : Lac Oubeira ; site 5 : Lac Tonga), il convient de préciser à titre indicatif l'évolution de quelques paramètres physico-chimiques de l'eau afin de donner un aperçu sur la qualité des milieux d'étude durant les années 2019-2020.

L'identification des espèces récoltées a permis de mettre en évidence la présence de la crevette *A. desmaresti* (Millet, 1831) dans les sites El-Battah Mafragh (site 2) et les lacs Oubeira et Tonga (site 4, 5). Cependant, deux espèces du genre *Palaemon* *P. adpersu* et *P. elangans* (Rathke, 1837) ont été trouvés à l'embouchure de Boukhmira à Sidi Salem (site 1) et la lagune El-Mellah (site 3). Ainsi, les résultats seront présentés en trois parties : la première sera consacrée à examiner la croissance, la reproduction et la réponse des biomarqueurs du stress environnemental chez la crevette *A. desmaresti* puis une seconde partie traitera les mêmes paramètres chez le genre *Palaemon* et enfin une dernière partie représentera la comparaison de la croissance des crevettes.

3.1 Paramètres physico-chimiques au niveau des sites d'étude

Les variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques de l'eau sont représentées dans le [Tableau 6](#). Les données enregistrées montrent des valeurs moyennes maximales de la température à El-Mellah durant l'automne 2020 et une valeur minimale enregistrée également à El-Battah au printemps 2019, une augmentation de la température a été enregistrée en 2020 par rapport à l'année 2019, cela est probablement dû au réchauffement climatique et aux épisodes de sécheresse que le monde a connus cette année-là (Organisation Météorologique Mondiale ((OMM), avril 2021). Le pH en revanche, atteint une valeur maximale durant l'automne 2020 dans la lagune El-Mellah et une valeur minimale durant le printemps 2019 dans le lac Tonga. La salinité maximum est enregistrée à Sidi Salem en automne 2020 et la valeur minimale au lac Oubeira au printemps 2019. L'oxygène dissous a atteint une valeur maximale en automne 2019 au niveau de Sidi Salem avec une valeur minimale à El-Battah durant le printemps 2020.



La comparaison des paramètres physicochimiques entre les cinq sites d'étude a été réalisée par le test statistique Kruskal-Wallis suivi du test de Dunn's. En effet, les résultats ont montré une absence de différence significative ($p > 0,05$) pour la température et le pH au cours des deux saisons (printemps/automne) des deux années 2019-2020. Concernant la salinité, aucune différence significative ($p > 0,05$) n'a été observée entre les deux sites Sidi Salem et El-Mellah. De même, il n'existe aucune différence significative ($p > 0,05$) entre les trois sites El-Battah, le lac Oubeira et Tonga. Par ailleurs, une différence significative ($p < 0,05$) a été enregistrée entre les deux sites (Sidi Salem et El-Mellah) par rapports aux trois sites (El-Battah, les lacs Oubeira et Tonga). Pour ce qui est de l'oxygène dissous, une absence de différences significatives ($p > 0,05$) a été notée entre les lacs Oubeira et Tonga par rapport aux trois sites la (lagune El-Mellah, les lacs Oubeira et Tonga).

Tableau 6 : Variations saisonnières des **paramètres physico-chimiques** analysés pendant la période **2019-2020** (m $\pm$ SD). Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

Années	Sites	Saisons							
		Temperature (°C)		pH		Salinité (PSU)		Oxygène dessous (%)	
		Printemps	Automne	Printemps	Automne	Printemps	Automne	Printemps	Automne
2019	Sidi Salem	21,79 $\pm$ 4,8 a	26,99 $\pm$ 2,16 a	8,57 $\pm$ 0,24 a	8,56 $\pm$ 0,09 a	26,69 $\pm$ 5,48 a	30,73 $\pm$ 1,06 a	53,18 $\pm$ 3,26 a	57,49 $\pm$ 1,50 a
	El-Battah	20,92 $\pm$ 3,84 a	23,51 $\pm$ 3,82 a	7,60 $\pm$ 0,83 a	7,85 $\pm$ 0,56 a	5,80 $\pm$ 3,68 b	3,55 $\pm$ 1,27 b	5,93 $\pm$ 0,69 b	6,43 $\pm$ 0,32 b
	El-Mellah	23,01 $\pm$ 5,96 a	27,61 $\pm$ 2,34 a	8,60 $\pm$ 0,09 a	8,65 $\pm$ 0,08 a	25,01 $\pm$ 3,93 a	26,16 $\pm$ 2,83 a	19,68 $\pm$ 3,81 bc	21,95 $\pm$ 1,52 bc
	Lac Oubeira	21,79 $\pm$ 5,48 a	22,93 $\pm$ 3,34 a	8,22 $\pm$ 0,30 a	8,65 $\pm$ 0,60 a	0,30 $\pm$ 0,01 b	0,31 $\pm$ 0,01 b	11,63 $\pm$ 4,21 b	12,78 $\pm$ 1,81 b
	Lac Tonga	22,50 $\pm$ 3,23 a	22,94 $\pm$ 4,63 a	7,53 $\pm$ 0,09 a	7,57 $\pm$ 0,08 a	0,43 $\pm$ 0,16 b	0,38 $\pm$ 0,10 b	12,65 $\pm$ 1,90 b	23,5 $\pm$ 0,40 b
2020	Sidi Salem	22,76 $\pm$ 4,98 a	27,95 $\pm$ 2,45 a	8,66 $\pm$ 0,27 a	8,63 $\pm$ 0,07 a	27,38 $\pm$ 5,49 a	32,05 $\pm$ 4,42 a	54,01 $\pm$ 3,32 a	53,82 $\pm$ 0,54 a
	El-Battah	21,08 $\pm$ 3,88 a	23,64 $\pm$ 3,91 a	7,80 $\pm$ 0,74 a	8,27 $\pm$ 0,31 a	6,18 $\pm$ 3,94 b	3,61 $\pm$ 1,29 b	5,55 $\pm$ 0,31 b	6,27 $\pm$ 0,40 b
	El-Mellah	23,97 $\pm$ 5,94 a	29,38 $\pm$ 1,88 a	8,69 $\pm$ 0,05 a	8,72 $\pm$ 0,07 a	26,22 $\pm$ 4,06 a	30,39 $\pm$ 1,13 a	20,85 $\pm$ 3,72 bc	24,97 $\pm$ 0,36 bc
	Lac Oubeira	22,14 $\pm$ 5,74 a	23,17 $\pm$ 3,26 a	8,29 $\pm$ 0,33 a	8,69 $\pm$ 0,52 a	0,31 $\pm$ 0,02 b	0,32 $\pm$ 0,02 b	11,59 $\pm$ 4,20 b	12,73 $\pm$ 1,84 b
	Lac Tonga	22,56 $\pm$ 3,16 a	23,20 $\pm$ 4,85 a	7,59 $\pm$ 0,28 a	7,83 $\pm$ 0,11 a	0,45 $\pm$ 0,24 b	0,40 $\pm$ 0,17 b	12,63 $\pm$ 1,67 b	23,17 $\pm$ 0,31 b

3.2 Croissance, reproduction et étude des biomarqueurs du stress environnemental chez la crevette *Atyaephyra desmaresti* (Millet, 1831)

La première partie de l'étude évaluera les différents paramètres morphométriques (linéaires et pondérales) et reproductifs (fécondité et diamètre des œufs) afin d'expliquer les variations spatio-temporelles de la croissance et de la reproduction de *A. desmaresti*. Pour cela,



un total de 3099 individus de *A. desmaresti* a été enregistré sur les trois sites d'étude entre 2019-2020. Durant l'année 2019, le nombre total d'individus capturés est de 500 à El Battah, 699 au lac Oubeira et 700 au lac Tonga. En 2020, le nombre d'individus capturés est de 300, 500 et 400 individus à El Battah, au lac Oubeira et au lac Tonga, respectivement.

3.2.1 La morphométrie de *A. desmaresti*

L'analyse en composante principale (ACP) a été effectuée afin de mettre en évidence les liens entre les différents paramètres morphométriques. Globalement, l'ACP relative aux données de la morphométrie des crevettes *A. desmaresti* (caractéristiques linéaires et pondérales) a montré une corrélation claire entre les mesures linéaires et pondérales au cours de la période 2019-2020 (Fig. 10 A). En outre, l'ACP a donné lieu à deux composantes pertinentes qui représentaient 95,3 % de la variance des données (inertie totale). D'une part, la PC1 seule représentait 87,2 % de la variance et présentait une corrélation fortement positive, notamment avec : la longueur totale ($r = +0,99$; $\cos^2 = +0,98$), la longueur standard ($r = +0,99$; $\cos^2 = 0,98$), la longueur abdominale ($r = +0,99$; $\cos^2 = 0,98$), et la longueur de l'uropode ($r = +0,98$; $\cos^2 = 0,96$). D'autre part, la PC2 n'a expliqué que 8,1 % de la variance totale des données qui était également corrélé positivement avec la longueur du rostre ($r = +0,75$; $\cos^2 = 0,56$). De plus, la PC1 indique clairement une variation morphométrique au sein des sites. Il semble que *A. desmaresti* ait affiché un processus de croissance similaire, en particulier à El-Battah et Tonga (Fig. 10 B). De même, l'espèce *A. desmaresti* est caractérisée par un faible dimorphisme sexuel qui s'explique par le chevauchement des deux groupes présentant les femelles et les mâles (Fig. 10 C).

Les résultats obtenus ont montré que les crevettes pêchées en automne étaient plus grandes que celles pêchées au printemps (Fig. 10 D). En revanche, la présence d'individus anormaux a été enregistré dans le lac Oubeira (site 2), probablement dû à un processus de croissance anormal, où certains spécimens sont plus grands que d'autres et sont caractérisés par une plus grande longueur du rostre contrairement à ceux pêchés dans les deux autres sites. Cette différence morphologique spécifique est expliquée par la PC2, ce qui peut refléter un effet de la pollution sur la physiologie de la croissance des crevettes. Les diagrammes d'ordination résultants ont montré un partitionnement distinct des échantillons de *A. desmaresti* en fonction des facteurs site, sexe et saison (Fig. 10 A, B, C, D).

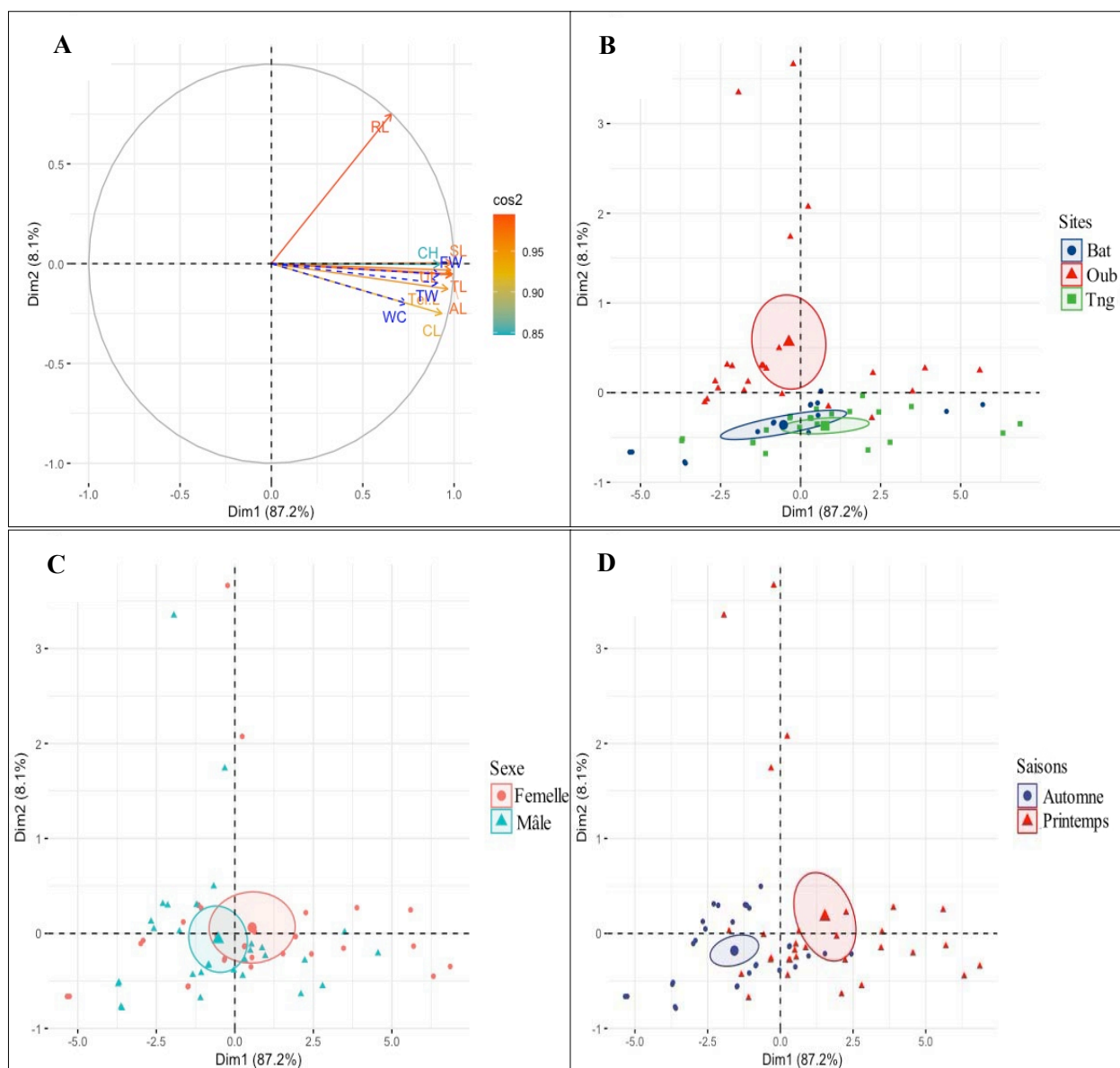


Figure 10. Analyse en composantes principales (ACP) effectuée sur les **caractéristiques morphométriques de trois populations** de *A. desmaresti*, (A) cercle de corrélation entre les variables morphométriques linéaires et les deux premières composantes ; les flèches bleues représentent les variables de poids supplémentaires, (B) diagramme d'ordination selon le **facteur 'site'**, (C) diagramme d'ordination selon le **facteur 'sexe'** et (D) diagramme d'ordination selon le **facteur 'saison'**.

3.2.2 Les paramètres de reproduction chez *A. desmaresti*

Le test de Kruskal Wallis a permis de révéler une différence hautement significative ($p = 0$) du nombre d'œufs portés par les crevettes gravides (la fécondité) entre les sites étudiés (Fig. 11 A). La fécondité la plus élevée a été enregistrée au lac Tonga, puis à El-Battah et enfin la fécondité la plus faible a été notée au lac Oubeira avec des moyennes de 618,66 ; 340,67 et 229,87, respectivement. La comparaison du diamètre des œufs de *A. desmaresti* des différents sites d'étude révèle une différence hautement significative ($p = 0$) avec l'ordre décroissant



suivant : 599,90 μm à Oubeira, puis 421,08 μm à Tonga et enfin 383,38 μm à El-Battah (Fig. 11 B).

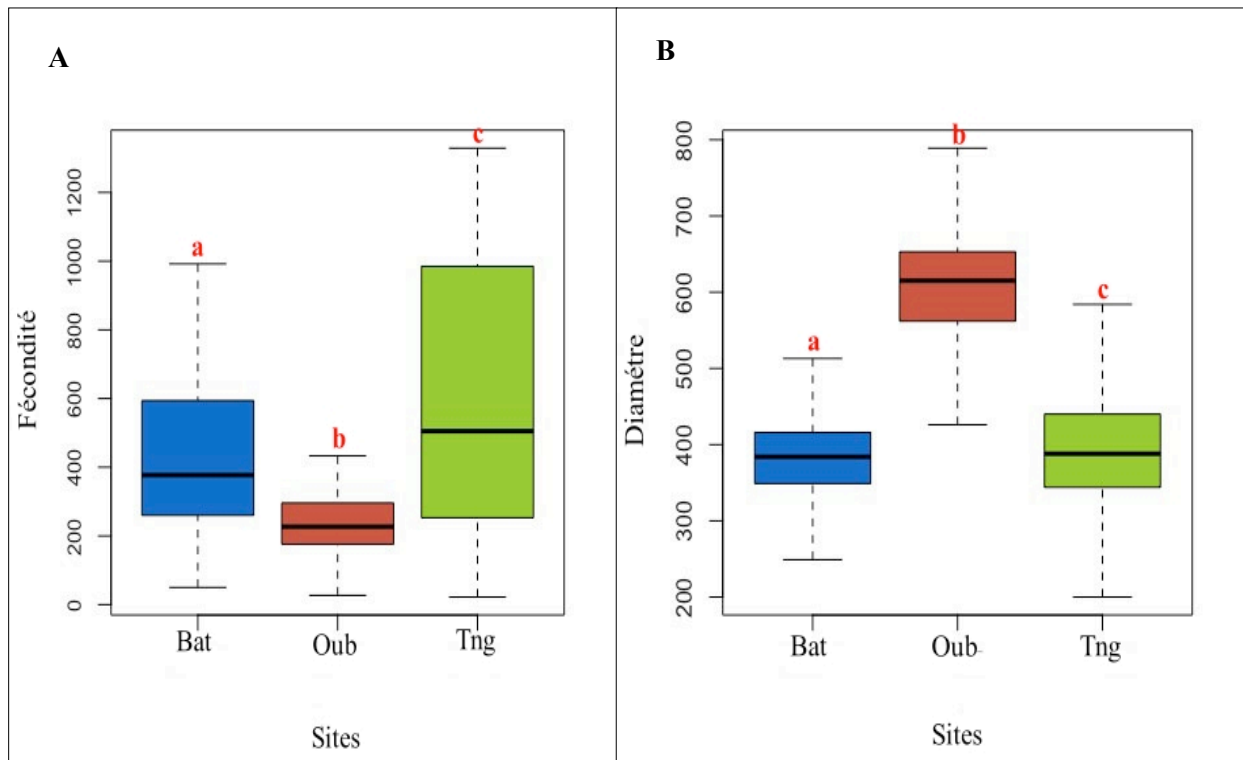


Figure 11. Variations de la fécondité (A) et du diamètre des œufs (B) des femelles ovigères de *A. desmaresti* pêchées au printemps de l'année 2021 au niveau des trois sites : El Battah (Bat), Oubeira (Oub) et Tonga (Tng). Les moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à $p > 0,05$.

3.2.3 La corrélation de Spearman des paramètres de reproduction chez *A. desmaresti*

L'analyse statistique des données relatives à la fécondité, au diamètre des œufs et la longueur totale des crevettes par la corrélation de Spearman a montré qu'à El-Battah, la fécondité était faiblement corrélée avec la longueur totale ($r = 0,28$) et avec le diamètre de l'œuf ($r = -0,23$). Au contraire, aucune corrélation n'a été trouvée entre le diamètre des œufs et la longueur totale (Fig. 12 A). Dans le lac Oubeira, en outre, une très faible corrélation a été notée entre la fécondité et la longueur totale ($r = -0,03$) et entre la fécondité et le diamètre de l'œuf ($r = -0,15$). Aussi, la corrélation entre le diamètre de l'œuf et la longueur totale était très faible ($r = 0,02$) (Fig. 12 B). Pour le lac Tonga, une corrélation positive ($r = 0,43$) a été décelée entre la fécondité et la longueur totale et une corrélation négative ($r = -0,38$) a été enregistrée entre la fécondité et le diamètre de l'œuf et entre le diamètre de l'œuf et la longueur totale (Fig. 12 C).

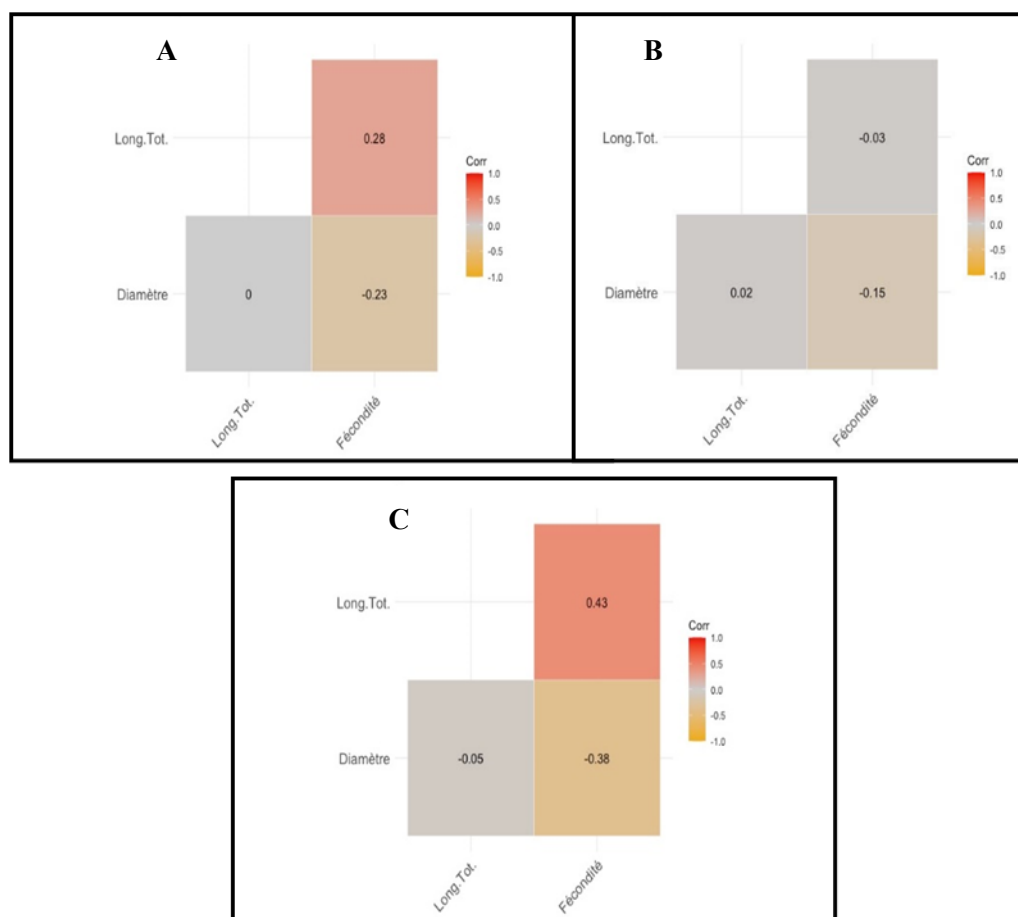


Figure 12. Corrélation non paramétrique de Spearman appliquée aux paramètres de reproduction des femelles ovigères de *A. desmaresti* pêchées au printemps 2021 à El Battah (Bat), Oubeira (Oub) et Tonga (Tng).

3.2.4 Contenu en vitellines dans les œufs de *A. desmaresti*

Le contenu en vitellines a été déterminé dans les œufs des crevettes ovigères des trois sites d'étude pendant la période de reproduction de l'année 2021. Le traitement des résultats par le test de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative ($p > 0,05$) entre le site El-Battah et le lac Oubeira. Cependant, une différence hautement significative ($p = 0,0002$) a été observée entre les deux sites El-Battah et le lac Oubeira par rapport au lac Tonga (Fig. 13).

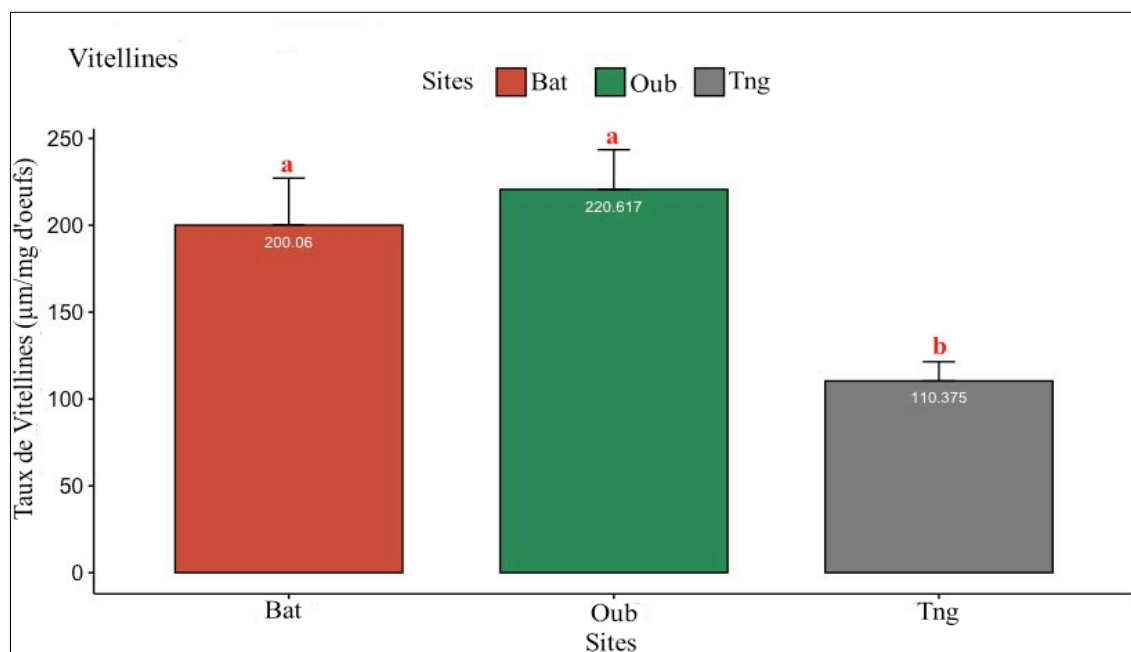


Figure 13. Contenu vitellin dans les œufs des femelles ovigères de *A. desmaresti* pêchées au niveau des trois sites d'étude : **El-Battah (Bat)**, **Oubeira (Oub)** et **Tonga (Tng)** au cours du printemps 2021. ($m \pm SEM$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site, les valeurs moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à $p > 0,05$).

3.2.5 La variabilité spatio-temporelle des biomarqueurs du stress environnemental chez *A. desmaresti*

- Activité spécifique de l'acétylcholinestérase

L'activité spécifique de l'AChE ($\mu M/mn/mg$ de protéines) a été mesurée au niveau de la tête des crevettes de *A. desmaresti* pêchées dans trois sites d'étude. En effet, les données enregistrées ont montré des valeurs maximales chez les individus des lacs Oubeira et Tonga, alors que l'activité minimale a été observée chez les individus d'El-Battah pendant la saison printanière. En automne, une légère augmentation de l'activité enzymatique a été notée chez les individus des deux lacs Oubeira et Tonga. Cependant, une diminution significative de l'activité de l'AChE a été enregistrée à El-Battah. En effet, la comparaison de l'activité de l'AChE par le test de Kruskal-Wallis a révélé une différence très significative ($p = 0,006$) entre le site d'El-Battah et les lacs Oubeira et Tonga pendant les deux saisons (Fig. 14).

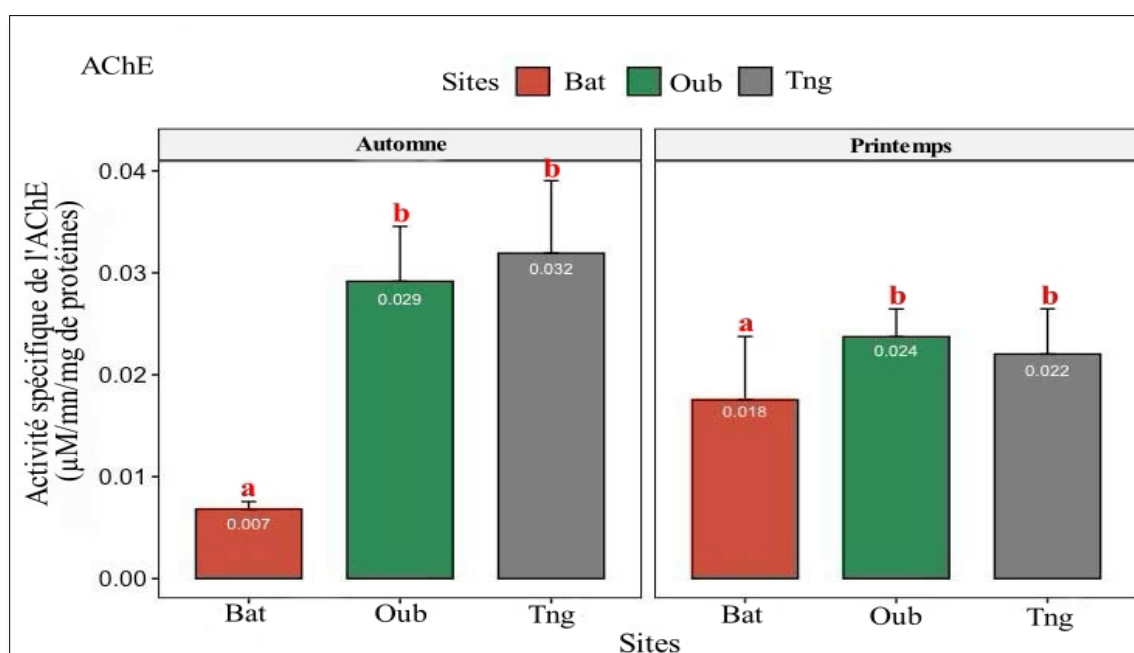


Figure 14. Variation saisonnière de l'activité spécifique de l'AChE ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée dans la tête des individus de *A. desmaresti* récoltés au niveau des trois sites d'étude : **El-Battah (Bat), Oubeira (Oub) et Tonga (Tng)** durant les deux saisons **(Printemps/Automne)** de l'année 2020 ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites pour la même saison.

- Activité enzymatique de la glutathion-S-transférase

L'activité enzymatique de la glutathion-S-transférase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) a été mesurée au niveau de la chair des crevettes de *A. desmaresti* pêchées dans trois sites d'étude. Les résultats ont révélé une induction maximale de la GST chez les crevettes *A. desmaresti* pêchées au niveau des lacs Tonga et Oubeira durant la saison printanière. Par contre, une diminution de l'activité enzymatique de la GST a été enregistrée durant la saison automnale au sein des trois sites d'étude. En effet, la comparaison de l'activité enzymatique de la GST par le test de Kruskal-Wallis a révélé une différence significative ($p = 0,033$) entre les trois sites d'étude en automne, cependant, aucune différence significative ($p = 0,255$) n'a été enregistrée au printemps (Fig. 15).

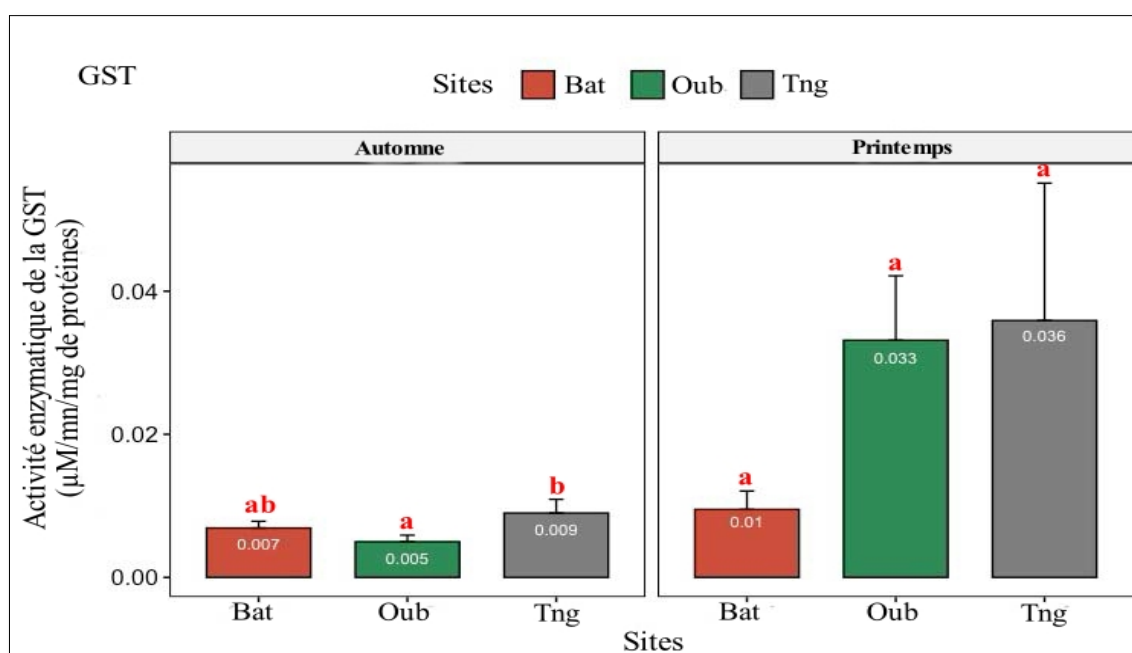


Figure 15. Variation saisonnière de l'activité enzymatique de la GST ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée dans la chair des individus de *A. desmaresti* récoltés au niveau des trois sites d'étude : El-Battah (Bat), Oubeira (Oub) et Tonga (Tng) durant les deux saisons (Printemps/Automne) de l'année 2020 ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites pour la même saison.

- Taux de métallothionéines

Les niveaux de métallothionéines (MTs) exprimés en ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) ont été déterminés au niveau de la tête des crevettes de *A. desmaresti*. Les résultats obtenus ont révélé un taux maximum de MTs chez les individus du lac Oubeira pendant la saison printanière, suivi par El-Battah et le lac Tonga. Pendant la saison automnale, le taux de MTs le plus élevé a été observé au lac Tonga, suivi par El-Battah et le lac Oubeira. La diminution des taux de MTs a été observée au lac Oubeira et El-Battah durant la saison automnale par rapport à la saison printanière et une légère augmentation a été notée au lac Tonga en automne. La comparaison des taux de MTs par le test de Kruskal-Wallis entre les trois sites d'étude a révélé une différence très significative ($p = 0,007$) entre les sites d'étude en automne, alors qu'aucune différence significative ($p = 0,437$) n'a été enregistré au printemps (Fig. 16).

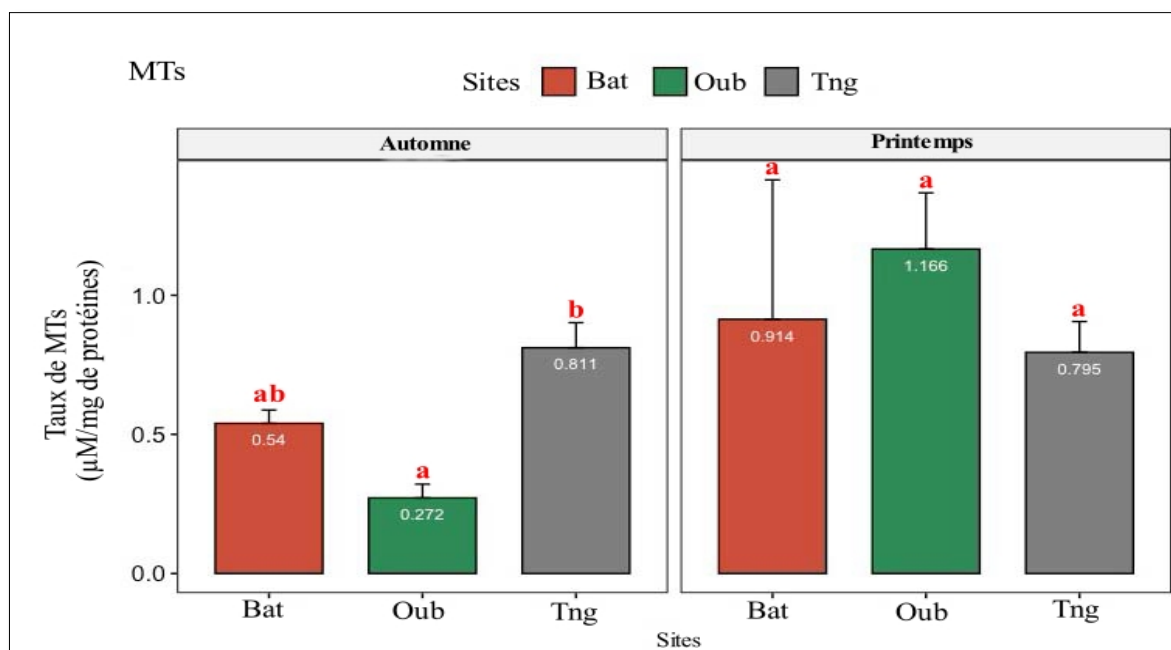


Figure 16. Variation saisonnière des taux de **MTs** ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) mesurés dans la tête des individus de *A. desmaresti* récoltés au niveau des trois sites d'étude : **El-Battah (Bat)**, **Oubeira (Oub)** et **Tonga (Tng)** durant les deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année **2020** ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites pour la même saison.

- Taux du malondialdéhyde

Les niveaux de malondialdéhyde (MDA) exprimée en ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) ont été déterminés dans la chaire de *A. desmaresti*. Les résultats obtenus ont révélé un taux maximum de MDA chez les individus d'El-Battah pendant la saison printanière, suivi par les lacs Tonga et Oubeira. Pendant la saison automnale, le taux de MDA le plus élevé au lac Oubeira, suivi par le lac Tonga et enfin El-Battah. Une diminution des taux de MDA a été observée à El-Battah pendant la saison automnale par rapport à la saison de printanière. La comparaison des taux de MDA par le test de Kruskal-Wallis a révélé une différence très significative ($p = 0,006$) entre les trois sites d'étude durant la saison printanière ; cependant une absence de différence significative ($p = 0,370$) a été signalé entre les trois sites pendant la saison automnale (Fig. 17).

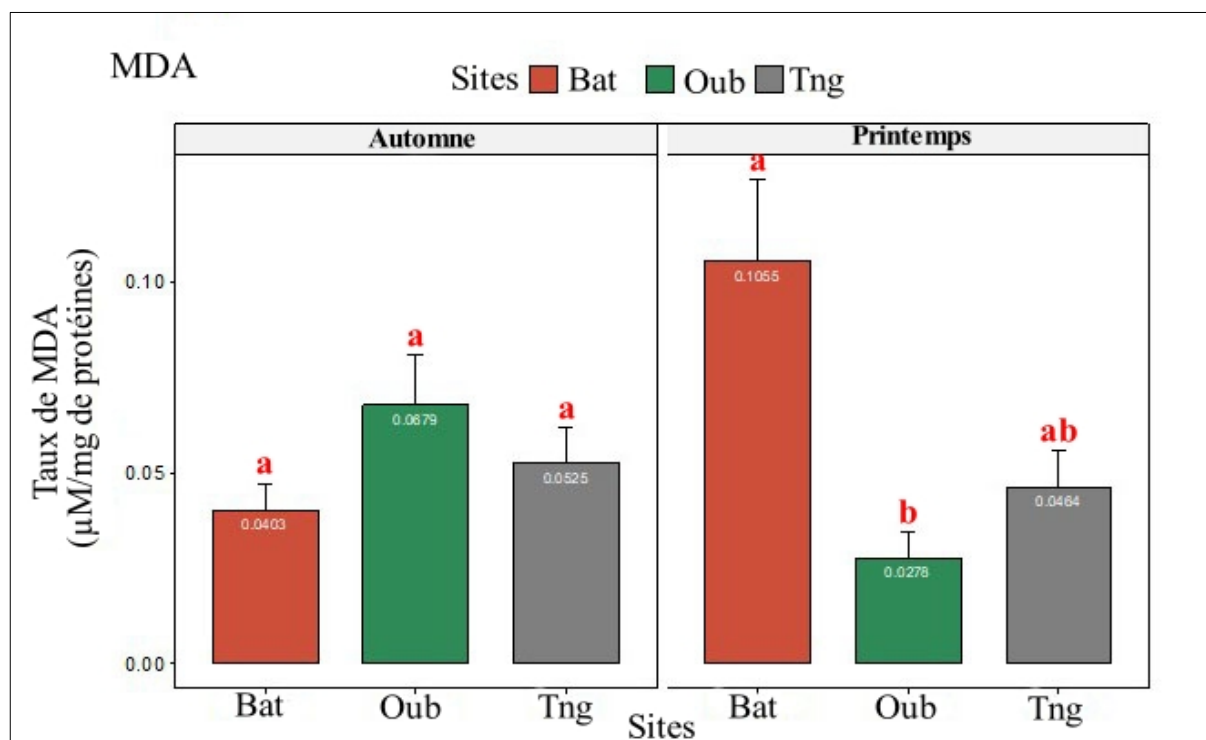


Figure 17. Variation saisonnière des taux de **MDA** ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) mesurés dans la chair des individus de *A. desmaresti* récoltés au niveau des trois sites d'étude : **El-Battah (Bat)**, **Oubeira (Oub)** et **Tonga (Tng)** durant les deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année **2020** ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites pour la même saison.

- Teneur des échantillons en lipides

Le taux de lipides exprimé en ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) a été déterminé dans la chaire de *A. desmaresti*. Les résultats obtenus ont révélé un taux maximum de lipides chez les individus en provenance du lac Oubeira pendant la saison printanière, suivi par El-Battah et le lac Tonga. Pendant la saison automnale, le taux de lipides le plus élevé a été observé au lac Oubeira, suivi par El-Battah et enfin le lac Tonga. Il n'existe aucune différence significative des taux de lipides au niveau des trois sites pendant la saison automnale ($p = 0,035$) et printanière ($p = 0,108$) (Fig. 18).

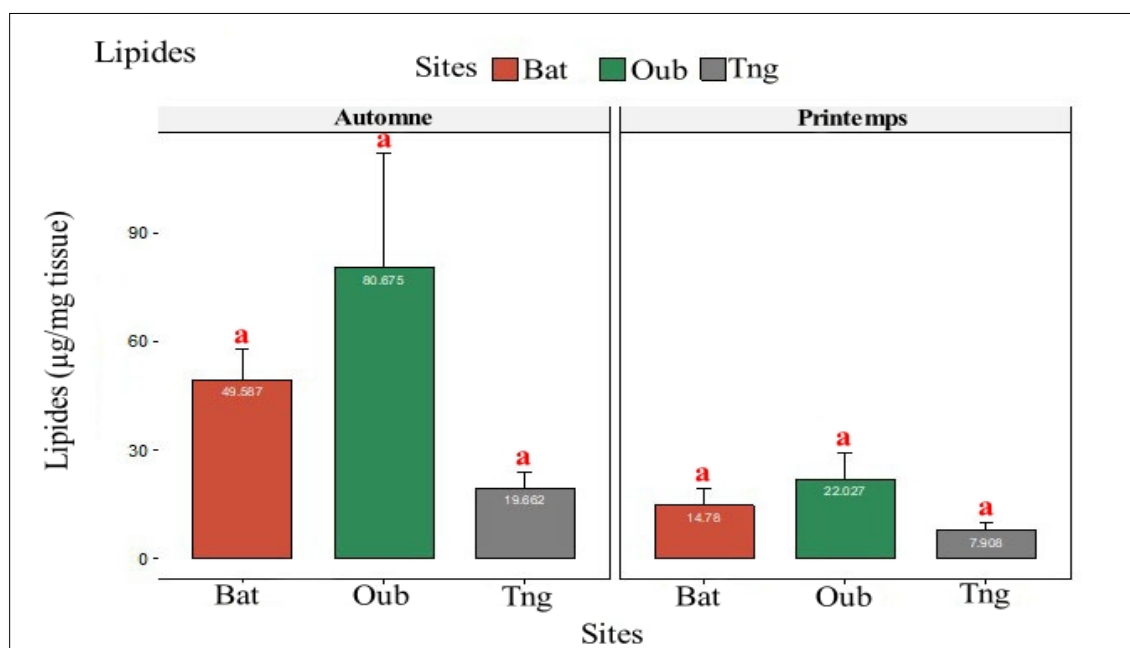


Figure 18. Variation saisonnière des taux de **lipides** ($\mu\text{g/mg}$ de tissu) mesurés dans la chair des individus de *A. desmaresti* récoltés au niveau des trois sites d'étude : **El-Battah (Bat)**, **Oubeira (Oub)** et **Tonga (Tng)** durant les deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année 2020 ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites pour la même saison.

3.3 Croissance, reproduction et étude des biomarqueurs du stress environnemental chez les palaemons (*P. elegans* et *P. adspersus*)

Un total de 2500 individus des crevettes du genre Palaemon (*P. adspersus* et *P. elegans*) a été récolté au niveau des sites d'étude Boukhmira et la lagune El-Mellah durant les années 2019 - 2020. En effet, le nombre de crevettes capturées à Boukhmira est de l'ordre de 700 en 2019 et 500 en 2020. Cependant, à El-Mellah le nombre des espèces récoltées est de 700 (2019) et 600 en (2020), respectivement.

3.3.1 La morphométrie de *P. elegans*

Les comparaisons des paramètres morphométriques (sites, saisons et sexes) chez la crevette *P. elegans* ont été réalisées au cours de l'année 2019-2020 et représentées par des violon plots. En effet, les points qui se trouvent au milieu des graphiques correspondent aux médianes et ceux en dessous indiquent des individus extrêmement petits (la taille ou le poids en dessous de la moyenne). Ainsi, lorsque les résultats sont hétérogènes, le graphe prend la forme d'un violon, alors que les valeurs équilibrées (homogènes) sont représentées par des graphes qui ne sont pas sous forme de violon.

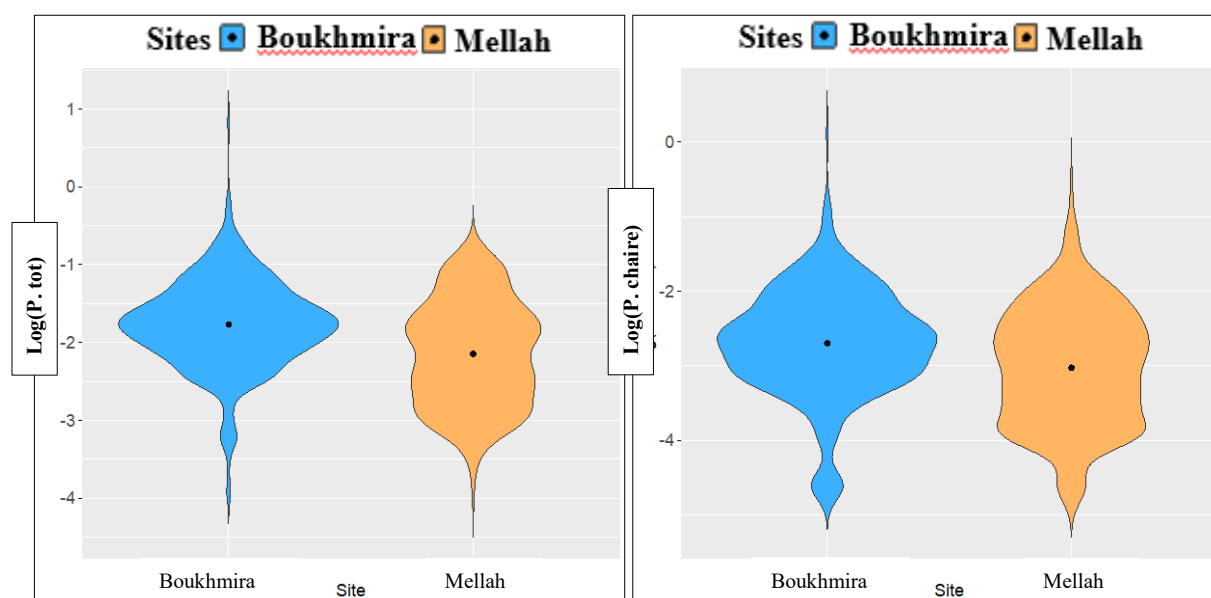
La comparaison des données de la croissance linéaire et pondérale selon le facteur site Boukhmira (Sidi Salem) et la lagune El-Mellah au cours de l'année 2019 a révélé que la croissance est en faveur des individus en provenance du site Boukhmira. Une différence hautement



significative ($p \leq 0,001$) a été enregistrée entre tous les paramètres morphométriques étudiés. Un équilibre entre les différentes valeurs des paramètres a été constaté hormis le Pcut dans les deux sites et les Lt, Ls, Lr, La, Lu au niveau du site El-Mellah. Ainsi, une hétérogénéité des données a été mise en évidence et les valeurs trop faibles ont été enregistrées uniquement pour la Ls, (au niveau de Boukhmira), et Ls, Lu (au niveau de la lagune d'El Mellah) (Fig. 19).

Par ailleurs, la comparaison entre les saisons (Printemps/Automne) de l'année 2019 par le test statistique Wilcox a révélé une différence hautement significative ($p \leq 0,001$) entre les deux saisons pour les paramètres suivants : Ptot, Lt, Ls, Lr, Lc, Hc, La, Lu. Cependant, une absence de différence significative ($p > 0,05$) (Wilcox Test) a été signalée pour les paramètres pondéraux (Pch, Pcu, Ptel). L'homogénéité de toutes valeurs (les paramètres morphométriques) a été notée sauf le Pcut au cours des deux saisons et les valeurs minimales ont été repérées pour Ls, Lu en l'automne et Ls et Lc au printemps (Fig. 20).

De même, la comparaison entre les sexes par le test de Wilcox a révélé une différence hautement significative ($p \leq 0,001$) pour les Lc, Hc, Lu, Ltél. En revanche, aucune différence significative ($p > 0,05$) (test de Wilcox) n'a été détectée pour les Ptot, Pch, Pcu, Lt, Ls, Lr, La. Une hétérogénéité des valeurs concernant le Pcu a été notée pour les deux sexes et les valeurs minimales ont été rapportées pour Ls, Lu chez les femelles (Fig. 21).



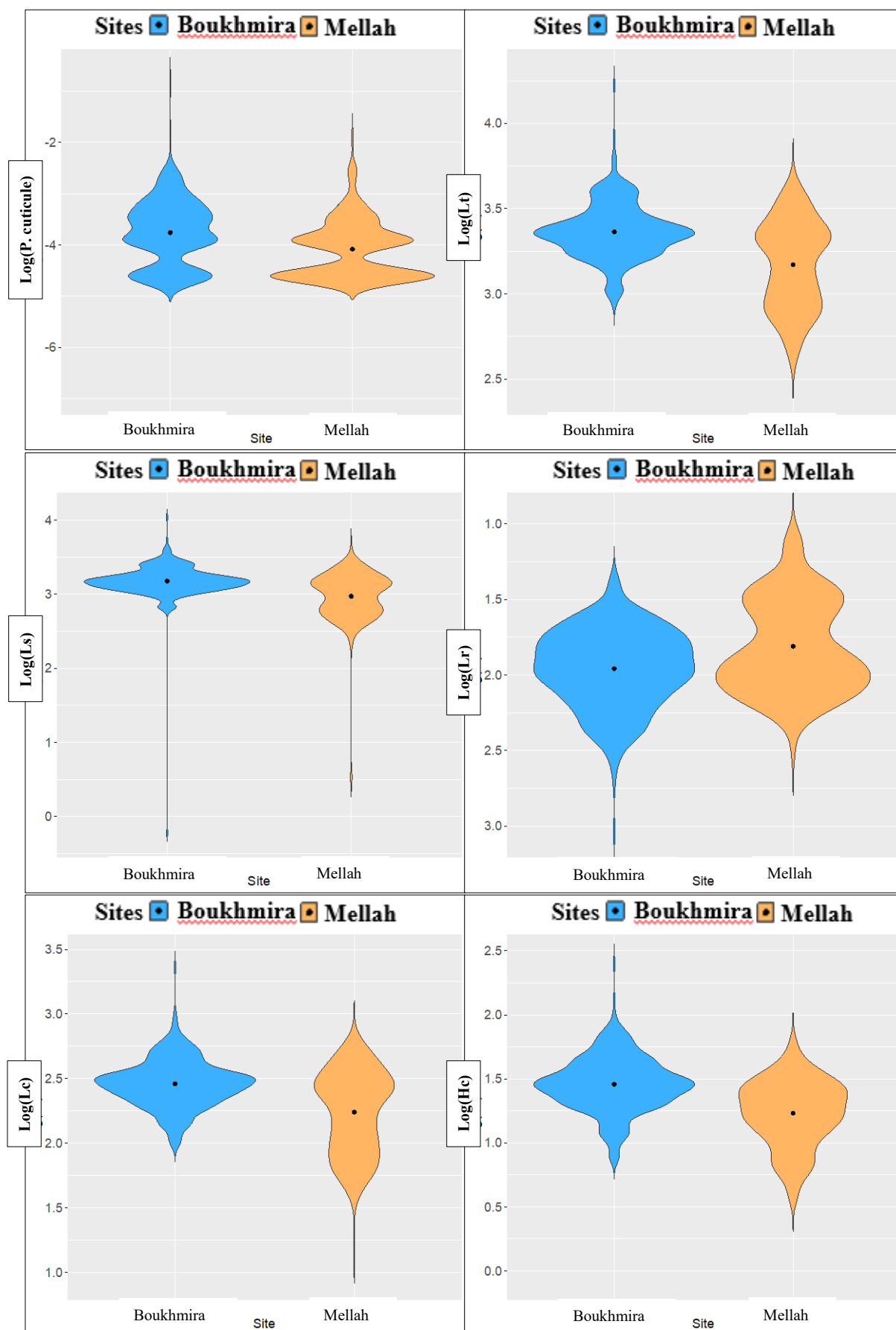
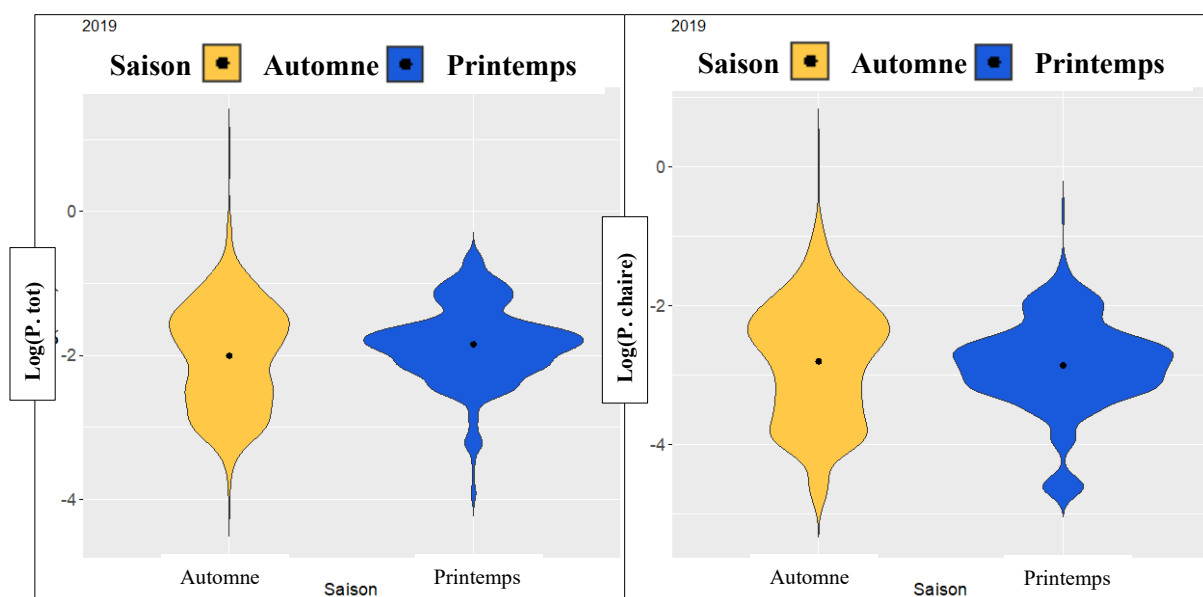
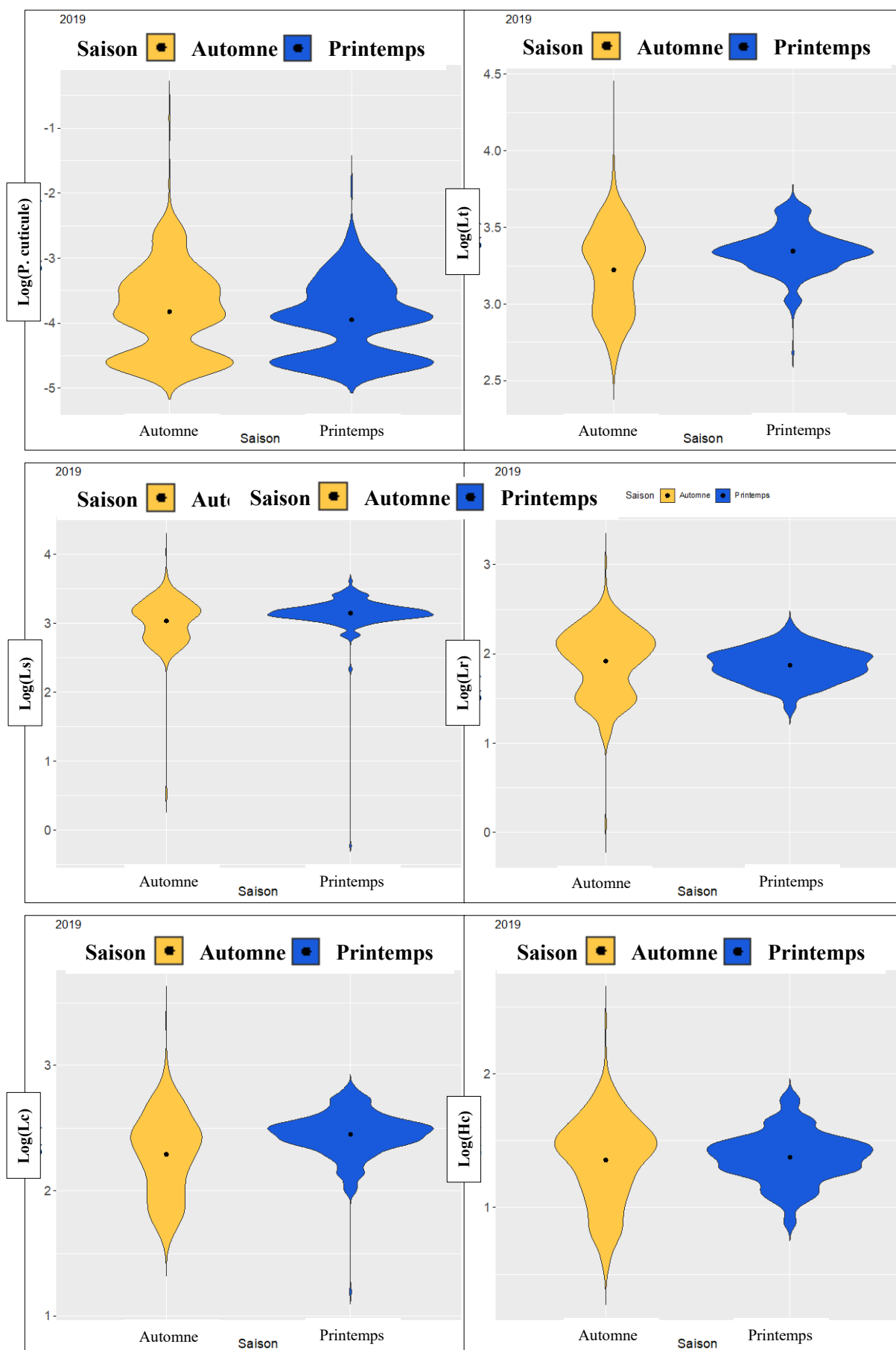




Figure 19. Violin plot représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon **le facteur site** chez l'espèce *P. elegans* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année 2019.





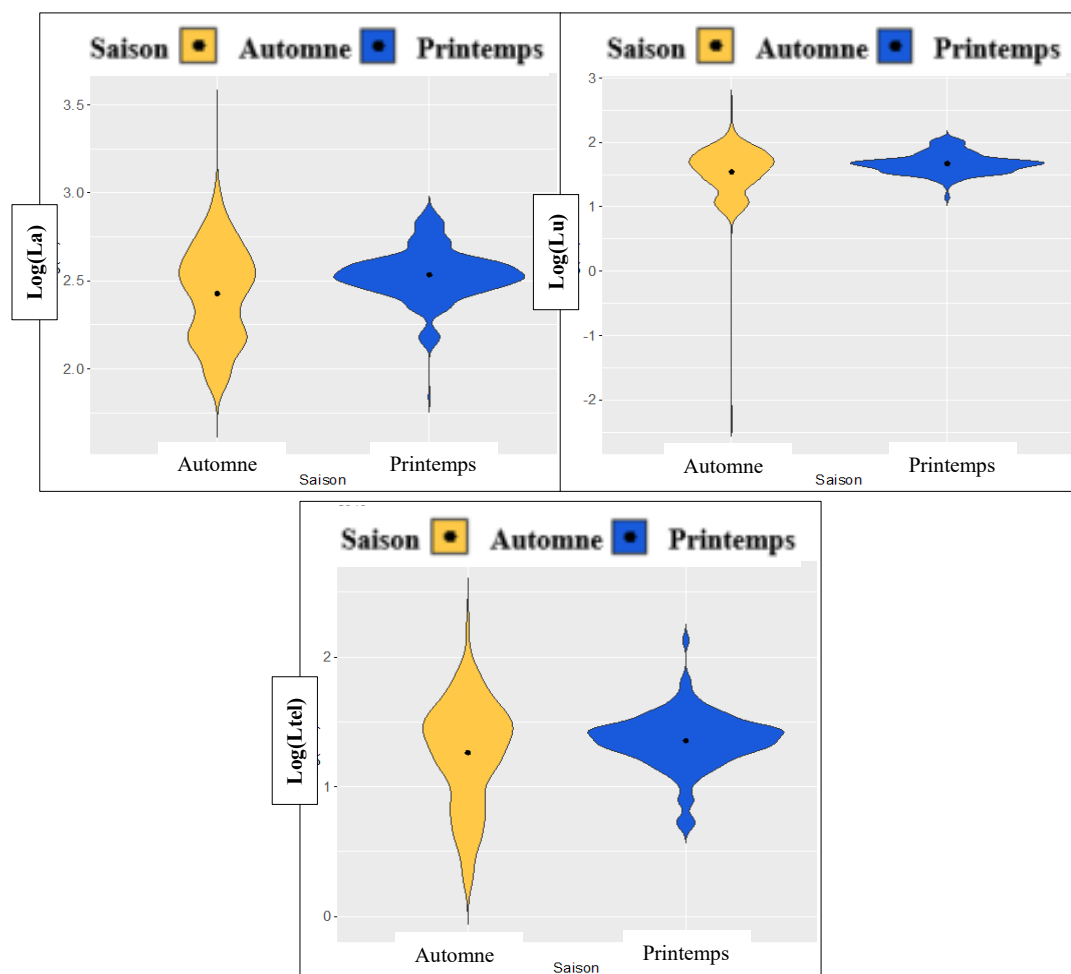
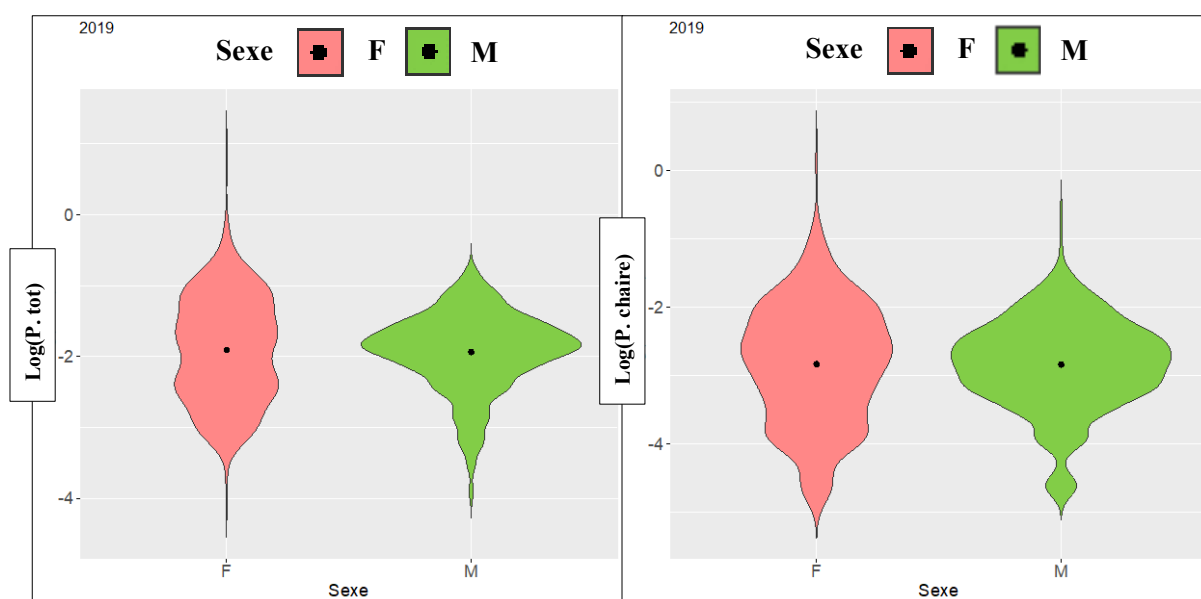
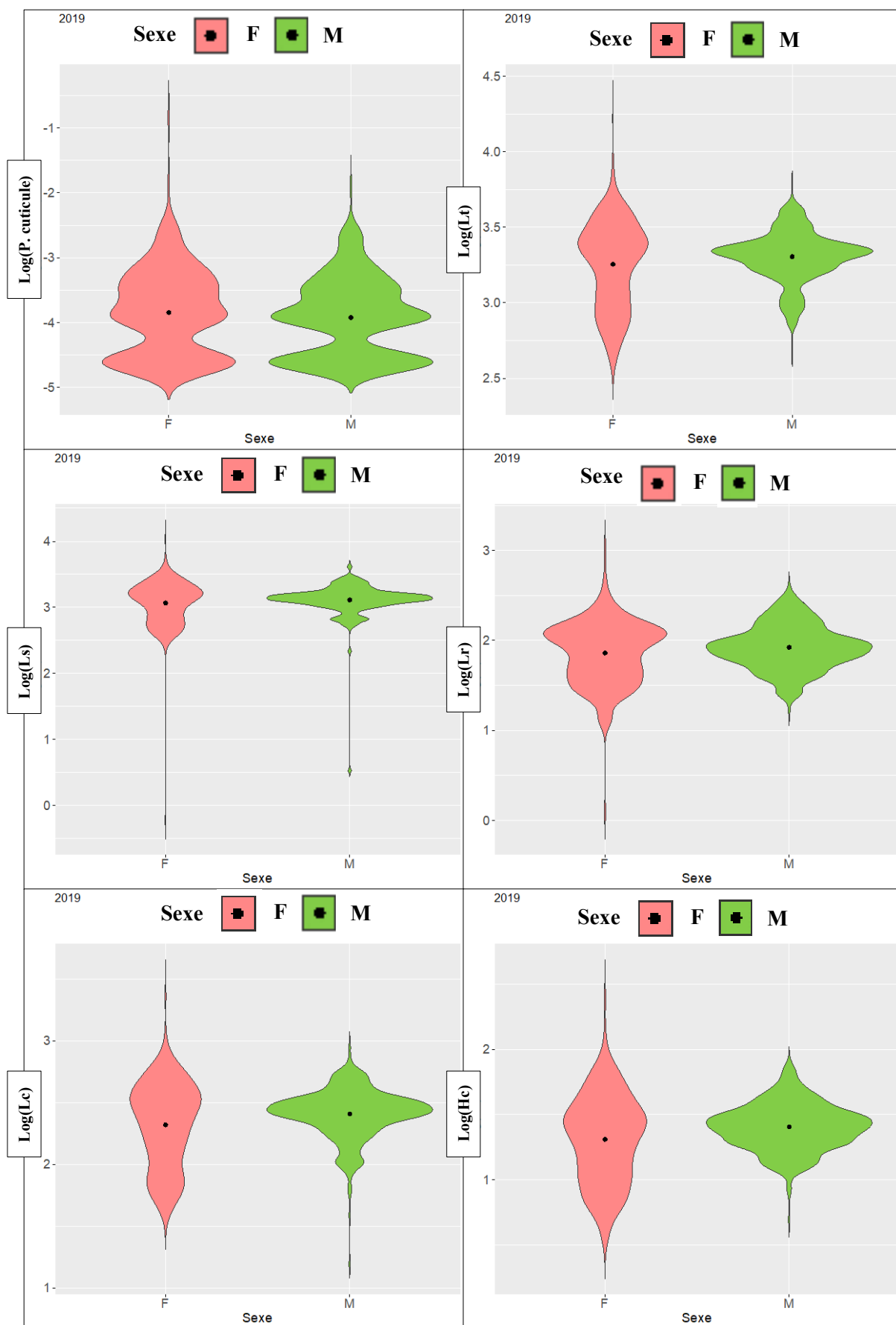


Figure 20. Violin plot représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur saison** chez l'espèce *P. elegans* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année 2019.





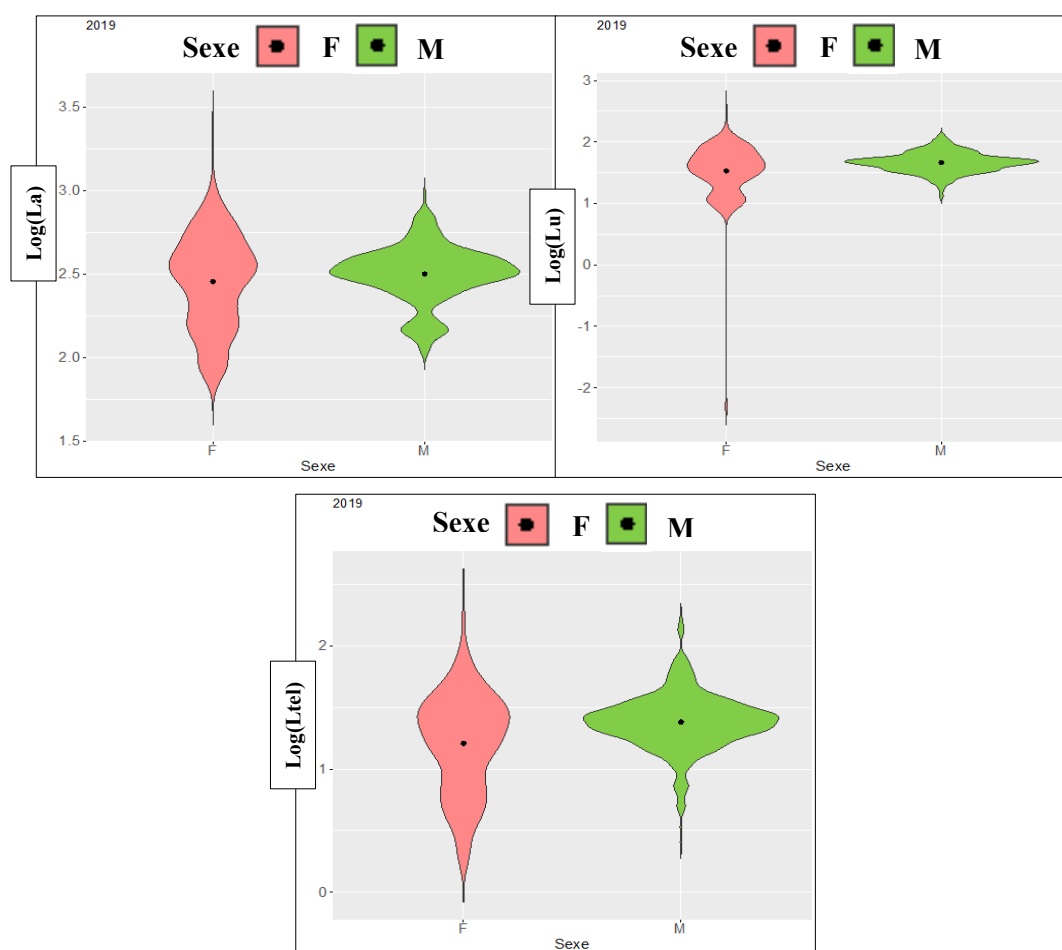


Figure 21. Violin plot représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur sexe** chez l'espèce *P. elegans* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année 2019.

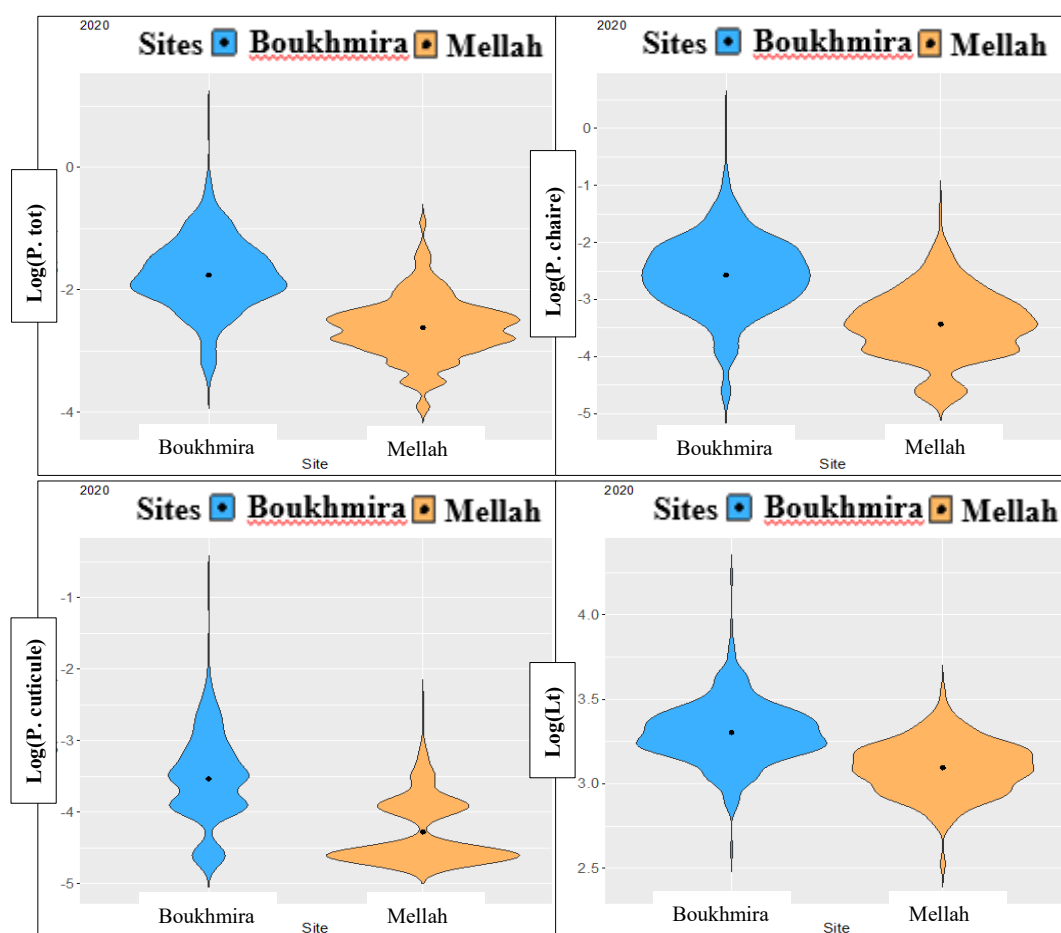
La comparaison des données de la croissance linéaire et pondérale selon le **facteur site** Boukhmira (Sidi Salem) et la lagune El-Mellah au cours de **l'année 2020** est représenté dans les violin plots (Fig. 22). Les résultats ont révélé une croissance en faveur des crevettes en provenance du site Boukhmira. En effet, une différence hautement significative ($p \leq 0,001$) (Wilcox. Test) a été notée entre les deux sites pour les onze paramètres morphométriques étudiés. L'homogénéité de toutes valeurs des paramètres étudiés a été notée excepté pour le Pcut dans les deux sites. Des valeurs trop basses pour le paramètre linéaire La. a été enregistrées au niveau de l'embouchure de Boukhmira (Fig. 22).

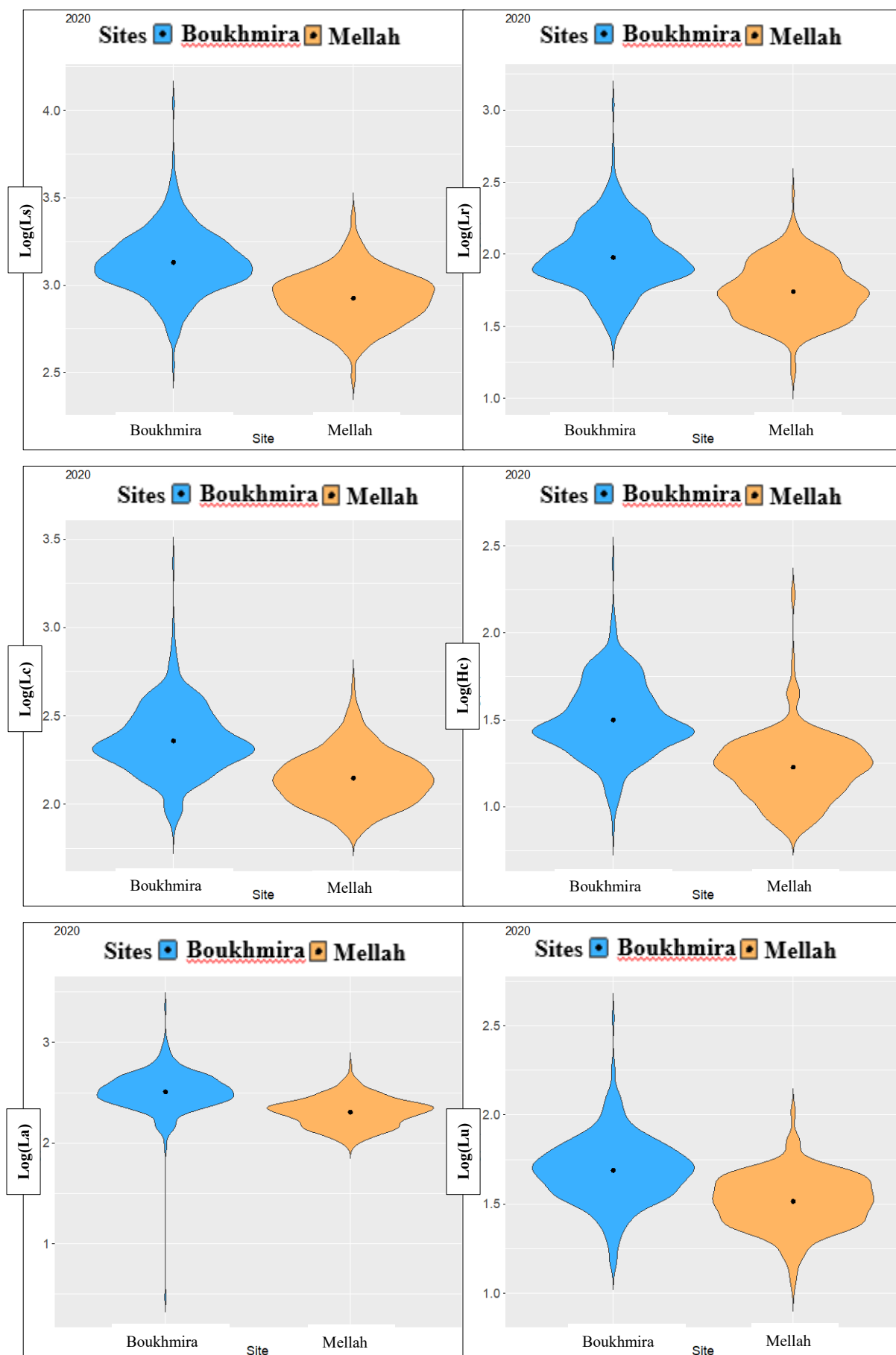
La comparaison des données relatives au facteur **saison** (Printemps/Automne) par le test Wilcox a révélé une différence hautement significative ($p \leq 0,001$) pour les paramètres linéaires comme Lt, Lc, Lu, Ltél. Cependant, aucune différence significative ($P > 0,05$) n'a été enregistrée pour les paramètres pondéraux (Ptot, Pch, Pcu) et linéaires (Ls, Lr, Hc, La). Les violin plots



démontrent également une homogénéité des valeurs pour tous les paramètres étudiés excepté le Pcut où une hétérogénéité a été décelée. Des valeurs minimales ont été observées pour (La) pendant la saison automnale (Fig. 23).

Le test de Wilcoxon a révélé une différence hautement significative ($p \leq 0,001$) entre les sexes pour (Ptot, Pch, Pcu, Hc) et une différence très significative ($p \leq 0,01$) pour (Lt, Ls, Lr, Lc, La), alors qu'aucune différence ($p > 0,05$) n'a été observée pour (Lu, Ltél). Une hétérogénéité des valeurs de Pcut a été notée pour les deux sexes et les valeurs minimales ont été signalées pour (La) chez les mâles (Fig. 24).





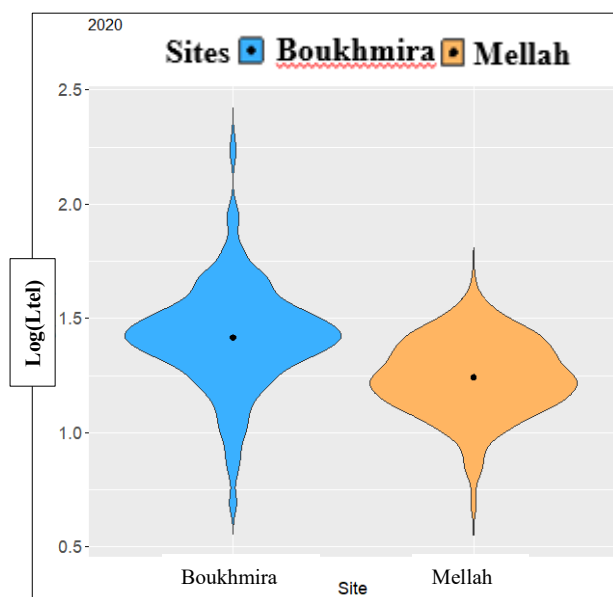
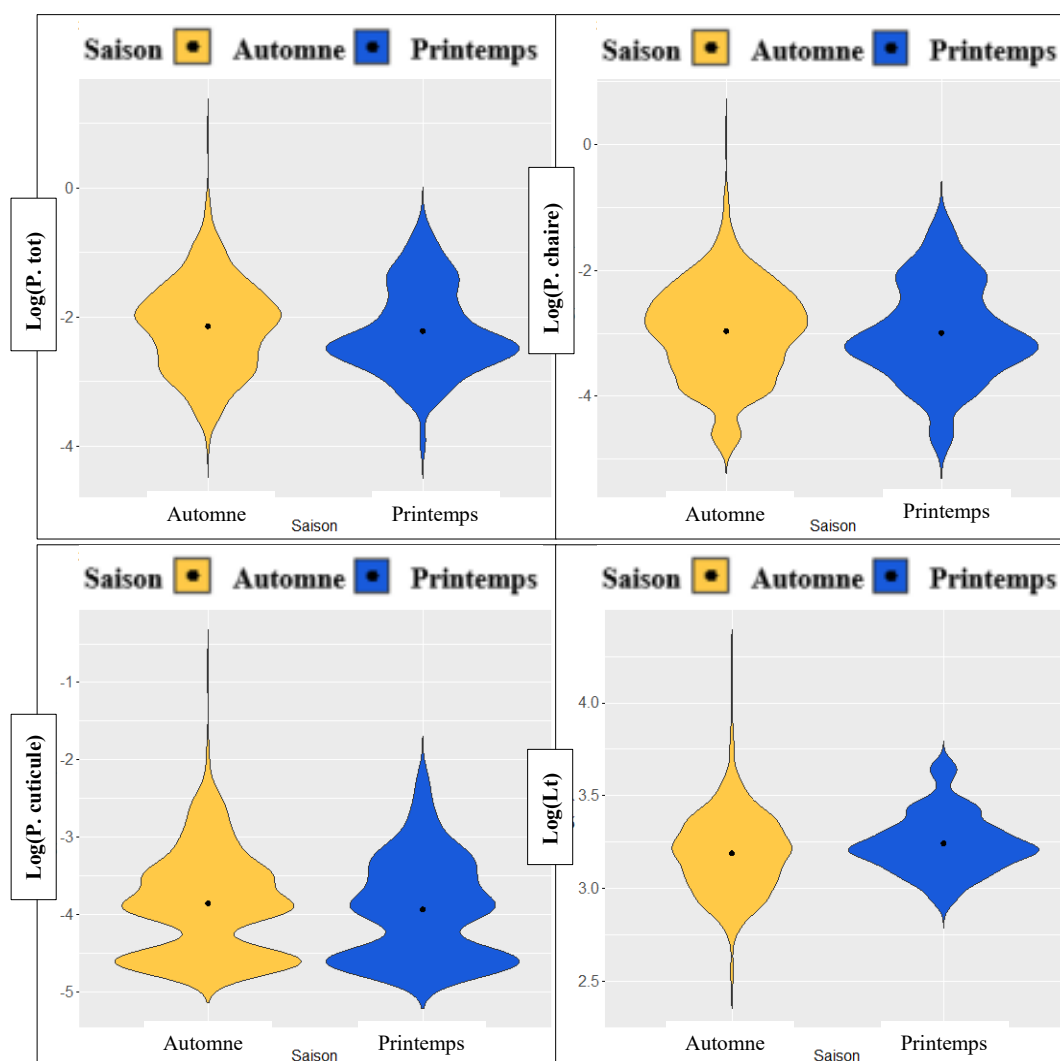
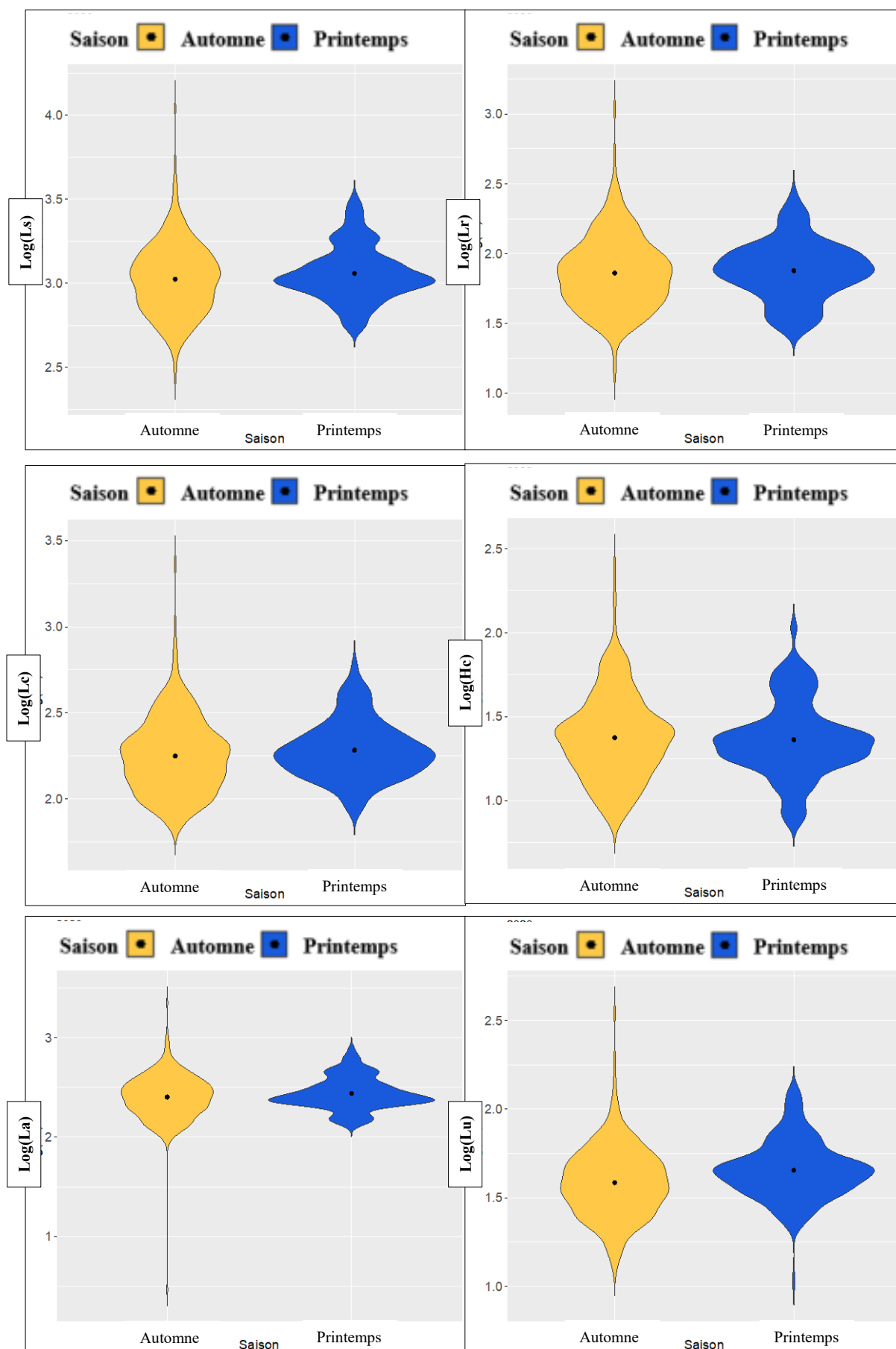


Figure 22. Violin plot représentant la distribution des différents paramètres morphométriques (pondéraux et linéaires) selon le facteur site chez l'espèce *P. elegans* au niveau des deux sites d'étude Boukhmira (Sidi Salem) et la lagune El-Mellah au cours de l'année 2020.





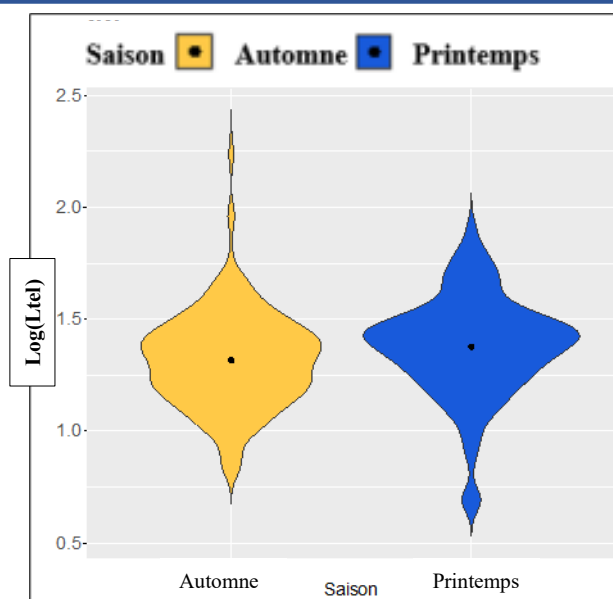
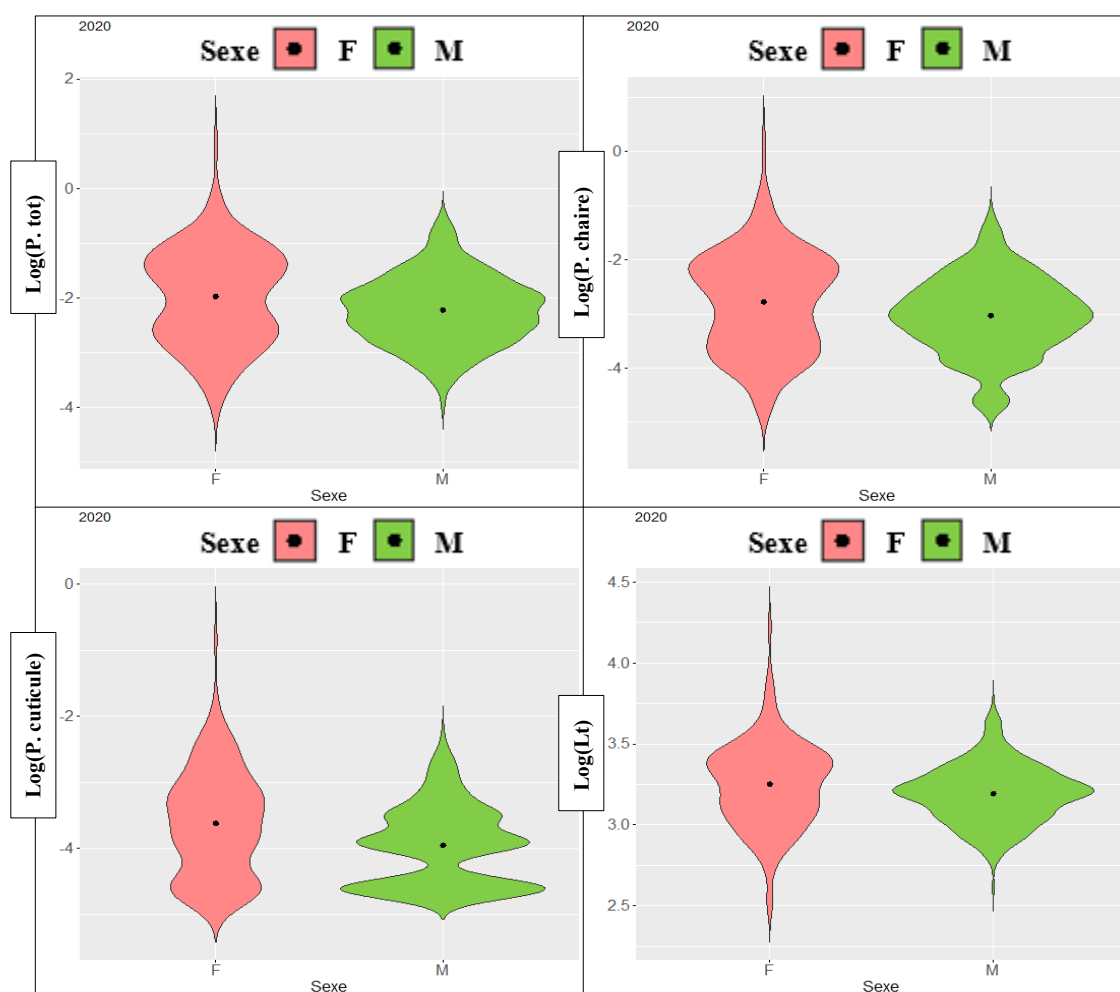
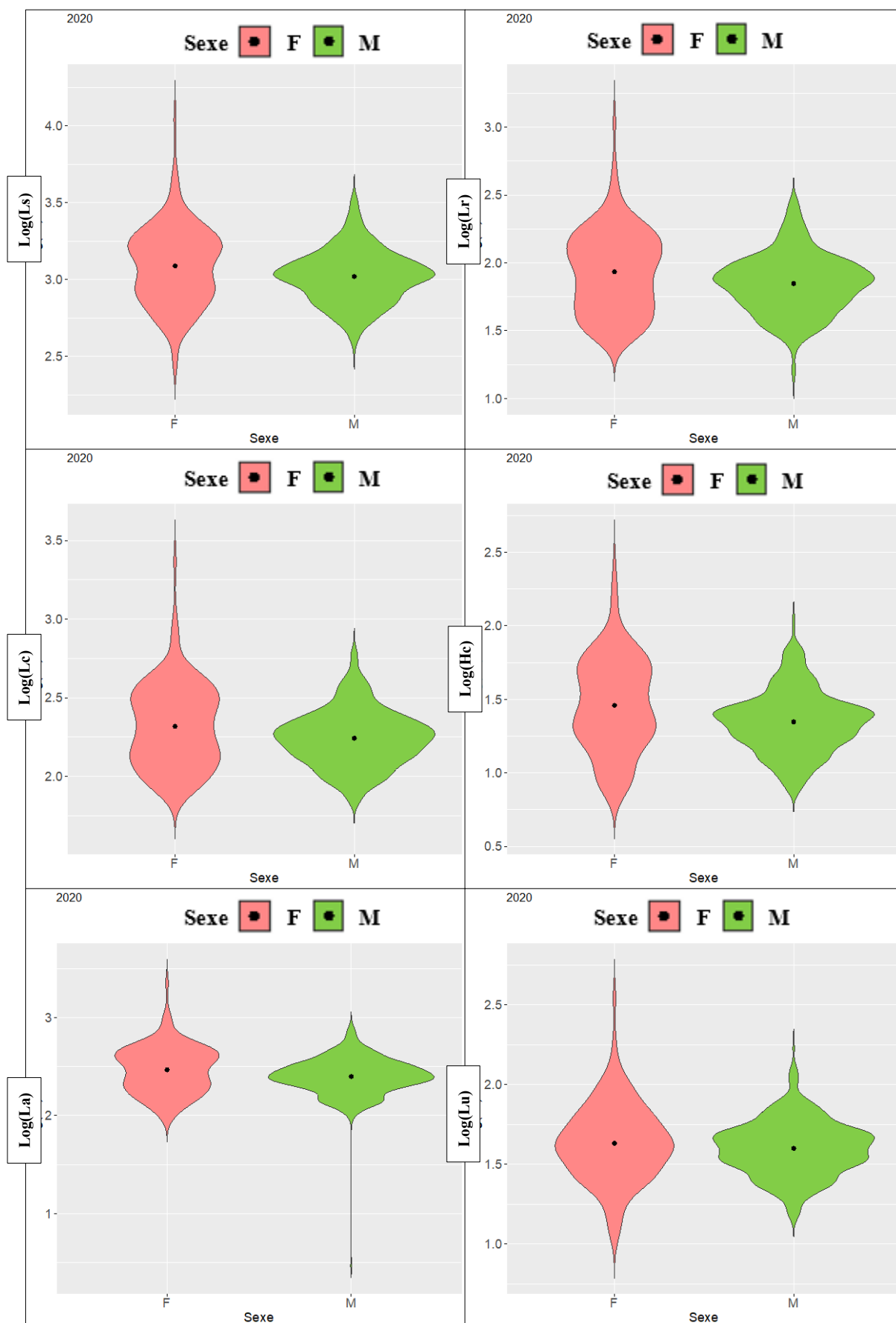


Figure 23. Violin plot représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur saison** chez l'espèce *P. elegans* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année 2020.





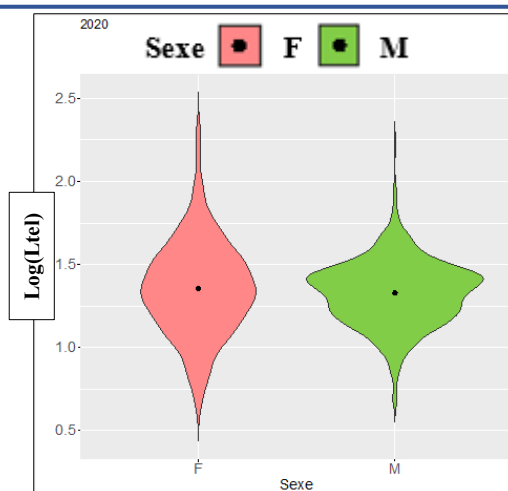


Figure 24. Violin plot représentant la distribution des différents paramètres morphométriques (pondéraux et linéaires) selon le facteur Sexe chez l'espèce *P. elegans* au niveau des deux sites d'étude Boukhmira (Sidi Salem) et la lagune El-Mellah au cours de l'année 2020.

3.3.2 La corrélation de Spearman des paramètres morphométriques chez *P. elegans*

Les résultats de la morphométrie de *P. elegans* traités par la corrélation de Spearman ont révélé une corrélation positive hautement significative entre les différents paramètres linéaires et pondéraux durant la période d'étude. En effet, en 2019, il existe une corrélation positive entre la Lt et le Pt ($r = 0,93$), entre le Pc et le Pcut ($r = 0,61$) et entre Lt et Lc ($r = 0,92$). De même, en 2020, une corrélation positive est enregistrée entre la Lt et le Pt ($r = 0,94$), entre la Lt et la Ls ($r = 0,98$) et entre le Pc et le Pcut ($r = 0,68$) (Fig. 25).

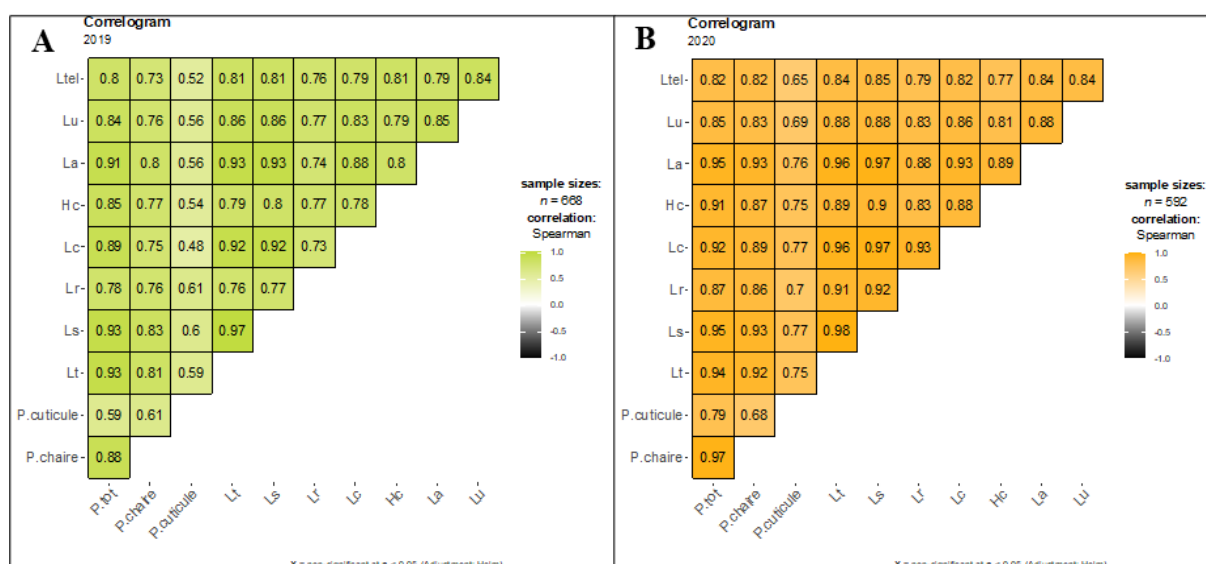
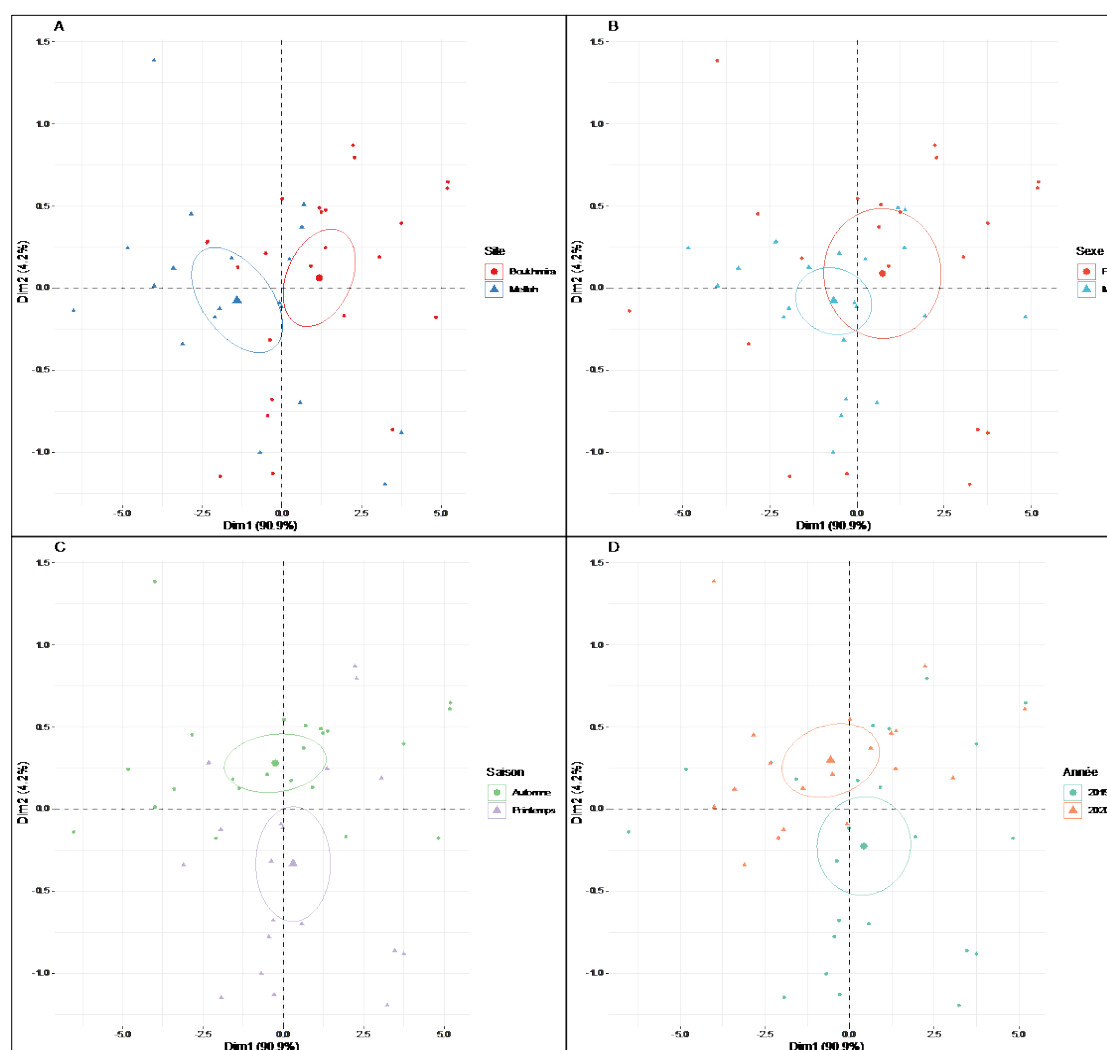


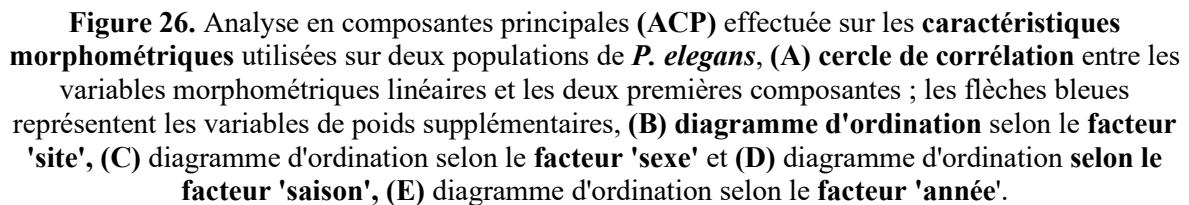
Figure 25. Corrélation non paramétrique de Spearman appliquée aux paramètres morphométriques chez la crevette *P. elegans* pêchée au cours des deux saisons (Printemps/Automne) des deux années 2019-2020 au niveau des deux sites : Boukhmira (Sidi Salem) et la lagune El-Mellah.



3.3.3 Analyse des composantes principales (ACP) des paramètres morphométriques de *P. elegans*

L'ACP relative aux données de la morphométrie chez la crevette *P. elegans* a montré une corrélation claire entre les mesures linéaires et pondérales pour les années 2019-2020. En outre, l'ACP a donné lieu à deux composantes pertinentes qui représentaient 95,1 % de la variance des données (inertie totale). D'une part, la PC1 seule représentait 90,9 % de la variance et présentait une corrélation fortement positive notamment avec Ls, Pt et La. D'autre part, la PC2 n'a expliqué que 4,2 % de la variance totale des données. De plus, la PC1 indique clairement une variation morphométrique au sein des sites. Ainsi, la crevette *P. elegans* semble avoir présenté un processus de croissance similaire dans les deux sites et un faible dimorphisme sexuel expliqué par le chevauchement des deux groupes présentant des femelles et des mâles. Les diagrammes d'ordination résultants ont montré un partitionnement distinct des échantillons de *P. elegans* en fonction des facteurs site, sexe et saison (Fig. 26 A, B, C, D, E).





L'analyse statistique des données relatives à la fécondité, au diamètre des œufs et la longueur totale des crevettes *P. elegans* a été réalisée par le test de wilcox. La comparaison des valeurs a révélé une différence hautement significative ($p = 2.2e-16$) entre le nombre d'œufs portés par les crevettes gravides des deux sites Boukhmira et El-Mellah au printemps 2021. La valeur moyenne de la fécondité la plus élevée a été enregistré à El-Mellah (666,18) par rapport à Boukhmira (654,37) le mois d'avril. Le mois de mai, la fécondité la plus importante a été attribuée au site Boukhmira (777,96) comparativement à El-Mellah (670,56) (Fig. 27A).

52

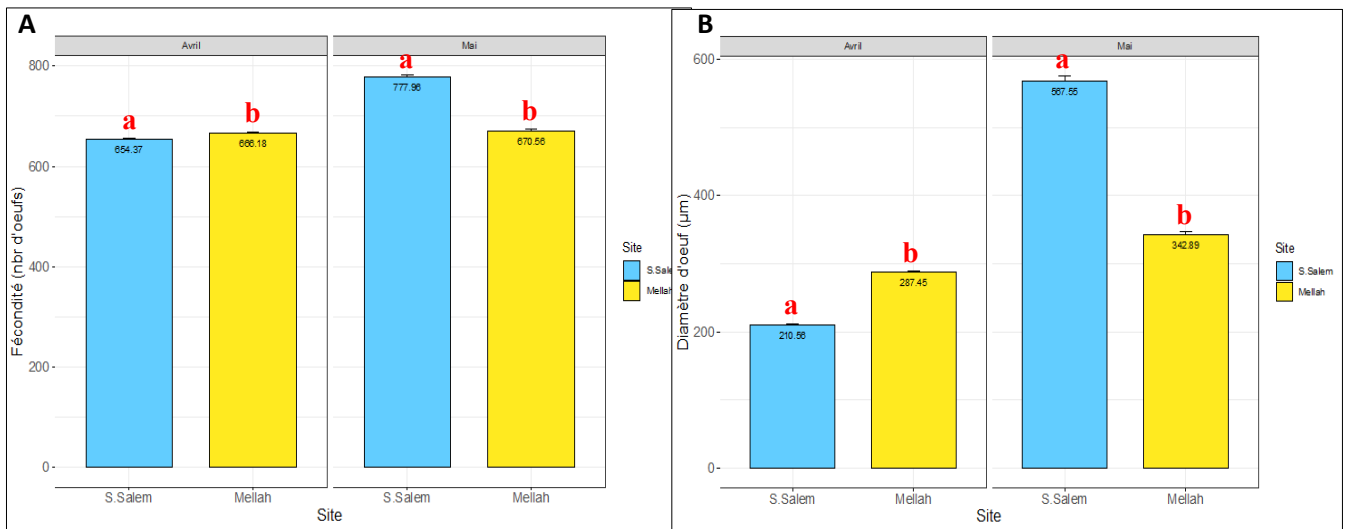


Figure 27. Fécondité (A) et diamètre des œufs (B) des femelles ovigères de l'espèce *P. elegans* pêchées au cours des deux mois Avril et Mai de l'année 2021 à : Boukhmira (Sidi Salem) et la lagune El-Mellah.

3.3.5 La corrélation de Spearman des paramètres de reproduction chez *P. elegans*

Le test de la corrélation de Spearman a révélé que la fécondité était faiblement corrélée avec la longueur totale ($r = 0,4$) et le diamètre des œufs ($r = 0,08$). De plus, la corrélation entre le diamètre des œufs et la longueur totale est négative ($r = -0,12$) au niveau des deux sites (Fig. 28).

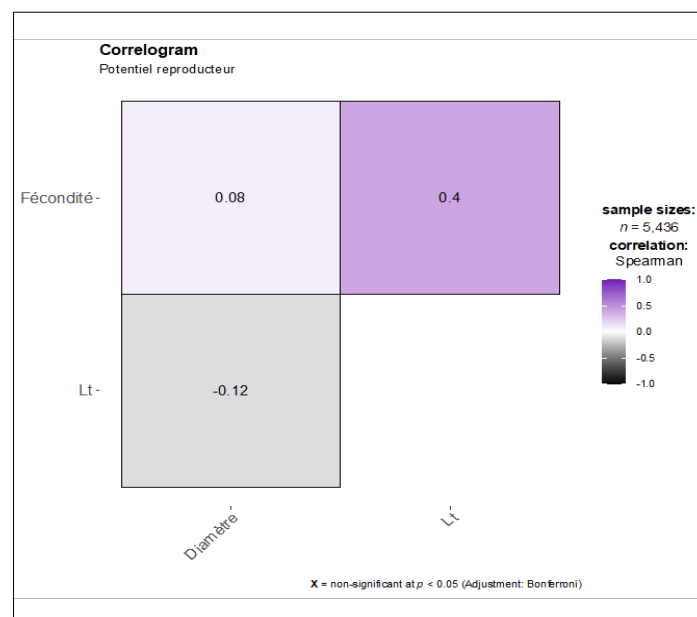


Figure 28. Corrélation non paramétrique de Spearman appliquée aux paramètres de reproduction des femelles ovigères de l'espèce *P. elegans* pêchées au printemps 2021 à : Boukhmira (Sidi Salem) et la lagune El-Mellah.



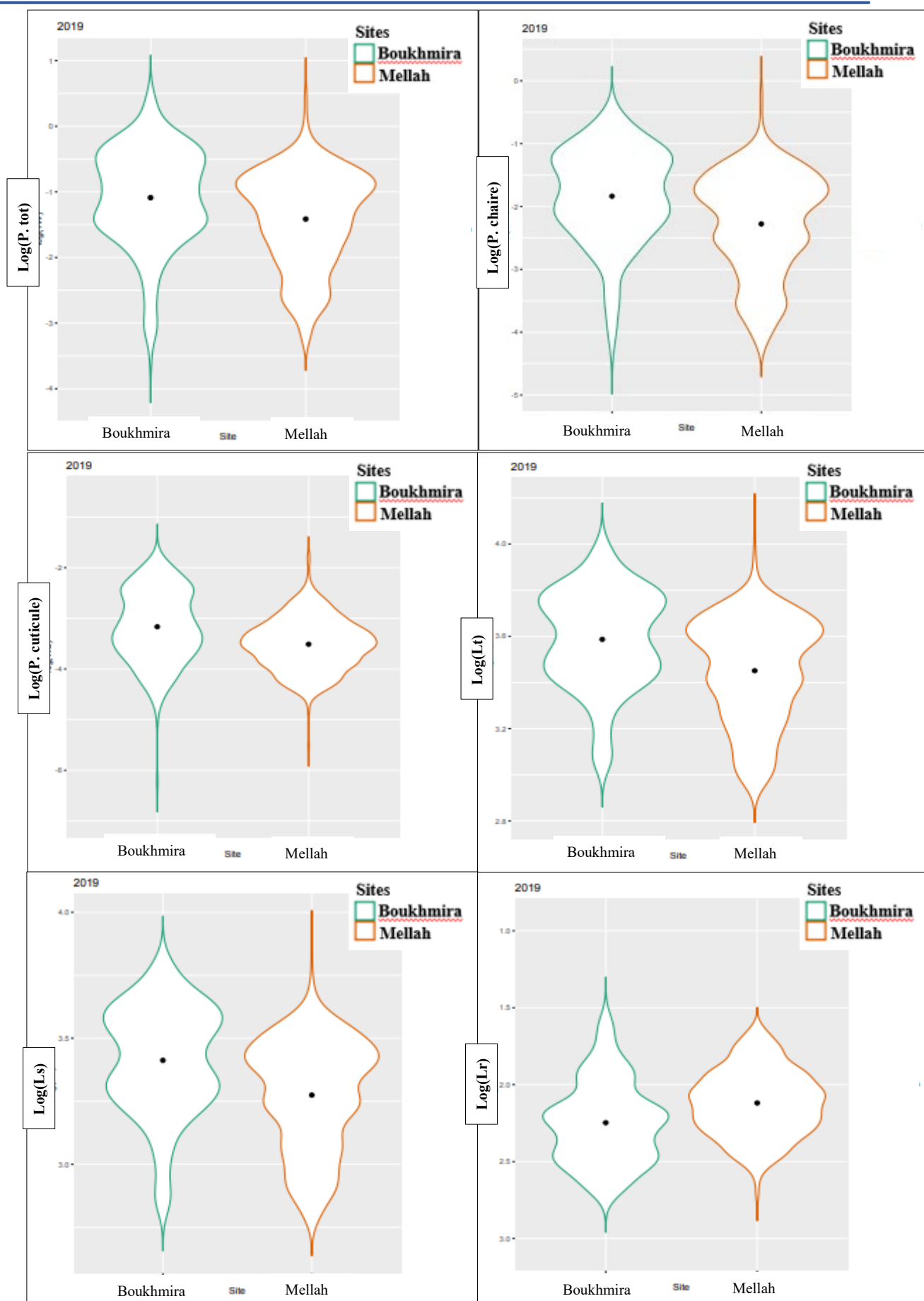
3.4 La morphométrie de *Palaemon adspersus*

L'étude statistique des paramètres morphométriques (comparaisons sites, saisons et sexes au cours des années 2019-2020) de la crevette *P. adspersus* a été également réalisée par le test Wilcox et représentée par des violin plots.

La comparaison des données de la croissance linéaire et pondérale selon le facteur **site** (Boukhmira-Sidi Salem et la lagune El-Mellah) au cours de **l'année 2019** a révélé que la croissance est en faveur des individus en provenance du site Boukhmira avec une différence hautement significative ($p \leq 0,001$) entre tous les paramètres morphométriques. Un équilibre entre les différentes valeurs des paramètres étudiés a été constaté hormis Pcu, Lt, La, Ls. au niveau du site Boukhmira et la (Lc) au niveau du site El-Mellah. Ainsi, une hétérogénéité des données a été mise en évidence (Fig. 29).

La comparaison entre **les saisons** (Printemps/Automne) de l'année 2019 a révélé une différence hautement significative ($p \leq 0,001$) pour tous les paramètres morphométriques et une différence significative ($p = 0,007$) pour la (La). De plus, une homogénéité des valeurs a été notée pour tous les paramètres morphométriques excepté (Lc) de la saison printanière où une hétérogénéité a été détectée. Des valeurs minimales ont été signalées pour la (Lc) en automne (Fig. 30).

De même, la comparaison entre **les sexes** par le test de Wilcox a démontré une différence hautement significative ($p \leq 0,001$) pour les Ptot, Pch, Lt, Ls, Lc, La, et une différence significative ($p \leq 0,05$) pour Pcu, Hc. En revanche, aucune différence ($p > 0,05$) n'a été détectée pour les trois paramètres linéaires (Lr, Lu, Ltél). Une hétérogénéité des valeurs entre les femelles et les males des deux sites a été enregistrée (Fig. 31).



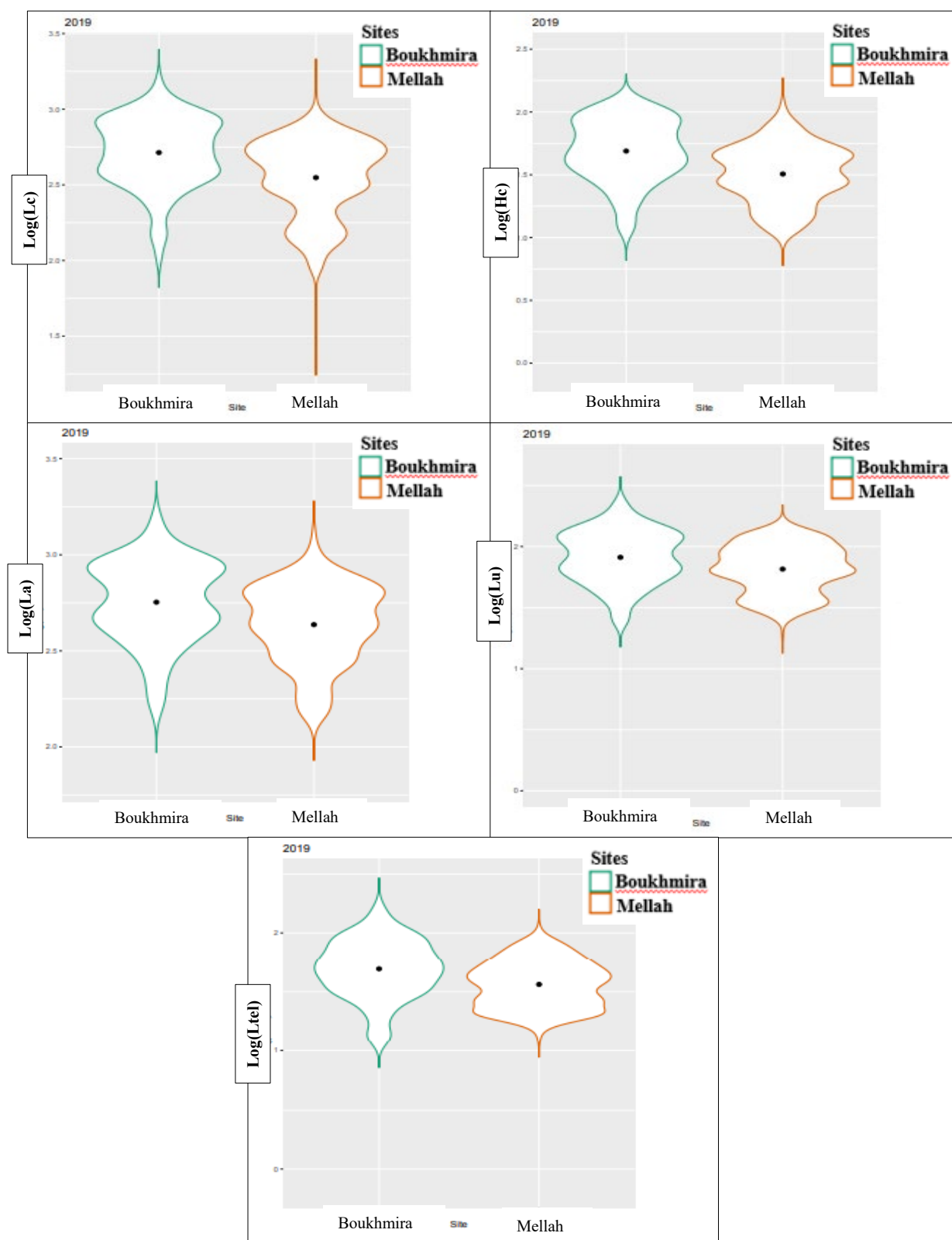
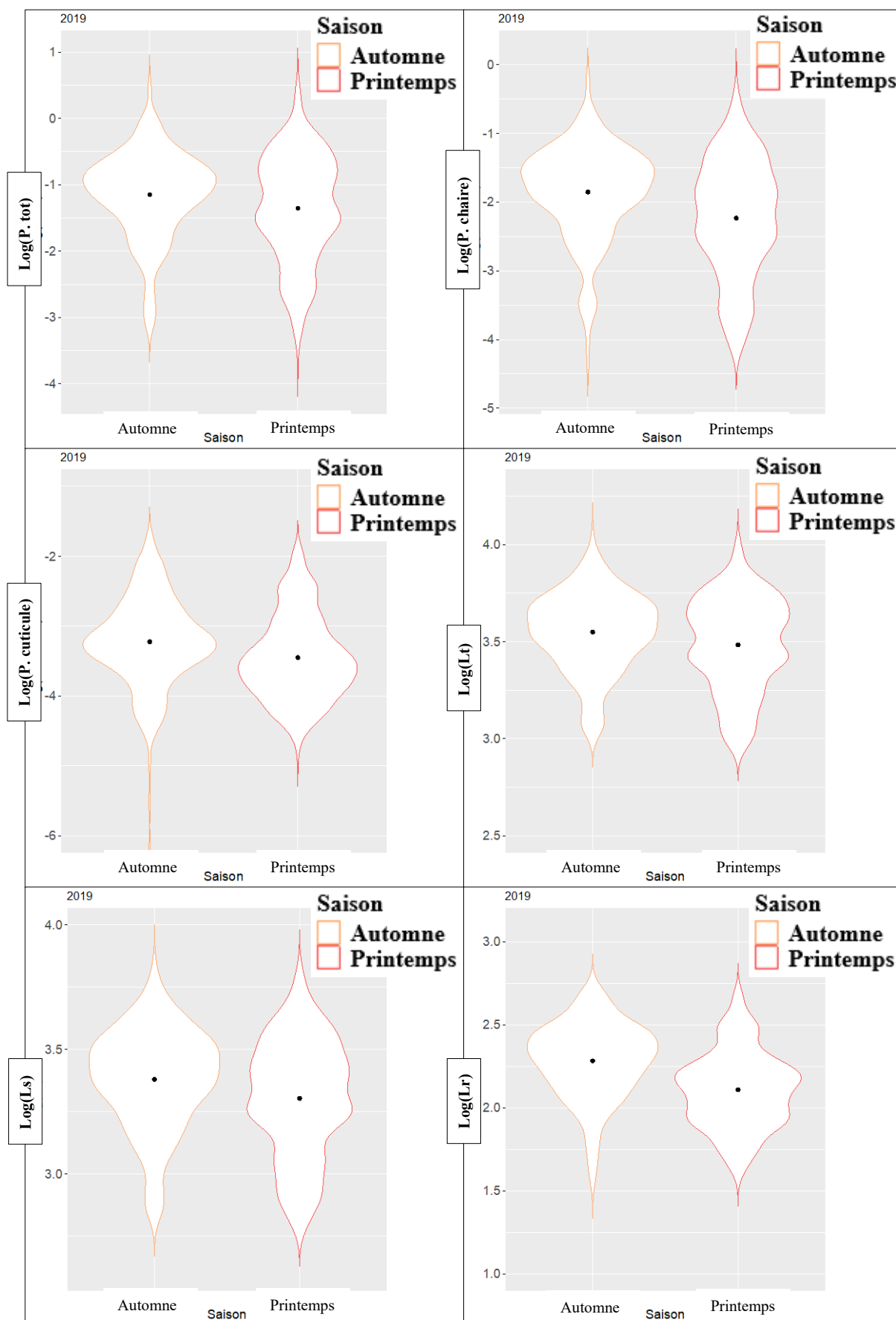


Figure 29. Violin plot représentant la distribution des différents paramètres morphométriques (pondéraux et linéaires) selon le facteur site chez l'espèce *P. adspersus* au niveau des deux sites d'étude Boukhmira (Sidi Salem) et la lagune El-Mellah au cours de l'année 2019.



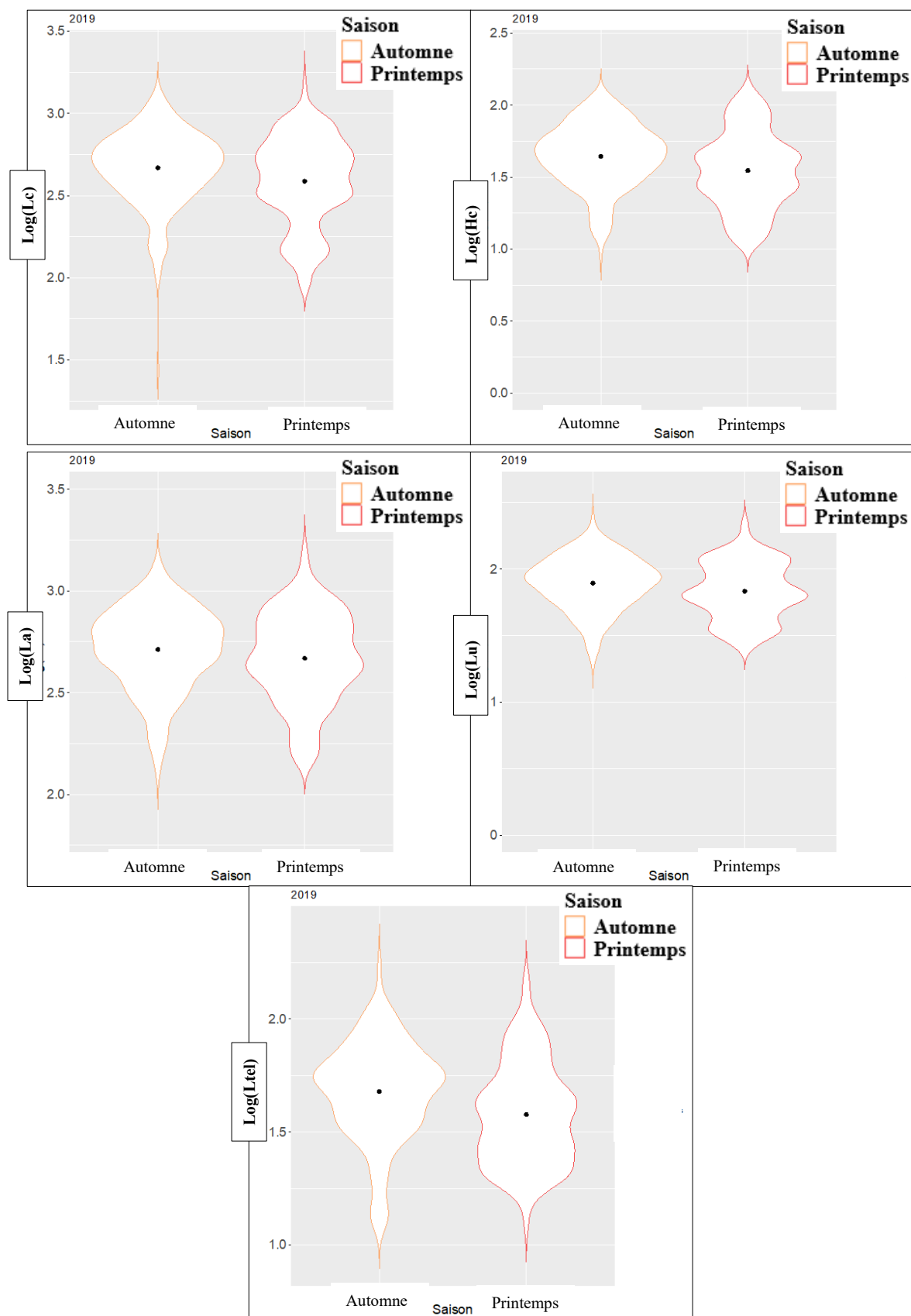
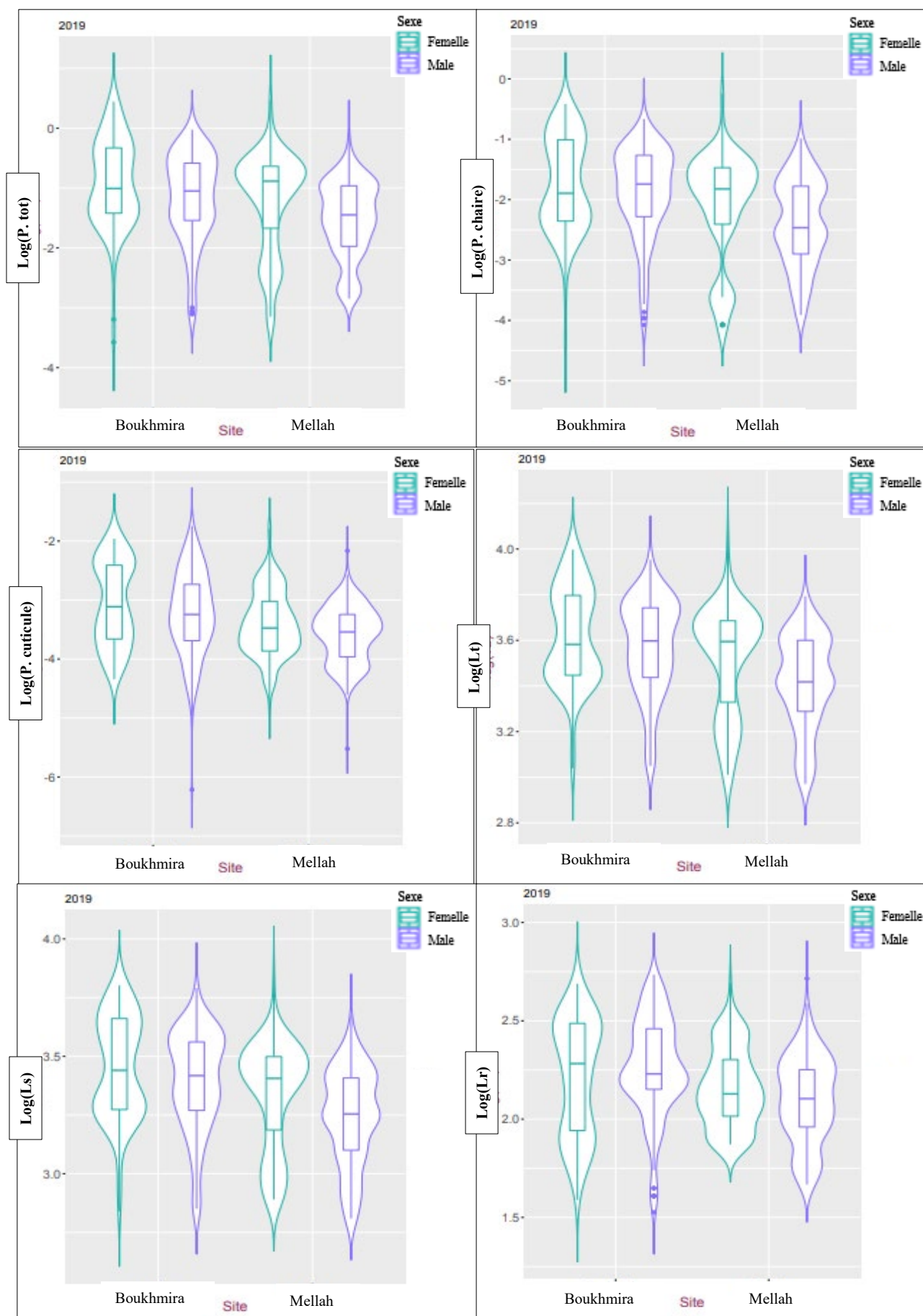


Figure 30. Violin plot représentant la distribution des différents paramètres morphométriques (pondéraux et linéaires) selon le facteur saison chez l'espèce *P. adspersus* au niveau des deux sites d'étude Boukhmira (Sidi Salem) et la lagune El-Mellah au cours de l'année 2019.



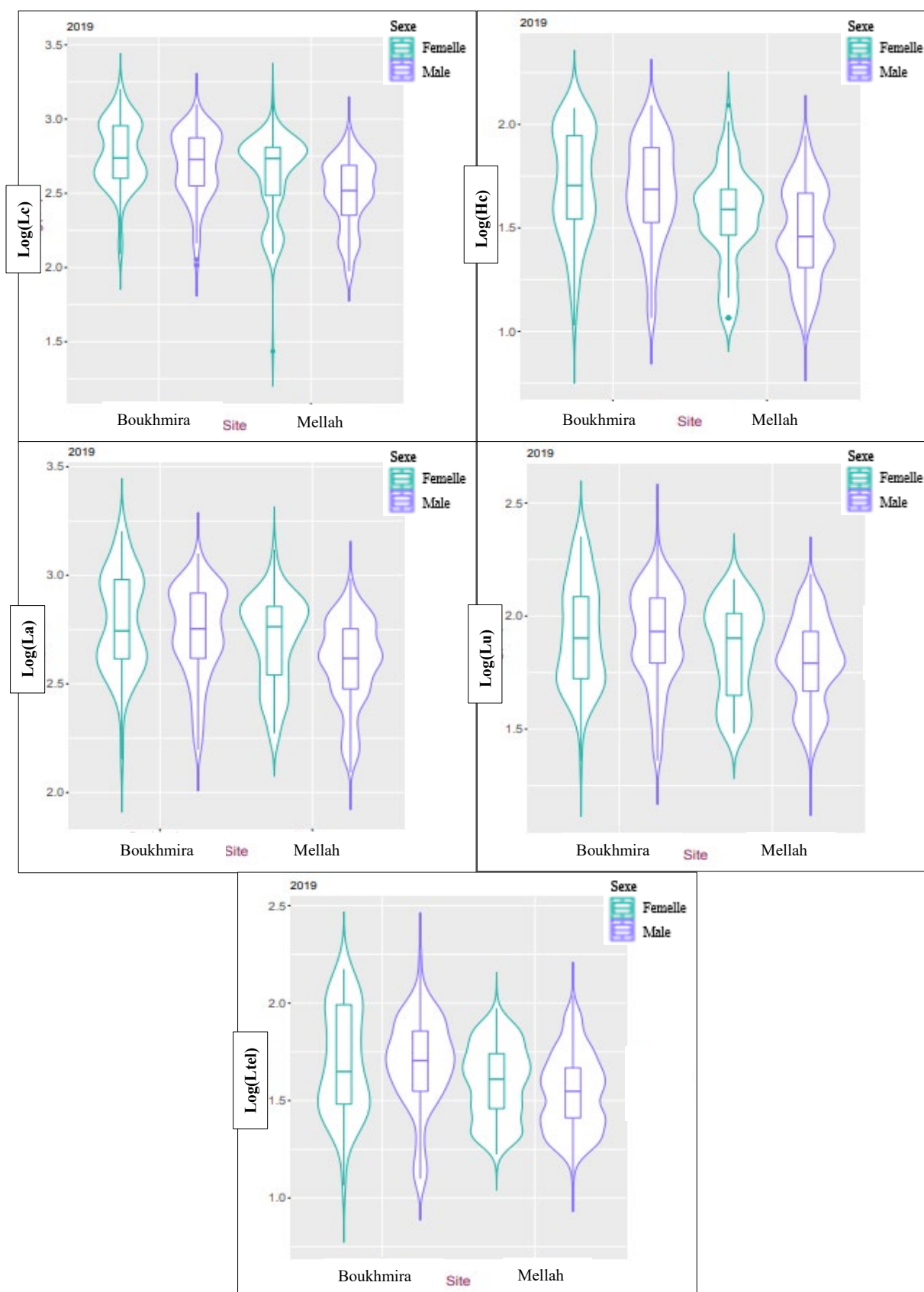


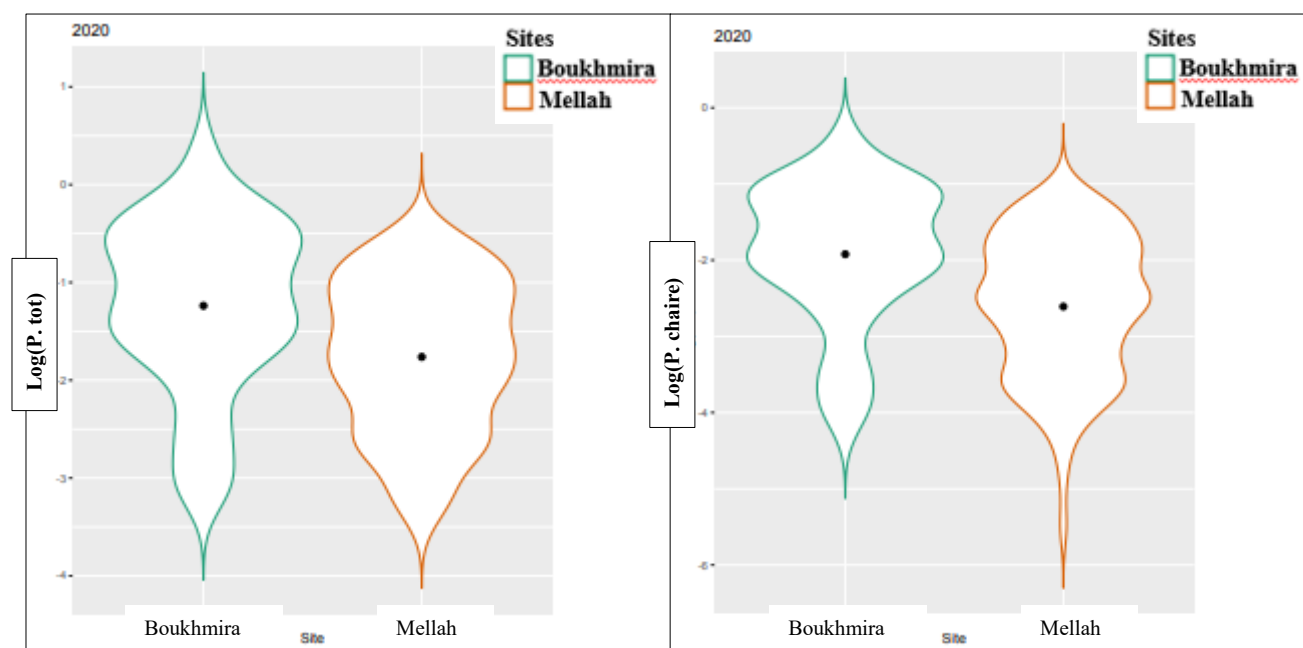
Figure 31. Violin plot représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur Sexe** chez l'espèce *P. adspersus* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année 2019.

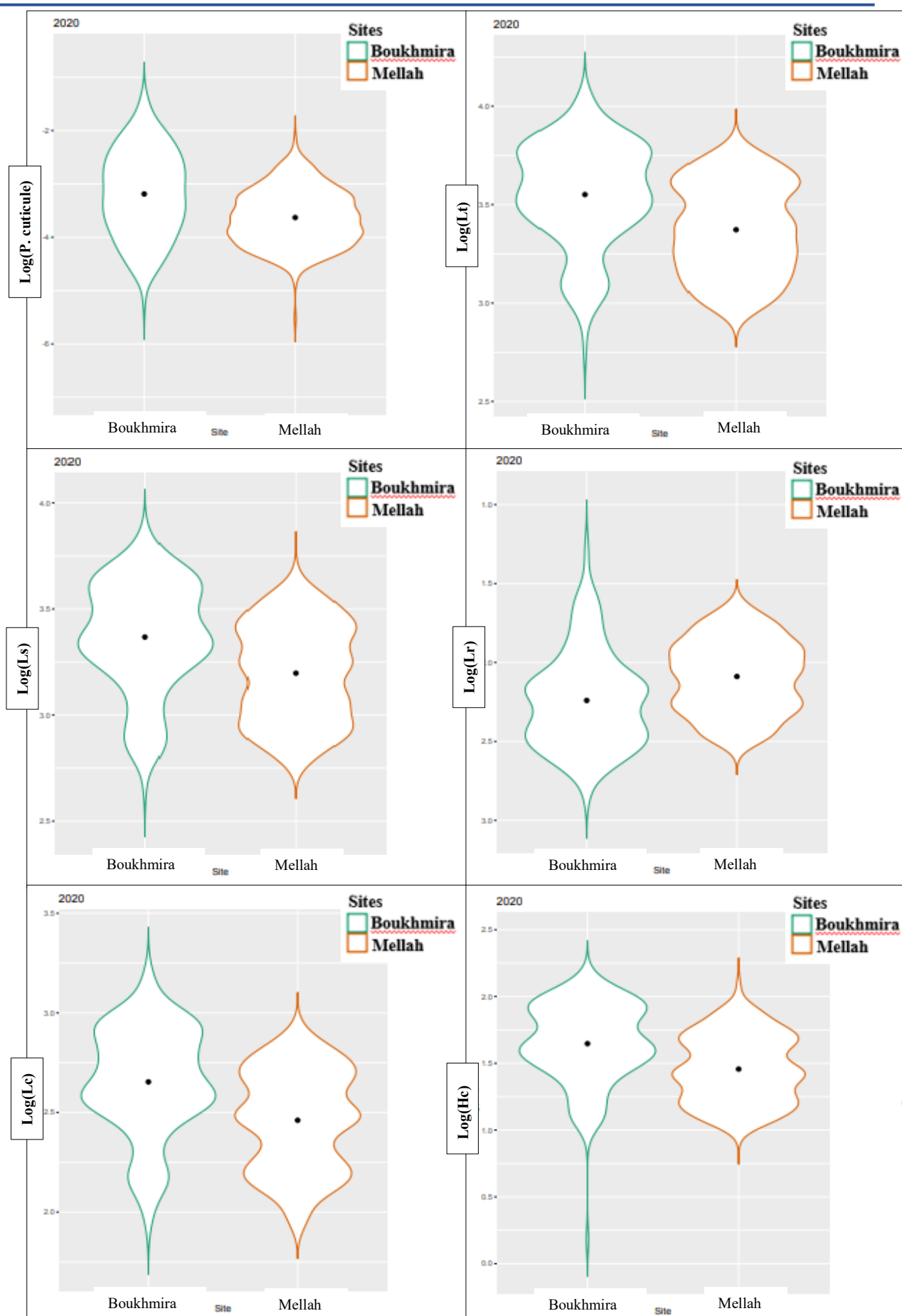


La comparaison des données relatives à la croissance linéaire et pondérale au cours de **l'année 2020**, selon le **facteur site** Boukhmira (Sidi Salem) et la lagune El-Mellah a révélé une croissance en faveur des crevettes en provenance du site Boukhmira. Une différence hautement significative ($p \leq 0,001$) (Wilcox. Test) a été notée entre les deux sites pour les onze paramètres morphométriques étudiés. Une homogénéité de l'ensemble résultats a été décelée, sauf pour la (Lc) dans les deux sites, où une hétérogénéité des données a été indiquée. Les valeurs très faibles ont été enregistrées pour la (Hc, Lu, Lt_{el}) au niveau du site Boukhmira (Fig. 32).

La comparaison des données selon le facteur **saison** (printemps/automne) n'a révélé aucune différence significative ($p > 0,05$) pour tous les paramètres étudiés. Les violin plots ont démontré une homogénéité dans l'ensemble des valeurs excepté Lu et Lt_{el} pour la saison printanière où une hétérogénéité a été décelée. Des valeurs minimales ont été observées pour (Hc, Lu, Lt_{el}) en automne (Fig. 33).

La comparaison des données selon le facteur **sexe** a démontré une absence de différence significative ($p > 0,05$) pour tous les paramètres étudiés. Les violin plots ont présenté une homogénéité dans l'ensemble des valeurs sauf les Pt_{ot}, Pch, Pcu, Lt, Ls, Lr, La chez les femelles de Boukhmira et le Pcu, Lr, Lc, Lt_{el} pour les femelles d'El-Mellah. Une hétérogénéité a été révélée concernant la Hc. des mâles de Boukhmira et la Lu. des mâles d'El-Mellah. (Fig. 34).





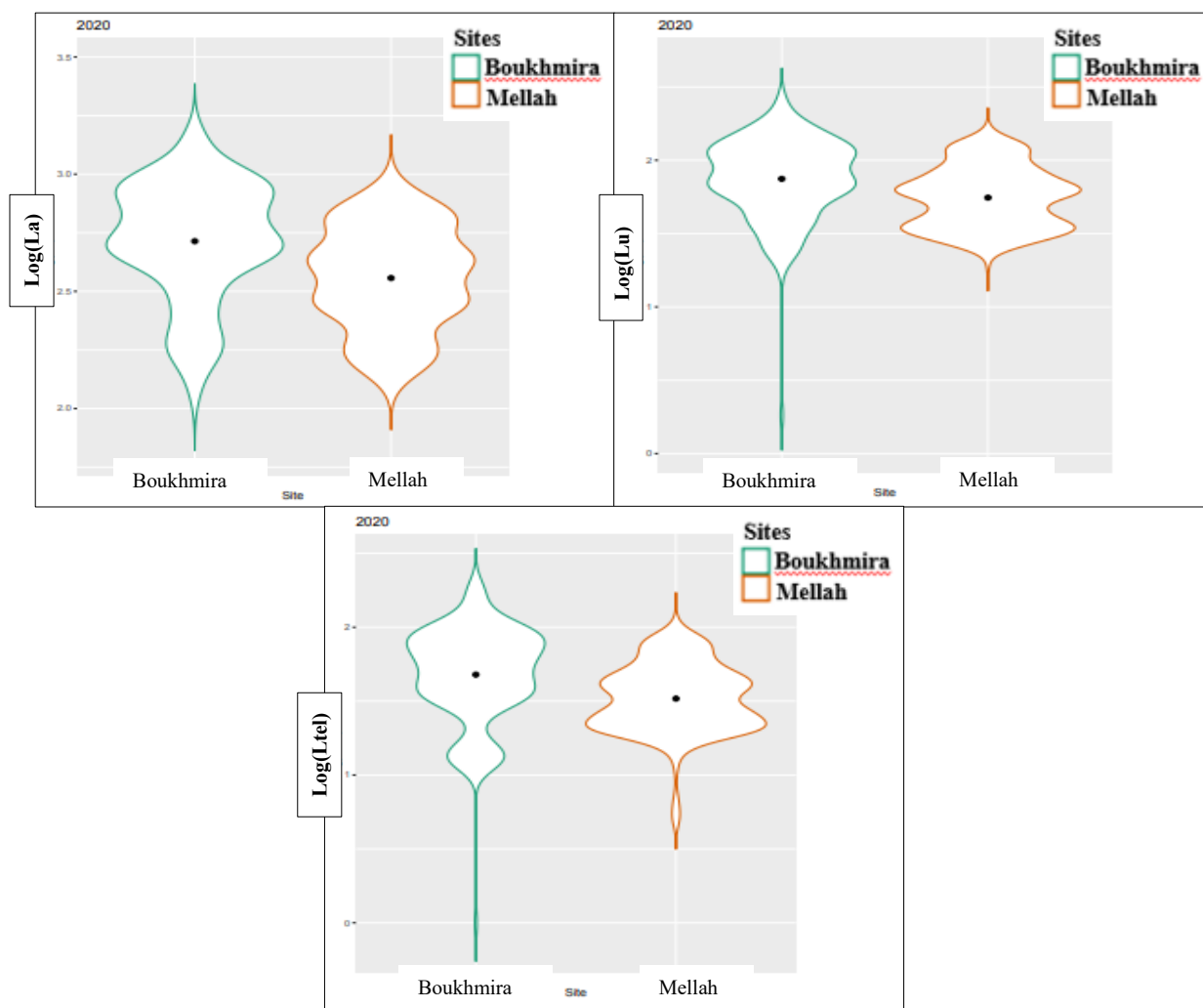
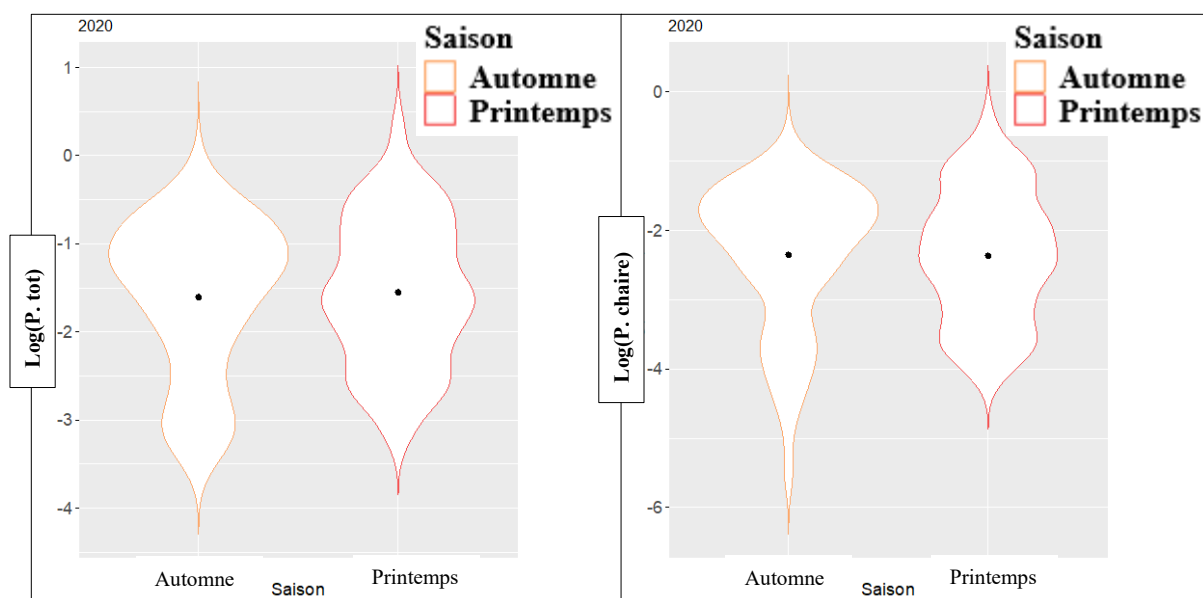
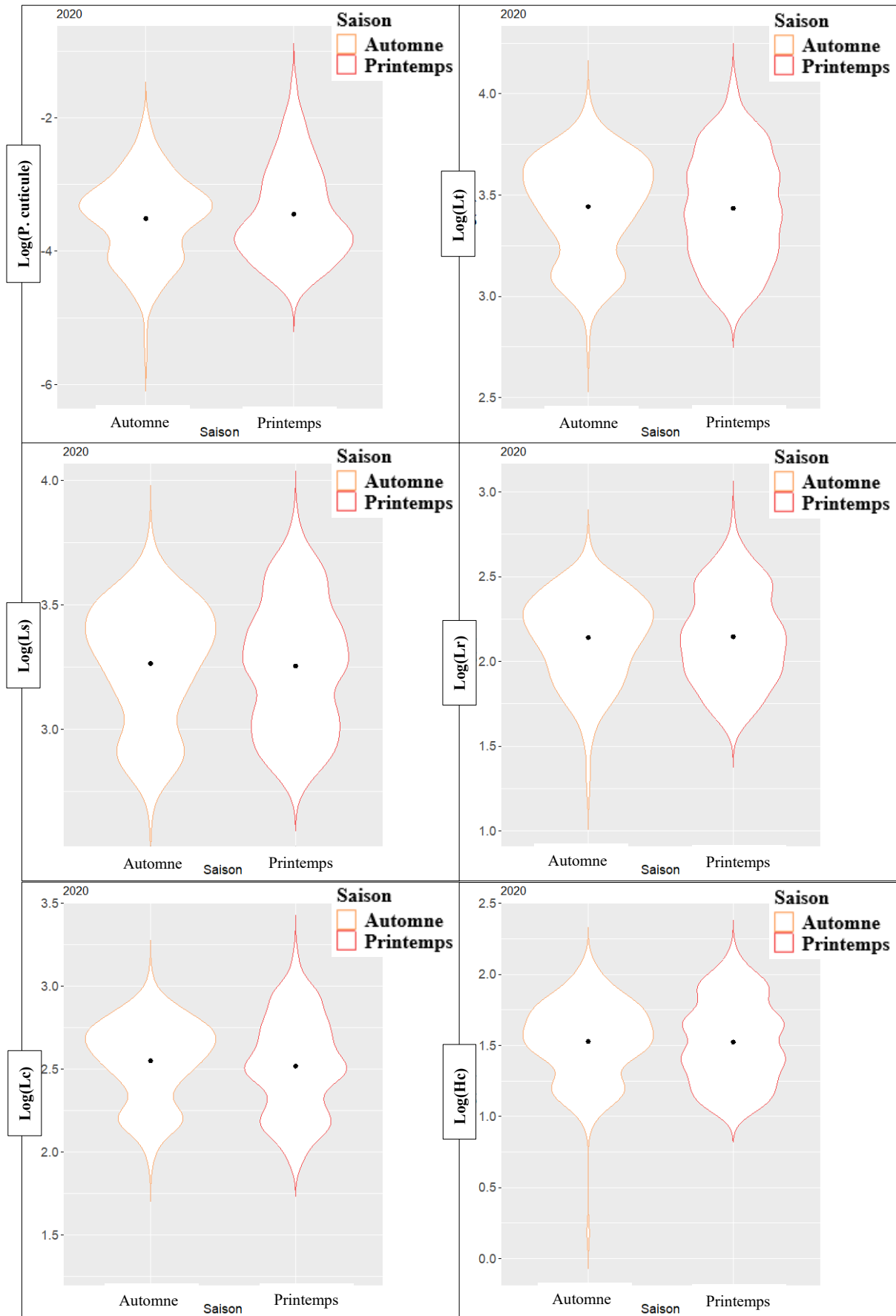


Figure 32. Violin plot représentant la distribution des différents paramètres morphométriques (pondéraux et linéaires) selon le facteur site chez *P. adspersus* au niveau des deux sites d'étude Boukhmira (Sidi Salem) et la lagune El-Mellah au cours de l'année 2020.





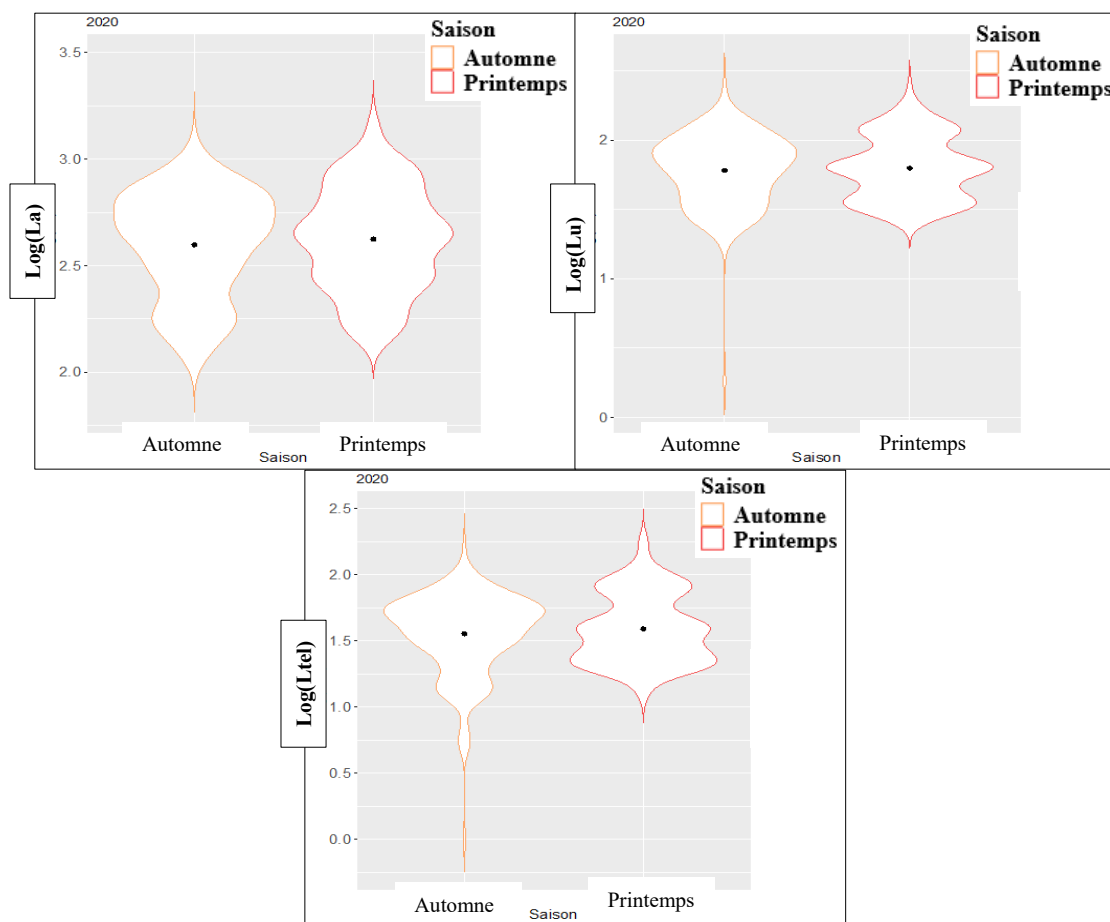
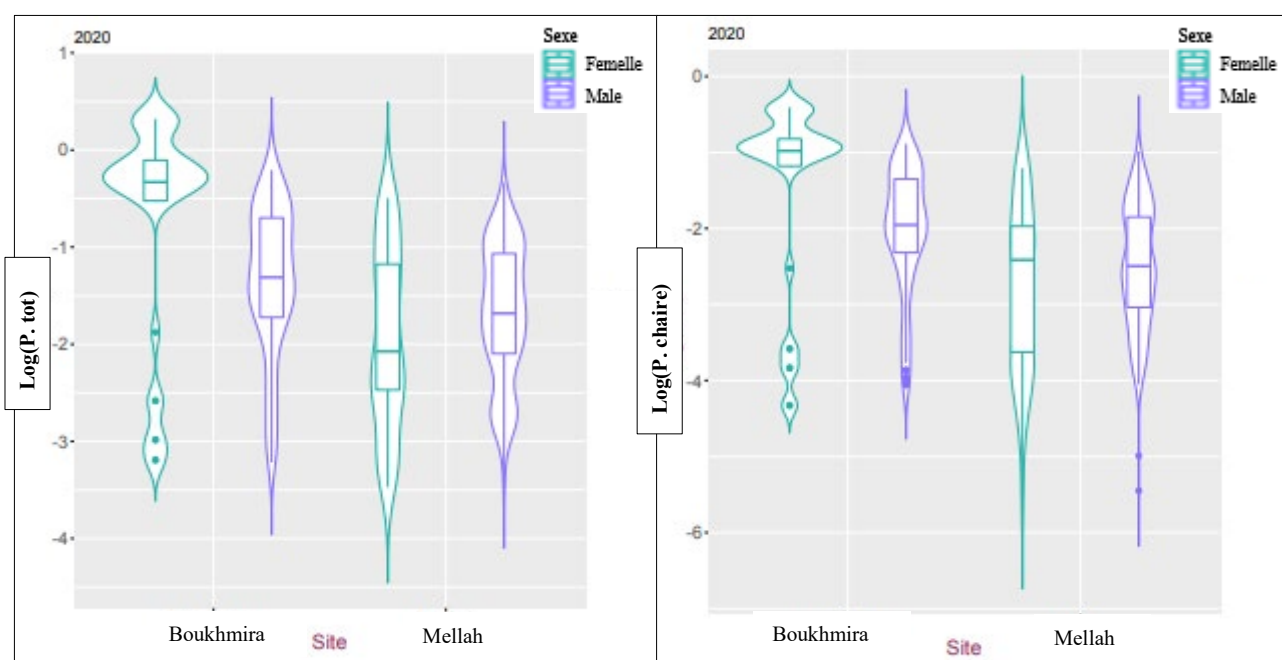
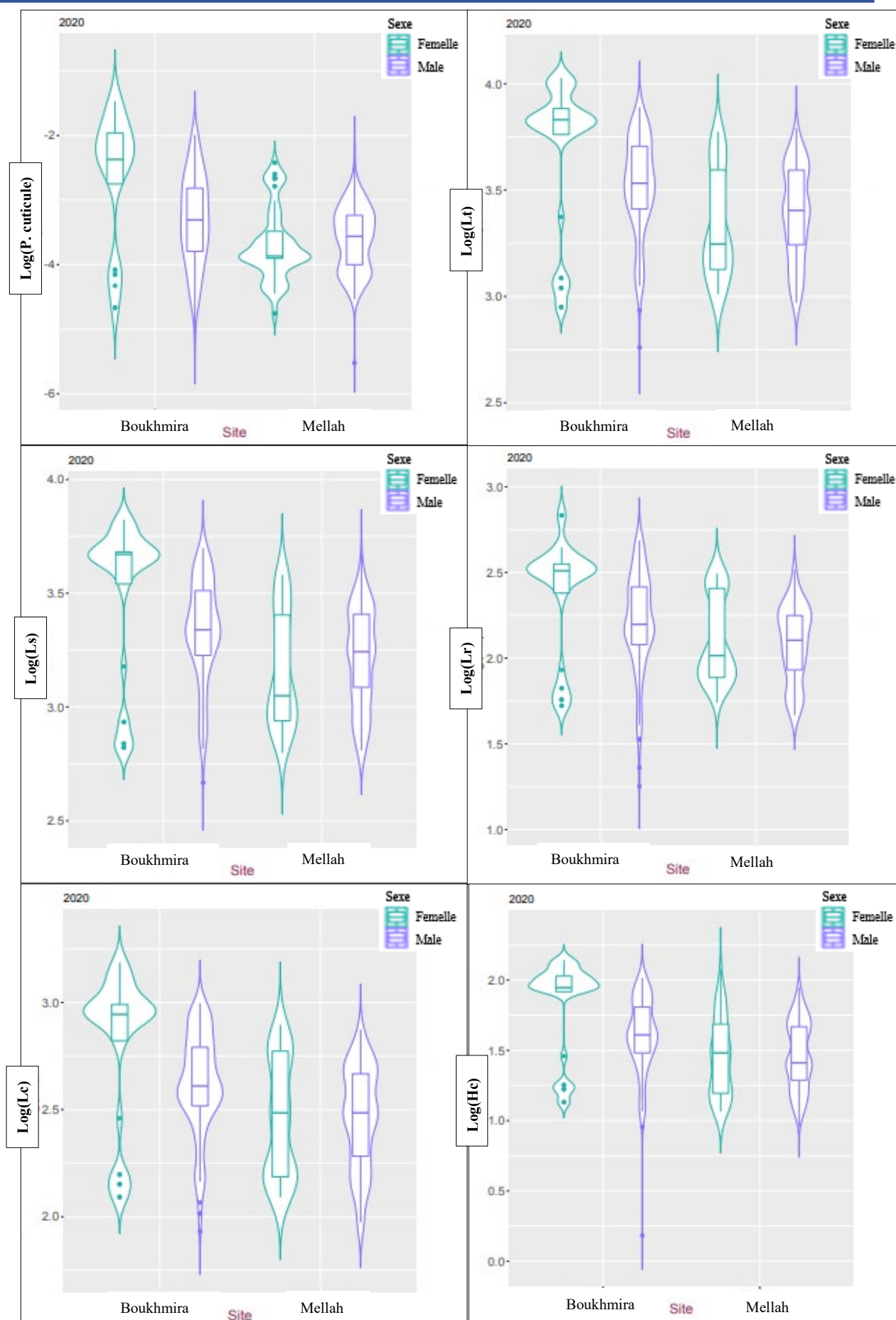


Figure 33. Violin plot représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur Saison** chez *P. adspersus* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année **2020**.





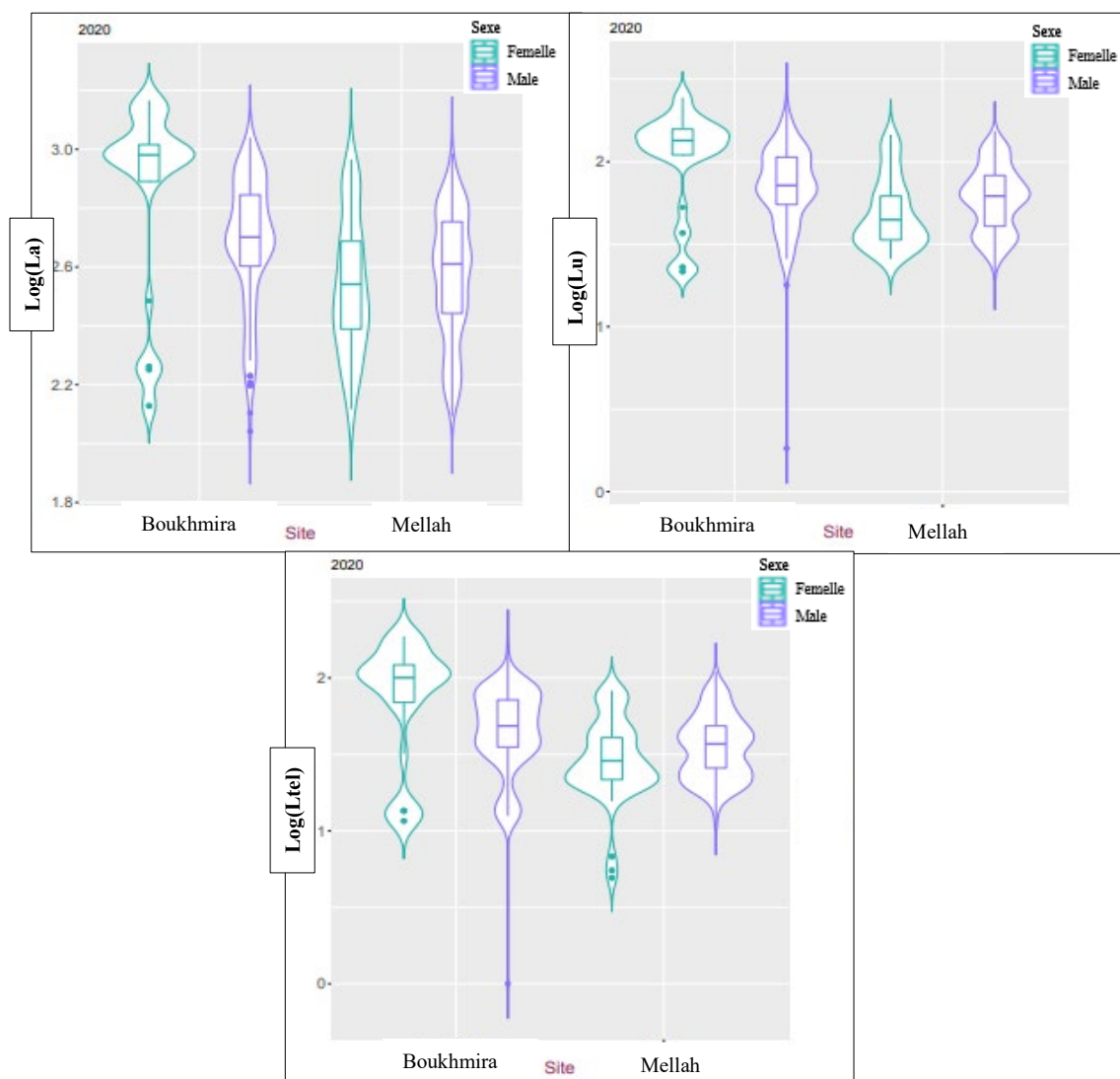


Figure 34. Violin plot représentant la distribution des différents **paramètres morphométriques** (pondéraux et linéaires) selon le **facteur Sexe** chez *P. adspersus* au niveau des deux sites d'étude **Boukhmira** (Sidi Salem) et la lagune **El-Mellah** au cours de l'année 2020.

3.4.1 Analyse des composantes principales (ACP) des paramètres morphométriques de *P. adspersus*

L'ACP relative aux données de la morphométrie (caractéristiques linéaires et pondérales) de la crevette *P. adspersus* a donné lieu à deux composantes pertinentes qui représentaient 95,6 % de la variance des données (inertie totale), ou la PC1 seule représentait 92,9 % de la variance. Les résultats ont montré une corrélation claire entre les mesures linéaires et pondérales au cours de cette période au sein des deux sites d'étude (Fig. 35 A). Les deux espèces ont affiché un processus de croissance similaire au niveau des deux sites au cours des deux ans (Fig. 35 B). Cependant, le nombre de spécimens est supérieur à El-Mellah comparativement à Boukhmira, avec une dominance des mâles par rapport aux femelles (Fig.



35 C) et une abondance des individus en saison printanière par rapport à la saison automnale (Fig. 35 D). Il est à signaler, que la croissance de la cuticule des crevettes récoltées à Boukhmira est plus importante par rapport à ceux d'El Mellah. Ceci pourrait être expliqué par la disponibilité des composants nécessaires pour la formation de la cuticule et par conséquent le développement des crevettes de Boukhmira comparativement à ceux d'El-Mellah.

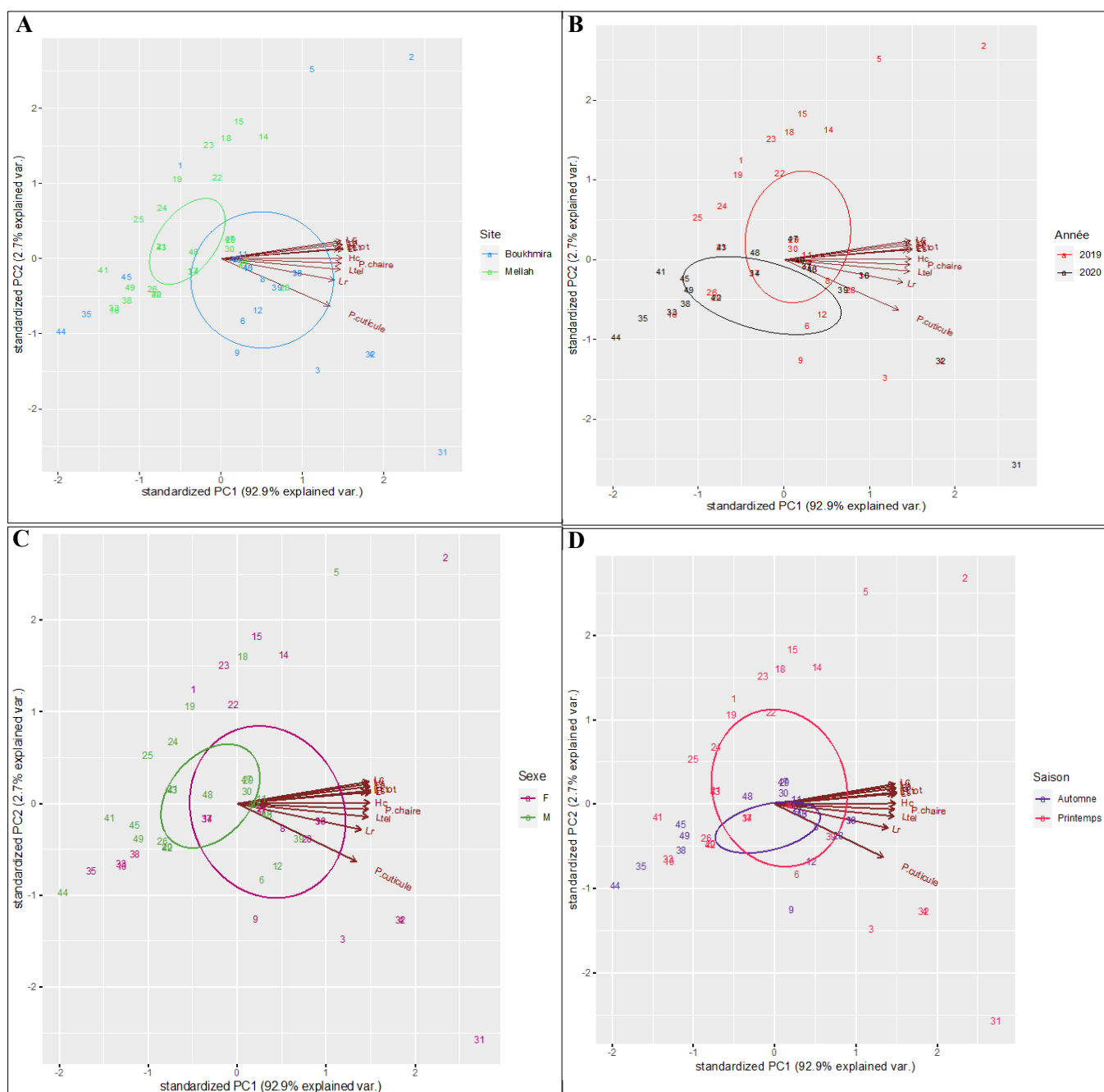


Figure 35. Analyse en composantes principales (ACP) réalisé sur les caractéristiques morphométriques (linéaires et pondérales) de *P. adspersus*; ACP selon le facteur Site, (A), selon le facteur année (B), sexe (C), saison (D).



3.4.2 Corrélation de Spearman des paramètres morphométrique de *P. adspersus*

Les résultats de la morphométrie traités par la corrélation de Spearman ont révélé une corrélation positive hautement significative entre les différents paramètres linéaires et pondéraux des crevettes récoltées (Printemps/Automne, 2019-2020). En effet, en 2019, une corrélation entre la Lt et le Pt ($r = 1$), entre le Pc et le Pcut ($r = 0,8$) et entre la Lt et Lc ($r = 1$) a été révélée en 2019 (Fig. 36 A). De même, en 2020, une corrélation positive a été enregistrée entre la Lt et le Pt ($r = 1$), entre la Lt et la Ls ($r = 1$) et entre le Pc et le Pcut ($r = 0,9$) (Fig. 36 B).

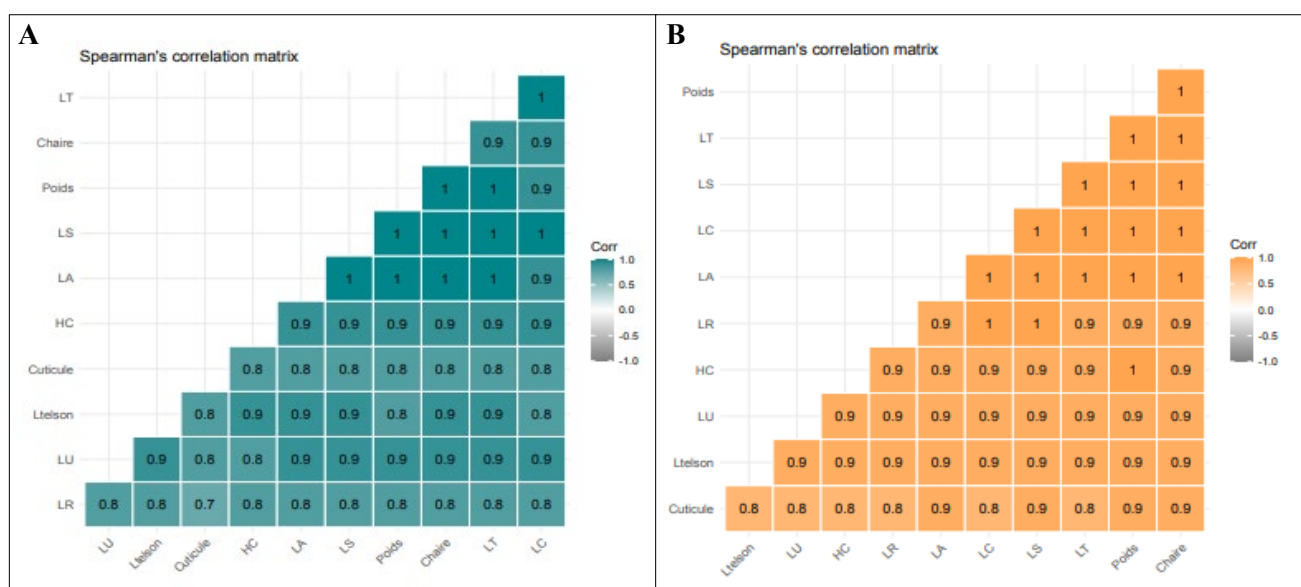


Figure 36. Corrélation non paramétrique de Spearman appliquée aux paramètres morphométriques chez *P. adspersus* au niveau des deux sites d'étude Boukhmira (Sidi Salem) et El-Mellah au cours des deux saisons (printemps/automne) des deux années 2019 (A), et 2020 (B).

3.4.3 Paramètres de reproduction chez *P. adspersus*

La comparaison des données correspondant aux paramètres reproducteurs a été réalisée par le test de Mann et whitney. En effet, il existe une différence hautement significative ($p = 2.2e-16$) entre le nombre d'œufs portés par les crevettes gravides des deux sites (Boukhmira et El-Mellah) durant le printemps de l'année 2021. La valeur moyenne de la fécondité la plus élevée a été enregistrée à El-Mellah (640,2) par rapport à Boukhmira (273,00) (Fig. 37 A). De même, le test de Mann et whitney a révélé une différence hautement significative ($p = 2.2e-16$) entre les diamètres des œufs du site El Mellah (751,02 μm) par rapport à ceux du site Boukhmira (626,73 μm) au printemps 2021 (Fig. 37 B).

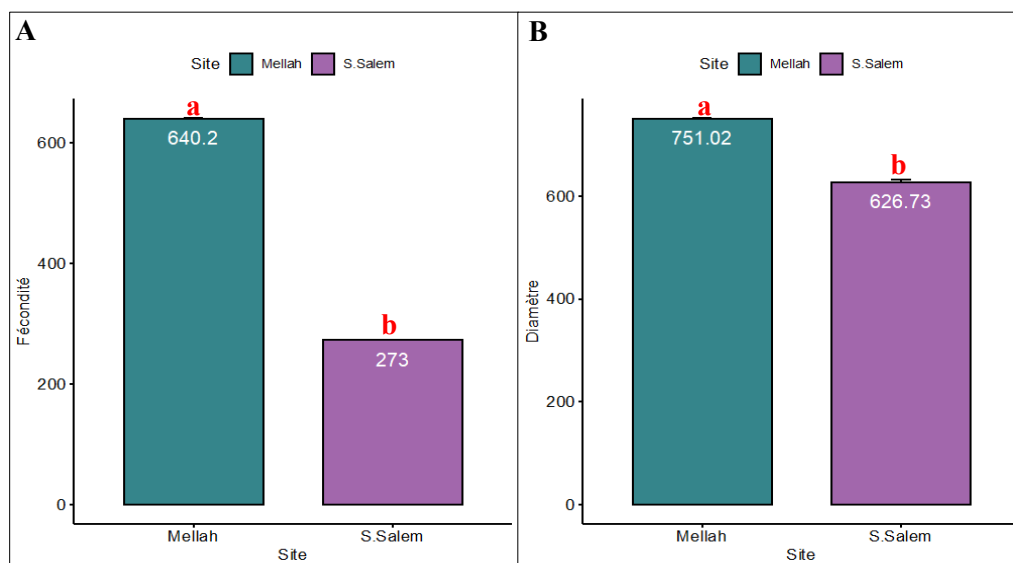


Figure 37. Fécondité (A) et diamètre des œufs (B) des femelles ovigères chez *P. adspersus* pêchées au printemps 2021 à : Boukhmira (Sidi Salem) et la lagune El-Mellah.

3.4.4 Corrélation de spearman des paramètres de reproduction chez *P. adspersus*

Les résultats relatifs à la fécondité, au diamètre des œufs et à la longueur totale des crevettes ont été traités par la corrélation de Spearman. En effet, le test a révélé que la fécondité était faiblement corrélée avec la longueur totale ($r = 0,02$) et le diamètre des œufs ($r = 0,02$). La corrélation est également faible entre le diamètre des œufs et la longueur totale ($r = 0,09$) au niveau des deux sites (Fig. 38).

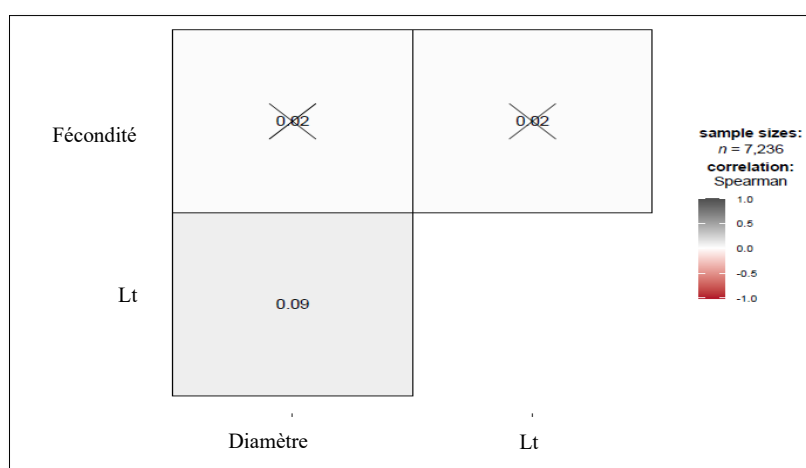


Figure 38. Corrélation non paramétrique de Spearman appliquée aux paramètres de reproduction des femelles ovigères chez *P. adspersus* pêchées au printemps 2021 à : Boukhmira (Sidi Salem) et la lagune El-Mellah.



3.4.5 Dosage des vitellines chez les Palaemons

La comparaison des données relatives au contenu vitellin a été déterminée dans les œufs des crevettes ovigères entre les deux sites d'étude (Boukhmira et El-Mellah) durant la période printanière de l'année 2021. Le taux de vitelline est élevé à Sidi Salem comparativement à El-Mellah. Les résultats n'ont révélé aucune différence significative ($p > 0,05$) entre les sites Boukhmira et El-Mellah, (Kruskal-Wallis) (Fig. 39).

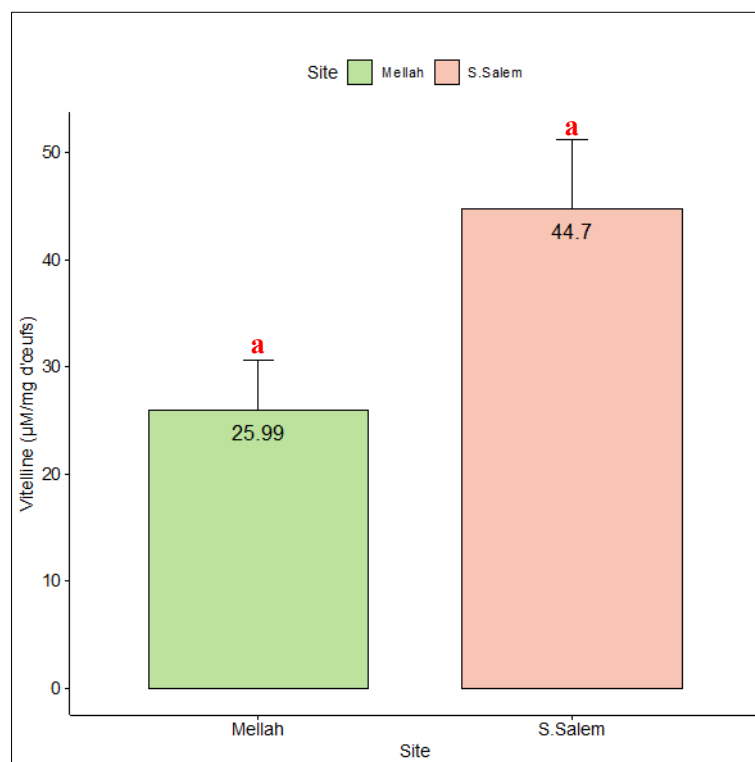


Figure 39. Contenu vitellin dans les œufs des femelles ovigères des **Palaemons** pêchées au niveau des deux sites d'étude: **Boukhmira** (Bkh) et la lagune **El-Mellah** (Mel) au cours du **printemps 2021**. ($m \pm SEM$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site, les valeurs moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à ($p > 0,05$).

3.5 Variabilité spatio-temporelle des biomarqueurs du stress environnemental chez *P. adspersus* et *P. elegans*

- Activité spécifique de l'acétylcholinestérase

L'activité spécifique de l'AChE ($\mu M/mn/mg$ de protéines) a montré une activité maximale de l'AChE chez les individus en provenance de Boukhmira et une activité minimale chez les individus d'El-Mellah pendant les deux saisons de l'année 2020. En automne, une diminution significative ($p = 0,033$) de l'activité enzymatique a été observée chez les individus des deux sites. La comparaison de l'activité de l'AChE par le test de Mann et whitney entre les



sites étudiés a révélé une différence hautement significative ($p < 0,001$) entre le site Boukhmira et le site El-Mellah pendant les deux saisons (Fig. 40).

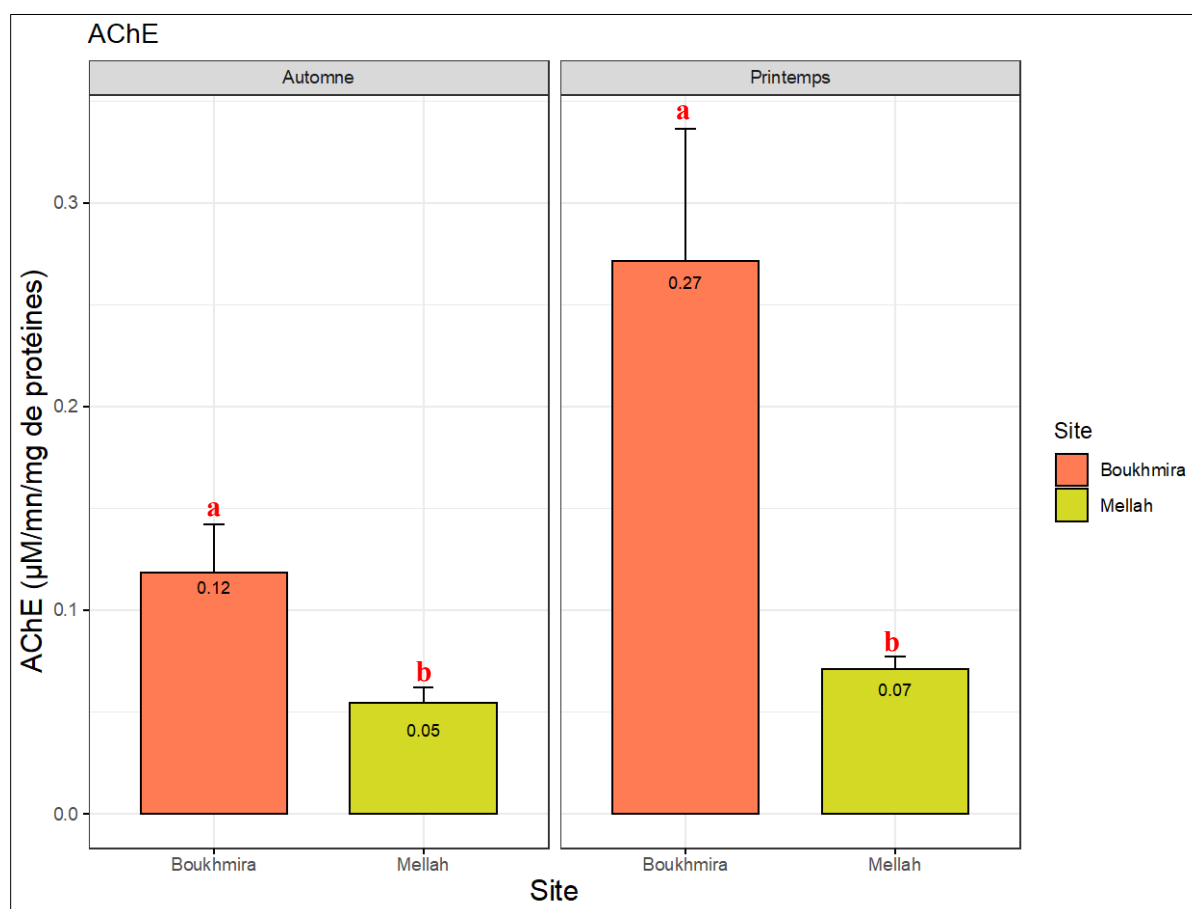


Figure 40. Activité spécifique de l'AChE ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau de la tête des **Palaemons**, récoltés dans les deux sites d'étude : **Boukhmira** (Bkh) et la lagune **El-Mellah** (Mel) au cours des deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année **2020**. ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site, les valeurs moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à ($p > 0,05$)).

- Activité enzymatique de la glutathion-S-transférase

L'activité spécifique de la GST ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) a montré une activité maximale de la GST chez les individus en provenance de Boukhmira et une activité minimale chez les individus d'El-Mellah pendant les deux saisons de l'année 2020. En automne, une diminution hautement significative ($p = 2.421 \times 10^{-6}$) de l'activité enzymatique a été observée sur les deux sites. La comparaison de l'activité de la GST par le test de Mann et whitney entre les sites étudiés a révélé une différence significative ($p \leq 0,05$) entre le site Boukhmira et le site El-Mellah pendant les deux saisons (Fig. 41).

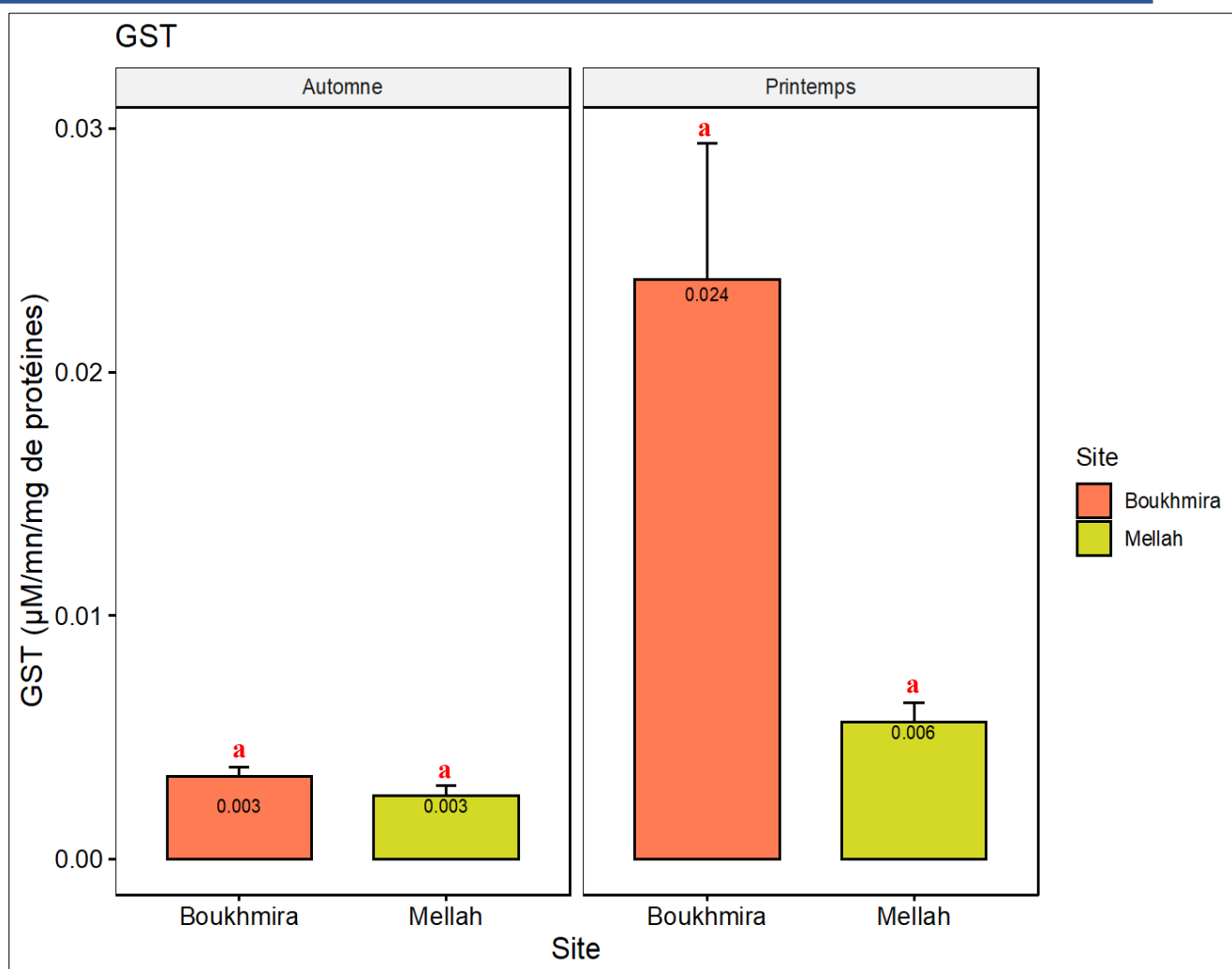


Figure 41. Activité spécifique de la GST ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau de la chair des **Palaemons**, récoltés dans les deux sites d'étude : **Boukhmira** (Bkh) et la lagune **El-Mellah** (Mel) au cours des deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année 2020. ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site, les valeurs moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à ($p > 0,05$)).

- Taux de métallothionéines

Les résultats des taux de métallothionéines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) ont montré un taux élevé de métallothionéines chez les individus en provenance de Sidi Salem comparativement aux individus d'El-Mellah pendant les deux saisons de l'année 2020. En automne, une diminution non significative ($p = 0,959$) du taux de MTs a été observée dans les deux sites. La comparaison du taux de MTs par le test de Mann et whitney entre les sites étudiés a révélé une différence très significative ($p \leq 0,01$) entre le site Boukhmira et le site El-Mellah pendant les deux saisons (Fig. 42).

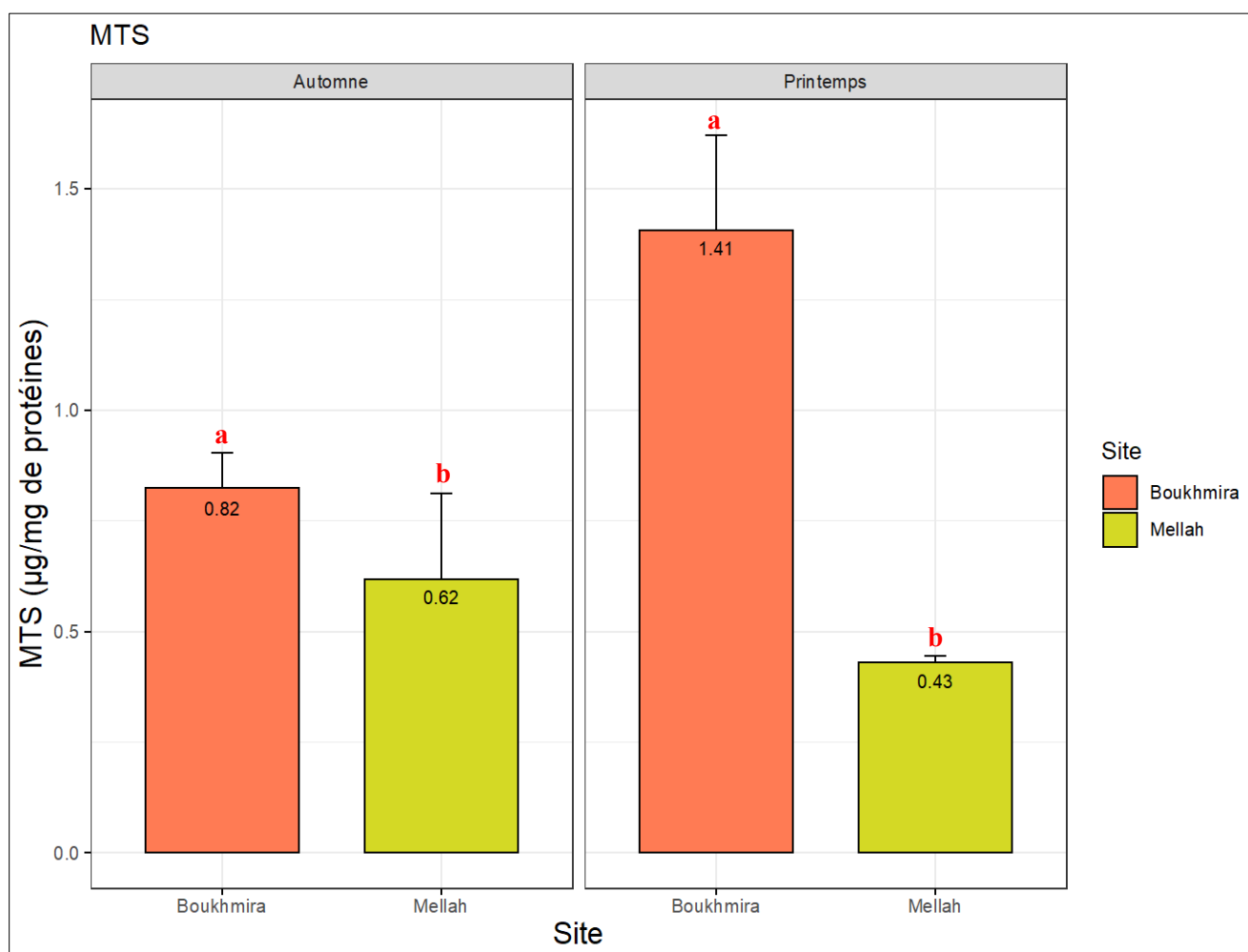


Figure 42. Taux de MTs ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) mesurés au niveau de la tête des **Palaemons**, récoltés dans les deux sites d'étude : **Boukhmira** (Bkh) et la lagune **El-Mellah** (Mel) au cours des deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année **2020**. ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site, les valeurs moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à ($p > 0,05$)).

- Taux du malondialdéhyde

Les résultats des taux de malondialdéhyde ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) ont montré un taux élevé de malondialdéhyde chez les individus en provenance d'El-Mellah comparativement aux individus de Sidi Salem pendant la saison automnale de l'année 2020, par contre au printemps le taux le plus élevé a été noté au niveau de Boukhmira. En automne, une augmentation non significative ($p = 0,141$) du taux de MDA a été observée au niveau des deux sites. La comparaison du taux de MDA par le test de Mann et whitney entre les sites étudiés a révélé une différence non significative ($p > 0,05$) entre le site Boukhmira et le site El-Mellah pendant les deux saisons (Fig. 43).

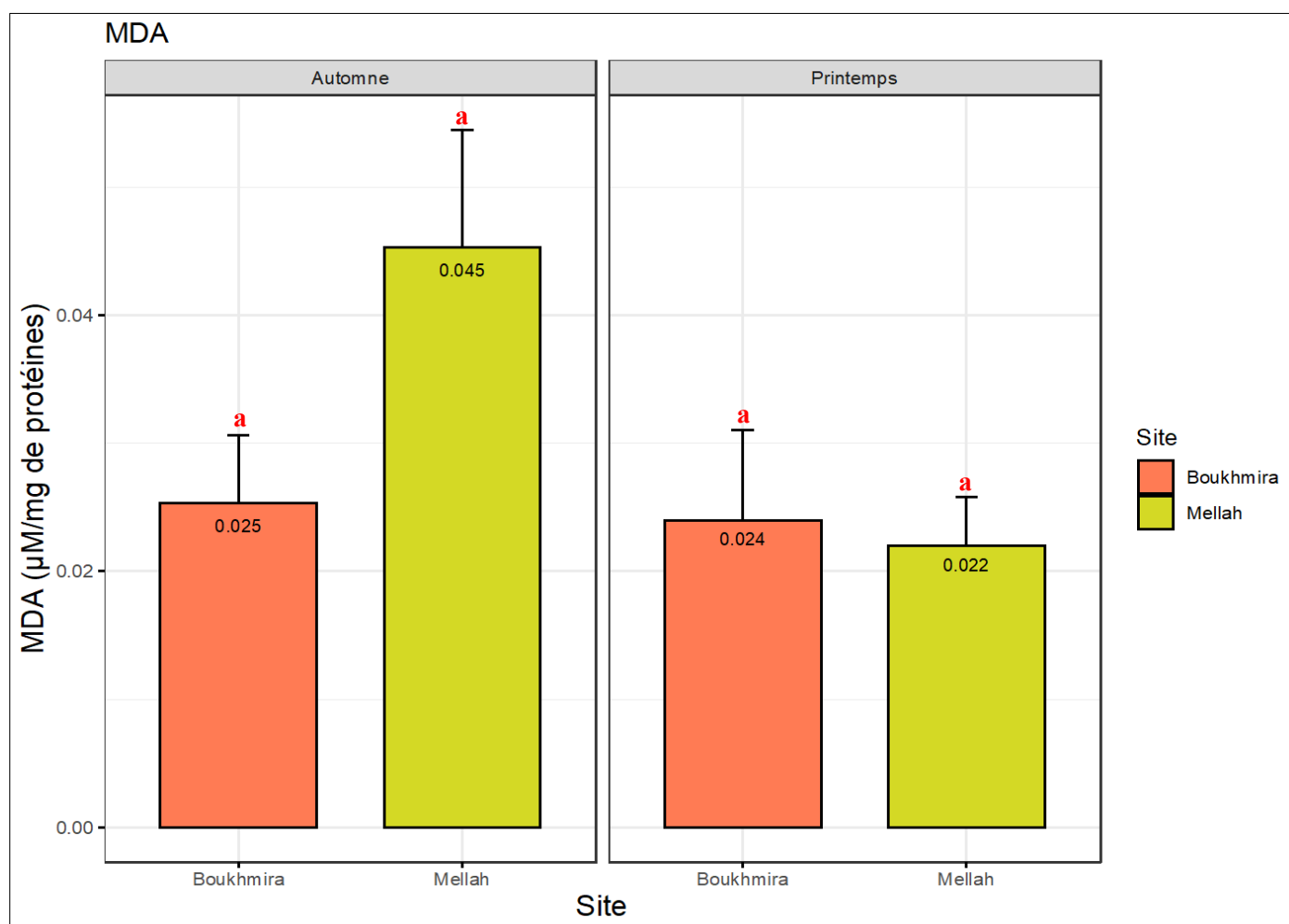


Figure 43. Taux de MDA ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau de la chair des *Palaemons*, récoltés dans les deux sites d'étude : **Boukhmira** (Bkh) et la lagune **El-Mellah** (Mel) au cours des deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année **2020**. ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site, les valeurs moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à ($p > 0,05$)).

- Teneur des échantillons en lipides

Les résultats des taux de lipides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) ont révélé un taux élevé de lipides chez les individus pêchés à Boukhmira durant la saison printanière, cependant durant la saison automnale le taux de lipides le plus élevé est chez les individus en provenance d'El-Mellah. En automne, une augmentation non significative ($p = 0,06$) du taux de lipides a été observée au niveau des deux sites. La comparaison du taux de lipides par le test de Mann et whitney entre les sites étudiés a révélé une différence non significative ($p > 0,05$) entre le site Boukhmira et le site El-Mellah pendant les deux saisons (Fig. 44).

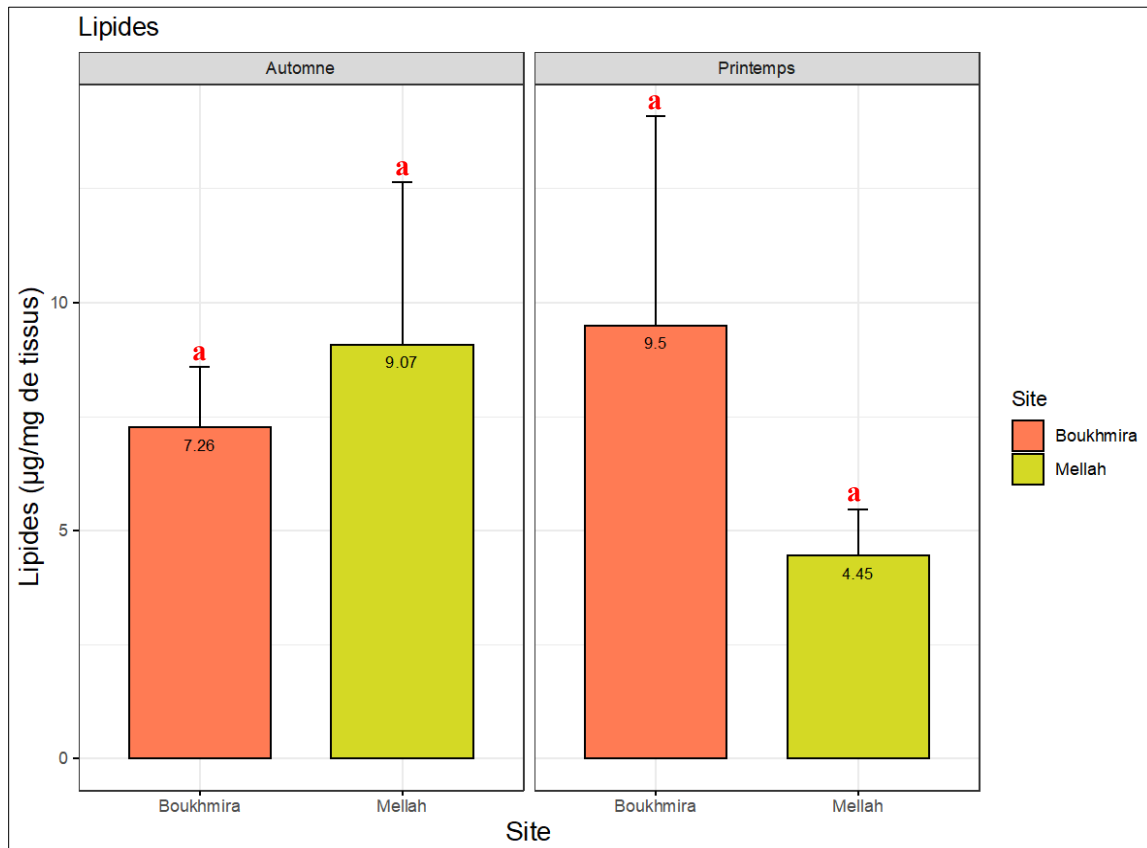


Figure 44. Taux de lipides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) au niveau de la chair des *Palaemons*, récoltés dans les deux sites d'étude : **Boukhmira** (Bkh) et la lagune **El-Mellah** (Mel) au cours des deux saisons (**Printemps/Automne**) de l'année 2020. ($m \pm \text{SEM}$, $n = 5$; pour chaque mois de la saison sur chaque site, les valeurs moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes les unes des autres à ($p > 0,05$)).

3.6 Analyse globale des variations morphométriques des populations de crevettes

L'analyse de la structuration des trois espèces de crevettes (*A. desmaresti*, *P. elegans* et *P. adspersus*) par rapport aux variables quantitatives présentées par les paramètres pondéraux et linéaires a permis d'ouvrir un champ d'application des méthodes statistiques multivariées, notamment : l'analyse en composantes principales (ACP), l'analyse factorielle discriminante (AFD) et l'analyse de la variance multivariée (MANOVA). Ces méthodes statistiques puissantes permettent une meilleure caractérisation des variations morphométriques au sein de différentes populations de crevettes dans la région de l'Est Algérien.

3.6.1 Analyse en composantes principales (ACP)

Les résultats de l'ACP ont montré une corrélation des variables pondérales avec les



variables linaires, qui contribuent (la construction des axes) à la caractérisation morphologique des crevettes et la mise en évidence de la puissance des variables grâce au $\cos^2$ (Fig. 45). L'axe 1 lui seul explique 93 % de la variation morphologique totale (inertie) et l'axe 2 (2,6 % de la variation totale). Le $\cos^2$ a mis en évidence que les paramètres les plus puissants chez les crevettes sont les paramètres linaires ($\cos^2$ varie entre 0,93 et 0,96), suivi par les paramètres pondéraux (le $\cos^2$ varie entre 0,90 et 0,93).

Le Cluster plot (Fig. 46) a révélé une très forte corrélation des paramètres linaires et des paramètres pondéraux avec un léger intervalle entre les deux et un rapprochement important des paramètres linaires vers l'axe. Ceci explique l'importance des paramètres linaires et leurs contributions dans la différenciation inter espèces chez les crevettes. Par ailleurs, les paramètres pondéraux ont contribué probablement à la différenciation intra-espèce et viennent en second plan par rapport aux paramètres linaires, car ils dépendent de l'environnement, l'alimentation, l'âge, la compétition etc... Ainsi, la discrimination des crevettes peut être effectuée par les paramètres linéaires.

La représentation de l'ensemble des crevettes analysées (Fig. 47), a démontré une variation graduelle (en fer de cheval) des données morphométriques où la crevette *A. desmaresti* est plus stable comparativement à *P. elegans* et *P. adspersus*. Cette dernière possède une grande variabilité morphologique et un large espace phénotypique. À la lumière de ces résultats, il est clair que le genre Palaemon possède une plasticité phénotypique (une bonne adaptation aux conditions environnementales) comparativement à *A. desmaresti*.

Les résultats de la corrélation de Spearman et de l'ACP (Fig. 48-49) résument clairement les corrélations des différents paramètres morphométriques (linéaires et pondéraux) entre les trois espèces de crevettes pêchées au niveau des cinq sites d'étude durant les deux années 2019-2020. En effet, il existe une corrélation positive hautement significative des paramètres biométriques avec un r proche de 1 (Fig 48). La corrélation des paramètres morphométriques avec les paramètres linéaires (plus proches de l'axe), reflète la capacité des crevettes à contrôler leur taille. Il s'agit ainsi de paramètres discriminants inter-espèces (Fig. 49). La dispersion des points relatifs aux espèces de crevettes *P. adspersus* et *P. elegans* par rapport à *A. desmaresti* explique la plasticité phénotypique du genre Palaemon et sa capacité à s'adapter à l'environnement par rapport à *A. desmaresti* qui est une espèce plus stable.

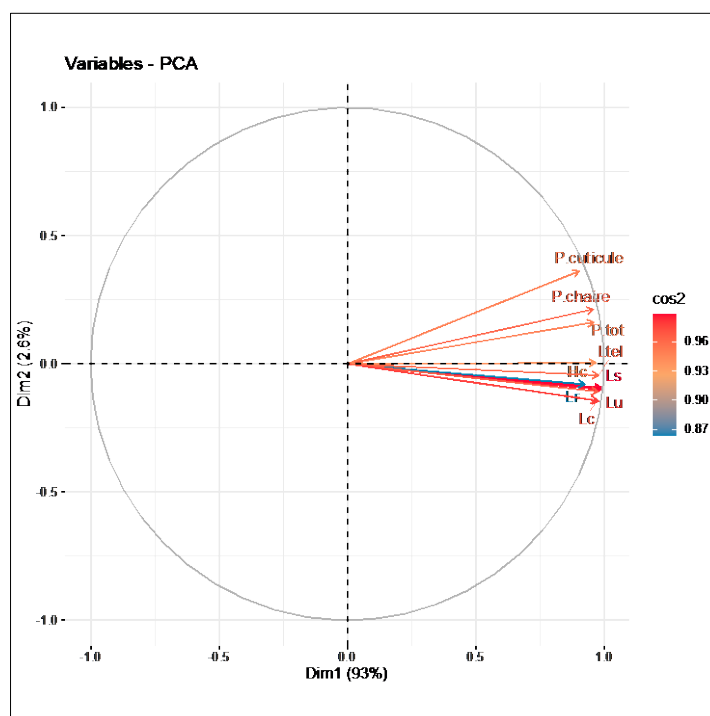


Figure 45. Cercle de corrélations pour le premier plan factoriel d'ACP ; axe 1 : 93 % et axe 2 : 2,6%, des paramètres morphométriques appartenant aux trois espèces crevettes, *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* collectées dans les cinq sites d'étude au cours du (Printemps/Automne) des deux années 2019/2020.

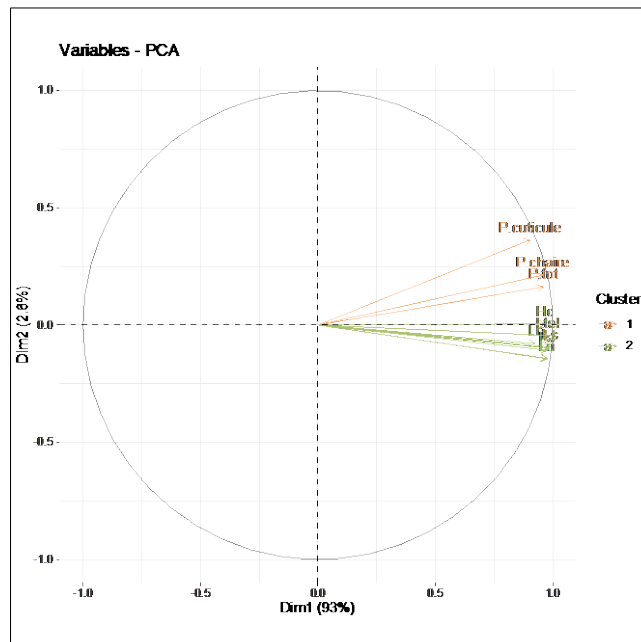


Figure 46. Cluster plot selon les paramètres morphométriques appartenant aux trois espèces crevettes, *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* collectées dans les cinq sites d'étude au cours du (printemps/automne) des deux années 2019-2020.

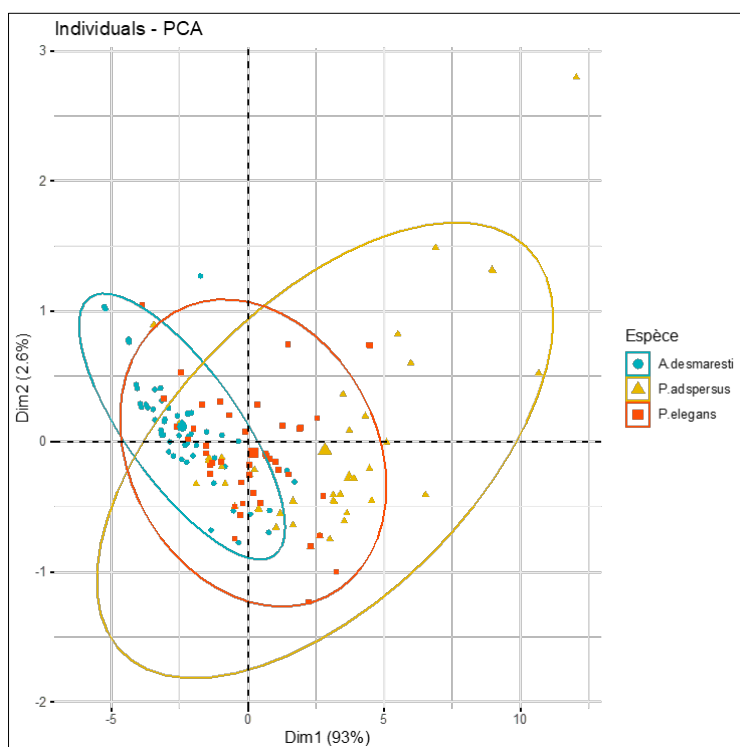


Figure 47. Projection de l'ensemble des crevettes analysées expliquant la variation phénotypique des paramètres morphométriques mesurés chez les crevettes *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* collectées dans les Cinq sites d'étude au cours du (Printemps/Automne) des deux années 2019/2020.

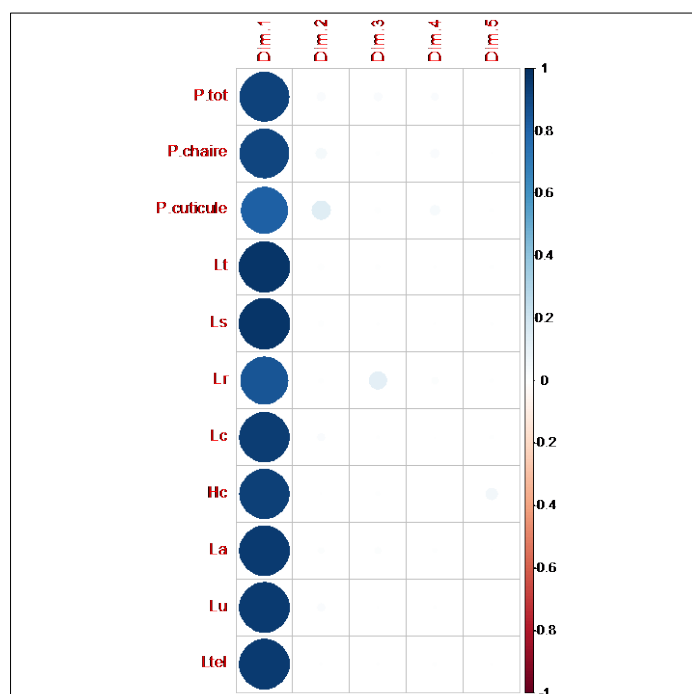


Figure 48. Corrélation non paramétrique de Spearman appliquée aux paramètres morphométriques des trois espèces *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* collectées pêchées dans les Cinq sites d'étude au cours du (Printemps/Automne) des deux années 2019/2020.

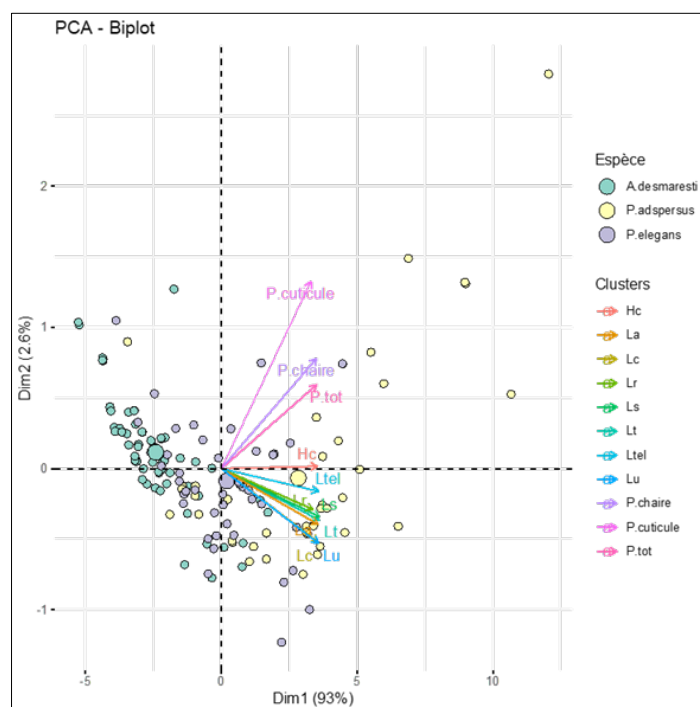


Figure 49. Analyse en composantes principales (ACP) effectuée sur les **caractéristiques morphométriques** de **trois espèces** de crevettes *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* **collectés** dans les **cinq sites** d'étude au cours du (**Printemps/Automne**) des deux années **2019/2020**.

3.6.2 Analyse factoriel discriminante (AFD)

L'AFD ou l'analyse de partition a pour objectif d'optimiser la séparation des groupes (les espèces de crevettes) connus préalablement et ordonner les combinaisons linéaires des variables (Fig. 50, 51, 52).

En effet, l'AFD appliquée sur les trois populations de crevettes a démontré que :

- 83% des individus de crevettes sont bien classés dans leurs groupes d'origine (espèces).
- 17% des individus de crevettes n'ont pas été affectés à leurs groupes d'origine.

Ceci est expliqué par le léger chevauchement entre *A. desmaresti* et *P. elegans*, et entre *P. elegans* et *P. adspersus*. Malgré la ressemblance des trois espèces, elles sont bien différenciées (Fig. 50).

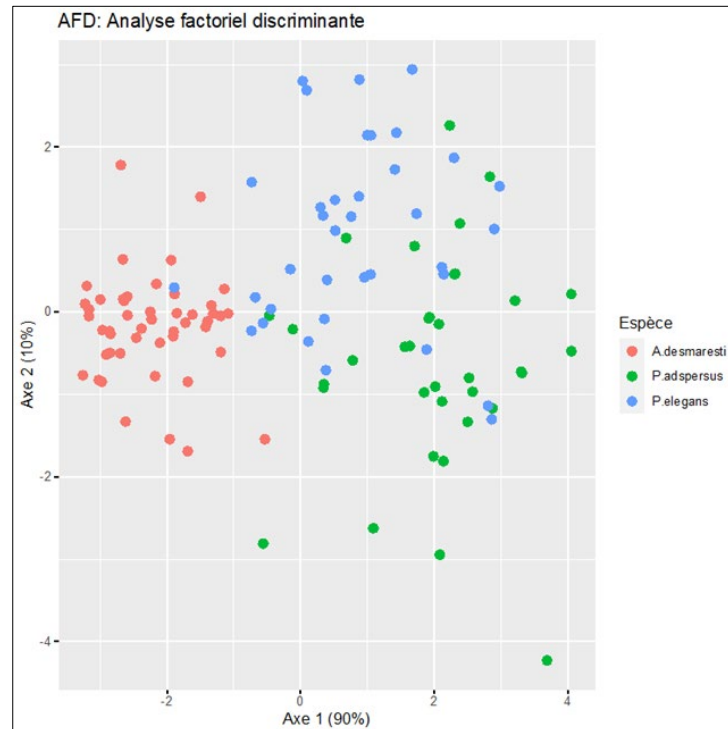


Figure 50. Analyse discriminante factorielle **AFD** expliquant la variabilité inter-espèces basée sur les **paramètres morphométriques** chez les espèces *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* (**mâles et femelles**), au niveau des **cinq sites d'étude** et au cours des deux années **2019-2020** ; axe 1= 90% et axe 2 = 10%.

L'AFD appliquée sur les mâles et les femelles séparément a montré (Fig. 51, 52).

- 87,5% des individus mâles de crevettes sont bien classés dans leurs groupes d'origine (espèces).
- 12,5% des individus mâles de crevettes n'ont pas été affectés à leurs groupes d'origine.
- 84% des individus femelles de crevettes sont bien classés dans leurs groupes d'origine (espèces).
- 16% des individus femelles de crevettes n'ont pas été affectés à leurs groupes d'origine.

De ce fait, l'AFD a révélé que le dimorphisme sexuel n'a aucune influence sur la différenciation des espèces (les trois espèces sont bien différenciées quel que soit le sexe avec un léger avantage pour les mâles). Le genre *Atyaephyra* a une structure solide qui se distingue de *Palaemon*. Enfin, d'un point de vue statistique, les trois espèces sont différentes et les mensurations ont été bien menées.

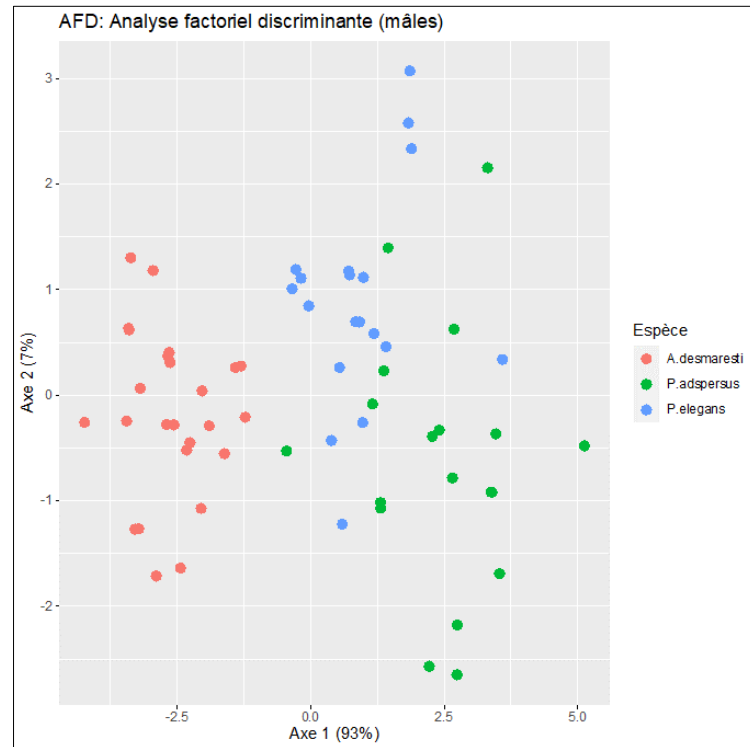


Figure 51. Analyse discriminante factorielle **AFD** expliquant la variabilité inter-espèces basée sur les **paramètres morphométriques** chez les espèces *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* (**mâles**) (n=80), au niveau des **cinq sites d'étude** et au cours des deux années **2019-2020** ; axe 1= 93% et axe 2= 7%.

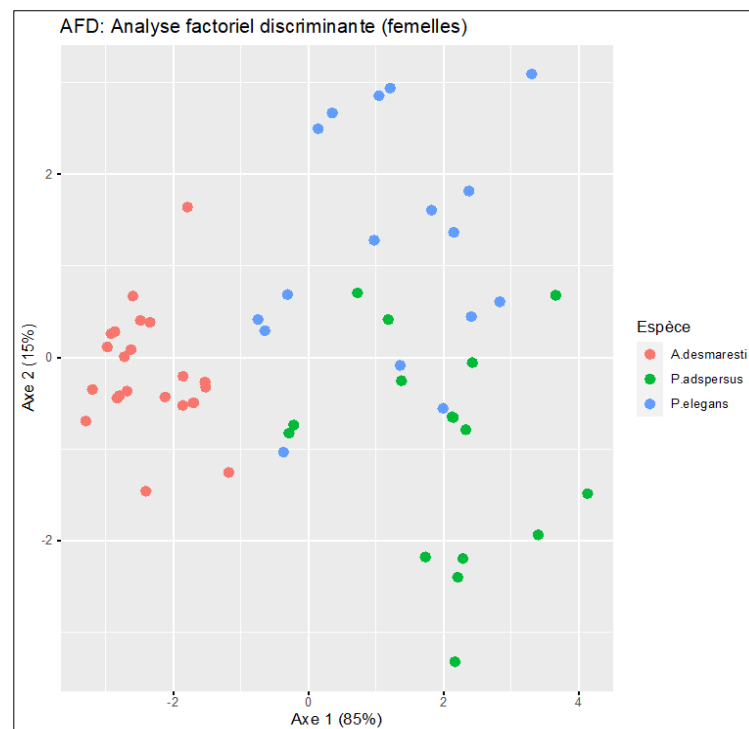


Figure 52. Analyse discriminante factorielle **AFD** expliquant la variabilité inter-espèces basée sur les **paramètres morphométriques** chez les espèces *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus* (**Femelles**) (n=74), au niveau des **cinq sites d'étude** et au cours des deux années **2019-2020** ; axe 1= 85% et axe 2= 15%.



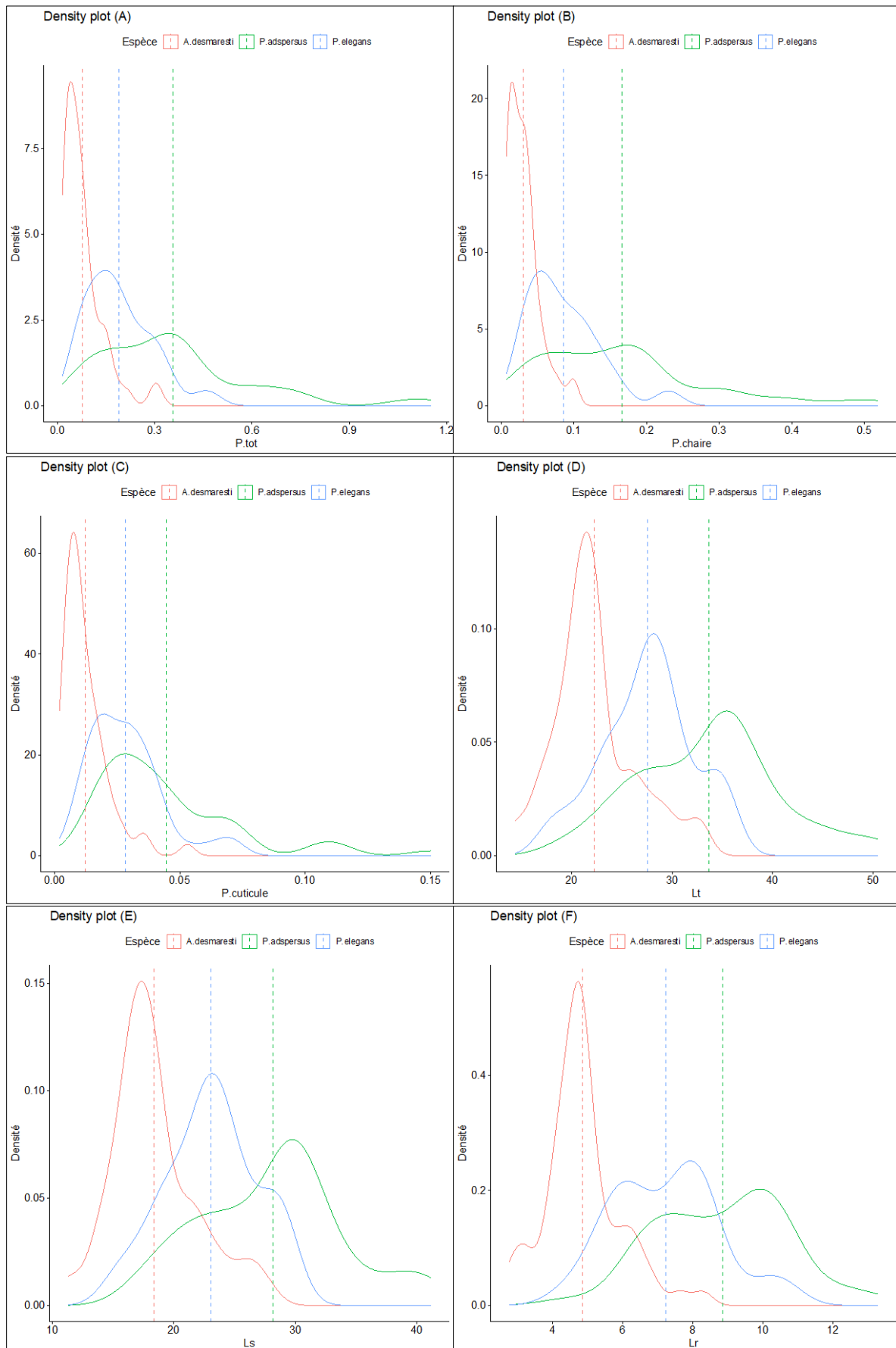
3.6.3 Analyse de la densité des paramètres morphométriques (Density Plot)

L'analyse de la densité des paramètres morphométriques (Density Plot) a été utilisée afin de mieux caractériser les différents groupes de crevettes. La comparaison graphique des densités de moyennes morphométriques (la méthode indiquée dans le package R 'sm' édité par [Bowman et Azzalini 4](#)) a démontré avec toute évidence la variation des mesures morphométriques pour tous les paramètres étudiés à l'intérieur espèce. Par ailleurs, l'aspect uni- ou bimodal des mesures morphométriques indique le degré d'homogénéité ou de monotonie.

En effet, la majorité des courbes de densité obtenues présentent un aspect bimodal qui explique la subdivision des groupes de crevettes en sous-groupes plus homogènes. D'ailleurs, la longueur du rostre présente une variation spécifique, surtout chez le genre *Palaemon* ([Fig. 53](#)). Ainsi, toutes ces courbes montrent une hétérogénéité inter et intra-espèces au sein des groupes pour la mesure des paramètres morphométriques.

Les courbes de densité ont révélé que la **longueur du rostre** est le paramètre le plus important et le plus discriminant d'un point de vue morphologique et statistique. Alors que, les paramètres pondéraux sont statistiquement invariants et ne peuvent pas constituer des éléments de discrimination ou de caractérisation morphologique (inter-espèces). Il s'agit ainsi de paramètres dépendants de l'environnement.

A. desmaresti présente le pic le plus élevé étant le plus dense, car cette espèce ne présente pas de variabilité morphologique contrairement aux deux espèces du genre *Palaemon* principalement *P. adspersus*. Ce résultat confirme les résultats de l'ACP et de l'AFD selon lesquels le genre *Atyaephyra* a une structure solide et bien différenciée par rapport au genre *Palaemon* qui présente une plasticité phénotypique et une forte capacité d'adaptation à l'environnement.



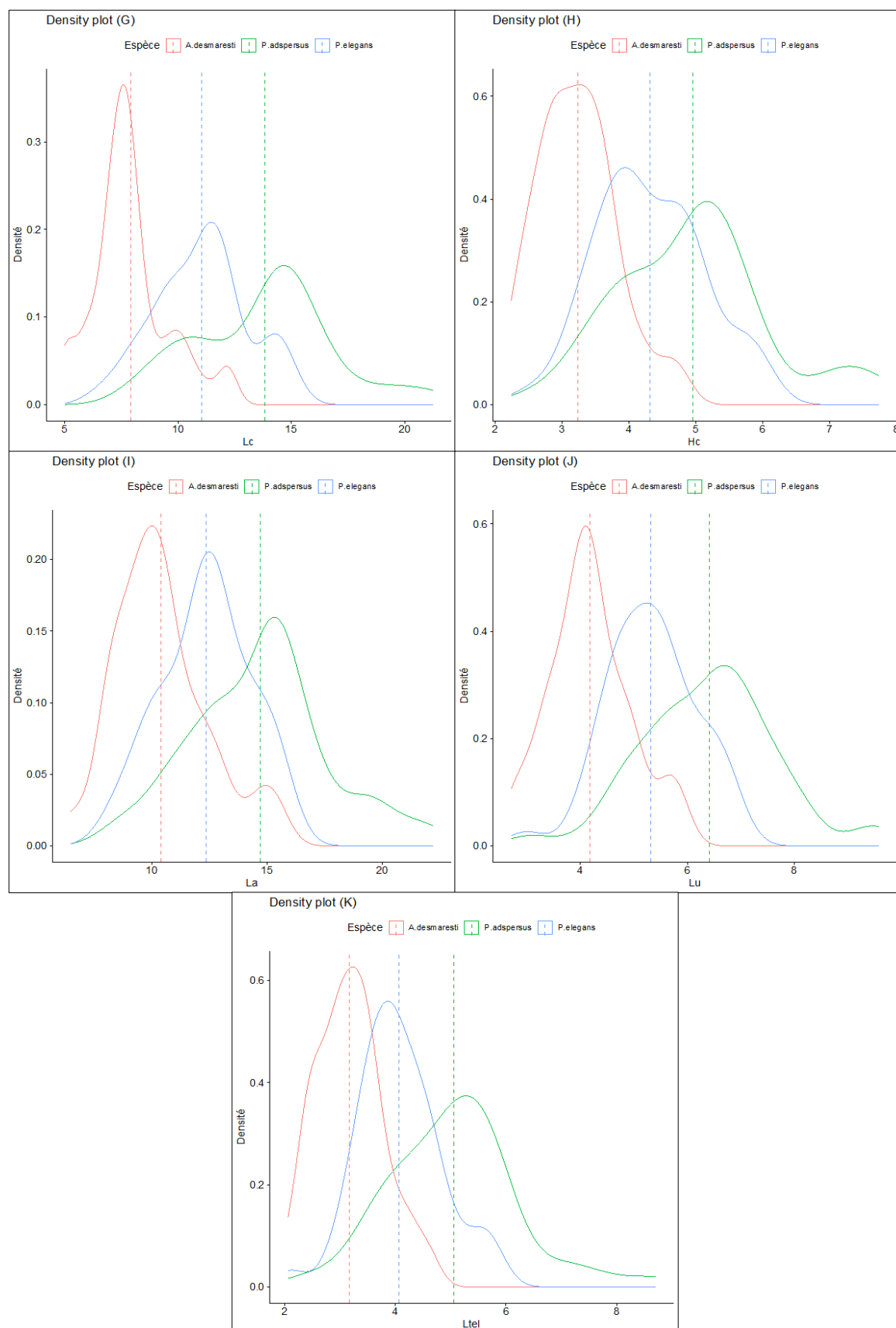


Figure 53. Variabilité inter-espèces des densités de moyennes des paramètres morphométriques chez les espèces *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus*, au niveau des cinq sites d'étude et au cours des deux années 2019-2020.



3.6.4 Analyse de la variance multivariée (MANOVA)

La MANOVA a été appliquée dans un cadre de généralisation de l'analyse de la variance (ANOVA). Les comparaisons des différents paramètres morphométriques confirment l'existence des variations hautement significatives entre les espèces ($p < 2.2e-16$), entre les sexes ($p < 2.2e-16$) et l'interaction espèces/sexes ($p < 2.2e-16$) (Tableau 7).

Les tableaux 8 et 9 confirment l'existence des variations hautement significative entre les espèces et entre les sexes ainsi que l'interaction entre les deux pour tous les paramètres linaires et le Pt. Néanmoins, il existe une variation hautement significative pour le Pc et le Pcut concernant le facteur espèce uniquement. L'interaction espèces/sexes, n'enregistre aucune différence significative ($p > 0,05$) pour le facteur sexe.

La MANOVA a révélé également que les trois espèces de crevettes sont bien différenciées sur le plan phénotypique et que les paramètres linaires sont mieux contrôlés par les crevettes et peuvent servir dans la différenciation interespèces. Par contre, les paramètres pondéraux sont instables, car ils ont une relation directe avec l'environnement.

Tableau 7 : Test de Wilks appliqué sur les **paramètres morphométriques** chez les espèces *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus*, collectés au niveau des **cinq sites** d'étude et au cours des deux années **2019-2020**.

Facteur	Wilks	P	Signe
Espèce	0,781	$< 2.2e-16$	***
Sexe	0,903	$< 2.2e-16$	***
Espèce : Sexe	0,966	$< 2.2e-16$	***

Tableau 8 : ANOVA : La valeur de **p** des **paramètres pondéraux** chez les espèces *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus*, collectés au niveau des **cinq sites** d'étude et au cours des deux années **2019-2020**.

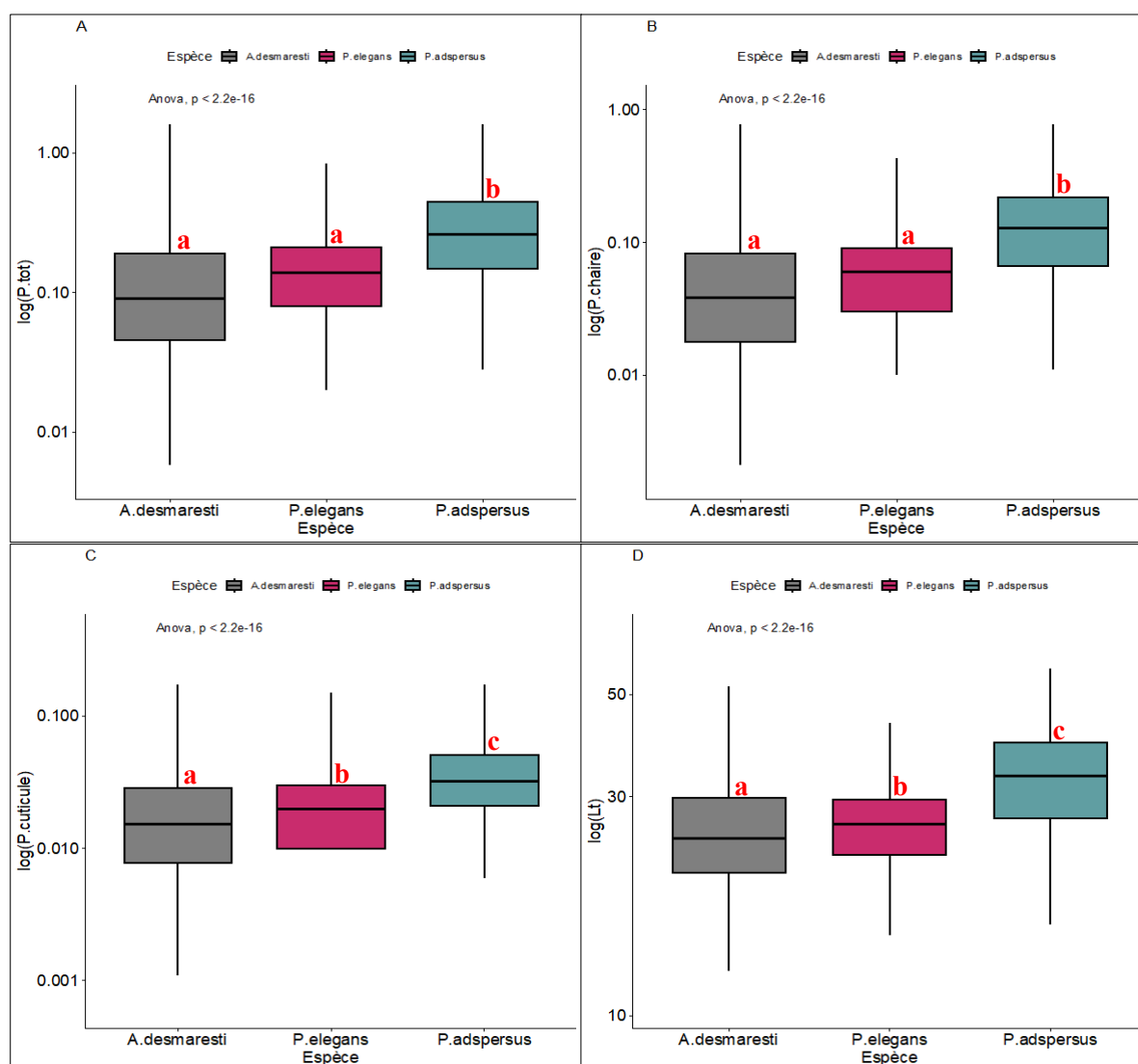
Facteur	P		
Paramètres	Ptot	Pch	Pcu
Espèce	$< 2e-16$	$< 2e-16$	$< 2e-16$
Sexe	0,014	0,699	0,095
Espèce : Sexe	$< 2e-16$	$< 2e-16$	$< 2e-16$

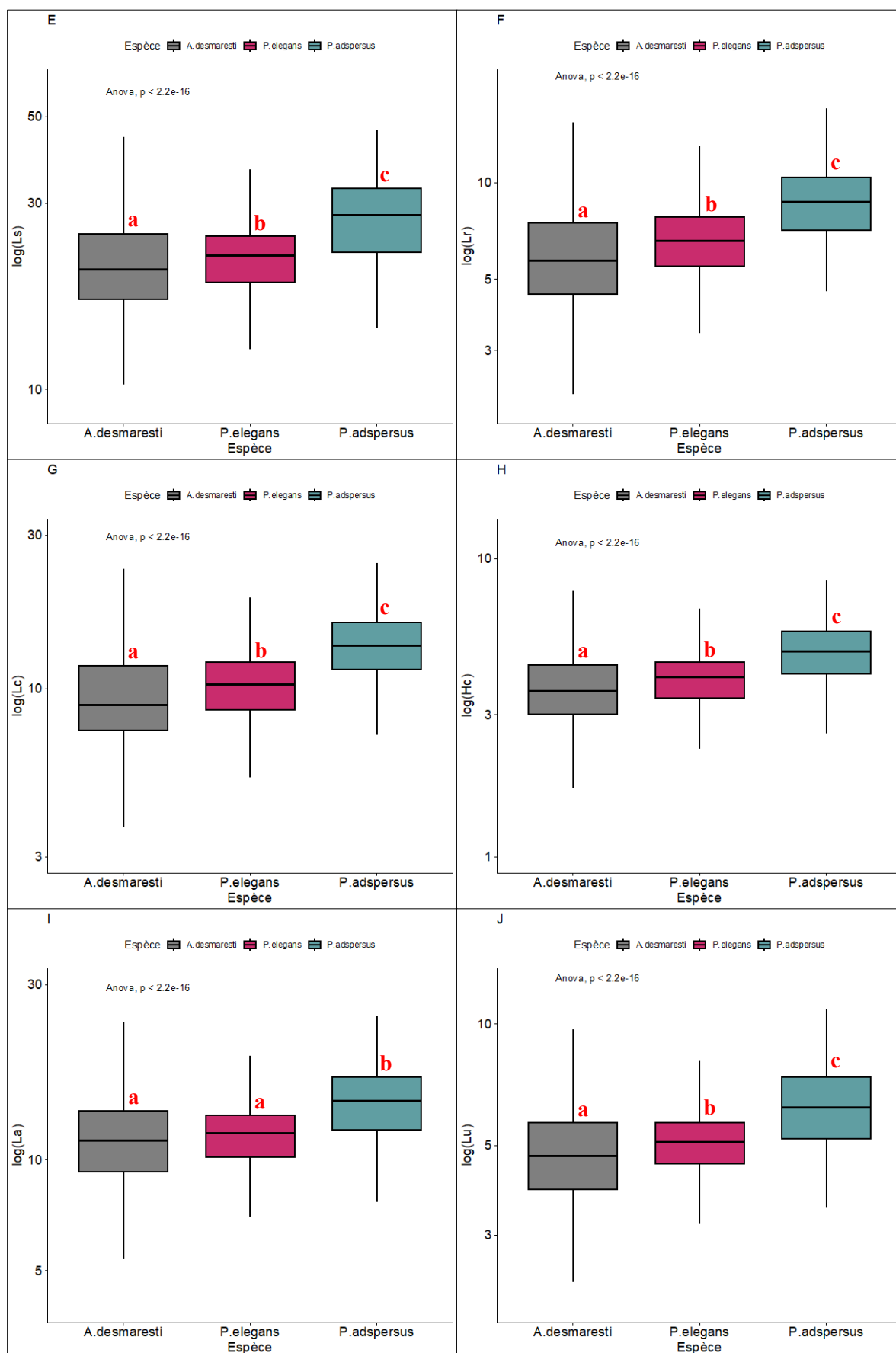


Tableau 9 : ANOVA : La valeur de p des paramètres linaires chez les espèces *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus*, collectés au niveau des cinq sites d'étude et au cours des deux années 2019-2020.

Facteur	P							
Paramètres	Lt	Ls	Lr	Lc	Hc	La	Lu	Ltel
Espèce	< 2.2 ^{e-16}	< 2.2 ^{e-16}	< 2.2 ^{e-16}	< 2.2 ^{e-16}	< 2.2 ^{e-16}	< 2.2 ^{e-16}	< 2.2 ^{e-16}	< 2.2 ^{e-16}
Sexe	5,419 e-08	4,93 e-09	5,938 e-16	3,162 e-13	1,046 e-06	6,326 e-06	< 2.2 ^{e-16}	< 2.2 ^{e-16}
Espèce : Sexe	< 2.2 ^{e-16}	< 2.2 ^{e-16}	5,355 e-13	< 2.2 ^{e-16}	1,734 e-11	2,319 e-16	1,441 e-12	2,423 e-11

Les comparaisons des moyennes des paramètres morphométriques suivies par le test post-hoc de tukey de comparaisons multiples ont révélé une différence hautement significative ($p \leq 0,001$) entre les trois espèces pour le Pcut, Lt, Ls, Lr, Lc, Lu, Ltel et la Hc. Aucune différence significative ($p > 0,05$) n'a été signalée entre les deux espèces *A. desmaresti* et *P. elegans* par rapport à *A. adspersus* pour les paramètres (Ptot, Pch, La). (Fig. 54).





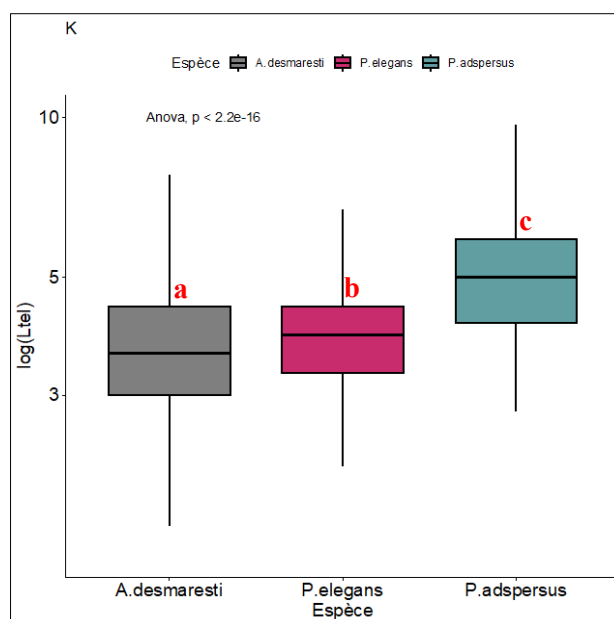


Figure 54. Variabilité inter-espèces des logs de moyennes des paramètres morphométriques chez les espèces *A. desmaresti*, *P. elegans*, *P. adspersus*, collectés au niveau des **cinq sites** d'étude et au cours des deux années **2019-2020** (avec ANOVA et test HSD de Tukey).

La figure 54 représente la droite de régression qui permet d'estimer la Lt en fonction du Pt et vice versa. Il est à noter que le scatter plot (Fig. 55) explique clairement l'existence d'une très forte corrélation positive entre les deux paramètres ($r = 0,93$) pour *A. desmaresti*, ($r = 0,94$) pour *P. elegans* et ($r = 0,98$) pour *P. adspersus*, Ceci est en concordance parfaite avec les résultats de l'ACP vu précédemment.

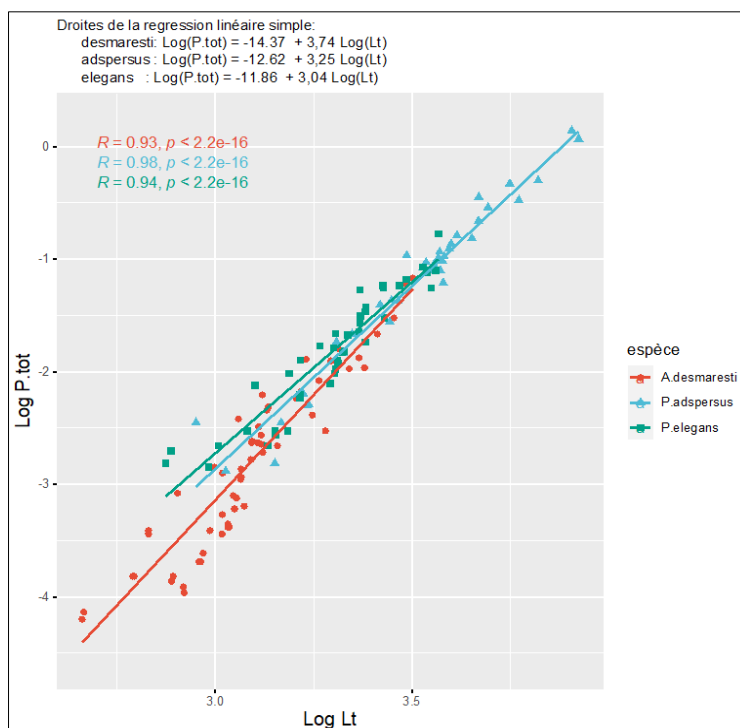


Figure 55. Scatter plot de la relation de la Lt en fonction du Ptot chez les **trois espèces** de crevettes montrant une forte corrélation positive et une régression linéaire simple.

Discusión



4 Discussion

4.1 Variation morphologique des populations de crevettes

La croissance est un élément essentiel de la biologie, qui représente le changement de la forme du corps et de la biomasse des espèces (Azizi *et al.*, 2020). Ainsi, la mesure de la longueur et du poids des espèces aquatiques est utilisée pour évaluer quantitativement les modèles de croissance des espèces (Khalil *et al.*, 2021). Elle représente également, une réponse biologique clé qui peut être utilisée comme un indicateur reflétant l'effet du stress au niveau individuel ou de la population (Yeung *et al.*, 2017, Vidhya *et al.*, 2019).

4.1.1 Morphométrie et croissance des populations de crevettes

La présente étude vise à étudier les populations des crevettes occupant des biotopes différents dans l'est Algérien (eau douce et eau saumâtre). Elle a pour objectif de vérifier l'hypothèse pour laquelle les crevettes pourraient avoir une même différenciation morphologique et reproductive et de détecter un éventuel effet de la pollution sur leur croissance et leur la reproduction. En effet, les résultats obtenus ont révélé une corrélation positive hautement significative entre les différents paramètres pondéraux et linéaire des crevettes *A. desmaresti*, *P. adspersus* et *P. elegans* témoignant ainsi un processus de croissance similaire chez ces espèces. De même, les travaux de Konan *et al.*, (2017) ont montré que les relations entre les variables longueur-longueur et poids-longueur chez les crevettes *Macrobrachium macrobrachion* en Côte d'Ivoire (Afrique) et *Macrobrachium amazonicum* du Pantanal au Brésil (Amérique latine) étaient significativement linéaires (Hayd & Anger, 2013). Une corrélation importante entre le poids des crevettes et leurs longueurs a été démontré chez les espèces de crevettes *Crangon crangon*, *P. adspersus* et *P. elegans* dans la zone littorale du golfe de gdansk en pologne, Il est à signaler que malgré la différence des milieux (El Battah : eau saumâtre et les lacs Oubeira et Tonga : eau douce) dans lesquels vivent les crevettes *A. desmaresti*, elles se développent de la même manière. Ceci renvoie aux caractéristiques euryoécologiques et eurythermiques de l'espèce (0-21 ° C, Redeke, 1936 ; 2-27°C, Meurisse-Génin *et al.*, 1985 ; 5-30°C, Descouturelle, 1980). Sa régulation osmotique est de type hyper-iso-osmotique (Dhaouadi, 2004), puisque c'est une espèce qui tolère de très grandes variations de salinité et de température. Des travaux menés par Yagi & Ceccaldi. (1983) ont affirmé que l'influence de la salinité est déterminante sur la vitesse de croissance de la crevette *P. serratus*.



En effet, une salinité de 25 ‰ correspondrait à un seuil caractéristique optimal pour le bon développement larvaire des crevettes, alors qu'une variation de la salinité provoque une augmentation de la durée du développement larvaire. De ce fait, la salinité de l'embouchure de Boukhmira pourrait être la salinité optimale pour une croissance importante des espèces *Palaemon* dans notre étude. Ainsi, le taux de croissance des espèces dépend de l'environnement de l'année, de l'approvisionnement en nourriture, de la densité de population et de nombreux autres facteurs (Klaoudatos & Tsevis, 1987).

4.1.2 Les malformations morphologiques chez les populations de crevettes

Il est important de mentionner une croissance anormale du rostre uniquement chez les crevettes *A. desmaresti* pêchées dans le lac Oubeira qui pourrait être due à une déformation morphologique, car ce phénomène est commun chez les Crustacés. D'ailleurs, les travaux de Beguer *et al.*, (2008) réalisés dans l'estuaire de la Gironde (France) ont confirmé qu'environ 40% des crevettes adultes du genre *Palaemon* (*P. longirostris*, *P. macrodactylus* et *P. serratus*) souffraient de déformations de l'exosquelette. Ces malformations dépendaient probablement des polluants présents dans l'eau, notamment les métaux lourds et les polychlorobiphényles PCB (Beguer *et al.*, 2008). De nombreux cas d'anomalies morphologiques ont été également constatés chez les Crustacés Décapodes, tels que les crabes (Carvacho, 1988), les écrevisses (Billiard, 1925) et les crevettes pénéides (Aguirre & Hendrickx, 2005). Ces anomalies affectent spécialement la duplication des chélas (Carvacho, 1988), les telsons fourchus (Aguirre & Hendrickx, 2005), la taille du rostre, sa bifurcation, sa courbure, et le nombre de dents du rostre ou son absence (De Grave, 1999 ; Aguirre & Hendrickx, 2005), les appendices sexuels (Rodriguez & Campos, 2000) et l'inversion de l'asymétrie (Stevens & Munk, 1991). Bien que le lac Oubeira soit un site RAMSAR, il se trouve qu'il est alimenté, soit directement par les pluies, soit indirectement par des oueds (eaux de rejet) qui peuvent transporter des polluants toxiques. Au fil du temps, son état s'est détérioré par la présence de fortes concentrations de fer, zinc, manganèse, chrome et plomb (Bendjama *et al.*, 2014). Par ailleurs, Weis *et al.* (1992) ont confirmé que facteur causal des altérations morphologiques chez les Crustacés sont les polluants. Ainsi, les malformations du rostre de la crevette *A. desmaresti* du lac Oubeira pourraient être dues à la bioaccumulation de ces substances.

4.1.3 L'abondance des populations de crevettes

L'abondance des crevettes *A. desmaresti* est plus élevée au printemps qu'en automne. Un résultat similaire à celui d'Overko *et al.*, (1983) où ils ont révélé que la distribution des



crevettes varie selon la saison, la profondeur et la région. Au printemps, la capture moyenne par heure de chalutage était deux fois plus élevée qu'en automne (Overko *et al.*, 1983). De plus, l'abondance de *A. desmaresti* en 2019 est beaucoup plus élevée que celle enregistrée en 2020. Ceci est probablement dû au réchauffement climatique et aux périodes de sécheresse que le monde a connues cette année-là (Organisation météorologique mondiale (OMM), avril 2021). L'abondance de *A. desmaresti* est plus importante dans les lacs Oubeira et Tonga que dans El Battah, peut-être en raison des courants d'eau auxquels l'estuaire d'El Mafragh (El Battah) est constamment soumis contrairement aux lacs Oubeira et Tonga. Les crevettes qui vivent dans les estuaires migrent souvent en quantité et en aval. Bamber & Henderson, (1994) rapportent que la majorité des Caridae résidents des estuaires et se déplacent vers la mer pour libérer leurs œufs loin du rivage pour éviter les dommages causés par les tempêtes. De plus, la production de phytoplancton est plus importante dans des conditions marines, ce qui permet une bonne alimentation. C'est pourquoi, nous avons enregistré un grand nombre d'individus dans les lacs Oubeira et Tonga par rapport à El Battah.

L'abondance des crevettes Palaemons au niveau de la lagune El-Mellah est plus importante comparativement à l'embouchure de Boukhmira (Sidi Salem). Cela est probablement dû à la forte anthropisation à Sidi Salem. En effet, Kouamé *et al.*, (2018) ont affirmé que les activités anthropiques perturbent l'abondance, la distribution et la diversité biologique des crevettes du cours supérieur du fleuve Cavally en Côte d'Ivoire. Les mêmes auteurs ont confirmé que les zones beaucoup fréquentées par l'homme sont moins peuplées en crevettes par rapport aux milieux moins perturbés. Aussi, l'abondance des Palaemon en saison printanière est plus importante qu'en saison automnale dans notre étude. Ceci a été également observée chez les crevettes *P. adspersus*, *P. elegans* et *Crangon crangon* dans le sud de la mer Noire (Bilgin *et al.*, 2008). Ils ont précisé par ailleurs que l'abondance moyenne de *P. adspersus* varie selon les saisons et atteint son maximum au printemps (Bilgin *et al.*, 2008).

4.1.4 Le sex-ratio des populations de crevettes

Les résultats relatifs au sex-ratio ont révélé une abondance des femelles de *A. desmaresti* par rapport aux mâles. Cependant, une dominance des mâles comparativement aux femelles chez les Palaemons a été démontré dans notre étude. Ces résultats viennent confirmer ou s'opposer aux travaux antérieurs. Nos résultats sont comparables à ceux de Bensaâd-Bendjedid *et al.*, (2022), qui ont obtenu un sex-ratio en faveur des mâles chez les crevettes *Penaeus kerathurus* pêchées au niveau de la lagune El-Mellah durant l'été de l'année 2021. Beaucoup



de travaux réalisés en plusieurs localités géographiques comme le fleuve Minho au Portugal (Fidalgo *et al.*, 2015), la Meuse en Belgique (Meurisse-Génin *et al.*, 1985) et dans trois réservoirs tunisiens : Sidi Salem, Lebna et Sidi Saad (Dhaouadi-Hassen *et al.*, 2006) ont démontré un sex-ratio en faveur des femelles de *A. desmaresti*. De même, chez *P. adspersus*, Guerao & Ribera, (1995) ont découvert un sex-ratio en faveur des femelles au niveau de la côte méditerranéenne espagnole. Une autre étude sur la croissance, la biologie de la reproduction et l'abondance des crevettes *P. elegans* de la rivière Garmat Ali Basrah, au sud de l'Irak, révèle un sex-ratio en faveur des femelles (Al-Khafaji *et al.*, 2016). Il se trouve que notre résultat est similaire à celui de Birkely & Gulliksen, (2003) où le nombre de mâles était supérieur à celui des femelles chez la crevette caridée *Sclerocrangon boreas* dans l'isfjorden, spitsbergen en Norvège. Ces auteurs ont confirmé que l'effet de la migration (saisonnière et/ou ontogénétique) ne peut être exclu comme raison du sex-ratio trouvé. D'autre part, les travaux de Lapinska & Szaniawska, (2006) réalisés dans la zone littorale du golfe de gdansk en pologne ont démontré que le sex-ratio chez *C. crangon*, *P. adspersus* et *P. elegans* était soumis à des variations saisonnières. Dans les eaux peu profondes, les mâles étaient plus nombreux au printemps par rapport à l'automne et moins nombreux en été et en l'hiver. Tandis que, dans les eaux profondes, le sex-ratio était presque le même tout au long de l'année (Lapinska & Szaniawska, 2006). Ainsi, la différence des sex-ratio chez les crevettes s'explique par des préférences environnementales.

4.1.5 Analyse globale des variations morphométriques des populations de crevettes

Les variations morphométriques du genre *Atyaephyra* et *Palaemon* nous apportent un aperçu sur la biodiversité des populations des crevettes d'Algérie, et constituent un outil pour la compréhension de la variabilité des formes chez les Crustacées notamment les crevettes d'eau douce et d'eau saumâtre. Il est compréhensible que la conformation biologique soit l'un des aspects les plus visibles du phénotype d'un organisme et fournit un lien entre le génotype et l'environnement (Ricklefs & Miles, 1994). Cette interaction entre les espaces phénotypiques et environnementaux pourrait également conduire à des processus de sélection en cas de changements dans l'espace génotypique (Atchley & Hall, 1991) ou à la plasticité phénotypique, si uniquement l'espace phénotypique est modifié (Travis, 1994), et où beaucoup d'efforts de recherches ont été consacrés à la compréhension de la génétique quantitative de la variation des conformations biologiques chez les animaux (Cowley & Atchley 1992 ; Atchley *et al.*, 1994).



L'analyse de la structuration des trois espèces de crevettes (*A. desmaresti*, *P. elegans* et *P. adspersus*) a révélé une corrélation des variables pondérales avec les variables linaires. Ceci explique l'importance des paramètres linaires et leurs contributions dans la différenciation inter espèces et reflète la capacité des crevettes à contrôler leur taille. Par contre, les paramètres pondéraux ont contribué probablement à la différenciation intra-espèce et viennent en second plan par rapport aux paramètres linaires, car ils dépendent de l'environnement, l'alimentation, l'âge, la compétition. Par ailleurs, les résultats démontrent que la longueur du rostre est le paramètre le plus important et le plus discriminant d'un point de vue morphologique et statistique. La dispersion des points relatifs aux espèces *P. adspersus* et *P. elegans* par rapport à *A. desmaresti* explique la plasticité phénotypique du genre Palaemon et sa forte capacité à s'adapter à l'environnement par rapport à *A. desmaresti*, qui est une espèce plus stable. De plus, le léger chevauchement entre *A. desmaresti* et *P. elegans*, et entre *P. elegans* et *P. adspersus* démontre que malgré la ressemblance des trois espèces, elles sont bien différenciées. Il est à signaler que le dimorphisme sexuel n'a aucune influence sur la différenciation des espèces, ainsi, les trois espèces sont bien différenciées quel que soit le sexe avec un léger avantage pour les mâles.

Une preuve solide de l'influence de l'environnement sur le phénotype morphologique et éthologique a été mise en évidence par [Murphy, \(1973\)](#) et [Falconer, \(1989\)](#). La variance phénotypique « V_p » pour un caractère particulier dans une population est définie comme la somme des trois variances : de la variance génotypique, la variance environnementale et la variance gène-environnement qui sont liées à ce caractère. Ceci est bien résumé dans une formule de base de la génétique quantitative ([Falconer, 1989](#)) : $V_p = \sigma^2G + \sigma^2E + \sigma^2GE$ (σ^2G = la variance génotypique ou la variation d'origine génétique où les différences génétiques entre individus se traduisant par des différences phénotypiques ; σ^2E = la variance environnementale ou la variation d'origine environnementale où l'hétérogénéité du milieu induisant une hétérogénéité des phénotypes et σ^2GE = la variance gène-environnementale). Plus spécifiquement, les dimensions de chaque trait dépendront aussi de l'interaction entre le génotype de chaque individu, et les facteurs environnementaux qui influent sur la taille finale du corps ([Emlen & Nijhout, 2000](#)). De nombreux biologistes ont montré la grande plasticité dont les organismes font preuve en face des conditions environnementales hétérogènes ([Via, 1993](#) ; [Scheiner, 1993](#) ; [Karan et al., 2000](#)), ce qui explique la plasticité d'une espèce végétale ou animale à s'adapter



physiologiquement et morphologiquement à des conditions écologiques situées aux limites de son intervalle de tolérance pour les facteurs considérés.

4.2 Le potentiel reproducteur des crevettes femelles ovigères

Les paramètres de reproduction des femelles gravides et la composition biochimique des œufs sont considérés comme des indicateurs précis des effets des changements environnementaux sur les organismes (Stearns, 1992 ; Milligan *et al.*, 2009). La variation du potentiel reproducteur a été largement étudiée au cours des dernières décennies (Hadfield & Strathmann, 1996 ; Burggren, 2018). Cette variabilité est principalement due aux variations spatiales et temporelles et des facteurs environnementaux tels que la température (Fischer *et al.*, 2009 ; Weiss *et al.*, 2010 ; Brown *et al.*, 2018 a, b), l'alimentation (Paschke *et al.*, 2004), et la disponibilité de l'oxygène (Peruzza *et al.*, 2018), afin d'assurer la pérennité de l'espèce sous les pressions sélectives de l'environnement (Bas *et al.*, 2007 ; Urzúa *et al.*, 2012).

4.2.1 La fécondité

Les données relatives à la fécondité des femelles ovigères de *A. desmaresti* montrent un nombre d'œufs de l'ordre de 618,66 ; 340,67 et 229,87. La fécondité la plus élevée a été enregistrée au lac Tonga puis à El Battah et enfin la fécondité la plus faible a été notée au lac Oubeira. Nos résultats sont en accord avec ceux de Zariquiey Álvarez, (1968) ; Fidalgo (1985), (1989) ; Schoolmann *et al.*, (2015) qui ont révélé que la fécondité chez *A. desmaresti* varie entre 137 et 1380 œufs avec un nombre moyen de 666 œufs par femelle par ponte. Nos données sont en parfait accord également avec les résultats de Dhaouadi Hassen *et al.*, (2006) qui ont affirmé que la fécondité des femelles d'*A. desmaresti* dans trois barrages tunisiens était de l'ordre de 313 à Sidi Salem, 591 à Sidi Saâd et 459 à Lebna. En revanche, le diamètre des œufs est important à Oubeira, puis à Tonga et enfin à El Battah avec un diamètre 599,50 ; 421,08 et 383,38 μm , respectivement. Ces résultats sont en accord avec les données de Zariquiey Álvarez, (1968) où le diamètre des œufs de *A. desmaresti* est de 0,3-0,4 x 0,45-0,65 mm.

La fécondité des femelles ovigères des Palaemons la plus élevée a été enregistrée au niveau de la lagune El-Mellah par rapport à Sidi Salem avec des moyennes de 656,42 et 273 œufs. Ces valeurs sont en dessous de celles obtenues chez les trois espèces de crevettes, *C. crangon*, *P. adspersus* et *P. elegans*, pêchées au large de la péninsule de Sinop dans la mer noire en Turquie, où la fécondité peut atteindre 1963 œufs (Bilgin & Samsun, 2006). Aussi, la fécondité des femelles de *P. elegans* récoltées au niveau de la rivière Garimat Ali Basrah (Irak)



varie entre 36-1324 œufs (Al-Khafaji *et al.*, 2016). Par ailleurs, nos résultats ont révélé que le diamètre des œufs des crevettes ovigères à El-Mellah (726,63 μm) est plus important qu'à Sidi Salem (626,73 μm). Ce résultat est en accord avec les travaux de Bilgin & Samsun, (2006) réalisés au large de la péninsule de Sinop (Turquie) dans la mer Noire, qui ont affirmé que la taille moyenne des œufs de *P. adspersus* (axe le plus court x axe le plus long) aux stades de développement embryonnaire précoce et tardif était de $0,585 \pm 0,005 \text{ mm} \times 0,739 \pm 0,011 \text{ mm}$ et $0,622 \pm 0,005 \text{ mm} \times 0,851 \pm 0,008 \text{ mm}$, respectivement.

4.2.2 La corrélation entre fécondité et la taille

La corrélation de Spearman a été effectuée entre la longueur totale et la fécondité des femelles de *A. desmaresti* ovigères capturées dans les trois sites d'étude au cours du printemps 2021. En effet, une faible corrélation a été enregistrée à El Battah et au lac Tonga avec un $r = 0,28$ et $r = 0,43$ et une corrélation négative a été notée au lac Oubeira avec un $r = -0,03$. Meurisse-génin *et al.*, (1985) ont montré une relation linéaire entre la fécondité et la taille des crevettes ovigères de *A. desmaresti* avec un $r = 0,83$ dans la rivière Meuse en Belgique. Cependant, Somers, (1991) affirme que le nombre d'œufs dépend de moins en moins de la taille maternelle, ce qui est surprenant chez les Crustacés et pourrait être lié à la présence d'anomalies morphologiques trouvées chez les crevettes, surtout celles de grande taille. Des facteurs environnementaux peuvent également influencer le nombre absolu d'œufs portés par les femelles (Jensen 1958 in Somers 1991). Cette variabilité accrue pourrait être une réponse à une pression environnementale ou anthropique excessive (pollution).

Une très faible corrélation a été enregistrée entre la longueur totale et la fécondité des Palaemons. Notre résultat s'oppose à celui de Berglund & Rosenqvist, (1986) qui ont rapporté que la fécondité est fortement liée à la taille du corps des crevettes *P. adspersus* ainsi que d'autres espèces telles que *Palaemon pacificus*, (Emmerson, 1985), *Palaemon xiphias* (Guerao, 1994), *Palaemon affinis* (Day, 2001). Cependant, nos résultats sont en accords avec ceux de Glamuzina *et al.*, (2014), qui ont révélé une faible relation entre la taille du corps et le nombre d'œufs chez la crevette *P. adspersus* récoltées au niveau de la lagune de Parila (Croatie, SE de la mer Adriatique). Ce qui signifie que cette espèce présente une grande variabilité de fécondité. De telles variations accrues ont été enregistrées chez la crevette *P. adspersus* ainsi que d'autres espèces similaires telles que *C. crangon* (Puro, 2010), *Palaemon northropi* (Pralon & Negreiros-Fransozo, 2006 ; Anger & Moreira, 1998) et *Palaemon pandaliformis* (Day, 2001). Donc, la grande variabilité observée chez ces espèces peut être le résultat d'une perte naturelle



des œufs pendant l'incubation causée probablement par un stress mécanique, des parasites et occasionnellement par l'augmentation du volume des œufs pendant l'incubation (Bilgin & Samsun, 2006).

4.2.3 La corrélation entre la fécondité et le diamètre des œufs

Une corrélation négative a été notée entre le diamètre des œufs et la fécondité des crevettes *A. desmaresti* avec un $r = -0,23$ à El Battah, $-0,15$ au lac Oubeira et $-0,38$ au lac Tonga. Nos résultats sont en accord avec ceux réalisés sur le suivi à long terme (1979-2007) de la crevette *Palaemon longirostris* de l'estuaire de la Gironde (France), où ils ont révélé que le volume des œufs est négativement corrélé avec le nombre d'œufs. Le volume des œufs de Décapodes est lié à la composition chimique de l'eau, en particulier la salinité, mais aussi à la température (Wehrtmann & Kattner, 1998 ; Brante *et al.*, 2003 ; Wehrtmann & López, 2003). Ainsi, le volume des œufs diminue avec l'augmentation de la température et de la salinité, ce qui est en accord avec notre étude dans laquelle le plus grand diamètre a été trouvé dans le lac Oubeira, un lac d'eau douce avec une température plus basse par rapport à El Battah et au lac Tonga. Les diamètres des œufs du lac Tonga où la salinité et la température étaient plus importantes que dans le lac Oubeira. Enfin, le plus petit diamètre a été enregistré à El Battah où la température et la salinité étaient plus importantes que dans les deux sites précédents.

En ce qui concerne les deux espèces Palaemons une très faible corrélation positive a été noté entre le diamètre des œufs et la fécondité avec un diamètre de l'ordre de $726,63 \mu\text{m}$ à El-Mellah et $626,73 \mu\text{m}$ à Sidi Salem. Ces données sont en relation avec la forte salinité du site Sidi Salem ou les crevettes en provenance de ce site portent des œufs avec un volume inférieur à ceux de la lagune El Mellah. En effet, l'augmentation du volume des œufs des crevettes en provenance de la lagune El Mellah pourrait être en relation avec la faible salinité comparativement au site Sidi Salem, ou bien due à un phénomène d'hydratation ou une forte absorption d'eau semble être une étape importante dans le processus d'éclosion des invertébrés aquatiques (Davis, 1967), un phénomène observé chez la crevette *C. crangon* ou la teneur en eau des œufs passe de $49,4 \%$ au début du développement à $76,2 \%$ au dernier stade. Ceux-ci ont été observés chez les crevettes *P. serratus* (Richard, 1982) et chez *Balanus balanoides* ou *B. balanus* (Barnes, 1968), pour lesquels la teneur en eau est respectivement multipliée par 1,5 et 1,7 entre le moment où l'œuf est pondu et celui de l'éclosion.



4.2.4 La teneur en vitelline

La principale protéine de vitellus, la vitelline (VT), est une lipoglycoprotéine de haute densité fréquemment associée à des pigments caroténoïdes (Avarre *et al.*, 2003). En effet, les réserves de vitelline dont disposent les larves après l'éclosion leur permettent de vivre sans se nourrir au moins jusqu'à la première mue, et une quantité de réserves supplémentaires peut être suffisante pour favoriser leur survie durant cette étape critique de leur développement. Ce fait est d'autant plus vrai qu'après l'éclosion, les larves ne sont plus protégées par la femelle et sont donc la proie de diverses agressions environnementales (Marangos & Vincent, 1988, Robinson, 2002). La vitelline est utilisée comme un biomarqueur de défense contre les expositions toxiques, afin d'analyser l'effet néfaste probable de la pollution sur la reproduction (Lechenault, 1968).

Dans notre étude, les niveaux de vitelline ont été déterminés chez les femelles adultes *A. desmaresti* échantillonnées pendant la période de reproduction. En effet, les teneurs en vitelline sont élevées dans le lac Oubeira ceci est en rapport avec le diamètre important des œufs des crevettes de ce site. Les travaux de Fabiola *et al.*, (2009) ont permis de mettre en évidence que l'augmentation des concentrations de Vitellogénine (VTG) est synchronisée avec la surface et le diamètre des ovocytes chez *Crassostrea corteziensis* (huîtres). En outre, plusieurs études sur les bivalves et les espèces invertébrées ont rapporté une corrélation positive entre la Vitellogénine, les concentrations de Vitelline et le diamètre des ovocytes (Vazquez-Boucard, 1990 ; Quintio & Millamena, 1992 ; Li *et al.*, 1998). Bien que le diamètre des œufs dans le lac Tonga soit légèrement plus grand que ceux d'El Battah, le taux de vitelline est significativement plus élevé. Ceci est probablement en raison de la pollution métallique causée par la présence de niveaux élevés de fer, de cuivre, de zinc et de plomb à laquelle est soumis le lac Tonga (Bendjama *et al.*, 2014). Les niveaux élevés de ces substances peuvent perturber la reproduction des crevettes *A. desmaresti* dans ce site. Aussi, les travaux de Cheghib *et al.*, (2020) ont révélé qu'un traitement des poissons larvivoires *G. affinis* par un insecticide néonicotinoïde (actara) provoque une diminution du taux de vitelline.

Les teneurs en vitellines dans les œufs des femelles adultes des Palaemons échantillonnées pendant la période de reproduction sont plus élevées à Sidi Salem par rapport à El-Mellah. Guerao & Ribera, (1995) ont démontré que développement embryonnaire des crevettes *P. adspersus* se présente selon trois catégories : Soit les vitellines occupent plus de la moitié du volume de l'œuf (longueur de l'œuf 620-720 µm), soit les vitellines n'occupent pas



plus d'un quart du volume de l'œuf (longueur de l'œuf 720-850 μm) ou alors, elles occupent moins d'un quart du volume de l'œuf (longueur de l'œuf 850-950 μm) et diminuent progressivement jusqu'à l'éclosion. Ainsi, puisque la taille moyenne des œufs des crevettes à Sidi Salem est de l'ordre de 626,73 μm , donc les vitellines occupent plus de la moitié du volume de l'œuf. Par contre, à El-Mellah, la taille moyenne des œufs est de l'ordre de 726,63 μm , donc les vitellines n'occupent pas plus d'un quart du volume de l'œuf, ceci s'explique par les taux élevés des vitellines à Sidi Salem comparativement à El-Mellah.

4.3 Dosage des biomarqueurs

4.3.1 Dosage de l'acétylcholinestérase

L'acétylcholinestérase (AChE) est une enzyme clé du système nerveux cholinergique des vertébrés et des invertébrés dont la principale fonction physiologique est l'hydrolyse du neurotransmetteur ACh et son élimination de la fente synaptique. Une fois l'information transmise, l'acétylcholine est rapidement inactivée par l'acétylcholinestérase (AChE), ce qui permet au système nerveux de revenir à l'état de repos. L'inactivation de l'AChE entraîne une accumulation d'ACh dans les synapses et une stimulation continue des récepteurs cholinergiques, ce qui conduit à une altération de la neurotransmission et à une paralysie (Azevedo-Pereira *et al.*, 2011 ; Silva *et al.*, 2019).

L'étude comparative des réponses de l'activité enzymatique de l'AChE a révélé une diminution significative de l'activité de l'AChE chez les crevettes *A. desmaresti* récoltées à El-Battah par rapport aux lacs Oubeira et Tonga pendant la saison printanière et automnale. Cette différence est probablement due à un rejet de substances neurotoxiques à El Battah plus important par rapport aux deux lacs Oubeira et Tonga. L'inhibition d'AChE est couramment utilisée dans les programmes de biosurveillance comme biomarqueur de l'exposition à des composés neurotoxiques (Guo *et al.*, 2021) tels que les pesticides (Campillo *et al.*, 2013 ; Banni *et al.*, 2010), les métaux lourds (Chalghmi *et al.*, 2016 ; Mansour *et al.*, 2020), les détergents, les toxines algales et les HAP (Grintzalis *et al.*, 2012).

Chez les crevettes Palaemons, l'inhibition de l'activité de l'AChE est plus marquée chez les crevettes récoltées aux niveaux de la lagune El-Mellah comparativement à Sidi Salem et ceci en automne par rapport au printemps. Ce résultat nous permet de suggérer une contamination par des polluants neurotoxiques tels que les métaux lourds et /ou pesticides. La mesure de l'activité enzymatique de l'AChE chez les crevettes *P. adspersus* pêchées au niveau



de la lagune El Mellah a démontré une inhibition significative de l'activité spécifique de l'ACHé chez les individus récoltés au niveau du site où se déverse l'Oued El-Mellah au sud de la lagune El Mellah et le site où se déverse l'Oued R'kibet à l'ouest de la lagune (près des activités anthropiques) comparativement à celui de la zone d'étranglement du chenal qui communique avec la Méditerranée considérée comme site de référence (Benradia *et al.*, 2016). Une autre étude écotoxicologique réalisée au niveau de la baie de Jijel et Bejaïa (nord-est Algérien) a montré une prédominance du Plomb par rapport au Cadmium dans la chair de quatre espèces de crevettes : *P. kerathurus*, *Aristeus antennatus*, *Parapenaeus longirostris*, *P. serratus* avec de fortes concentrations des deux métaux à Béjaia. Ceci se traduit par une inhibition de l'activité de l'ACHé chez les crevettes de Bejaïa par rapport à celles de Jijel (Ghorab & Khebbab, 2012). Les mesures de l'ACHé chez le poisson non ciblé *G. affinis* a révélé également, une inhibition d'ACHé au site dit Sidi Brahim (Annaba) par rapport aux sites El Karma (Annaba) et la rivière Messida (El Kala) (Denna *et al.*, 2022). De ce fait, les auteurs ont déterminé le gradient de pollution le suivant Sidi Brahim > d'El Karma > la rivière Messida. L'étude d'Amira *et al.*, (2018) a démontré une inhibition de l'activité AChE, chez le haricot de mer *D. trunculus* collectés à Sidi Salem par rapport à ceux d'El Battah (golfe d'Annaba). Les réponses des biomarqueurs sur le site de Sidi Salem reflètent la présence de certains composés pro-oxydants tels que les métaux (Cd, Cu, Pb, Zn, Mn et Fe) déterminés dans les sédiments en hiver. De plus, les concentrations de métaux, à l'exception du Fe, étaient plus élevées à Sidi Salem par rapport à El Battah. De même, les travaux de Amamra *et al.*, (2019) ont permis de mettre en évidence une inhibition significative de l'ACHé chez *D. trunculus* de Sidi Salem et Echatt par rapport à El Battah dans le golfe d'Annaba avec des effets significatifs (sites et saison) plus prononcée pendant l'été et le printemps par rapport aux autres saisons. En effet, le site Sidi Salem est exposé à diverses sources de pollution industrielle et portuaire ; Echatt, site soumis aux déchets urbains et agricoles ; et El Battah site éloigné de toute source de pollution. Globalement, ces études ont affirmé que le Golfe d'Annaba reste contaminé par les métaux lourds, cependant, cette contamination métallique est relativement faible et les risques pour la population locale *via* cette espèce comestible étaient également faibles.

4.3.2 Dosage des glutathion S-transférases

Les glutathions S-transférases (GST) sont une grande famille complexe d'enzymes localisées dans le cytosol et le réticulum endoplasmique (Sandamalika *et al.*, 2019, Ahmadi *et al.*, 2021) qui agissent comme des régulateurs importants dans de nombreuses étapes



métaboliques (Gao *et al.*, 2020) d'oxydoréduction et de détoxification (Painefilú *et al.*, 2020). 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). En outre, l'augmentation de l'activité de la GST facilite les réactions de conjugaison synthétique de diverses substances électrophiles avec le glutathion tripeptidique, ce qui rend les xénobiotiques plus hydrophiles pour le transport ou l'excrétion afin de défendre les organismes contre le stress oxydatif (Srikanth *et al.*, 2013). L'activité de la GST a 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).

Dans la présente étude, les résultats liés à l'activité de la GST chez *A. desmaresti* ont révélé une différence significative entre les sites étudiés pendant la saison automnale, alors qu'aucune différence n'a été enregistrée durant le printemps. Des résultats similaires ont été rapportés par Van der Oost *et al.*, (2003), où l'activité GST dans le poisson *Salmo salar* entre un site de référence et un site pollué en Russie sont les mêmes. Nos résultats semblent cohérents avec les travaux de Guemouda *et al.*, (2014) et Amri *et al.*, (2017), qui suggèrent que l'activité de la GST varie de manière saisonnière, avec un pic au printemps chez les polychètes annélides *Perinereis cultrifera* et l'oursin *P. lividus*. L'induction de la GST chez *A. desmaresti* pêchée dans le lac Tonga, bien que le lac Tonga soit classé comme un site RAMSAR, au cours des dernières années ce lac n'a pas été épargné par la pollution métallique, En effet, Bendjama *et al.*, (2014) ont révélé des niveaux élevés de fer, cuivre, zinc et plomb. Une induction significative de l'activité GST et une inhibition significative de l'activité AChE chez les individus *P. adspersus* des sites : sortie de la rivière El Mellah et dans la sortie de la rivière R'kibet (proches des activités anthropiques) par rapport au chenal de la lagune El Mellah (site de référence) sont liées à leur niveau de pollution (Benradia *et al.*, 2016). Denna *et al.*, (2022) ont enregistré une différence significative dans l'activité GST et AChE chez *G. affinis* sur trois sites du nord-est de l'Algérie où le site le plus pollué est Sidi Brahim, suivi par El Karma et enfin la rivière Messida.

Les résultats relatifs à l'activité de la GST chez les crevettes Palaemons ont démontré



une induction de l'activité de la GST chez les individus récoltés au niveau du site Sidi Salem comparativement à El-Mellah. Cependant, une diminution de l'activité enzymatique a été enregistrée en saison automnale par rapport à la saison printanière. Le dosage de l'activité de la GST chez le poisson *G. affinis* a démontré, également, une augmentation de l'induction de la GST chez les individus pêchés à Sidi Brahim (Annaba) par rapport à El Karma (Annaba) et à la rivière Messida (El Kala) (Denna *et al.*, 2022). Ceci prouve que le site de Sidi Brahim est le plus pollué suivi par El Karma et enfin la rivière Messida. Ces résultats concordent aussi avec ceux de Amamra *et al.*, (2019), qui ont découvert une induction de la GST chez *D. trunculus* de Sidi Salem et Echatt par rapport à El Battah avec des effets significatifs (site et saison). De même, une augmentation de l'activité de la GST a été observée chez *D. trunculus* récoltée à Sidi Salem par rapport à ceux d'El Battah (Amira *et al.*, 2018). De plus, l'induction de cette enzyme est plus importante en automne et en hiver. Par ailleurs, une étude réalisée dans les conditions de laboratoire chez la crevette *P. adspersus* a révélé que le spiromesifen (un inhibiteur de la synthèse des lipides) aux doses sublétales induit une augmentation significative et rapide de l'activité de la GST avec une relation dose-réponse chez cette espèce (Lechkhab, 2018).

4.3.3 Dosage des métallothionéines

Les métallothionéines (MTs) sont des protéines de faible poids moléculaire (6000-7000 Da), résistantes à la chaleur, dépourvues d'acides aminés aromatiques et sont caractérisés par une teneur élevée en cystéine (33%) (Chen *et al.*, 2014 ; Hayati *et al.*, 2020). Les MTs sont sensibles à la contamination par les métaux chez de nombreux organismes marins (Choi *et al.*, 2007, 2008 ; Zorita *et al.*, 2007). 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 (Sherif *et al.*, 2021). Elles sont impliquées dans l'homéostasie des métaux essentiels comme le cuivre et le zinc, mais jouent également un rôle important dans la détoxification des métaux non essentiels (Cd et Hg) et participent à des fonctions métaboliques dont le piégeage des radicaux libres (Chandurvelan *et al.*, 2015 ; Rabeh *et al.*, 2018).

La quantification des MTs chez la crevette *A. desmaresti* a révélé des niveaux élevés au printemps par rapport à l'automne. En effet, aucune différence significative n'a été enregistrée entre les sites au printemps. Cependant, une différence significative a été observée en automne avec un niveau élevé au lac Tonga. Des résultats de Bendjama *et al.*, (2014) ont affirmé la présence de niveaux élevés de fer, cuivre, zinc et plomb dans le lac Tonga. Ainsi, l'induction



de MTs serait probablement dû à l'exposition des crevettes aux éléments traces métalliques (ETM) (Banni *et al.*, 2007, Falfushynska *et al.*, 2009). Toutefois, l'accumulation de MTs dans les tissus pourrait également être due au stress oxydatif indépendamment de la présence d'ETM dans l'environnement. En effet, Banni *et al.*, (2007) ont rapporté des augmentations significatives des isoformes de protéines et d'ARNm de MTs chez *M. galloprovincialis* qui n'est pas exposé aux ETM mais qui présente un déséquilibre oxydatif. Outre l'exposition aux métaux, les MTs peuvent aussi être induits par d'autres facteurs, tels que des facteurs physicochimiques (salinité, température, oxygène dissous, etc.) et par l'état physiologique de l'organisme (sexe, âge, stade de reproduction) (Boulajfene *et al.*, 2017).

Un taux élevé de MTs a été enregistré également chez les crevettes *Palaemons* du site Sidi Salem comparativement à la lagune El-Mellah. Notre résultat est en accord avec les travaux de Amira *et al.*, (2018), qui ont précisé une augmentation du taux de MTs chez les *D. trunculus* collectés à Sidi Salem par rapport à ceux d'El Battah. Nos résultats sont également en accords avec ceux de Yezli *et al.*, (2022), où l'induction des MTs chez *D. trunculus* a été noté chez les individus pêchés au niveau de Sidi Salem (Site exposé à diverses sources de pollution) comparativement à ceux d'El Battah (Site loin de toute activité humaine) pendant la saison hivernale et estivale de l'année 2019. De même Bouzahouane *et al.* (2018) ont révélé l'existence d'un gradient croissant (la plage Aouinete < la plage Messida < Cap de Garde) des niveaux de MTs chez le mollusque gastéropode *Stramonita haemastoma*. Ceci dit la plage l'Aouinete et le Cap de Garde ne sont pas exposés aux sources de pollution (sauf fréquentée par les estivants ou la présence de quelques habitations non reliées au réseau d'assainissement). La plage Messida par contre, elle est fréquentée par les pêcheurs et les estivants et reçoit des eaux usées à travers l'oued Messida. Par ailleurs, une autre étude consistait à exposer les crevettes *Palaemonetes argentinus* de sept sites le long du bassin de la rivière Citalamochita (Cordoba, Argentine) à un mélange de polluants durant 96 heures (Bertrand *et al.* 2018). Ces auteurs ont montré des changements significatifs des MTs dans le céphalothorax des crevettes le long du bassin et ceci en corrélation avec les éléments (Cr, Zn, Cd, Hg et V) mesurées dans les tissus des crevettes. Ceci refléterait leur biodisponibilité dans l'environnement. Dans les conditions d'expérimentation, Khati *et al.*, (2012) ont exposé le bivalve *Perna perna* aux contaminants métalliques (Cd et Cu) pendant 7 jours, suivi par un dosage des MTs au niveau des branchies et des glandes digestives qui a révélé une relation entre l'exposition aux métaux et l'induction des MTs dans les processus de détoxification.



4.3.4 Dosage des malondialdéhydes

Le malondialdéhyde (MDA) est une expression de la lipoperoxydation. L'utilisation de ce composé comme biomarqueur de stress oxydatif en général, et en peroxydation lipidique en particulier. 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). Le MDA est un produit des réactions de peroxydation lipidique qui se forme lors de l'attaque des lipides polyinsaturés (de la famille n-6) par des espèces réactives de l'oxygène générées dans certaines conditions de stress (Aarab, 2004).

L'évaluation de la teneur en MDA chez les crevettes *A. desmaresti* en provenance de leurs sites d'études a révélé des valeurs importantes chez les individus d'El Battah et Tonga par rapport au Lac Oubeira au printemps. L'augmentation du taux de MDA est expliquée par une peroxydation lipidique intense chez les crevettes du site El Battah et du Lac Tonga. Ce résultat est probablement due à la proximité d'El Battah du golf d'Annaba qui est une région fortement anthropisée qui est continuellement affectée par de divers contaminants en provenance des activités urbaines, agricoles, portuaires et industrielles (Khelifi-Touhami *et al.*, 2006 ; Belabed *et al.*, 2017), notamment par les métaux lourds (Abdenmour *et al.*, 2000 ; Belabed *et al.*, 2013 ; Rabei *et al.*, 2018 ; Guendouzi *et al.*, 2020). Mais aussi la contamination récente du lac Tonga par les métaux et plus particulièrement par le fer et cadmium (Chouchane *et al.*, 2011). Des résultats similaires ont été observés chez la palourde *Ruditapes decussatus* où les auteurs ont révélé une induction significative du MDA dans différents tissus de l'espèce exposée au cadmium (Khebbab *et al.*, 2010). Soltani *et al.* (2012) ont noté aussi une induction du MDA chez *D. trunculus* prélevée du site Sidi Salem par sa contamination de nature domestique et industrielle dans le golf d'Annaba dans l'est algérien. Aussi, des niveaux élevés de peroxydation lipidique, liés à une contamination métallique, ont été déterminés chez le crabe *Carcinus maenas* collecté dans la lagune de Bizerte par rapport à un site de référence (Ben Khedher *et al.*, 2013). Nos résultats ont montré une importante accumulation de MDA en automne par rapport au printemps au sein des deux lacs Oubeira et Tonga qui est due essentiellement aux fortes augmentations de la température. Car, les auteurs Banni *et al.* (2009) ont constaté une augmentation des taux d'accumulation de MDA pendant l'été et l'automne chez les palourdes *Ruditapes decussatus* prélevées de façon saisonnière dans différents sites sur



les côtes tunisiennes. Il est à signaler que chez *A. desmaresti*, le taux de MDA enregistrée en automne diminue au niveau d'El Battah malgré les températures élevées. Ce résultat suggère un effet délétère des températures très élevées provoquant ainsi un stress oxydant chez les crevettes avec une induction importante de la peroxydation lipidique.

Chez les Palaemons, nos résultats indiquent des taux de malondialdéhyde élevé au niveau de la lagune El-Mellah comparativement à ceux de Sidi Salem pendant la saison automnale. Par contre, l'inverse a été observé au printemps. Aussi, une augmentation du taux de MDA a été signalé chez les crevettes *P. kerathurus*, *A. antennatus*, *P. longirostris*, et *P. serratus* de Bejaïa, un site caractérisé par la présence de fortes concentrations de Pb et Cd par rapport à ceux de Jijel (Ghorab, 2016). Les travaux de Sifi & Soltani, (2019), ont déterminé les variations saisonnières de deux biomarqueurs du stress oxydatif, la lactate déshydrogénase (LDH) et le malondialdéhyde (MDA) et leur corrélation avec le métabolisme lipide-glucide chez *D. trunculus* de deux sites du golfe d'Annaba : El Battah (considéré comme un site relativement propre), et Sidi Salem (exposé à diverses sources de pollution industrielle, urbaine et portuaire). Néanmoins, les travaux de Amamra *et al.*, (2019), ont montré l'induction du MDA chez les individus de Sidi Salem et Echatt par rapport à El Battah avec des effets significatifs du site et saison. Les résultats du dosage du MDA chez le mollusque gastéropode *S. haemastoma* ont révélé que les valeurs du Cap de Garde étaient plus élevées que celles enregistrées dans la plage Aouinete et la plage Messida avec une homogénéité entre les quatre saisons (Bouzahouane *et al.*, 2018).

4.3.5 Dosage des lipides

Les lipides représentent une importante source d'énergie chez les crustacés. Le cholestérol, stérol prédominant des tissus, est le précurseur des hormones stéroïdes qui sont essentielles pour la croissance, la maturation et la reproduction (Marangos *et al.*, 1988). Chez d'autres invertébrés aquatiques tel que les bivalves, l'altération du métabolisme des lipides est reconnue comme une réponse générale au stress, à l'exposition aux polluants organiques et inorganiques provoquant des dommages fonctionnels et oxydatifs, à savoir, la peroxydation des lipides membranaires, qui déclenche, à son tour, une réaction biochimique au stress (Fokina *et al.*, 2013 ; Signa *et al.*, 2015). Ceci permet de considérer la composition lipidique comme un biomarqueur précieux pour évaluer les niveaux de contamination (Filimonova *et al.*, 2016).

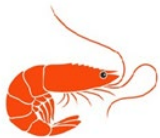


Le dosage des lipides chez *A. desmaresti* indique des taux faibles chez les crevettes du lac Tonga comparativement à ceux des sites El Battah et le lac Oubeira qui serait probablement un signe d'une pollution métallique. Car des valeurs élevées du fer qui provient de l'érosion pendant les crues, à des émanations et poussières sidérurgiques provenant du complexe sidérurgique Mittal Steel (El Hadjar) situé à 55 km à vol d'oiseau de la région d'El-Kala et en grande partie à la présence d'un substratum d'origine acide caractérisant les sols du bassin versant du lac Tonga, favorisant davantage la fixation des métaux lourds (Bendjama et al., 2011). L'exposition des femelles de deux espèces crustacées, les crevettes *M. rosenbergii* (Revathi et al., 2011) et les crabes *Chiromantes dehaani* (Liu et al., 2016) par le Cd a montré une réduction des lipides pour surmonter le stress induit par des métaux lourds.

Pour les crevettes Plaemons, les taux de lipides sont élevés chez les individus pêchés à Sidi Salem durant la saison printanière. À l'inverse, en automne, le taux de lipides le plus élevé est observé chez les individus en provenance d'El-Mellah. Ce résultat n'est pas en accord avec les travaux de Sifi & Soltani, (2019).

Ainsi, la réduction de l'activité AChE dans le tissu de la crevette est très probablement liée à la distribution des polluants dans le tissu neural, tandis que l'activité GST a confirmé une réponse de stress antioxydant généralisée. Les niveaux élevés de MTs indiquent une pollution métallique. MDA La peroxydation lipidique, déclencher notamment par les métaux et certains contaminants organiques (Giguère et al., 2005 ; Ding et al., 2018 ; Wang et al., 2019 ; Kim et al., 2021). La qualité et la disponibilité des ressources en eau constituent sans aucun doute l'un de nos principaux défis. Sa protection passe par une meilleure gestion des polluants, principalement la pollution des plages, lacs, rivières et lagunes par les activités humaines.

*Conclusion
&
perspectives*



5 Conclusion et perspectives

La caractérisation morphologique des crevettes a été réalisée au niveau de quelques biotopes de la région de l'Est Algérien, qui s'étalent du golfe d'Annaba jusqu'au Park national d'El Kala dans la wilaya d'El Taref (Embouchure Boukhmira, El Battah, la lagune El-Mellah et les lacs Oubeira et Tanga). L'étude a été réalisée durant le printemps et l'automne des années 2019-2022. Trois approches ont été abordées :

Analyse morphométrique consiste à effectuer des pesages et des mesures de tailles des crevettes *Palaemon adspersus*, *Palaemon elegans* et *Atyaephyra desmaresti* récoltées au niveau des sites d'étude. L'analyse de la structuration des trois espèces de crevettes (*A. desmaresti*, *P. elegans* et *P. adspersus*) a révélé une forte corrélation des variables pondérales avec les variables linaires. Ceci explique l'importance des paramètres linaires et leurs contributions dans la différenciation inter-espèces et reflète la capacité des crevettes à contrôler leur taille. Par contre, les paramètres pondéraux ont contribué probablement à la différenciation intra-espèce et viennent en second plan par rapport aux paramètres linaires, car ils dépendent de l'environnement, l'alimentation, l'âge, la compétition. Ainsi, le processus de croissance est similaire dans les populations analysées, à l'exception des malformations du rostre des crevettes *A. desmaresti* du lac Oubeira qui pourraient être dues à la bioaccumulation des polluants. Les résultats obtenus démontrent que la longueur du rostre est le paramètre le plus important et le plus discriminant d'un point de vue morphologique et statistique.

Généralement, l'abondance des crevettes est plus élevée au printemps par rapport à l'automne. Les crevettes *A. desmaresti* semblent plus abondantes dans les lacs Oubeira et Tonga et les Palaemons sont plus abondantes au niveau de la lagune El-Mellah. De plus, les femelles de *A. desmaresti* sont plus abondantes par rapport aux mâles, cependant, les mâles sont plus abondants comparativement aux femelles chez les Palaemons. Ceux-ci probablement dû à l'effet de la migration saisonnière et/ou ontogénétique expliquée par des préférences environnementales

La dispersion des points relatifs aux espèces *P. adspersus* et *P. elegans* par rapport à *A. desmaresti* explique la plasticité phénotypique du genre *Palaemon* et sa forte capacité à s'adapter à l'environnement par rapport à *A. desmaresti*, qui est une espèce plus stable. De plus, le léger chevauchement entre *A. desmaresti* et *P. elegans*, et entre *P. elegans* et *P. adspersus* démontre que malgré la ressemblance des trois espèces, elles sont bien différenciées et que le dimorphisme sexuel n'a aucune influence sur la différenciation des espèces. Ainsi, les trois espèces sont bien différenciées quel que soit le sexe avec un léger avantage pour les mâles

Analyse du potentiel reproducteur a démontré que les crevettes du genre *Palaemons* récoltées à El Mellah sont plus fécondes par rapport à ceux de Boukhmira (Sidi Salem) et les crevettes *A. desmaresti* sont les plus fécondes à El Battah par rapport à Oubeira et Tonga. Ainsi, une différence très significative a été enregistrée entre les sites Oubeira et Tonga par rapport à Boukhmira, El Battah et El Mellah. La corrélation de Spearman effectuée entre la longueur totale et la fécondité des femelles a révélé une très faible corrélation chez les trois espèces et une corrélation négative entre le diamètre des œufs et la fécondité des crevettes *A. desmaresti*. En ce qui concerne les deux espèces *Palaemons*, une très faible corrélation positive a été notée entre le diamètre des œufs et la fécondité. Pour ce qui est des teneurs en vitelline, le taux le plus élevé a été enregistré chez *A. desmaresti* pêchée au lac Oubeira, et les *Palaemons* pêchées à Boukhmira.

Analyse biochimique des biomarqueurs a révélé une inhibition de l'activité spécifique de l'AChE chez les crevettes pêchées à El-Battah pour l'espèce *A. desmaresti*, et au niveau d'El-Mellah pour les *Palaemons*. Une induction de la GST a été notée chez *A. desmaresti* prélevé au lac Tonga et au site Boukhmira pour les *Palaemons*. De plus, un taux élevé de MTs a été enregistré au lac Tonga pour *A. desmaresti* et à Boukhmira pour les *Palaemon*. Les valeurs élevées du MDA ont été signalées chez *desmaresti* à El Battah, et les *Palaemons* à la lagune El-Mellah. La diminution des taux des lipides a été



enregistrée chez les crevettes *A. desmaresti* du lac Tonga, et les Palaemons, au niveau de la lagune El Mellah. 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 somme des résultats démontre que même les sites éloignés des sources de pollution et classé comme des sites RAMSAR sont également touchés par la pollution, et que les crevettes sont des espèces sensibles et d'excellent bio indicateurs qui reflètent la qualité de l'environnement.

À l'avenir, et afin d'obtenir une caractérisation morphométrique plus approfondie des crustacés, la structure morphologique devrait être évaluée par des méthodes morphogéométriques basées sur la configuration des points de repère qui sont efficaces pour évaluer les variations de forme et de taille parmi les populations locales. Il serait souhaitable de procéder à une identification plus large et plus précise des contaminants présents dans la chair des crevettes et dans les eaux du golfe d'Annaba ainsi que dans celles du parc national d'El-Kala afin de fournir de nouveaux éléments qui pourront être exploités dans des études ultérieures.

Résumés



Résumé

Le présent travail porte sur la caractérisation morphologique et biochimiques des crevettes du golfe d'Annaba jusqu'au Park national d'El Kala dans la wilaya d'El Taref (Est Algérien). L'étude a été réalisée pendant la saison printanière et automnale des années 2019-2021. Elle consiste à évaluer les variations morphologiques, les paramètres reproductifs et les réponses biochimiques de quelques biomarqueurs environnementaux chez les populations des crevettes.

L'analyse de la structuration des trois espèces de crevettes (*Palaemon adspersus*, *Palaemon elegans*, *Atyaephyra desmaresti*) a révélé une forte corrélation des variables pondérales avec les variables linéaires. Ces résultats mettant en évidence la contribution des paramètres linéaires dans la différenciation inter-espèces alors que les paramètres pondéraux contribuent à la différenciation intra-espèce. Ainsi, le processus de croissance est similaire dans les populations analysées, à l'exception des malformations du rostre des crevettes *A. desmaresti* du lac Oubeira dues probablement à la bioaccumulation des polluants. L'abondance des crevettes dépend de l'espèce, du site et du sexe qui est dû à l'effet de la migration et aux préférences environnementales. De plus, les résultats expliquent une plasticité phénotypique du genre *Palaemon* et sa forte capacité à s'adapter à l'environnement par rapport à *A. desmaresti* qui est plus stable.

L'analyse des paramètres reproductifs a révélé une corrélation positive entre la longueur totale et la fécondité des femelles et une corrélation négative entre le diamètre des œufs et la fécondité des crevettes *A. desmaresti*. En ce qui concerne les deux espèces *Palaemons*, une très faible corrélation positive a été notée entre le diamètre des œufs et la fécondité. Pour ce qui est des teneurs en vitelline, le taux le plus élevé a été enregistré chez *A. desmaresti* pêchée au lac Oubeira, et les *Palaemons* pêchées à Boukhmira.

L'analyse des réponses biochimiques des biomarqueurs du stress environnemental a révélé une inhibition de l'activité spécifique de l'ACHé, une induction de la GST, des MTs et la MDA, ainsi qu'une diminution des taux des lipides. La réponse des biomarqueurs traduit une neurotoxicité et une induction du système de détoxification et du stress oxydatif chez les populations de crevettes. Ainsi, la variation saisonnière des activités enzymatiques 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 somme des résultats démontre que même les sites éloignés des sources de pollution et classés comme des sites RAMSAR sont également touchés par la pollution, et que les crevettes sont des espèces sensibles et d'excellents bio indicateurs qui reflètent la qualité de l'environnement.

Mot clés : Crevettes, morphométrie, potentiel reproducteur, biomarqueurs, étude comparative, littoral Algérien.



Abstract

This work focuses on the morphological and biochemical characterisation of shrimps from the Gulf of Annaba to the National Park of El Kala in the state of El Taref (Eastern Algeria). This study was performed during spring and autumn of the years 2019-2021. It consists in assessing morphological variations, reproductive parameters and biochemical responses of some environmental biomarkers in shrimp populations

The analysis of the three species of shrimp (*Palaemon adspersus*, *Palaemon elegans*, *Atyaephyra desmaresti*) revealed a high correlation of the weight variables with the linear variables. These results demonstrated the contribution of linear parameters in inter-species differentiation while weight parameters contributed to intra-species differentiation. Thus, the growing process is similar in the analysed populations, except for rostrum malformations in *A. desmaresti* from Oubeira Lake, which are probably due to the bioaccumulation of pollutants. The abundance of shrimp depended on species, site and sex due to the effect of migration and environmental preferences. Furthermore, the results explain the phenotypic plasticity of the Palaemons and their high capacity to adapt to the environment compared to *A. desmaresti* which is more stable.

The analysis of reproductive parameters revealed a positive correlation between total length and fecundity of females and a negative correlation between egg diameter and fecundity of *A. desmaresti* shrimp. For both species of Palaemon, a very low positive correlation was noted between egg diameter and fecundity. The highest content of vitellus was recorded in *A. desmaresti* from Oubeira Lake, and in Palaemon from Boukhmira.

Analysis of the biochemical responses of environmental stress biomarkers revealed an inhibition of specific AChE activity, an induction of GST, MTs and MDA, and a decrease in lipid levels. The biomarker response reflects neurotoxicity and induction of the detoxification system and oxidative stress in shrimp populations. Thus, the seasonal variation of enzymatic activities is linked to the qualitative and quantitative abundance of pollutants as well as to the physico-chemical parameters of the water that have an effect on their availability.

The sum of the results shows that even sites far from pollution sources and classified as RAMSAR sites are also affected by pollution, and shrimps are sensitive species and excellent bio-indicators which reflect the quality of the environment.

Keywords: Shrimp, morphometry, reproductive potential, biomarkers, comparative study, Algerian coastline.



الملخص

يركز هذا العمل على التوصيف المورفولوجي والبيوكيميائي للجمبري من خليج عنابة إلى حظيرة القالة بولاية الطارف (شرق الجزائر). أجريت الدراسة خلال فصلي الربيع والخريف للسنوات 2019-2021. ويتمثل في تقييم التغيرات المورفولوجية ومعايير التكاثر والاستجابات البيوكيميائية لبعض المؤشرات الحيوية البيئية في مجموعات الجمبري.

وكشف تحليل بنية أنواع الجمبري الثلاثة (*Palaemon adspersus* ، *Palaemon elegans* ، *Atyaephyra desmaresti*) عن وجود ارتباط قوي بين متغيرات الوزن والمتغيرات الخطية. تسلط هذه النتائج الضوء على مساهمة المعلمات الخطية في التمايز بين الأنواع بينما تساهم معلمات الوزن في التمايز داخل الأنواع. وهكذا، فإن عملية النمو متشابهة في المجموعات التي تم تحليلها، باستثناء تشوهات الـ *rostre* للجمبري *A. desmaresti* من بحيرة أوبيرا ربما بسبب التراكم الحيوي للملوثات. تعتمد وفرة الجمبري على الأنواع والموقع والجنس الذي يرجع إلى تأثير الهجرة والتفضيلات البيئية. بالإضافة إلى ذلك، تكشف نتائج الدونة المظهرية للأنواع *Palaemon* قدرتها القوية على التكيف مع البيئة مقارنة بـ *A. desmaresti* الأكثر استقرارا.

أظهر تحليل معلمات التكاثر عن وجود علاقة إيجابية بين الطول الكلي وخصوبة الإناث ووجود علاقة سلبية بين قطر البيوض وخصوبة الجمبري *A. desmaresti*. بالنسبة لنوعي *Palaemons* ، لوحظ وجود علاقة إيجابية ضعيفة للغاية بين قطر البيضة وخصوبتها. من حيث محتوى الـ *vitellines* ، تم تسجيل أعلى مستوى في *A. desmaresti* التي تم صيدها في بحيرة أوبيرا ، و *Palaemons* التي تم صيدها في بوخميرة.

كشفت تحليل الاستجابات الكيميائية الحيوية للمؤشرات الحيوية للإجهاد البيئي عن تثبيط نشاط AChE ، وتحريض الـ GST و MTs و MDA ، وانخفاض مستويات الدهون. تعكس استجابة العلامات الحيوية السمية العصبية وتحريض نظام إزالة السموم والإجهاد التأكسدي في مجموعات الجمبري. وبالتالي، فإن التباين الموسمي للأنشطة الأنزيمية يرتبط بالوفرة النوعية والكمية للملوثات وكذلك بالمعلمات الفيزيائية والكيميائية للمياه التي لها تأثير على توافرها.

ويوضح مجموع النتائج أنه حتى المواقع البعيدة عن مصادر التلوث والمصنفة كمواقع RAMSAR تأثرت أيضا بالتلوث، وأن الجمبري من الأنواع الحساسة والمؤشرات الحيوية الممتازة التي تعكس جودة البيئة.

الكلمات المفتاحية: الجمبري، قياس الشكل، إمكانات التكاثر، المؤشرات الحيوية، تحليل مقارن الساحل الجزائري.

Références bibliographiques



6 Références bibliographiques



- Aarab, N., 2004. Les biomarqueurs chez les poissons et les bivalves : de l'exposition à l'effet et du laboratoire au terrain. Thèse de doctorat, Option : Ecotoxicologie des milieux aquatiques. Université de Bordeaux 1, 27p.
- Abdennour, C., Smith, B.D., Boulakoud, M.S., Samraoui, B., & Rainbow, P.S., 2000. Trace metals in marine, brackish and freshwater prawns (Crustacea, Decapoda) from northeast Algeria. *Hydrobiologia*, **432** : 217–227. <https://doi.org/10.1023/A:1004027204088>
- 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>
- Aguirre, H., & Hendrickx, M.E., 2005. Abnormal rostrum and telson in two species of *Penaeid shrimp* (Decapoda, Dendrobranchiata, Penaeidae) from the Pacific Coast of Mexico. *Crustaceana*, **78** : 113-119.
- 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>
- Al-Khafaji, K.K., Al Qarooni, I.H., Al Abbad, M.Y., & Abd Al-Lateef, N.M., 2016. Study of the growth, reproductive biology and abundance for invasive shrimps *Palaemon elegans* Rathke from Garmat Ali river Basrah, Southern Iraq. *Journal of Coastal Life Medicine*, **4** (7) : 536-540.
- Al-Khafaji, K.K., Al Qarooni, I.H., Al Abbad, M.Y., & Abd Al-Lateef, N.M. 2016. Study of the growth, reproductive biology and abundance for invasive shrimps *Palaemon elegans* Rathke from Garmat Ali river Basrah, Southern Iraq. *Journal of Coastal Life Medicine*, **4** (7) : 536-540.
- Allout, I., 2013. Etude de la biodiversité floristique de la zone humide de Boukhmira Sidi Salem – El Bouni -Annaba. Mémoire de Magister en Ecologie et biologie végétale. Université Badji Mokhtar, Annaba.
- Amamra, F., Sifi, K., Kaouachi, N., & Soltani, N., 2019. Evaluation of the impact of pollution in the gulf of annaba (ALGERIA) by measurement of environmental stress biomarkers in an edible mollusk bivalve *Donax trunculus*. *Fresenius Environmental Bulletin*, **28** (2) : 908-915.
- Amiard, J.C., Caquet, T., & Lagadic, L., 1998. Introduction - Les biomarqueurs parmi les méthodes d'évaluation de la qualité de l'environnement, in: Lagadic L., Caquet T., Amiard J.- C., Ramade F. (Eds.), Utilisation de Biomarqueurs Pour La Surveillance de La Qualité de L'environnement. *Lavoisier, Paris*, 21-31p.
- Amira, A., Merad, I., Almeida, C. M. R., Guimaraes, L., & Soltani, N., 2018. Seasonal variation in biomarker responses of *Donax trunculus* from the Gulf of Annaba (Algeria): Implication of metal accumulation in sediments. *C. R. Geoscience*, **350** (4) : 173-179. <https://doi.org/10.1016/j.cрте.2018.02.002>
- Amira, A., Merad, I., Almeida, C.M.R., Laura Guimara, L. & Soltani, N., 2018. Seasonal variation in biomarker responses of *Donax trunculus* from the Gulf of Annaba



- (Algeria) : Implication of metal accumulation in sediments. *Comptes Rendus Geoscience*, **350** (4) : 173-179. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2018.02.002>
- Amri, S., Samar, M.F., Sellem, F., & Ouali, K., 2017.** Seasonal antioxidant responses in the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lamarck 1816) used as a bioindicator of the environmental contamination in the South-East Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.* **122**, 392-402.
- Anger, K., & Moreira, G.S., 1998.** Morphometric and reproductive traits of tropical caridean shrimps. *Journal of Crustacean Biology*, **18** : 823-838.
- Atchley, W.R., & Hall, B.K., 1991.** A model for the development and evolution of complex morphological structures. *Biological Reviews*, **166** : 101-157.
- Atchley, W.R., Xu, S., & Vogl, C., 1994.** Developmental quantitative genetic models of evolutionary change. *Developmental Genetics*, **15** : 92-103.
- Avarre, J.C., Michelis, R., Tietz, A., & Lubzens, E., 2003.** Relationship Between Vitellogenin and Vitellin in a Marine Shrimp (*Penaeus semisulcatus*) and Molecular Characterization of Vitellogenin Complementary DNAs. *Biology of reproduction*, **69** : 355-364. <https://doi.org/10.1095/biolreprod.102.011627>
- Azevedo-Pereira, H.M.V.S., Lemos, M.F.L., & Soares, A.M.V.M., 2011.** Effects of imidacloprid exposure on enzyme activity and behaviour of *Chironomus riparius* Meigen larvae. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **74** : 1210-1215, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.10.021>
- Azizi, G., Layachi, M., Akodad, M., Baghour, M., Skalli, A., & Moumen, A., 2020.** Growth Weight and Reproductive Cycle in the Mussel (*Mytilus Galloprovincialis*) from Cala Iris Sea of Al Hoceima (Northern Morocco). *International Journal of Biosciences*, **16** (6) : 140-151. doi.org/10.12692/ijb/16.6.140-151

B

- Baldanzi, S., Storch, D., Navarrete, S. A., Graeve, M., & Fernandez, M., 2018.** Latitudinal variation in maternal investment traits of the kelp crab *Taliepus dentatus* along the coast of Chile. *Marine Biology*, **165** (2) : 37. <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3294-2>
- Bamber, R.N., & Henderson, P.A., 1994.** Seasonality of caridean decapod and mysid distribution and movements within the Severn Estuary and Bristol Channel. *Biological Journal of the Linnean Society*, **51** (1-2) : 83-91. <https://doi.org/10.1006/bjil.1994.1009>
- Banni, M., Dondero, F., Jebali, J., Guerbej, H., Boussetta, H., & Viarengo, A., 2007.** Assessment of heavy metal contamination using real-time PCR analysis of mussel metallothionein mt10 and mt20 expression : a validation along the Tunisian coast. *Biomarkers*, **12** (4) : 369-383. <https://doi.org/10.1080/13547500701217061>
- Banni, M., Negri, A., Dagnino, A., Jebali, J., Ameer, S., & Boussetta, H., 2010.** Acute effects of benzo [a] pyrene on digestive gland enzymatic biomarkers and DNA damage on mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **73** (5) : 842-848. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.12.032>
- Banni, M., Bouraoui, Z., Ghedira, J., Clearandeau, C., Jebali, J., & Boussetta, H., 2009.** Seasonal variation of oxidative stress biomarkers in clams *Ruditapes decussatus* sampled from Tunisian coastal areas. *Environmental Monitoring and Assessment*, **155** : 119-128. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0422-3>



- Barnes, H., 1968.** Studies in the biochemistry of cirripede eggs. I. Changes in the general biochemical composition during development of *Balanus balanoides* and *Balanus balanus*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **45** : 321-339.
- Bas, C., Spivak, E., & Anger, K., 2007.** Seasonal and interpopulational variability in fecundity, egg size, and elemental composition (CHN) of eggs and larvae in a grapsoid crab, *Chasmagnathus granulatus*. *Helgoland Marine Research*, **61** : 225-237. <https://doi.org/10.1007/s10152-007-0070-y>
- 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>
- Béguer, M., 2009.** Réponses d'une population aux forçages environnementaux et anthropiques : Le suivi à long terme de la crevette *Palaemon longirostris* de l'estuaire de la Gironde (1979-2007). Thèse de doctorat à L'université de Bordeaux I, 111p.
- Béguer, M., Pasquaud, S., Noel, P., Girardin, M., & Boet, P., 2008.** First description of heavy skeletal deformations in *Palaemon shrimp* populations of European estuaries : the case of the Gironde (France). *Hydrobiologia*, **607** (1) : 225-229. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9386-0>
- Belabed, B.E., Laffray, X., Dhib, A., Fertouna-Belakhal, M., Turki, S., & Aleya, L., 2013.** Factors contributing to heavy metal accumulation in sediments and in the intertidal mussel *Perna perna* in the Gulf of Annaba (Algeria). *Marine Pollution Bulletin*, **74** (1) : 477-489. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.06.004>
- Belabed, B.E., Meddour, A., Samraoui, B., & Chenchouni, H., 2017.** Modeling seasonal and spatial contamination of surface waters and upper sediments with trace elements across industrialized urban areas of the Seybouse watershed in North Africa. *Environ Monit Assess.* 189, 265. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5968-5>
- Belabed, B.E., Meddour, A., Samraoui, B., & Chenchouni, H., 2017.** Modeling seasonal and spatial contamination of surface waters and upper sediments with trace metal elements across industrialized urban areas of the Seybouse watershed in North Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*, **189** (6) : 265. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5968-5>
- Beliaeff, B., & Burgeot, T., 2002.** Integrated biomarker response : a useful tool for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **21** (6) : 1316-22. <https://doi.org/10.1002/etc.5620210629>
- Bendjama, A., Djabri, L., Chouchane, T., Boukari, A., & Tlili, S., 2014.** La contamination métallique des eaux lacustres des zones humides du PNEK située au Nord-Est Algérien. Actes de la conférence internationale de 2014 sur l'énergétique appliquée et la pollution, organisée par le laboratoire LEAP, décembre 14-15, 2014, Constantine.
- Bendjama, A., Djabri, L., Chouchane, T., Boukari, A., Tlili, S., 2014.** La contamination métallique des eaux lacustres des zones humides du PNEK située au Nord-Est Algérien. – Actes de la conférence internationale de 2014 sur l'énergétique appliquée et la pollution, organisée par le laboratoire LEAP, décembre 14-15, 2014, Constantine.
- Bendjama, A., Morakchi, K., Meradi, H., Boukari, A., Chouchane, T., Belaabed, B.E., & Djabri, L., 2011.** Caractérisation des matériaux biologiques issus d'un écosystème naturel « PNEK » situé au Nord-Est de l'Algérie. *Journal de la Société Algérienne de Chimie*, **21** (1) : 45-58.
- Bendjoudi, D., Zouaoui, F., Errahmani, M.B., Bendjeddou, K., & Chekir, N., 2013.** Mesure de deux biomarqueurs catalase et malondialdéhyde chez *Perna perna* et *Mytilus galloprovincialis* (Mollusca, Bivalvia) suite à une contamination aigüe par *Staphylococcus aureus*. Travaux de l'Institut Scientifique, Rabat, Série Zoologie,



- n°49, 19-27.
- Ben-Khedher, S., Jebali, J., Kamel, N., Banni, M., Rameh, M., Jrad, A., & Boussetta, H., 2013.** Biochemical effects in crabs (*Carcinus maenas*) and contamination levels in the Bizerta Lagoon : an integrated approach in biomonitoring of marine complex pollution. *Environmental Science and Pollution*, **20** : 2616–2631. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1156-x>
- Benradia, H., Berghiche, H., & Soltani, N., 2016.** Measure of environmental stress biomarkers in the shrimp *Palaemon adspersus* from the Mellah lagoon (Algeria) : Spatial and Temporal variations. *Fresenius Environmental Bulletin*, **25** (7) : 2563-2566.
- Benradia, H., Berghiche, H., & Soltani, N., 2016.** Measure of environmental stress biomarkers in the shrimp *Palaemon adspersus* from the mellah lagoon (Algeria) : spatial and temporal variations. *Fresenius Environmental Bulletin*, **25** (7) : 2563-2566.
- Bensaâd-Bendjedid, L., Maziz, C., Belhouane, C., Tahri, M., & Dahel, A., 2022.** Sur la croissance relative en aquaculture extensive d'une crevette pénéide: cas de *Penaeus (Melicertus) kerathurus* de la lagune El-Mellah (Algérie). *Hippocampus*, **7** : 1-6.
- Benslimane, F., Labar, S., Djidel, M., Hamilton, C.M.L., & Djemai, R., 2015.** Assessing of Tonga Lake Water Quality in the coastal basin of Northeastern Algeria. *International Journal of Scientific & Engineering Research*, **6** (3) : 202-8.
- Bergayou, H., Mouneyrac, C., Pellerin, J., & Moukrim, A., 2009.** Oxidative stress responses in bivalves (*Scrobicularia plana*, *Cerastoderma edule*) from the Oued Souss estuary (Morocco). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **72** : 765-769. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.09.012>
- Berghiche, H., Benradia, H & Soltani, N., 2018.** Evolution of the potentiel side-effects of novaluron on the shirmp *Palaemon adspersus* : Moulting hormone profile, cuticle secretion and chitin contents. *International Journal of Environemental Monitoring and Analysis*, **6** (4) : 116-124.
- Berghiche, H., Benradia, H., & Soltani, N., 2016.** Impact of insect growth disruptor, novaluron, on biochemical composition of cuticle from the shrimp *Palaemon adspersus*. *Journal of Entomological and Zoological Studies*, **4** (2) : 147-151.
- Berghiche, H., Touati, K., Chouahda, S., & Soltani, N., 2018.** Impact of the Neonicotinoid Insecticide, Actara®, on the Shrimp *Palaemon adspersus*: Biomarkers Measurement. *Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions*, 533–534 https://doi.org/10.1007/978-3-319-70548-4_162
- Berglund, A., & Bengtsson, J., 1981.** Biotic and abiotic factors determining the distribution of two prawn species : *Palaemon adspersus* and *P. squilla*. *Oecologia*, **49** : 300–304
- Berglund, A., & Rosenqvist, G., 1986.** Reproductive costs in the prawn *Palaemon adspersus* : effects on growth and predator vulnerability. *Oikos*, **46** : 349-354.
- Berglund, A., 1980.** Niche differentiation between two littoral prawns in Gullmar Fjord, Sweden : *Palaemon adspersus* and *P. squilla*. *Holarctic Ecology*, **3** : 111–115.
- Berglund, A., 1982.** Coexistence, size overlap and population regulation in tidal vs. Non-tidal *Palaemon* prawns. *Oecologia*, **54** : 1–7.
- Berglund, A., 1985.** Different reproductive success at low salinity determines the estuarine distribution of two *Palaemon* prawn species. *Holarctic Ecology*, **8** : 49-52.
- Bertrand, L., Monferran, M.V, Mouneyrac, C., & Amé, M.V., 2018.** Native crustacean species as a bioindicator of freshwater ecosystem pollution : A multivariate and integrative study of multi-biomarker response in active river monitoring. *Chemosphere*, **206** : 265-277. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.002>
- Bilgin, S., & SAMSUN, O., 2006.** Fecundity and Egg Size of Three Shrimp Species, *Crangon crangon*, *Palaemon adspersus*, and *Palaemon elegans* (Crustacea: Decapoda:



- Caridea), off Sinop Peninsula (Turkey) in the Black Sea. *Turkish Journal of Zoology*, **30** : 413-421.
- Bilgin, S., & Samsun, O., 2006.** Fecundity and Egg Size of Three Shrimp Species, *Crangon crangon*, *Palaemon adspersus*, and *Palaemon elegans* (Crustacea: Decapoda: Caridea), off Sinop Peninsula (Turkey) in the Black Sea. *Turkish Journal of Zoology*, **30** : 413-421.
- Bilgin, S., Ozen, O., & Ates, A.S., 2008.** Spatial and temporal variation of *Palaemon adspersus*, *Palaemon elegans*, and *Crangon crangon* (Decapoda : Caridea) in the southern Black Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **79** : 671-678. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.06.008>
- Bilgin, S., Ozen, O., & Suat Ates, A., 2008.** Spatial and temporal variation of *Palaemon adspersus*, *Palaemon elegans*, and *Crangon crangon* (Decapoda: Caridea) in the southern Black Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **79** : 671-678. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.06.008>
- Bilgin, S., Samsun, O., & Ozen, O., 2009.** Seasonal growth and reproduction biology of the Baltic prawn, *Palaemon adspersus* (Decapoda: Palaemonidae), in the southern Black Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **89** (3) : 509-519.
- Billiard, G., 1925.** Pinces anormales d'écrevisses. *Bulletin de la Societe Zoologique de France*, **50** : 277-278.
- Billiard, G., 1925.** Pinces anormales d'écrevisses. *Bulletin de la Societe Zoologique de France*, **50** : 277-278.
- Birkely, S.R., & Gulliksen, B., 2003.** Population features of the caridean shrimp, *Sclerocrangon boreas* (PHIPPS, 1774) in isfjorden, spitsbergen. *Crustaceana*, **76** (1) : 87-101.
- Blaise, C., Gagne, F., & Burgeot, T., 2016.** Three simple biomarkers useful in conducting water quality assessments with bivalve mollusks. *Environmental Science and Pollution Research*, **24** : 7662-27669. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6908-6>
- Blanc, A., & Daguzan, J., 2000.** Size selectivity in the diet of the young cuttlefish *Sepia officinalis* (Mollusca: Sepiidae). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **80** : 1137-1138. <https://doi.org/10.1017/S002531540000326X>
- Boucheker, A., 2003.** Inventaire et dynamiques des populations des larolimicoles et échassiers en Numidie. Mémoire d'ingénieur en écologie et environnement, Université d'Annaba.
- Boucheker, A., Nedjah, R., Samraoui, F., Menai, R., & Samraoui, B., 2009.** Aspects of the Breeding Ecology and Conservation of the Glossy Ibis in Algeria. *Waterbirds*, **32** (2) : 345-351. <https://doi.org/10.1675/063.032.0215>
- Boudjemaa, S., 2010.** Cartographie des relations sol-eau-végétation dans un milieu salé (lac Fetzara). Mémoire de Magister en Ecologie végétale. Option : Cartographie des écosystèmes forestiers de l'Est Algérien. Université Badji Mokhtar, Annaba., Institut de Biologie.
- Boukari, A., 2021.** Transplantation de *Donax trunculus* dans le golfe d'Annaba d'un site de référence à un site pollué : multimarqueur approche, impact biochimique et corrélation avec la pollution métallique. Thèse de doctorat en Sciences de la nature et de la vie. Filière : sciences biologiques. Spécialité : Physiologie et environnement. Université Badji Mokhtar -Annaba-. 183p.
- Boulajfene, W., Stroglyoudi, E., Catsiki, V.A., El Mlayah, A., & Tlig-Zouari, S., 2017.** Biomonitoring of metal impact on metallothioneins levels in the gastropod *Phorcus turbinatus* (Born, 1778) in the northeastern and the eastern coasts of Tunisia. *Marine Pollution Bulletin*, **120** : 274-285.



- Bouvier, E.L., 1913.** Les variations d'une crevette de la famille des Atyidées, l'*Atyaephyra Desmaresti* Millet. *Bulletin du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris*, **19** : 65-74.
- Bouzahouane, H., Barour, C., Sleimi, N., & Ouali, K., 2018.** Multi-biomarkers approach to the assessment of the southeastern Mediterranean Sea health status: Preliminary study on *Stramonita haemastoma* used as a bioindicator for metal contamination. *Chemosphere*, **207** : 725-741. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.118>
- Bouzenda, R., Soltani, N., & Khebbab, M., 2021.** Spatio-Temporal variation in biomarker responses and biochemical composition in the fish *Liza aurata* from the Gulf of Annaba (ALGERIA) relation with the environmental pollution. *Fresenius Environmental Bulletin*, **30 (12)** : 12749-12758.
- 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** : 248-254. [https://doi.org/10.1016/0003-2697\(76\)90527-3](https://doi.org/10.1016/0003-2697(76)90527-3)
- Brante, A., Fernández, M., Eckerle, L., Mark, F., Pörtner, H.O., & Arntz, W., 2003.** Reproductive investment in the crab *Cancer setosus* along a latitudinal cline : Egg production, embryo losses and embryo ventilation. *Marine Ecology Progress Series* **251** : 221-232.
- Brown, A., Thatje, S., Oliphant, A., Munro, C., & Smith, K., 2018a.** Temperature effects on larval development in the lithodid crab *Lithodes maja*. *Journal of Sea Research*, **139** : 73–84. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2018.06.009>
- Brown, A., Thatje, S., Oliphant, A., Munro, C., & Smith, K., 2018b.** Temperature adaptation in larval development of lithodine crabs from deep-water lineages. *Journal of Sea Research*, **142** : 167–173. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2018.09.017>
- Burggren, W., 2018.** Developmental phenotypic plasticity helps bridge stochastic weather events associated with climate change. *Journal of Experimental Biology*, **221 (9)** : 161984. <https://doi.org/10.1242/jeb.161984>



- Cabral, H., & Costa, M.J., 2001.** Abundance, feeding ecology and growth of 0-group sea bass, *Dicentrarchus labrax*, within the nursery areas of the Tagus estuary. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **81** : 679–682.
- Callisto, M., 2006.** Some laboratory evidences about the Mediterranean shrimp *Atyaephyra desmarestii* feeding on *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn leaf detritus. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **18** : 225-228.
- Campillo, J.A., Albentosa, M., Valdés, N.J., Moreno-González, R., & León, V.M., 2013.** Impact assessment of agricultural inputs into a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain) on transplanted clams (*Ruditapes decussatus*) by biochemical and physiological responses. *Aquatic Toxicology*, **142-143** : 365–379. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.09.012>
- Carranza, M.L., Drius, M., Marzioletti, F., Malavasi, M., De Francesco, M.C., Acosta, A.T.R., & Stanisci, A., 2019.** Urban expansion depletes cultural ecosystem services: an insight into a Mediterranean coastline. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, **31** : 103-111. <https://doi.org/10.1007/s12210-019-00866-w>
- Carvacho, A., 1988.** On some abnormalities in the chelae of commercial crabs (Genus *Cancer*) from Baja California, Mexico. *California Fish and Game*, **74** : 172–174.



- Carvacho, A., 1988.** On some abnormalities in the chelae of commercial crabs (Genus Cancer) from Baja California, Mexico. *California Fish and Game*, **74** : 172–174.
- 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>
- 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>
- Cavalli, R.O., Scardua, M.P., & Wasielesky, Jr.W., 1997.** Reproductive performance of different sized wild and pond-reared *Penaeus paulensis* females. *Journal of World Aquaculture Society*, **28** (3) : 260-267. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1997.tb00641.x>
- Ceburnis, D., & Valiulis, D., 1999.** Investigation of absolute metal uptake efficiency from precipitation in moss. *The Science of the Total Environment*, **226** : 247-253. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00399-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00399-4)
- 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>
- Chalghmi, H., Zrafi, I., Gourves, P.Y., Bourdineaud, J.P., & Saidane-Mosbahi, D., 2016.** Combined effects of metal contamination and abiotic parameters on biomarker responses in clam *Ruditapes decussatus* gills: an integrated approach in biomonitoring of Tunis lagoon. *Environmental Science : Processes & Impacts*, **18** (7) : 895-907, doi:10.1039/c6em00139d.
- Chandurvelan, R., Marsden, I.D., Glover, C.N., & Gaw, S., 2015.** Assessment of a mussel as a metal bioindicator of coastal contamination : relationships between metal bioaccumulation and multiple biomarker responses. *Science of The Total Environment*, **511** : 663-675. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.064>
- Chang, W., 2018.** gcookbook: Data for "R Graphics Cookbook". R package version 2.0, <https://CRAN.R-project.org/package=gcookbook>
- Cheghib, Y., chouahda, S., & soltani, N., 2020.** Side-effects of a neonicotinoid insecticide (actara) on a non-target larvivorous fish *Gambusia affinis* : Growth and biomarker responses, *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>
- Chettibi, A., Bensaci, E., Mimeche, F., & Djamai, S., 2019.** Effects of vegetation and water seasonal variation on habitat use of herons (Aves, Ardeidae) in Tonga Lake (North-East Algeria). *Studia Universitatis Babeş-Bolyai Biologia*, **LXIV**, **2** : 25-40. doi:10.24193/subbbiol.2019.2.03.
- Choi, C.Y., An, K.W., Nelson, E.R., & Habibi, H.R., 2007.** Cadmium affects the expression of metallothionein (MT) and glutathione peroxidase (GPX) mRNA in goldfish, *Carassius auratus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, **145** (4) : 595-600. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2007.02.007>



- Choi, Y.K., Jo, P.G., & Choi, C.Y., 2008.** Cadmium affects the expression of heat shock protein 90 and metallothionein mRNA in the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, **147** (3) : 286-292. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2007.11.002>
- Chttibi, A., Bensaci, E., Mimeche, F., & Djamai, S., 2019.** Effects of vegetation and water seasonal variation on habitat use of herons (Aves, Ardeidae) in Tonga Lake (North-East Algeria). *Studia universitatis babes-bolyai biologia, LXIV*, **2** : 25-40. doi :10.24193/subbbiol.2019.2.03.
- Ciliberti, A., Chaumot, A., Recoura-Massaquant, R., Chandesris, A., Francois, A., Coquery, M., Ferr_eol, M., & Geffard, O., 2017.** Caged Gammarus as biomonitors identifying thresholds of toxic metal bioavailability that affect gammarid densities at the French national scale. *Water Research*, **118** : 131-140. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.031>.
- CNRDPA, 2018.** L'exploitation de l'anguille en Algérie. 1-35.
- Collart, O.O., & Rabelo, H., 1996.** Variation in egg size of the fresh-water prawn *Macrobrachium amazonicum* (Decapoda: Palaemonidae). *Journal of Crustacean Biology*, **16** (4) : 684-688. <https://doi.org/10.1163/193724096X00775>
- Crocos, P.J., & Coman, G.J., 1997.** Seasonal and age variability in the reproductive performance of *Penaeus semisulcatus* broodstock: Optimising broodstock selection. *Aquaculture*, **155** (1-4) : 55-67. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(97\)00109-9](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(97)00109-9)



- 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** : 283–298. <https://doi.org/10.1007/s40071-016-0147-9>
- Daouk, S., Doppler, T., & Wittmer, I., 2019.** Mesures de réduction et monitoring- synthèse des apprentissages liés aux projets « PHYTOS 62A ». *Aqua & Gas N°1*, **1** : 66-73.
- Davis, C.C., 1967.** Hatching processes in the eggs of aquatic invertebrates. XI. Ecology of fresh-water organisms. 3. Aquatic animals. *Verh.int.Ver. Limnol.* **16**, 1685-1689.
- RICHARD, P. (1982) :** Rôle biologique et écologique des acides aminés libres chez quelques crustacés décapodes marins. Thèse Doct. Ès Sei., Univ. Aix-Marseille II. 192p.
- Day, C.A., 2001.** An Introduction to the Ecology and Behaviour of the Prawn, *Palaemon affinis* Milne Edwards, 1837 (Crustacea: Decapoda: Natantia). MSc Partial Thesis, University of Canterbury, 153p.
- De Grave, S., 1999.** Variation in rostral dentition and telson setation in a saltmarsh population of *Palaemonetes varians* (Leach) (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae). *Hydrobiologia*, **397** : 101–108. <https://doi.org/10.1023/A:1003698615660>
- De Souza, R.M., Seibert, D., Quesada, H.B., de Jesus Bassetti, F., Fagundes-Klen, M.R., & Bergamasco, R., 2020.** Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, **135** : 22-37. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.12.035>
- 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** : 677-688.
- Derbal, F., & Soltani, N., 2008.** Cycle cuticulaire et variations de la protéinémie et de la lipémie chez la crevette royale *Penaeus kerathurus* (Forsk., 1775) des côtes Est algériennes. *Science & Technologie C*, **28** : 80-86.
- Descouturelle, G., 1980.** Contribution à l'étude du contrôle de l'évolution sexuelle, de la croissance, de la mue et de leurs interactions chez la crevette d'eau douce *Atyaephyra desmaresti desmaresti* (Millet, 1831) : 1-532. (Ph.D. Thesis, University of Nancy, Nancy).
- Dhaouadi-hassen, S., Trilles, J.P., Charmantier, G., & Boumaïza, M., 2004.** Ecophysiologie d'une crevette d'eau douce, d'*Atyaephyra desmaresti* (Millet, 1834) (Crustacea, Decapoda) de trois barrages Tunisiens : résultats préliminaires. *Zoologica Baetica*, **15** : 175-183.
- Dhaouadi-Hassen, S., Zaouali, J., & Boumaiza, M., 2006.** Period of reproduction and fecundity in females of three Tunisian populations of *Atyaephyra desmaresti* (Millet, 1831) (Crustacea, Decapoda, Caridea). *Zool. Baetica*, **17** : 33-46.
- Dhaouadi-Hassen, S., Zaouali, J., & Boumaiza, M., 2006.** Period of reproduction and fecundity in females of three Tunisian populations of *Atyaephyra desmaresti* (Millet, 1831) (Crustacea, Decapoda, Caridea). *Zoologica Baetica*, **17** : 33-46.
- 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>
- Dinno, A., 2017.** dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. – R package version 1.3.5. <https://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>
- Dos Santos, F.Silva., Neves, R.A.F., Crapez, M.A.C., Teixeira, V.L., & Krepsky, N., 2022.** How does the brown mussel *Perna perna* respond to environmental pollution ? A review on pollution biomarkers. *Journal of Environmental Sciences*, **111** : 412-428. doi:10.1016/j.jes.2021.04.006.
- Douafer, L., Zaidi, N., & Soltani, N., 2020.** Seasonal variation of biomarker responses in *Cantareus aspersus* and physico-chemical properties of soils from Northeast Algeria. *Environmental Science and Pollution Research*, **27** : 24145-24161, <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08694-4>
- Draper, H.H., & Hadley, M., 1990.** Malondialdehyde determination as index of lipid peroxidation. *Methods in Enzymology*, **186** : 421–431. [https://doi.org/10.1016/0076-6879\(90\)86135-I](https://doi.org/10.1016/0076-6879(90)86135-I)
- Draredja, B., Melouah, K., Beldi, H., & Benmarce, S., 2012.** Diversité du macrofaune benthique de la lagune Mellah (Parc National D'El-Kala, ALGÉRIE NORD-EST). *Bulletin de la Société zoologique de France*, **137** (1-4) : 73-86.
- Drif, F., Abdenmour, C., Ciğerci, İ.H., Muddassir, A.M., Mansouri, O., & Messarah M., 2019.** Preliminary Assessment of Stress and Genotoxicity Biomarkers in Bivalve Molluscs from the Gulf of Annaba, Algeria. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **102** (4) : 555-559. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02583-4>



Ellman, G.L., Courtney, K.D., Abdres, V., & Featherstone, R.M., 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical*



Pharmacology, **38** : 84-90.

- Emlen, D.J., & Nijhout, H.F., 2000. The development and evolution of exaggerated morphologies in insects. *Annual Review of Entomology*, **45** : 661-708.
- Emmerson, W.D., 1985. Fecundity, larval rearing and laboratory growth of *Palaemon pacificus* (Stimpson) (Decapoda, Palaemonid ae). *Crustaceana*, **49** (3) : 277-289.

F

- Fabiola, G.A., Ibarra, A.M., Rodríguez-Jaramillo, M.D.C., García-Latorre, E.A., & Vazquez-Boucard, C., 2009. Quantification of vitellin/vitellogenin-like proteins in the oyster *Crassostrea corteziensis* (Hertlein 1951) as a tool to predict the degree of gonad maturity. *Aquaculture Research*, **40** : 644-65. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2008.02138>
- Fabre, M.C., Descamps, M., & Baert, J.L., 1990. Identification and partial characterization of vitellin and vitellogenin from *Scolopendra cigulata* Latreille (Myriapoda Chilopoda). *8th International Congress of Myriapodology. Ber. Nat-med. Verein. Innsbruck. Austria*. **10** : 117-121.
- Falconer, D.S., 1989. Introduction to quantitative genetics. 3rd Edition. Longman, Harlow, U.K, 376p.
- Falfushynska, H.I., Delahaut, L., Stolyar, O.B., Geffard, A., & Biagianti-Risbourg, S., 2009. Multi-Biomarkers approach in different organs of *Anodonta cygnea* from the Dnister Basin (Ukraine). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **57** : 86-95. <https://doi.org/10.1007/s00244-008-9234-2>
- 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 Environmental Research and Public Health*, **4** (2) : 158-165. <https://doi.org/10.3390/ijerph2007040011>
- Fidalgo, M. L., 1985. About the assimilation efficiency of the freshwater shrimp *Atyaephyra desmaresti* Millet (Crustacea, Decapoda). *Verhandlungen des Internationalen Vereins für Limnologie, Stuttgart*, **22** : 3227-3229.
- Fidalgo, M.L., 1985. Contribuição para o conhecimento da biologia de *Atyaephyra desmaresti* Millet. Alguns aspectos da dinâmica populacional e do balanço energético. *Tese de doutoramento apresentada à faculdade de ciências da Universidade do Porto*, 1-163.
- Fidalgo, M.L., 1989. Biology of the freshwater shrimp *Atyaephyra desmaresti* Millet (Decapoda: Natantia) in the River Douro, Portugal I. Life cycle and individual growth. *Archiv für Hydrobiologie, Stuttgart*, **116** (1) : 97-106.
- Fidalgo, M.L., 1990. Biology of the freshwater shrimp *Atyaephyra desmaresti* Millet (Decapoda: Natantia) in the river Douro, Portugal. II. Feeding rate and assimilation efficiency. *Publicações do Instituto de Zoologia 'Dr. Augusto Nobre'*, **223** : 1-19.
- Fidalgo, M.L., Santos, P., Ferreira, C., & Silva, A., 2015. Population structure and dynamics of the fresh water shrimp *Atyaephyra desmarestii* (MILLET, 1831) in the lower River Minho (NW Portugal). *Crustaceana*, **88** (6) : 657-673. <https://doi.org/10.1163/15685403-00003442>.
- Filimonova, V., Gonçalves, F., Marques, J.C., De Troch, M., & Gonçalves, A.M.M., 2016. Fatty acid profiling as bioindicator of chemical stress in marine organisms: A review. *Ecological Indicators*, **67** : 657-672. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.044>



- Fischer, S., Thatje, S., & Brey, T., 2009. Early eggs traits in Cancer setosus (Decapoda, Brachyura) : effects of temperature and female size. *Marine Ecology Progress Series*, **377** : 193–202. <https://doi.org/10.3354/meps07845>
- Fischer, W., Bauchot, M.L., & Schneider, M., 1987. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche (Révision 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Volume I. Végétaux et invertébrés. Publication préparée par la FAO, résultat d'un accord entre la FAO et la commission des Communautés Européennes (Projet GCP/INT/422/EEC) financée conjointement par ces deux organisations. Rome, FAO, **1** : 760. P 237.
- Fischer, W., Bianchi, G., & Scott, W.B., 1981. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Atlantique centre-est. Zone de pêche 34, 47. Fonds des Nations Unis pour l'Alimentation et l'Agriculture. Ottawa, Canada, 73p.
- Fokina, N.N., Ruokolainen, T.R., Nemova, N.N., & Bakhmet, I.N., 2013. Changes of Blue Mussels *Mytilus edulis* L. Lipid Composition Under Cadmium and Copper Toxic Effect. *Biological Trace Element Research*, **154** (2) : 217-225, doi:10.1007/s12011-013-9727-3.
- Fox, J., & Weisberg, S., 2019. An R Companion to Applied Regression, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>



- Gagné, F., Blaise, C., Pellerin, J., & Fournier, M., 2022. Études de biomarqueurs chez la mye commune (*Mya arenaria*) du fjord du Saguenay : bilan de recherches (1997 à 2006) Biomarker studies of the soft-shell clam (*Mya arenaria*) in the Saguenay Fjord: research results (1997-2006). *Journal of Water Science*, **22** (2) : 115-371. <https://doi.org/10.7202/037484ar>
- Galloway, T.S., Brown, R.J., Browne, M.A., Dissanayake, A., Lowe, D., Jones, M.B., & Depledge, M.H., 2004. A Multibiomarker Approach To Environmental Assessment. *Environmental Science & Technology*, **38** : 1723–1731. <https://doi.org/10.1021/es030570>
- Gao, J., Chen, B., Lin, H., Liu, Y., Wei, Y., Chen, F., & Li, W., 2020. Identification and Characterization of the Glutathione S-Transferase (*GST*) Family in Radish Reveals a Likely Role in Anthocyanin Biosynthesis and Heavy Metal Stress Tolerance, *Gene*, **743** : 144484. <https://doi.org/10.1016/j.gene.2020.144484>
- Gheid, S., Nadji, S., & Khebbab, M.E.H., 2011. Taux des lipides et des protéines et composition en acides gras du tissu comestible des Crustacés et des Mollusques pêchés en Algérie : effet du halofenozide (RH-0345) sur la composition en acides gras de *Penaeus kerathurus* (Crustacé, Décapode). *Synthèse*, **22** : 41-47.
- Ghisi, N.C., Oliveira, E.C., Guiloski, I.C., de Lima, S.B., Silva de Assis, H.C., Longhi, S.J., & Prioli, A.J., 2017. Multivariate and integrative approach to analyze multiple biomarkers in ecotoxicology: a field study in Neotropical region. *Science of The Total Environment*, **609** : 1208-1218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.266>.
- Ghorab, I., & Khebbab, M.H., 2012. Assessment of heavy metal concentrations (Lead, Cadmium and Zinc) in three crustacean species fished for in two regions of eastern Algeria, *Annals of Biological Research*, **3** (6) : 2838-2842.
- Ghorab, I., 2016. Evaluation de la valeur nutritionnelle et effets de facteurs environnementaux chez les crustacés. Thèse de Doctorat en Sciences, spécialité : Biologie animale. 128p.



- 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>
- Glamuzina, L., Conides, A., Prusina, I., Čukteraš, M., Klaoudatos, D., Zacharaki, P., & Glamuzina, B., 2014. Population structure, growth, mortality and fecundity of *Palaemon adspersus* (Rathke 1837 ; Decapoda : Palaemonidae) in the Parila lagoon (Croatia, SE Adriatic Sea with notes on the population management. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **14** (3) : 677-687.
- Goldsworthy, G.J., Mordue, W., & Guthkelch, J., 1972. Studies on insect adipokinetic hormones. *General and Comparative Endocrinology*, **18** (3) : 545-551, doi:10.1016/0016-6480(72)90034-2
- Gordon, N.D., McMahon, T.A., & Finlayson, B.L., 1994. Stream hydrology : an introduction for ecologists, Wiley and Sons, New York, France, 526p.
- Grintzalis, K., Georgiou, C.D., & Dailianis, S., 2012. Total thiol redox status as a potent biomarker of PAH-mediated effects on mussels. *Marine Environmental Research*, **81** : 26-34. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.08.004>
- Guemouda, M., Meghlaoui, Z., Daas, T., Daas-Maamcha, O., & Scaps, P., 2014. Monitoring pollution in East Algerian coasts using biochemical markers in the polychaete annelid *Perinereis cultrifera*. *Annals of Biological Research*, **5** : 31-40.
- Guendouzi, Y., Soualili, D.L., Fowler, S.W., & Boulahdid, M., 2020. Environmental and human health risk assessment of trace metals in the mussel ecosystem from the Southwestern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, **151** : 110820, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110820>
- Guerao G., Perez Baquera J., & Ribera, C., 1994. Growth and reproductive biology of *Palaemon xiphias* Risso, 1816 (Decapoda, Caridea, *Journal of Crustacean Biology*, **14** : 280-288. <https://doi.org/10.1163/193724094X00272>
- Guerao, G., & Ribera, C., 1995. Growth and reproductive ecology of *Palaemon adspersus* (DECAPODA, PALAEMONIDAE) in the Western mediterranean. *Ophelia*, **43** (3) : 205-213. <https://doi.org/10.1080/00785326.1995.10429832>
- Guerlet, E., 2007. Utilisation de biomarqueurs cellulaires chez plusieurs espèces d'invertébrés pour l'évaluation de la contamination des milieux dulçaquicoles. Thèse de Doctorat en Ecotoxicité et Biodiversité. Université de Metz, 318p.
- Guo, B., Feng, D., Qi, P., Liao, Z., & Yan, X., 2021. Effects of Acute Benzo[a]pyrene Exposure on Blood Clam *Tegillarca Granosa*: Histological Changes, Oxidative Stress, Neurotoxicity and DNA Hypomethylation. *Research square*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-153022/v1>
- Guzmán, F., Bascur, M., Olavarria, L., Mora, S., Riera, R., & Urzúa, Á., 2020. Seasonal and interannual changes in reproductive parameters and eggs biochemical composition of the fishery resource *Pleuroncodes monodon* (Decapoda: Munididae) from the Humboldt Current System. *Fisheries Research*, **221** : 105404. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.105404>



Habig, W.H., Pabst, M.J., & Jacobi, W.B., 1974. The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *Journal of Biological Chemistry*, **249** : 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. Anthro- pogenic 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>
- Hadfield, M., & Strathmann, M., 1996. Variability, flexibility and plasticity in life histories of marine invertebrates. *Oceanol. Acta*, **19** : 323–334.
- Harrell, F.E.J., 2021. Hmisc : Harrell Miscellaneous. – R package version 4.6-0.
- Harrell, Jr.F., 2023. Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4.8-0, <https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>
- Hayati, A., Nurhariyati, T., Pramudya, M., Susilo, R.J.K., & Mwendolwa, A.A., 2020. Potential of probiotics and vitamin C onmetallothionein and hematological parameters intilapia (*Oreochromis niloticus*) affected bycadmium exposure. *AACL Bioflux*, **13** (5) : 3078-3085.
- Hayd, L., & Anger, K., 2013. Reproductive and morphometric traits of *Macrobrachium amazonicum* (Decapoda: Palaemonidae) from the Pantanal, brazil, suggests initial speciation. *Revista de Biología Tropical*, **61** (1) : 39-57.
- Hérol, J.P., Kupfer, M., & Noël, P., 2017. *Atyaephyra desmarestii* (Millet, 1831). in DORIS, Données d'Observations pour la Reconnaissance et l'Identification de la faune et de la flore Subaquatique. CNEBS-FFESSM. Fiche publiée le 24/01/2007 ; dernière modification le 27/04/2014 : <http://doris.ffessm.fr/fiche2.asp> fiche_numero=207 Consulté le 25 août 2017.
- Hinck, J.E., Schmitt, C.J., Blazer, V.S., Denslow, N.D., Bartish, T.M., Anderson, P.J., Coyle, J.J., Dethloff, G.M., & Tillitt, D.E., 2006. Environmental contaminants and biomarker responses in fish from the Columbia River and its tributaries : Spatial and temporal trends. *Science of The Total Environment*, **366** : 549–578. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.11.008>



- Ibarra, A.M., Racotta, I.S., Arcos, F.G., & Palacios, E., 2007. Progress on the genetics of reproductive performance in penaeid shrimp. *Aquaculture*, **268** (1-4) : 23-43. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.04.028>
- Ihaka, R., & Gentleman, R., 1996. R : a language for data analysis and graphics. *Computational and Graphical Statistics*, **5** : 299-314. <https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>.
- Ihaka, R., & Gentleman, R., 1996. R : a language for data analysis and graphics. *Computational and Graphical Statistics*, **5** : 299-314.



- Janas, U., & Bruska, O., 2010. Energy values and energy resources of two prawns Baltic coastal waters : the indigenous *Palaemon adspersus* and the nonindigenous *Palaemon elegans*. *Oceanologia*, **52** (2) : 281-297.
- Janas, U., & Mańkucka, A., 2010. Body size and reproductive traits of *Palaemon elegans*



Rathke, 1837 (Crustacea, Decapoda), a recent colonizer of the Baltic Sea. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, **39** (2) : 3-24.



- Kaestner, A., 1970.** Invertebrat zoology, Vol. III. *Interscience Publishers*, New York.
- Kapiris, K., & Thessalou-Legaki, M., 2001.** Sex-related variability of rostrum morphometry of *Aristeus antennatus* (Decapoda: Aristeidae) from the Ionian Sea (Eastern Mediterranean, Greece). *Advances in Decapod Crustacean Research*, **449** : 123-130.
- Kassambara, A., & Mundt, F., 2020.** Factoextra : Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R package version 1.0.7. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>
- Kassambara, A., 2022.** ggcorrplot: visualization of a correlation matrix using 'ggplot2'. R package version 0.1.4, <https://CRAN.R-project.org/package=ggcorrplot>.
- Kassambara, A., 2023.** ggpubr: 'ggplot2' Based Publication Ready Plots. R package version 0.6.0, <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>
- Khalil, M., Ezraneti, R., Rusydi, R., Yasin, Z., & Tan, S.H., 2021.** Relationship of *Tegillarca granosa* (Bivalvia: Arcidae) from the Northern Region of the Strait of Malacca. *Ocean Science Journal*, **56** (2) : 156-166. <https://doi.org/10.1007/s12601-021-00019-x>
- Khati, W., Ouali, K., Mouneyrac, C., & Banaoui, A., 2012.** Metallothioneins in Aquatic Invertebrates: Their Role in Metal Detoxification and their Use in Biomonitoring. *Energy Procedia*, **18** : 784-794. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.05.094>.
- Khebbeb, M.H., Nadji, S., & Amrani, A., 2010.** The effect of cadmium exposure on malonaldehyde and reduced glutathione concentrations in several tissues of a bivalve mollusc (*Ruditapes decussatus*) fished from Mellah lagoon (North East of Algeria). *Annals of Biological Research*, **1** (2) : 166-173.
- Khélifi-Touhami, M., Ounissi, M., Saker, I., Haridi, A., Djorfi, S., & Abdenour, C., 2006.** The hydrology of the Mafrag estuary (Algeria): Transport of inorganic nitrogen and phosphorus to the adjacent coast. *Journal of Food, Agriculture & Environment*, **4** (2) : 340-346.
- Kherifi, W., & Kherici-Bousnoubra, H., 2012.** Evolution saisonniere de la qualité microbiologique des eaux du lac mellah (Nord-Est Algerien). *Larhyss Journal*, **11** : 109-118.
- 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>
- Konan, K.M., Doumbia, L., Adépo-Gourène, A.B., Ouattara, A., Gourène, G., 2017.** Relationships between morphometric characteristics of brackishwater prawn, *Macrobrachium macrobrachion* (Herklots, 1851), of Côte d'Ivoire (West Africa). *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, **16** (1) : 275-295.
- Kouamé, T., Gooré Bi, G., Kémomadjèhi Djiriéloulou, C., Konan N'Zi, G., & Boguhé, D.H.F.G., 2018.** Peuplement et diversité biologique des crevettes du cours supérieur du fleuve Cavally (Côte d'Ivoire). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, **24** (1) : 379-388.
- Kouamélan, E. P., Teugels, G.G., N'Douba, V., Gooré Bi, G., & Koné, T., 2003.** Fish diversity and its relationships with environmental variables in a West African basin.



Hydrobiologia, **505** : 139-146.

Kumar, N., Krishnani, K.K., Meena, K.K., Gupta, S.K., & Singh, N.P., 2017. Oxidative and cellular metabolic stress of *Oreochromis mossambicus* as biomarkers indicators of trace element contaminants. *Chemosphere*, **171** : 265-274. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.066>

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>



Labbaci, A., Chaoui, L., & Kara, M.H., 2019. Age, growth and reproduction of the Mediterranean killifish *Aphanius fasciatus* Nardo, 1827 in Mellah Lagoon (Eastern Algeria). *Environmental Biology of Fishes*, **102** : 663-674. <https://doi.org/10.1007/s10641-019-00863-w>

Landos, M., Lloyd-Smith, M., & Immig, J., 2021. Polluants aquatiques dans les océans et les pêcheries. Réseau International d'Élimination des Polluants (IPEN).

Lapinska, E., & Szaniawska, A., 2006. Environmental preferences of *Crangon crangon* (LINNAEUS, 1758), *Palaemon adspersus* RATHKE, 1837, and *Palaemon elegans* RATHKE, 1837 in the littoral zone of the Gulf of gdansk. *Crustaceana*, **79** (6) : 649-662.

Lê, S., Josse, J., & Husson, F., 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, **25** (1) : 1-18. 10.18637/jss.v025.i01.

Lebrun, J.D., Geffard, O., Urien, N., François, A., Uher, E., & Fechner, L.C., 2015. Seasonal variability and inter-species comparison of metal bioaccumulation in caged gammarids under urban diffuse contamination gradient: implications for biomonitoring investigations. *Science of The Total Environment*, **511** : 501e508. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.078>

Lechenault, H., 1968. Etude cytochimique et ultrastructurale de l'ovocyte d'*Eisenia foetida* (Sav.). *Zeitschrift für Zellforschung und Mikroskopische Anatomie*, **90** : 96-112. <https://doi.org/10.1007/BF00496705>.

Lechhab, H., 2018. Evaluation des risques environnementaux de trois insecticides sélectifs sur un organisme non ciblé *Palaemon adspersus* (Crustacea, Decapoda). Thèse De Doctorat, Spécialité : Science et Biologie Animale, 81p.

Lehun, A.L., Mendes, A.B., Takemoto, R.M., & Bueno Krawczyk, A.C.D., 2021. Genotoxic effects of urban pollution in the Iguaçu River on two fish populations. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 1956229. <https://doi.org/10.1080/10934529.2021.1956229>

Li, Q., Osada, M., Suzuki, T., & Mori, K., 1998. Changes in vitellin during oogenesis and effect of estradiol-17 β on vitellogenesis in the Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Invertebrate Reproduction & Development*, **33** : 87-93.

Li, Z., Fenga, C., Wu, Y., & Guo, X., 2020. Impacts of nanoplastics on bivalve: Fluorescence tracing of organ accumulation, oxidative stress and damage. *Journal of Hazardous Materials*, **392** : 122418. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122418>

Lin, J., & Shi, P., 2002. Effect of broodstock diet on reproductive performance of the golden



- banded coral shrimp *Stenopus scutellatus*. *Journal of the World Aquaculture Society*, **33** (3) : 383-386. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.2002.tb00515.x>
- 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, J., Liu, Y.J., Zhang, A.N., Liu, Y., Zhu, Y., Guo, M., & Zhang, R., 2019. Spatial distribution, source identification, and potential risk assessment of toxic contaminants in surface waters from Yulin, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, **191** : 293.
- Liu, Z., Lv, W., Huang, Y., Fan, B., Li, Y., & Zhao, Y., 2016. Effects of cadmium on lipid metabolism in female estuarine crab, *Chiromantes dehaani*. *Comparative Biochemistry and Physiology C: Toxicology & Pharmacology*, **188** : 9-16. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2016.06.002>
- Livingstone, D.R., 2001. Contaminant-stimulated Reactive Oxygen Species Production and Oxidative Damage in Aquatic Organisms. *Marine Pollution Bulletin*, **42** (8) : 656-666. doi:10.1016/s0025-326x(01)00060-1
- Lloyd-Smith, M., & Immig, J., 2018. Menaces toxiques pour la santé Humaine et la vie Marine. *International Pollutants Elimination Network*, 1-121.



- Manea, E., Di Carlo, D., Depellegrin, D., Agardy, T., & Gissi, E., 2019. Multidimensional assessment of supporting ecosystem services for marine spatial planning of the Adriatic Sea. *Ecological Indicators*, **101** : 821-837. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.017>
- Manent, P., & Abella-Gutiérrez, J., 2006. Population biology of *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 (Decapoda, Caridea) in Fornells Bay, Balearic Islands, western Mediterranean. *Crustaceana*, **79** : 1297-1308.
- Mansour, C., Guibolini, M., Hacene, O.R., Saidane Mosbahi, D., & Risso-de Faverney, C., 2020. Oxidative Stress and Damage Biomarkers in Clam *Ruditapes decussatus* Exposed to a Polluted Site : The Reliable Biomonitoring Tools in Hot and Cold Seasons. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **78** (3) : 478-494, <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00713-2>
- Marangos, C., & Vincent, M., 1988. Etude descriptive et biometrique des oeufs de la crevette grise *Crangon crangon* (L) (Crustacea: Decapoda) au cours de l'embryogenese . *La mer*, **26** : 53-60.
- Marangos, C., 1988. Variation des concentrations des acides aminés dans des muscles abdominaux de *L. japonicus* et *Crangon crangon* au cours d'acclimation thelmiques *Océanis*, **14** (5) : 609-624.
- Marangos, Chr., Ramos, L., & Oliva, M., 1988. Variations des teneurs en protéines de L'hémolymph, de L'hépatopancréas et de L'ovaire de *Penaeus schmitti* au cours de la maturation ovarienne (Crustacea, Decapoda, Penaeidae). *Archives Internationales de Physiologie et de Biochimie*, **96** : 179-190
- 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>



- Martinuzzi1, 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*.
- Maynou, F., Sarda, F., 1997.** Nephrops norvegicus population and morphometrical characteristics in relation to substrate heterogeneity. *Fisheries Research*, **30** : 139–149. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(96\)00549-8](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(96)00549-8)
- McMahon, T.E., Zale, A.V., & Orth, D.J., 1996.** Aquatic habitat measurements. In *Fisheries Techniques*, Murphy BR, Willis DW (eds). American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, 83–120p.
- Méausoone, C. 2019.** Etude en Interface Air-Liquide de la toxicité des Composés Organiques Volatils lors d'expositions répétées. Cas du toluène, de ses homologues et des émissions issues de son traitement catalytique. Thèse de doctorat en *Sciences de la Matière, du Rayonnement et de l'Environnement*. Discipline : Toxicologie. Université du Littoral Côte d'Opale, Unité de Chimie Environnementale et Interactions sur le Vivant.
- Meddour, A., & Bouderdia, K., 2001.** Biodiversité et développement piscicole au lac oubeira (Parc National El Kala – Algérie). INOC-MPRH-IDB / Workshop on the Marine Biodiversity in The Islamic Countries Algiers. -24 Oct 2001. Workshop Report N° 07, Edited by The Inter-Islamic Science & Technology Network on Oceanography, Izmir, Turkey, 42–51.
- Meurisse-Génin, M., Reydam-detollenaere, A., Donatti, O., & Micha, J.C., 1985.** Caractéristiques biologiques de la crevette d'eau douce *Atyaephyra desmaresti* Millet dans la meuse. *Annales de Limnologie*, **21** : 127–140.
- Meurisse-Génin, M., Reydam-Detollenaere, A., Donatti, O., & Micha, J.C., 1985.** Caractéristiques biologiques de la crevette d'eau douce *Atyaephyra desmaresti* Millet dans la Meuse. *Annales de Limnologie*, **21** : 127–140.
- Millet de la Turtaudière, P.A., 1831.** Description d'une nouvelle espèce de Crustacé, l'Hippolyte de Desmarest. *Mémoires de la Société d'Agriculture, Sciences et Arts d'Angers*, **1** : 55–57.
- Milligan, S.R., Holt, W.V., & Lloyd, R., 2009.** Impacts of climate change and environmental factors on reproduction and development in wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **364** (1534) : 3313–3319. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0175>
- Milligan, S.R., Holt, W.V., & Lloyd, R., 2009.** Impacts of climate change and environmental factors on reproduction and development in wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, **364** (1534) : 3313–3319. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0175>
- Milligan, S.R., Holt, W.V., & Lloyd, R., 2009.** Impacts of climate change and environmental factors on reproduction and development in wildlife. *Philos. Trans. Biol. Sci.* **364** (1534) : 3313–3319. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0175>
- Mitroi, V., Deroubaix, J.F., Tall, Y., Chrislain, A.K & Humbert, J.F, 2022.** Rendre compte de la dégradation des milieux aquatiques. Le rôle des savoirs dans la mise en place des politiques de protection des ressources en eau en Afrique subsaharienne. *Géocarrefour*. <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.19353>
- Morsli, M.S., & Soltani, N., 2003.** Effets d'un insecticide inhibiteur de la synthèse de la chitine, le diflubenzuron, sur la cuticule de la crevette *Penaeus kerathurus*. *Journal de Recherche Océanographique*, **28** (12) : 85–88.
- Morsli, S.M., Merad, I., Khebbab, M.E.H., & Soltani N., 2015.** Potential hazards of a chitin



- synthesis inhibitor diflubenzuron in the shrimp *Penaeus Kerathurus*: biochemical composition of the hemolymph and muscle during the molt cycle. *Advances in Environmental Biology*, **9** (3) : 518-525.
- Morsli, S.M., Merad, I., Khebbeb, M.E.H., & Soltani, N., 2015.** Potential hazards of a chitin synthesis inhibitor diflubenzuron in the shrimp *Penaeus Kerathurus*: biochemical composition of the hemolymph and muscle during the molt cycle. *Advances in Environmental Biology*, **9** (3) : 518-525.
- Mottes, C., Sabatier, P., Evrard, O., Cottin, N., Arnaud, F., Comte, I., Piot, C., Lesueur-Jannoyer, M., Lichtfouse, E., & Poulenard, J., 2021.** Pesticide resurrection. *Environmental Chemistry Letters*, **20** : 3357–3362
<https://doi.org/10.1007/s10311-021-01347-z>
- Mouissi, S., & Alayat, H., 2016.** Utilisation de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) pour la Caractérisation Physico-Chimique des Eaux d'un Ecosystème Aquatique : Cas du Lac Oubéira (Extrême NE Algérien). *Journal of Materials and Environmental Sciences*, **7** (6) : 2214-2220.
- Mouissi, S., & Alayat, H., 2016.** Utilisation de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) pour la Caractérisation Physico-Chimique des Eaux d'un Ecosystème Aquatique : Cas du Lac Oubéira (Extrême NE Algérien). *Journal of Materials and Environmental Science*, **7** (6) : 2214-2220.



- Newman, M.C., 2015.** Factors influencing bioaccumulation, in: Fundamentals of Ecotoxicology the Science of Pollution. *CRC Press, Boca Raton, Florida*, 129-155p.
- Noël, P. Y., 1992.** Clé préliminaire d'identification des Crustacea Decapoda de France et des principales autres espèces d'Europe. *Collection Patrimoines Naturels, Secrétariat Faune-Flore, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris*, **9** : 1-145.
- Noël, P., & Huguet, D., 1993.** *Atyaephyra desmaresti*. In Atlas préliminaire des Crustacés Décapodes d'eau douce de France. *Collection Patrimoines Naturels, Secrétariat Faune-Flore, B.I.M.M.-M.N.H.N., C.S.P., Min. Env., Paris*, Vigneux E., Keith P., Noël P. edit., **14** : 12-13.



- Ogle, D.H., Doll, J.C., Wheeler, A.P., & Dinno, A., 2023.** FSA: Simple Fisheries Stock Assessment Methods. R package version 0.9.4, <https://CRAN.R-project.org/package=FSA>.
- Otoshi, C.A., Arce, S.M., & Moss, S.M., 2003.** Growth and reproductive performance of broodstock shrimp reared in a biosecure recirculating aquaculture system versus a flow-through pond. *Aquaculture Engineering*, **29** (3-4) : 93-107.
[https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(03\)00048-7](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(03)00048-7)
- Ouali, N., Belabed, B.E. & Chenchouni, H., 2018.** Modelling environment contamination with heavy metals in flathead grey mullet *Mugil cephalus* and upper sediments from north African coasts of the Mediterranean Sea. *Science of The Total Environment*, **639**



- : 156-174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.377>
- Oujidi, B., Tahri, M., Layachi, M., Abid, A., Bouchnan, R., Selfati, M., Bounakhla, M., El Bouch, M., Maanan, M., Bazairi, H., & Snoussi, M., 2020. Effects of the watershed on the seasonal variation of the surface water quality of a post-restoration coastal wetland: The case of the Nador lagoon (Mediterranean sea, Morocco). *Regional Studies in Marine Science*, **35** : 101127. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101127>
- Overko, S., Boukatine, P., Ly, B., 1983. Les crevettes de la zone économique de mauritanie lors des campagnes des N/O eisbar et karl wolf en 1983 (composition par espèces, particularités de répartition et biomasse). Rapport du Groupe de travail CNROP/FAO/ORSTOM, Nouadhibou, Mauritanie, 16-27 septembre 1985.



- Pain-Devin, S., Cossu-Leguille, C., Geffard, A., Giamb_erini, L., Jouenne, T., Minguez, L., Naudin, B., Parant, M., Rodius, F., Rousselle, P., Tarnowska, K., Daguin-Thi_ebaut, C., Viard, F., & Devin, S., 2014. Towards a better understanding of biomarker response in field survey: a case study in eight populations of zebra mussels. *Aquatic Toxicology*, **155** : 52-61. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.06.008>
- Painefilú, J. C., Pascual, M. M., Bieczynski, F., Laspoumaderes, C., González, C., Villanueva, S. S. M., Luquet, C. M., 2020. Ex vivo and in vivo effects of arsenite on GST and ABCC2 activity and expression in the middle intestine of the rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, **225** : 108566. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.108566>
- Pangantihon-Kühlmann, M.P., Millamena, O., & Chern, Y., 1998. Effect of dietary astaxanthin and vitamin A on the reproductive performance of *Penaeus monodon* broodstock. *Aquatic Living Resources*, **11** (6) : 403-409. [https://doi.org/10.1016/S0990-7440\(99\)80006-0](https://doi.org/10.1016/S0990-7440(99)80006-0)
- Paschke, K.A., Gebauer, P., Buchholz, F., & Anger, K., 2004. Seasonal variation in starvation resistance of early larval North Sea shrimp *Crangon crangon* (Decapoda: crangonidae). *Marine Ecology Progress Series*, **279** : 183–191.
- Pedrini-Martha, V., Schnegg, R., Baurand, P.E., deVaufleury, A., & Dallinger, R., 2017. The physiological role and toxicological significance of the non-metal-selective cadmium/copper-metallothionein isoform differ between embryonic and adult helicid snails. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, **199** : 38-47. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2017.02.009>
- Perrier, R., 1929. La Faune de la France illustrée. Arachnides et Crustacés. *Librairie Delagrave éditeur, Paris*, tome II : 1-220.
- Peruzza, L., Gerdol, M., Oliphant, A., Wilcockson, D., Pallavicini, A., Hawkins, L., Thatje, S., & Hauton, C., 2018. The consequences of daily cyclic hypoxia on a European grass shrimp: from short-term responses to long-term effects. *Functional Ecology*, **32** : 2333-2344. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13150>
- Peruzza, L., Gerdol, M., Oliphant, A., Wilcockson, D., Pallavicini, A., Hawkins, L., Thatje, S., & Hauton, C., 2018. The consequences of daily cyclic hypoxia on a European grass shrimp: From short-term responses to long-term effects. *Functional Ecology*, **32** : 2333-2344. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13150>
- Pohlert, T., 2014. The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks Package (PMCMR). R package, <https://CRAN.R-project.org/package=PMCMR>



- Potet, M., Devin, S., Pain-Devin, S., Rousselle, P., & Giamb_erini, L., 2016. Integrated multi-biomarker responses in two dreissenid species following metal and thermal cross-stress. *Environmental Pollution*, **218** : 39-49. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.025>
- Pralon, B.G.N., & Negreiros Fransozo, M.L., 2006. Population biology of *Palaemon palaeander* northropi Rankin, 1898 (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) in a tropical South American estuary. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **18 (1)** : 77-87.
- Puro, H., 2010. Reproductive biology of a new invader, brown shrimp Crangon crangon (L), in Iceland. BSc Thesis, Faculty of Life and Environmental Sciences, Engineering and Natural Sciences, University of Iceland, 38 p.

Q

- Quinitio, E.T., & Millamena, O.M., 1992. Ovarian changes and female-specific protein levels during sexual maturation of the white shrimp *Penaeus indicus*. *The Israeli Journal of Aquaculture-Bamidgeh*, **44** : 7-12.

R

- R Core Team., 2023. R : A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.rproject.org>
- 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>
- Rabei, A., Hichami, A., Beldi, H., Bellenger, S., & Akhtar Khan, N., 2018. Fatty acid composition, enzyme activities and metallothioneins in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from polluted and reference sites in the Gulf of Annaba (Algeria) : Pattern of recovery during transplantation. *Environmental Pollution*, **237** : 900-907. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.041>
- Rabei, A., Hichami, A., Beldi, H., Bellenger, S., Akhtar Khan, N., & Soltani, N., 2018. Fatty acid composition, enzyme activities and metallothioneins in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from polluted and reference sites in the Gulf of Annaba (Algeria) : Pattern of recovery during transplantation. *Environmental Pollution*, **237** : 900-907. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.041>
- Rantin, F.T., Kalinin, A., & Monteiro, D.A., 2020. The cardiovascular system. Baldissarotto 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>
- Rathke, 1837. Ventilatory behavior and chloride regulation in relation to oxygen tension in the shrimp *Palaemon adspersus*. **1 (2)** : 193-200.
- Redeke, H.C., 1936. La crevette d'eau douce, *Atyaephyra desmaresti* (Mill.) dans les Pays-Bas. Mémoires du Musée royal d'histoire naturelle de Belgique, **3 (2)** : 227-231.
- Reed, A.J., Godbold, J.A., Grange, L.J. & Solan, M., 2020. Growth of marine ectotherms is regionally constrained and asymmetric with latitude. *Global Ecology and*



- Biogeography*, **30** (3) : 578-589. <https://doi.org/10.1111/geb.13245>
- Reuschel, S., Cuesta, J.A., & Schubart, C.D., 2010.** Marine biogeographic boundaries and human introduction along the European coast revealed by phylogeography of the prawn *Palaemon elegans*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **55** (3) : 765-75. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2010.03.021>
- Revathi, P., Vasanthi, L.A. & Munuswamy, N., 2011.** Effect of cadmium on the ovarian development in the freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* (De Man). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **74** (4) : 623–629. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.08.027>
- 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>
- Richard, P., 1982.** Rôle biologique et écologique des acides aminés libres chez quelques crustacés décapodes marins. Thèse Doct. ès Sei., Univ. Aix-Marseille II. 192 pp.
- Ricklefs, R.E., & Miles, D.B., 1994.** Ecological and evolutionary inferences from morphology: an ecological perspective. In: Wainwright, P.C., Reilly, S.M. eds. *Ecological Morphology : integrative organismal biology*. The University of Chicago Press, Chicago, 13-41p.
- Rio, S.L., & Bailey, R.C., 2006.** Relationships between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia*, **553** : 153-160.
- Robinson, F.E., 2002.** Management for control of ovarian development in broiler breeders. *Avian Medicine*, **59** : 1–7.
- Rodriguez, G., & Campos, M.R., 2000.** *Microthelphusa sucrensis*, a new species of Pseudothelphusidae (Decapoda), with notes on abnormalities in the sexual appendages of freshwater crabs. *Journal of Crustacean Biology*, **20** : 332–336. <https://doi.org/10.1163/1937240X-90000035>
- Ronci, L., Meccoli, L., Iannilli, V., Menegoni, P., Matthaeis, E., De Setini, A., Meccoli, L., Iannilli, V., Menegoni, P., Matthaeis, E., & De Setini, A., 2016.** Comparison between active and passive biomonitoring strategies for the assessment of genotoxicity and metal bioaccumulation in *Echinogammarus veneris* (Crustacea: Amphipoda). *Italian Journal of Zoology*, **83** : 162e172. <https://doi.org/10.1080/11250003.2016.1169321>
- Ruau, N. 2019.** Les perturbateurs endocriniens : Comprendre où en est la recherche. Les perturbateurs endocriniens. anses-02289024



- Sandamalika, W.M.G., Priyathilaka, T.T., Lee, S., Yang, H., & Lee, J., 2019.** Immune and xenobiotic responses of glutathione S-Transferase theta (GST-θ) from marine invertebrate disk abalone (*Haliotis discus discus*) : With molecular characterization and functional analysis. *Fish & Shellfish Immunology*, **91** : 159-171. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2019.04.004>
- Schaffmeister, B.E., Hiddink, J.G., & Wolff, W.J., 2006.** Habitat use of shrimps in the intertidal and shallow subtidal seagrass beds of the tropical Banc d'Arguin, Mauritania. *Journal of Sea Research*, **55** : 230-243.
- Schauberger, P., & Walker, A., 2023.** openxlsx: Read, Write and Edit xlsx Files. R package



- version 4.2.5.2, <https://CRAN.R-project.org/package=openxlsx>
- Schmidt, W., Power, E., & Quinn, B., 2013. Seasonal variations of biomarker responses in the marine blue mussel (*Mytilus spp.*). *Marine Pollution Bulletin*, **74** (1) : 50–55. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.033>
- Schoolmann, G., Nitsche, F., & Arndt, H., 2015. Aspects of the life span and phenology of the invasive freshwater shrimp *Atyaephyra desmarestii* (Millet, 1831) at the northeastern edge of its range (Upper Rhine). *Crustaceana, Leiden*, **88** (9) : 949-962.
- Serafim, A., Lopes, B., Company, R., Cravo, A., Gomes, T., Sousa, V., & Bebianno, M.J., 2011. A multi-biomarker approach in cross-transplanted mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Ecotoxicology*, **20** : 1959. <https://doi.org/10.1007/s10646-011-0737-7>
- 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 response of Nile tilapia. *Aquaculture Research*, **52** (12) : 6699-6707. <https://doi.org/10.1111/are.15539>
- Shibko, S., Koivistoinen, P., Tratnyneck, C., Newhall, A., & Freidman L., 1966. A method for sequential quantitative separation and determination of protein, RNA, DNA, lipid, and glycogen from a single rat liver homogenate or from a subcellular fraction. *Analytical Biochemistry*, **19**(3) : 514-528. doi :10.1016/0003-2697(67)90242-4.
- Sifi, K., & Soltani, N., 2019. Seasonal changes of two biomarkers of oxidative stress (LDH, MDA) in the edible mollusc *Donax trunculus* (Mollusca : Bivalvia) from the Gulf of Annaba (Algeria) : correlation with carbohydrate and lipid contents. *Molluscan research*, 1-9. <https://doi.org/10.1080/13235818.2018.1499389>
- Signa, G., Di Leonardo, R., Vaccaro, A., Tramati, C.D., Mazzola, A., & Vizzini, S., 2015. Lipid and fatty acid biomarkers as proxies for environmental contamination in caged mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Ecological Indicators*, **57** : 384–394, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.002>
- Silva, C.O., Novais, S.C., Alves, L.M.F., Soares, A.M.V.M., Barata, C., & Lemos, M.F.L., 2019. Linking cholinesterase inhibition with behavioural changes in the sea snail *Gibbula umbilicalis*: Effects of the organophosphate pesticide chlorpyrifos. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, **225** : 108570. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.108570>
- Smatti-Hamza, I., Afri-Mehennaoui, F.Z., Keddari, D., & Mehennaoui, S., 2019. Niveau de contamination par les éléments traces métalliques cadmium, cobalt, cuivre et zinc de deux cyprinidés et des sédiments du barrage Koudiet Medouar (Batna, Algérie). *Journal of Applied Biosciences*, **143** : 14606 – 14621. <https://dx.doi.org/10.4314/jab.v143i1.1>
- Soltani, N., & Bezzazel, N., 2002. Profile of ecdysteroidshaemolymph and correlation with secretion cuticular during a cycle of molt shrimp *Penaeus kerathurus*. *Journal de Recherches Océano-graphiques*, **27** (34) : 226-231.
- Soltani, N., Amira, A., Sifi, K., & Beldi, H., 2012. Environmental monitoring of the Annaba Gulf (ALGERIA): Measurement of biomarkers in *Donax Trunculus* and metallic pollution. *Bulletin de la Société zoologique de France*, **137** (1-4) : 51-60.
- Soltani, N., Aribi, N., Berghiche, H., Lakbar, S., & Smagghe, G., 2002. Activity of RH0345 on integumental explants of mealworms: ecdysteroid production, cuticle deposition and protein analysis. *Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent*, **65** (2a) : 431-439.
- Soltani, N., Lechkhab, H., & Smagghe, G., 2009. Impact of insect growth regulator diflubenzuron on biochemical composition of cuticle of shrimp *Penaeus kerathurus*. *Communications in agricultural and applied biological sciences*, **74** (1) : 137-141.



- Somers, K.M., 1991. Characterizing size-specific fecundity in crustaceans. In: Kuris, A., Wenner, A. (eds.) *Crustacean Egg Production*. Balkema, Rotterdam, 357-378.
- Srikanth, K., Pereira, E., Duarte, A.C., & Ahmad, I., 2013. Glutathione and its dependent enzymes' modulatory responses to toxic metals and metalloids in fish-a review. *Environmental Science and Pollution Research*, **20** (4) : 2133-2149. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5163-6>
- Stearns, S.C., 1992. *The Evolution of Life Histories*. Oxford University Press, New York.
- Stevens, B.G., J.E., & Munk, 1991. Lateral asymmetry in the thoracic segmentation of a king crab, *Paralithodes camtschaticus* (Tilesius, 1815) (Decapoda, Anomura), from Kodiak, Alaska. *Crustaceana*, **61** : 317-319. <https://doi.org/10.1163/156854091X00218>



- 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>
- 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>
- Teoh, L., Marino, R.J., Stewart, K., & McCullough, M.J., 2019. A survey of prescribing practices by general dentists in Australia. *BMC Oral Health*, **19** (1) : 193, <https://doi.org/10.1186/s12903-019-0882-6>
- Thuleau, S., & Husson, F., 2022. FactoInvestigate: Automatic Description of Factorial Analysis. R package version 1.8, <https://CRAN.R-project.org/package=FactoInvestigate>
- Touahri, H.G., Boutiba, Z., Benguedda, W., & Shaposhniko, S., 2016. Active biomonitoring of mussels *Mytilus galloprovincialis* with integrated use of micronucleus assay and physiological indices to assess harbor pollution. *Marine Pollution Bulletin*, **110** (1) : 52-64. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.029>
- Touati, L., & Samraoui, B., 2013. Entre mer et terre : le peuplement d'oiseaux d'eau de l'oued boukhmira. Bulletin du réseau "Oiseaux d'eau Méditerranée », N°1.
- 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>
- Travis, J., 1994. Size-dependent behavioral variation and its genetic control within and among populations, pp.165-187. In: Boake, C.R.B., quantitative genetic approaches to animal behavior, edited by. University of Chicago Press, Chicago.
- Tzeng, T.D., Chiu, Ch.S., & Yeh, S.Y., 2001. Morphometric variation in red-spotprawn (*Metapenaeopsis barbata*) in different geographic waters off Taiwan. *Fisheries Research*, **53** : 211-217. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00286-1](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00286-1)





Urzúa, A., Paschke, K., Gebauer, P., & Anger, K., 2012. Seasonal and interannual variation in size, biomass and chemical composition of the eggs of North Sea shrimp, Crangon crangon (Decapoda: caridea). *Marine Biology*, **159** : 583–599. <https://doi.org/10.1007/s00227-011-1837-x>



Van der Oost, R., Beyer, J., & Vermeulen, N.P.E., 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, **13** : 57-149. [https://doi.org/10.1016/S1382-6689\(02\)00126-6](https://doi.org/10.1016/S1382-6689(02)00126-6)

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>

Venables, W.N., & Ripley, B.D., 2002. Modern applied statistics with S. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0

Viarengo, A., Lowe, D., Bolognesi, C., Fabbri, E., & Koehler, A., 2007. The use of biomarkers in biomonitoring: A2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, **146**: 281-300.

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) : 0-84. Doi :10.1016/s0141-1136(96)00103-1

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.

Von Cramon-Taubadel, N., Ling, E.N., Cotter, D., & Wilkins, N.P., 2005. Determination of body shape variation in Irish hatchery-reared and wild Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology*, **66** : 1471-1482. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00698.x>



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>

Wehrtmann, I.S., & Kattner, G., 1998. Changes in volume, biomass, and fatty acids of developing eggs in *Nauticaris Magellanica* (Decapoda: Caridea): A latitudinal comparison. *Journal of Crustacean Biology*, **18** : 413-422.

Wehrtmann, I.S., & López, G.A., 2003. Effects of temperature on the embryonic development and hatchling size of *Betaeus emarginatus* (Decapoda: Caridea: Alpheidae). *Journal of Natural History*, **37** : 2165-2178.

Wei, T., & Simko, V., 2021. R package 'corrplot': visualization of a correlation matrix (Version



- 0.92). Available from <https://github.com/taiyun/corrplot>
- Weis, J.S., Cristini, A., & Rao, K.R., 1992. Effects of pollutants on molting and regeneration in Crustacea. *American Zoologist*, **32** : 495–500.
- Weiss, M., Thatje, S., & Heilmayer, O., 2010. Temperature effects on zoeal morphometric traits and intraspecific variability in the hairy crab *Cancer setosus* across latitude. *Helgoland Marine Research*, **64** : 125–133. <https://doi.org/10.1007/s10152-009-0173-8>
- Wickham, H., 2016. Ggplot2 : Elegant Graphics for Data Analysis. – Springer-Verlag New York.

Y

- Yagi, H., & Ceccaldi, H.J., 1983. Croissance survie et respiration des stades larvaires de *Palaemon serratus* (Pennant), Crustacea Decapoda, a différentes combinaisons de salinité et de température. *Rapp. Comm. int. Mer Medit*, **28** (6) : 345-347.
- Yamamoto, K., Ichinose, H., Aso, Y., Banno, Y., Kimura, M., & Nakashima, T., 2011. Molecular characterization of an insecticide-induced novel glutathione transferase insilkworm. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - General Subjects*, **1810** (4) : 420–426. <https://doi.org/10.1016/j.bbagen.2011.01.003>
- Yetis, A.D., & Akyuz, F., 2021. Water quality evaluation by using multivariate statistical techniques and pressure-impact analysis in wetlands: Ahlat Marshes, Turkey. *Environment, Development and Sustainability*, **23** : 969-988.
- Yeung, J.W.Y.Y., Zhou, G.J., & Leung, K.M.Y., 2017. Spatiotemporal variations in metal accumulation, RNA/DNA ratio and energy reserve in *Perna viridis* transplanted along a marine pollution gradient in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, **124** (2) : 736-742. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.024>
- Yezli, A., Salahi, A., Boukari, A., & Soltani, N., 2022. Metallothioneins as a biomarker of metallic pollution in *Donax trunculus* Linnaeus, 1758 (Mollusca Bivalvia) from the Gulf of Annaba (Algeria). *Biodiversity Journal*, **13** (4) : 767–774.

Z

- Zariquiey Álvarez, R., 1968. Crustáceos decápodos ibéricos. *Investigación Pesquera, Barcelona*, **32** : 1-510.
- Zariquiey Álvarez, R., 1968. Crustáceos decápodos ibéricos. *Investigación Pesquera, Barcelona*, **32** : 1-510.
- Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J., & Jiang, G., 2008. Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta*, **606** : 135-150. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2007.11.018>
- Zorita, I., Bilbao, E., Schad, A., Cancio, I., Soto, M., & Cajaraville, M.P., 2007. Tissue- and cell-specific expression of metallothionein genes in cadmium- and copper-exposed mussels analyzed by in situ hybridization and RT-PCR. *Toxicology and Applied Pharmacology*, **220** (2) : 186-196. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2007.01.003>

Annexe 1 :

Description des Données statistiques



Annexes des Données Statistiques de la Biométrie

Tableau 10 : Matrice des moyennes des paramètres biométrique au niveau des cinq sites d'étude au cours de l'année 2019.

P.tot	P.chaire	P.cuticule	Lt	Ls	Lr	Lc	Hc	La	Lu	Ltel	Site	Mois	Saison	Espèce	Sexe
0,153	0,065	0,021	28,936	23,744	5,775	10,103	4,181	14,378	5,638	4,253	Battah	Avril	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,052	0,021	0,010	21,424	16,714	4,037	7,424	3,053	9,605	3,713	2,684	Battah	Mai	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,057	0,023	0,015	21,455	17,386	4,762	7,679	3,748	11,483	4,634	3,255	Battah	juin	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,022	0,008	0,007	16,356	13,900	3,100	6,067	2,700	8,244	2,900	2,500	Battah	Septembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,055	0,023	0,010	20,467	16,663	4,250	7,096	3,263	9,675	4,052	3,196	Battah	Novembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,080	0,033	0,011	26,567	22,041	5,328	10,037	2,878	12,622	5,007	3,615	Oubeira	Mars	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,139	0,047	0,018	28,227	23,428	5,907	10,408	3,569	12,953	5,108	3,981	Oubeira	Avril	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,032	0,011	0,006	20,440	17,733	6,420	6,300	3,240	10,340	4,113	3,067	Oubeira	Mai	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,046	0,029	0,004	18,257	16,571	7,629	5,229	3,100	8,271	3,243	2,329	Oubeira	juin	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,020	0,008	0,003	18,528	15,417	4,328	6,700	2,483	8,644	3,422	2,406	Oubeira	Septembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,025	0,009	0,005	19,275	15,844	4,669	7,138	2,588	8,331	3,444	2,519	Oubeira	Octobre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,040	0,016	0,006	21,098	17,371	5,262	7,679	2,829	9,705	4,164	2,976	Oubeira	Novembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,125	0,044	0,019	26,137	21,697	4,756	9,568	3,664	12,252	4,704	3,507	Tonga	Mars	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,149	0,045	0,021	26,941	22,124	5,103	10,048	3,710	12,217	4,948	3,903	Tonga	Avril	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,053	0,022	0,009	21,467	17,400	3,833	7,533	2,908	9,783	4,133	2,750	Tonga	Mai	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,072	0,035	0,009	22,387	18,564	4,644	7,872	3,305	10,803	4,279	3,487	Tonga	juin	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,033	0,013	0,007	16,962	13,898	3,342	5,848	2,393	8,035	3,183	2,375	Tonga	Septembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,062	0,025	0,009	21,996	17,943	4,391	7,683	3,504	10,309	4,161	3,274	Tonga	Octobre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,110	0,037	0,012	22,638	18,987	4,834	8,321	3,636	11,464	4,528	3,462	Tonga	Novembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,189	0,080	0,026	30,305	25,685	6,148	10,696	4,546	15,107	5,664	4,605	Battah	Avril	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,099	0,039	0,016	22,992	19,450	4,724	8,268	3,553	10,168	4,234	3,408	Battah	Mai	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Femelle



0,077	0,035	0,014	22,577	18,742	4,966	8,173	3,696	10,558	4,553	3,162	Battah	juin	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,016	0,007	0,002	14,392	11,381	2,786	5,066	2,260	6,529	2,733	2,067	Battah	Septembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,083	0,033	0,016	22,435	18,337	4,806	7,948	3,413	10,373	4,269	3,444	Battah	Novembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,138	0,049	0,016	29,275	24,566	5,940	11,258	3,277	13,391	5,164	3,679	Oubeira	Mars	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,218	0,074	0,024	31,606	26,459	6,712	11,871	3,976	14,571	5,676	4,212	Oubeira	Avril	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,041	0,016	0,007	21,622	18,161	6,905	6,606	3,581	10,078	4,153	3,141	Oubeira	Mai	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,089	0,040	0,009	21,311	18,037	8,294	5,073	3,115	10,334	4,157	2,832	Oubeira	juin	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,034	0,013	0,006	20,816	17,098	4,937	7,674	2,852	9,312	3,798	2,791	Oubeira	Septembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,021	0,009	0,004	17,983	14,683	4,032	6,644	2,464	7,901	3,406	2,469	Oubeira	Octobre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,038	0,016	0,006	20,452	16,693	4,926	7,567	2,874	9,303	4,000	2,921	Oubeira	Novembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,296	0,099	0,035	32,619	26,570	6,067	12,200	4,744	15,219	5,830	4,281	Tonga	Mars	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,311	0,099	0,036	33,163	27,794	6,339	12,368	4,690	15,488	5,913	4,600	Tonga	Avril	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,166	0,060	0,028	27,452	22,656	5,532	9,522	4,181	13,128	5,056	4,017	Tonga	Mai	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,073	0,033	0,011	22,052	18,079	4,451	7,623	3,318	10,505	3,946	3,067	Tonga	juin	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,058	0,026	0,010	20,063	16,423	3,863	6,968	3,003	9,408	3,810	2,963	Tonga	Septembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,071	0,027	0,012	22,606	18,657	4,630	8,352	3,549	10,579	4,345	3,351	Tonga	Octobre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,151	0,058	0,021	25,298	21,172	5,189	8,975	4,100	12,451	4,785	3,758	Tonga	Novembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,719	0,278	0,047	42,414	35,529	9,529	17,690	6,875	19,071	8,210	5,552	Boukhmira	Avril	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,298	0,128	0,072	35,827	29,600	8,800	14,260	5,480	15,527	7,227	5,667	Boukhmira	Mai	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,332	0,181	0,042	35,558	29,669	10,042	14,630	5,266	15,448	6,317	5,273	Boukhmira	juin	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,350	0,180	0,041	34,980	29,744	10,378	15,161	5,298	15,107	6,768	5,585	Boukhmira	Septembre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,404	0,192	0,066	36,374	30,532	9,921	15,155	5,482	15,808	7,013	5,671	Boukhmira	Octobre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,362	0,186	0,050	35,750	29,797	9,697	14,653	5,357	15,397	7,083	5,897	Boukhmira	Novembre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,376	0,155	0,033	35,913	29,667	8,027	14,940	4,720	15,673	6,987	4,993	Mellah	Mars	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,255	0,087	0,025	31,427	25,835	7,327	13,119	4,200	13,627	6,004	4,096	Mellah	Avril	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,176	0,065	0,030	27,331	22,873	7,332	10,419	4,087	12,408	5,678	4,664	Mellah	Mai	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,189	0,080	0,023	28,424	24,069	7,859	11,498	4,025	12,676	5,749	4,214	Mellah	juin	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Mâle



0,335	0,178	0,038	35,101	29,442	9,554	14,188	5,088	14,938	6,559	5,328	Mellah	Septembre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,380	0,174	0,037	32,649	28,076	10,314	14,467	5,190	14,829	6,738	4,967	Mellah	Octobre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,253	0,097	0,026	31,940	26,760	6,560	13,907	4,690	13,697	5,507	4,257	Boukhmira	Mars	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Femelle
1,151	0,477	0,072	49,640	41,175	10,900	21,258	7,592	22,217	9,575	7,758	Boukhmira	Avril	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,621	0,284	0,112	43,405	36,567	10,000	16,500	5,700	18,867	7,533	6,150	Boukhmira	Mai	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,738	0,390	0,108	45,592	39,083	12,275	19,175	7,208	19,783	8,050	7,075	Boukhmira	juin	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,421	0,209	0,053	36,561	31,561	10,865	15,848	5,548	15,696	6,887	5,704	Boukhmira	Septembre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,357	0,153	0,068	34,300	28,764	9,900	14,182	5,264	14,936	6,636	5,182	Boukhmira	Octobre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,582	0,308	0,071	40,150	33,350	10,500	16,400	5,950	16,950	7,650	5,900	Boukhmira	Novembre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,517	0,212	0,045	39,186	32,325	8,708	16,369	5,137	17,032	7,417	5,495	Mellah	Mars	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,454	0,179	0,036	37,091	30,764	8,264	15,682	4,909	16,373	7,018	4,836	Mellah	Avril	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,086	0,027	0,021	23,750	19,750	6,650	9,100	3,400	11,150	4,745	3,750	Mellah	Mai	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,245	0,117	0,031	30,532	25,817	9,059	13,056	4,759	13,634	5,805	4,810	Mellah	juin	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,392	0,195	0,045	35,506	30,478	10,222	14,928	5,178	15,494	6,461	5,422	Mellah	Septembre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,638	0,317	0,063	39,200	32,473	10,982	14,545	5,845	17,600	6,818	5,327	Mellah	Octobre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,162	0,057	0,016	27,885	23,366	5,749	12,128	4,266	12,370	5,075	3,881	Boukhmira	Mars	Printemps	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,138	0,042	0,013	27,250	22,694	6,015	11,420	3,853	12,581	5,190	4,150	Boukhmira	Avril	Printemps	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,122	0,051	0,028	26,887	22,449	7,082	10,969	3,928	12,013	5,490	3,949	Boukhmira	Mai	Printemps	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,077	0,033	0,018	23,406	19,444	6,233	9,522	3,894	10,244	4,661	3,533	Boukhmira	juin	Printemps	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,284	0,161	0,031	34,740	29,100	10,455	14,835	4,965	15,210	6,685	5,805	Boukhmira	Septembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,218	0,098	0,040	30,874	25,684	8,192	12,411	4,682	13,932	5,976	4,532	Boukhmira	Octobre	Automne	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,222	0,106	0,031	29,042	24,333	8,090	11,242	4,848	13,017	5,638	4,504	Boukhmira	Novembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,193	0,107	0,020	28,927	24,500	6,833	11,887	4,073	13,020	5,573	4,347	Mellah	Mars	Printemps	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,160	0,058	0,018	27,745	22,505	6,721	11,362	3,471	12,424	5,171	3,698	Mellah	Avril	Printemps	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,146	0,074	0,028	27,438	22,500	7,600	10,813	4,000	12,300	5,525	4,200	Mellah	juin	Printemps	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,107	0,056	0,013	24,900	20,700	6,050	9,600	3,650	10,750	4,550	3,650	Mellah	Septembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,167	0,079	0,024	27,131	23,103	8,536	11,517	4,148	11,869	5,459	4,055	Mellah	Octobre	Automne	<i>P. elegans</i>	Mâle



0,058	0,027	0,009	19,757	15,589	4,650	7,396	3,300	8,711	4,104	2,879	Mellah	Novembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,176	0,068	0,019	29,406	22,835	5,876	12,541	3,947	12,671	5,006	3,794	Boukhmira	Mars	Printemps	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,327	0,112	0,016	34,381	28,624	8,003	14,289	4,952	15,430	6,359	4,715	Boukhmira	Avril	Printemps	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,133	0,052	0,035	27,188	22,708	5,710	9,655	3,225	11,848	4,778	3,068	Boukhmira	Mai	Printemps	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,285	0,133	0,041	30,783	26,683	7,917	11,917	5,750	14,100	5,800	4,517	Boukhmira	juin	Printemps	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,307	0,149	0,038	32,613	28,081	9,650	14,013	5,463	14,525	6,300	4,994	Boukhmira	Septembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,187	0,081	0,038	28,115	23,692	8,146	11,500	4,485	12,931	5,938	4,200	Boukhmira	Octobre	Automne	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,460	0,230	0,070	35,394	29,375	10,463	14,100	5,875	15,625	6,806	5,613	Boukhmira	Novembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,332	0,124	0,034	35,155	28,573	8,236	14,582	4,927	15,182	6,491	4,964	Mellah	Mars	Printemps	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,342	0,138	0,026	34,052	28,386	8,114	14,529	4,543	14,619	6,648	4,605	Mellah	Avril	Printemps	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,209	0,097	0,030	29,000	24,600	8,500	11,700	4,800	12,550	5,000	3,900	Mellah	Septembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,133	0,060	0,018	24,232	20,418	7,446	10,054	3,805	11,644	4,695	3,446	Mellah	Octobre	Automne	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,067	0,042	0,015	17,957	15,067	4,367	6,517	2,533	8,197	2,990	2,107	Mellah	Novembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Femelle

Tableau 11 : Matrice des moyennes des paramètres biométrique au niveau des cinq sites d'étude au cours de l'année 2020.

P.tot	P.chaire	P.cuticule	Lt	Ls	Lr	Lc	Hc	La	Lu	Ltel	Site	Mois	Saison	Espèce	Sexe
0,092	0,039	0,016	25,707	21,166	5,728	9,366	3,621	11,707	4,855	3,700	Oubeira	Mars	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,044	0,015	0,007	21,214	17,357	4,804	7,921	2,989	9,496	3,954	3,279	Oubeira	juin	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,114	0,053	0,014	24,986	20,096	5,294	8,703	3,699	11,771	4,950	3,689	Tonga	Mars	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,072	0,033	0,011	22,036	18,079	4,433	7,616	3,297	10,474	3,944	3,084	Tonga	juin	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,015	0,007	0,002	14,331	11,300	2,764	5,001	2,238	6,460	2,709	2,061	Battah	Septembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,083	0,033	0,016	22,440	18,342	4,794	7,940	3,410	10,342	4,262	3,440	Battah	Novembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,034	0,013	0,006	20,749	17,070	4,935	7,657	2,837	9,302	3,791	2,791	Oubeira	Septembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,022	0,009	0,004	18,061	14,753	4,092	6,717	2,447	7,978	3,456	2,472	Oubeira	Octobre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,033	0,014	0,005	19,821	16,142	4,608	7,266	2,813	8,832	3,797	2,771	Oubeira	Novembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,058	0,025	0,010	20,063	16,403	3,855	6,968	2,990	9,393	3,808	2,963	Tonga	Septembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Femelle
0,107	0,049	0,018	24,658	20,478	4,989	8,632	3,796	11,799	4,345	3,541	Tonga	Novembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Femelle



0,096	0,036	0,053	22,904	21,019	4,345	7,837	3,153	10,982	4,257	3,091	Battah	juin	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,070	0,031	0,013	23,524	19,098	4,952	8,267	3,269	10,848	4,610	3,600	Oubeira	Mars	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,027	0,012	0,006	19,484	15,925	4,500	7,180	2,823	8,636	3,614	2,927	Oubeira	juin	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,066	0,034	0,008	22,667	18,447	4,780	7,987	3,280	10,633	4,680	3,393	Tonga	Mars	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,072	0,035	0,009	22,362	18,562	4,638	7,869	3,285	10,769	4,277	3,469	Tonga	juin	Printemps	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,022	0,008	0,007	16,300	13,900	3,100	6,000	2,700	8,200	2,900	2,500	Battah	Septembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,055	0,023	0,010	20,467	16,654	4,238	7,092	3,238	9,658	4,054	3,200	Battah	Novembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,019	0,008	0,003	18,567	15,400	4,317	7,000	2,483	8,650	3,417	2,450	Oubeira	Septembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,025	0,009	0,005	19,364	15,982	4,686	7,236	2,707	8,479	3,436	2,539	Oubeira	Octobre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,035	0,015	0,006	20,750	16,775	4,900	7,400	2,858	9,333	3,817	2,842	Oubeira	Novembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,032	0,013	0,007	16,960	13,893	3,313	5,820	2,387	8,027	3,173	2,373	Tonga	Septembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
0,045	0,018	0,009	21,033	16,533	4,200	7,233	2,700	9,667	4,100	3,233	Tonga	Novembre	Automne	<i>A. desmaresti</i>	Mâle
1,069	0,518	0,150	50,517	40,767	13,283	20,750	7,733	21,200	9,383	8,700	Boukhmira	Mars	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,738	0,390	0,108	45,567	39,000	12,267	19,167	7,167	19,767	8,033	7,033	Boukhmira	juin	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,086	0,027	0,020	23,750	19,750	6,650	9,100	3,400	11,150	4,700	3,750	Mellah	Mai	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,245	0,117	0,031	30,527	25,807	9,059	13,037	4,756	13,627	5,805	4,805	Mellah	juin	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,056	0,021	0,014	20,633	17,567	5,867	8,567	3,333	9,167	4,167	3,033	Boukhmira	Octobre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,582	0,308	0,071	40,150	33,350	10,500	16,400	5,950	16,950	7,650	5,900	Boukhmira	Novembre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,372	0,195	0,045	35,394	30,422	10,222	14,928	5,178	15,472	6,461	5,394	Mellah	Septembre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,111	0,050	0,022	25,125	20,638	7,250	10,425	3,925	10,600	4,863	3,475	Mellah	Octobre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Femelle
0,442	0,226	0,063	38,528	31,622	10,378	15,161	5,772	16,567	7,572	6,250	Boukhmira	Mars	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,332	0,180	0,042	35,573	29,655	10,044	14,633	5,259	15,452	6,303	5,269	Boukhmira	juin	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,060	0,026	0,012	23,367	18,900	6,233	9,567	3,233	9,867	4,867	3,400	Mellah	Mars	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,174	0,065	0,030	27,299	22,836	7,326	10,419	4,087	12,406	5,678	4,664	Mellah	Mai	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,189	0,080	0,023	28,422	23,982	7,825	11,478	4,018	12,669	5,729	4,214	Mellah	juin	Printemps	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,086	0,035	0,018	19,133	16,967	4,367	7,900	2,567	8,333	3,067	2,367	Boukhmira	Septembre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,100	0,045	0,022	25,350	21,150	6,450	10,440	3,800	11,090	4,910	3,720	Boukhmira	Octobre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,362	0,186	0,050	35,743	29,797	9,703	14,667	5,353	15,400	7,080	5,897	Boukhmira	Novembre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,334	0,177	0,038	35,034	29,334	9,466	14,165	5,072	14,938	6,541	5,324	Mellah	Septembre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Mâle



0,211	0,111	0,029	31,271	25,906	8,688	12,982	4,900	13,353	6,118	4,929	Mellah	Octobre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,101	0,043	0,019	25,467	20,900	6,933	9,833	4,000	11,033	5,100	4,033	Mellah	Novembre	Automne	<i>P. adspersus</i>	Mâle
0,288	0,156	0,052	32,067	26,833	8,583	12,400	5,083	14,550	6,300	5,333	Boukhmira	Mars	Printemps	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,285	0,132	0,041	30,750	26,700	8,000	11,950	5,800	14,100	5,650	4,450	Boukhmira	juin	Printemps	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,073	0,032	0,016	22,963	18,970	5,430	8,604	3,256	10,244	4,707	3,300	Mellah	Mars	Printemps	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,280	0,105	0,061	29,011	24,994	8,011	11,856	5,083	13,506	5,417	4,122	Boukhmira	Septembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,195	0,084	0,036	27,253	22,932	7,453	10,521	4,747	12,379	5,347	3,858	Boukhmira	Octobre	Automne	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,458	0,230	0,070	35,381	29,375	10,444	14,106	5,844	15,613	6,806	5,613	Boukhmira	Novembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,208	0,097	0,030	29,000	24,600	8,500	11,700	4,650	12,550	5,000	3,900	Mellah	Septembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,060	0,023	0,016	17,727	16,909	5,309	7,918	4,355	9,155	4,027	3,155	Mellah	Octobre	Automne	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,118	0,054	0,016	22,221	18,705	6,084	8,689	3,800	9,958	4,574	3,463	Mellah	Novembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Femelle
0,239	0,121	0,036	29,450	24,265	7,575	10,980	4,760	13,225	6,090	4,770	Boukhmira	Mars	Printemps	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,077	0,033	0,018	23,383	19,417	6,217	9,500	3,883	10,233	4,650	3,533	Boukhmira	juin	Printemps	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,079	0,036	0,015	24,141	20,146	6,239	9,309	3,571	10,800	5,057	3,813	Mellah	Mars	Printemps	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,146	0,074	0,028	27,400	22,500	7,600	10,800	4,000	12,300	5,400	4,200	Mellah	juin	Printemps	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,147	0,061	0,032	24,932	21,194	6,576	9,875	4,042	11,484	4,965	3,695	Boukhmira	Septembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,168	0,076	0,028	26,213	22,145	6,805	10,067	4,320	11,991	5,455	4,016	Boukhmira	Octobre	Automne	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,230	0,110	0,032	29,410	24,617	8,187	11,383	4,892	13,158	5,713	4,562	Boukhmira	Novembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,107	0,056	0,013	24,900	20,700	6,050	9,600	3,650	10,750	4,550	3,650	Mellah	Septembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,070	0,033	0,013	20,246	17,414	5,332	7,982	3,121	9,486	4,271	3,314	Mellah	Octobre	Automne	<i>P. elegans</i>	Mâle
0,079	0,037	0,014	21,777	18,240	5,573	8,287	3,418	9,817	4,381	3,421	Mellah	Novembre	Automne	<i>P. elegans</i>	Mâle



Annexe des Données Statistiques du potentiel reproducteur :

Tableau 12: description statistiques des paramètres de reproduction (F : Fécondité, Lt : Longueur totale, D : Diamètre) des crevettes gravides, récoltés durant le mois d'avril 2021.

Sites	Moyenne			Ecart type			SEM			Min			Max		
Paramètres	F	Lt	D	F	Lt	D	F	Lt	D	F	Lt	D	F	Lt	D
E. Boukhmira	273	54,40	626,73	0	0	70,02	0	0	5,19	273,0	54,4	434,0	273,0	54,4	829,0
El-Battah	337,36	28,16	400,76	155,27	1,65	79,03	2,88	0,03	1,46	50,0	24,9	142,0	598,0	31,4	876,0
El-Mellah	758,00	52,00	649,8	0	0	79,82	0	0	3,11	758	52	103	758	52	897
Lac Oubeira	155,75	29,26	617,23	40,36	1,27	92,74	0,76	0,02	1,76	27,0	26,4	269,0	213,0	31,8	980,0
Lac Tonga	198,41	31,42	676,46	76,05	1,29	71,56	3,54	0,06	3,33	22,0	29,9	382,0	253,0	32,8	949,0

Tableau 13: description statistiques des paramètres de reproduction (F : Fécondité, Lt : Longueur totale, D : Diamètre) des crevettes gravides, récoltés durant le mois de mai 2021.

Sites	Moyenne			Ecart type			SEM			Min			Max		
Paramètres	F	Lt	D	F	Lt	D	F	Lt	D	F	Lt	D	F	Lt	D
E. Boukhmira	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab
El-Battah	544,47	28,57	366,75	226,33	1,43	49,98	4,51	0,03	1,00	201,0	25,1	142,0	992,0	31,3	530,0
El-Mellah	553,77	51,94	773,33	164,84	5,32	152,09	3,87	0,12	3,57	238,0	38,1	385,0	751	57	1310
Lac Oubeira	256,19	29,13	563,73	84,41	1,61	78,92	1,50	0,03	1,40	56	27	228	433,0	33,7	892,0
Lac Tonga	528,43	31,76	390,91	331,26	0,82	83,04	8,30	0,02	2,08	80,0	30,5	162,0	985,0	33,9	942,0

Ab : signifie qu'il y'a une absence de crevettes gravides.



Tableau 14: description statistiques des paramètres de reproduction (F : Fécondité, Lt : Longueur totale, D : Diamètre) des crevettes gravides, récoltés durant le mois de juin 2021.

Sites	Moyenne			Ecart type			SEM			Min			Max		
Paramètres	F	Lt	D	F	Lt	D	F	Lt	D	F	Lt	D	F	Lt	D
E. Boukhmira	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab
El-Battah	140,18	27,79	318,66	21,58	0,40	40,58	1,85	0,03	3,48	119,0	27,4	205,0	162,0	28,2	415,0
El-Mellah	657,48	52,46	756,70	186,68	4,32	107,96	2,76	0,06	1,59	125,0	23,7	340,0	944,0	59,5	1230,0
Lac Oubeira	277,66	29,23	616,55	62,47	1,75	64,18	1,02	0,03	1,05	165,0	26,4	130,0	0,405	4,33	0,824
Lac Tonga	1129,13	32,73	1459,90	298,62	0,77	21143,11	8,99	0,02	636,62	271,0	31,6	138,0	1329,0	33,3	425000,0

Ab : signifie qu'il y'a une absence de crevettes gravides.

Tableau 15: description statistique de l'activité enzymatique de l'acétylcholinestérase des crevettes pêchées au niveau des cinq sites d'étude au cours des deux saisons (Printemps, Automne) de l'année 2020.

Sites	Moyenne		Ecart type		SEM		Min		Max	
Saisons	P	A	P	A	P	A	P	A	P	A
E. Boukhmira	0,27	0,12	0,21	0,09	0,06	0,02	0,06	0,03	0,63	0,34
El-Battah	0,02	0,01	0,01	0	0,01	0	0,01	0	0,04	0,01
El-Mellah	0,07	0,05	0,02	0,03	0,01	0,01	0,04	0,03	0,12	0,12
Lac Oubeira	0,02	0,03	0,01	0,02	0	0,01	0,01	0	0,04	0,07
Lac Tonga	0,02	0,03	0,01	0,02	0	0,01	0,01	0	0,05	0,06



Tableau 16: description statistique de l'activité enzymatique de la glutathion-S-transférase des crevettes pêchées au niveau des cinq sites d'étude au cours des deux saisons (Printemps, Automne) de l'année 2020.

Sites	Moyenne		Ecart type		SEM		Min		Max	
Saisons	P	A	P	A	P	A	P	A	P	A
E. Boukhmira	0,02	0	0,02	0	0,01	0,01	0	0	0,06	0,06
El-Battah	0,01	0,01	0,01	0	0	0	0	0	0,01	0,01
El-Mellah	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01
Lac Oubeira	0,03	0	0,03	0	0,01	0	0	0	0,08	0,01
Lac Tonga	0,04	0,01	0,06	0,01	0,02	0	0	0	0,20	0,02

Tableau 17: description statistique du taux de malondialdéhyde des crevettes pêchées au niveau des cinq sites d'étude au cours des deux saisons (Printemps, Automne) de l'année 2020.

Sites	Moyenne		Ecart type		SEM		Min		Max	
Saisons	P	A	P	A	P	A	P	A	P	A
E. Boukhmira	0,02	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0	0,07	0,06
El-Battah	0,11	0,04	0,05	0,02	0,02	0,01	0,05	0,02	0,17	0,07
El-Mellah	0,02	0,05	0,01	0,04	0	0,01	0,01	0,01	0,05	0,11
Lac Oubeira	0,03	0,07	0,02	0,05	0,01	0,01	0,01	0,02	0,07	0,18
Lac Tonga	0,05	0,05	0,03	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	0,10	0,09



Tableau 18: description statistique du taux de lipides des crevettes pêchées au niveau des cinq sites d'étude au cours des deux saisons (Printemps, Automne) de l'année 2020.

Sites	Moyenne		Ecart type		SEM		Min		Max	
Saisons	P	A	P	A	P	A	P	A	P	A
E. Boukhmira	1,41	0,82	0,43	0,16	0,21	0,08	0,77	0,71	1,69	1,06
El-Battah	14,78	49,59	10,76	27,24	4,81	8,61	4,47	6,38	30,06	73,07
El-Mellah	0,43	0,62	0,03	0,39	0,01	0,2	0,41	0,1	0,47	1,04
Lac Oubeira	22,03	80,67	23,24	123,27	7,35	31,83	1,87	2,73	75,45	493,33
Lac Tonga	7,91	19,66	6,35	14,06	2,01	4,44	1,55	4,96	19,42	50,48

Tableau 19: description statistique du taux de métallothioneines des crevettes pêchées au niveau des cinq sites d'étude au cours des deux saisons (Printemps, Automne) de l'année 2020.

Sites	Moyenne	Ecart type	SEM	Min	Max
E. Boukhmira	1,12	0,30	0,15	0,74	1,38
El-Battah	0,73	0,69	0,24	0,11	2,38
El-Mellah	0,53	0,21	0,11	0,26	0,76
Lac Oubeira	0,72	0,55	0,19	0,16	1,66
Lac Tonga	0,8	0,19	0,07	0,47	1,07

Annexe 2 :

Production Scientifique



Publications internationales

Publications catégorie (A) (01) :

Ameur, A., Berghiche, H., Barour, C., Soltani, N. 2022. Morphometric, reproductive and environmental biomarker analysis of a crustacean species *Atyaephyra desmaresti* (Millet, 1831) from Northeast Algeria. *Applied Ecology and Environmental Research*. 20(6) : 4579-4597. http://dx.doi.org/10.15666/aecer/2006_45794597.

Communications internationales (4) :

AMEUR Asma., BERGHICHE Hinda., BENRADIA Hamida & SOLTANI Nouredine. 2019. Measure of environmental stress biomarkers in the shrimp *Palaemon adspersus* from the El-Kala lakes and Annaba gulf (Algeria): spatial and temporal variations. *BioEco2019-International Biobiversity & Ecology Sciences Symposium*, Istanbul- Turkey 26-28 September 2019.

AMEUR Asma., BERGHICHE Hinda., BENRADIA Hamida & SOLTANI Nouredine, 2019. Evaluation des biomarqueurs du stress environnemental chez la crevette *Atyaephyra desmaresti* des lacs Oubeira et Tonga : variations spatiales et temporelles. *XIII^{eme} Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer* Kélibia Tunisie 26-28 septembre 2019.

AMEUR Asma, BERGHICHE Hinda, BENRADIA Hamida & SOLTANI Nouredine, 2020. Morphométrie, sex-ratio et mesure des biomarqueurs du stress environnemental chez la crevette *Palaemon adspersus* (Rathke, 1837) dans le golf d'Annaba (Sidi Salem) et la région d'El kala (Lac el mellah) : variations spatiales et temporelles, les 12,13 et 14 Avril 2020. El-Tarf, Algerie.

AMEUR Asma & BERGHICHE Hinda, 2021. Croissance et variation saisonnière de deux biomarqueurs du stress environnemental chez *Palaemon adspersus* et *Atyaephyra desmaresti* (Décapode, Palaemonidés) dans quelques biotopes du nord-est Algérien. Le 19 et 20 Février 2021. Oran, Algerie.

Communications nationales (1) :

AMEUR Asma, BERGHICHE Hinda, BENRADIA Hamida & SOLTANI Nouredine, 2020. Caractérisation morphologique et biochimique de la crevette *Palaemon adspersus* dans quelques biotopes de l'Est Algérien, Le 25 Février 2020. Souk Ahras, Algerie.

Tâches pédagogiques :

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

MORPHOMETRIC, REPRODUCTIVE AND ENVIRONMENTAL BIOMARKER ANALYSIS OF A CRUSTACEAN SPECIES *ATYAEPHYRA DESMARESTI* (MILLET, 1831) FROM NORTHEAST ALGERIA

AMEUR, A.¹ – BERGHICHE, H.^{1*} – BAROUR, C.² – SOLTANI, N.¹

¹Laboratory of Applied Animal Biology, Faculty of Sciences, Department of Biology, Badji Mokhtar University, 23000 Annaba, Algeria

²Laboratory of Aquatic and Terrestrial Ecosystems, Faculty of Natural and Life Sciences, Mohamed Chérif Messaadia University, Souk Ahras, Algeria

*Corresponding author

e-mail: hindabentoubal@hotmail.ca; phone: +213-77-632-1543

(Received 18th Apr 2022; accepted 22nd Jul 2022)

Abstract. Comparative study was carried out on classical morphometric reproductive and biochemical parameters concerning populations of *Atyaephyra desmaresti* sampled in northeast Algeria: the mouth of the Mafragh River with El Battah (site 1) is located in Annaba's Gulf, and Oubeira (site 2) and Tonga (site 3). Lakes are located in El Kala National Park. Principal component analysis revealed a very significant correlation between the morphometric characteristics of *A. desmaresti* in each site. Growth process seems relatively similar in the analyzed population except some abnormal values measured on the rostrum of individuals from site 2. The morphometric analysis also revealed a weak sexual dimorphism and higher abundance of *A. desmaresti* at site 2. The reproductive parameters analysis exhibited the following decreasing order in fecundity: site 3 > site 1 > site 2. As for egg diameter and vitelline (Vn) contents, the following decreasing order was observed: site 2 > site 3 > site 1. Biochemical analyses revealed significant differences in acetylcholinesterase (AChE) activity; moreover, a significant induction of glutathion S-transferase (GST) activity and a high significant level of metallothioneins (MTs) were recorded in *A. desmaresti*. These differences are discussed according to the characteristics of the studied sites. Data obtained could be useful in improving our knowledge of the Algerian shrimps.

Keywords: comparative study, Annaba's Gulf, El Kala National Park, shrimps, biochemical analyses

Introduction

The most productive ecosystems include marine, coastal, and wetland ecosystems. They include the open ocean, nearshore coastlines, places where freshwater and brackish are mixed, and inland wetlands. Wetlands play an important role in biodiversity and ecosystem function (Kumari et al., 2020), providing food sources and creating a livelihood for surrounding communities (Yetis and Akyuz, 2020). However, the flow of these ecosystem services can be altered by anthropogenic pressures.

In the last few years, natural water bodies have been in danger due to various pollutants (Landos et al., 2021). This chemical pollution involves many molecular families with different structures and functions, such as metal trace elements, polycyclic aromatic hydrocarbons polychlorinated biphenyls, plasticizers, petroleum derivatives, drug residues, solvents, pesticides and chemicals. Although some pollutants are not widespread and therefore will not cause acute toxic effects, many of these contaminants have bioaccumulation characteristics; they adversely affect aquatic ecosystems at all

trophic levels, from plankton to whales, biomagnify in the aquatic food web and eventually reach humans (Landos et al., 2021).

The species *Atyaephyra desmaresti* (Millet, 1831) is a small freshwater shrimp prawn, commonly known as Caridine. This species was first observed in North Africa and southern Europe, and usually found in the Mediterranean region. This species lives in aquatic vegetation, like rivers, canals, lowland areas, rich vegetation, weak water flow, and calcareous areas. It also occasionally occurs in estuaries and brackish waters. This shrimp is important in the trophic chain of the river ecosystem, as an intermediate link between plants and fish (Meurisse-Génin et al., 1985), and is characterized by its wide tolerance to salinity and temperature (Dhaouadi et al., 2006).

Quantification of morphometric parameters and bioenergetic reserves of marine invertebrates from different locations with a wide geographic range is necessary to assess the status of species populations, which can vary across spatial scales (Baldanzi et al., 2018). These variations can be modified by environmental parameters, geographic features, and ecological interactions. Multivariate morphometrics have been used successfully in population studies, stock discrimination, biogeographical studies and phenotypic plasticity (Von Cramon-Taubadel et al., 2005). It has been used in many studies of native decapods to compare geographically isolated populations, to show intraspecific variation (Kapisiris and Thessalou-Legaki, 2001), and analyze the environmental interaction with species populations (Maynou and Sarda, 1997).

Female reproductive parameters are accurate indicators of the influence of environmental changes on organisms. Nevertheless, the reproductive performance of shrimp is influenced by many factors, including broodstock size and habitat (Cavalli et al., 1997), culture systems and environmental conditions (Otoshi et al., 2003), age and season (Crococ and Coman, 1997), diet (Lin and Shi, 2002), genetics and oxygen availability (Peruzza et al., 2018).

Biomarkers are often measured when an organism is exposed to pollutants and exhibits a cascade of biological responses triggered by stress (Gonçalves et al., 2020). They represent early warnings of alteration in population level that allows monitoring of environmental quality and specially to assess environmental changes (Lionetto et al., 2019). Among the most widely used biomarkers are biomarkers that indicate neurotoxicity, such as acetylcholinesterase (AChE) (Blaise et al., 2016), and biomarkers related to oxidative stress, like superoxide dismutase (SOD) (Farombi et al., 2007), catalase (CAT) (Bergayou et al., 2009), glutathione peroxidase (GSH. Px), glutathione S-transferase (GST), glutathione (GSH), glutathione reductase (GR) (Zhou et al., 2008). Malondialdehyde (MDA) an index of lipid peroxidation (Charissou et al., 2004) or metallothioneins (MTs) are widely used as a biomarker of metal contamination by binding and removing toxic metals (Pedrini-Martha et al., 2017).

The present research is carried out on *A. desmaresti* populations sampled at three sites: El Battah (in the mouth of Mafragh River) and Lakes of Tonga and Oubeira. It aimed firstly to assess the morphological variation among shrimps' populations by measuring (eight linear morphometric parameters) and (three weight parameters). Also, reproductive events of ovigerous females (fecundity, egg diameter) were analyzed. The second objective is to monitor the seasonal biochemical responses of some biomarkers (Vn, GST, AChE, MTs) to the environmental stress.

Material and methods

Study area

The present work was carried out in the extreme northeast Algeria. For this, three sampling sites were selected and located using a Global Positioning Satellite (GPS). Site 1: El Battah ($36^{\circ} 50' 33.41''\text{N}$, $07^{\circ} 57' 9.89''\text{E}$) is located at the level of the mouth of the Mafragh River on the coastal basin of El Battah. The estuary of the Mafragh River is formed at 1.8 km from the Mediterranean Sea. Site 2: Oubeira Lake ($36^{\circ} 51' 52.83''\text{N}$, $08^{\circ} 22' 59.85''\text{E}$) is a freshwater shallow lake, located at 5 km from El Kala City (wilaya of El Tarf) this lake is of natural origin and covers an area of 2200 ha. Site 3: Tonga Lake ($36^{\circ} 53' 1.03''\text{N}$, $08^{\circ} 31' 46.60''\text{E}$) is a freshwater wetland of 2600 ha connected to the Mediterranean Sea by the artificial strait of Messida. Although Tonga and Oubeira Lakes are located in El Kala National Park, according to Ramsar Convention, these two lakes constitute an important source of water supply (Fig. 1).

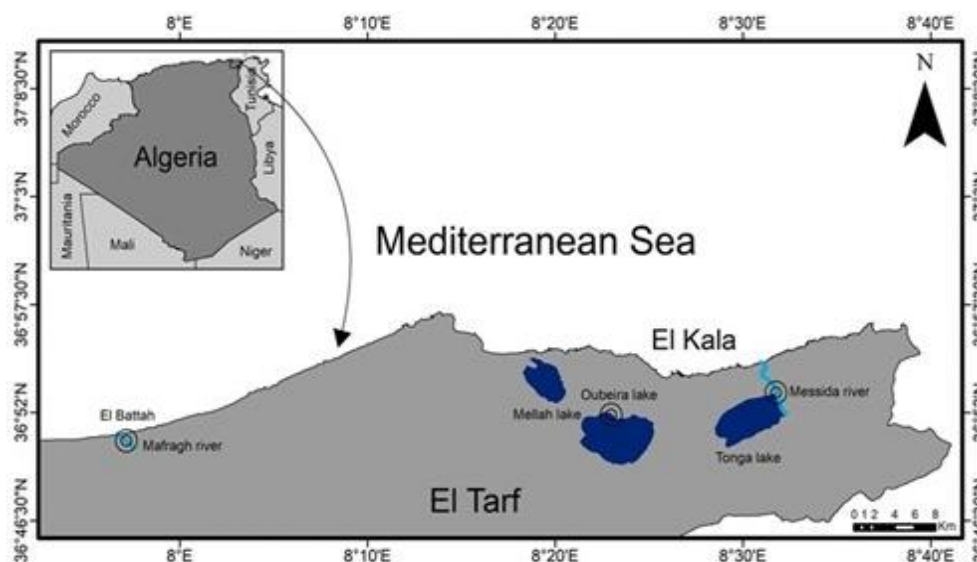


Figure 1. Map showing the sampling sites of *A. desmaresti* in the extreme northeast of Algeria.
Site 1: El Battah, site 2: Oubeira Lake, site 3: Tonga Lake

Sampling procedure

Shrimps were collected using seine nets (length: 8 m; pocket: 1.60 m; mesh size 4 mm) during both spring and autumn seasons of two consecutive years (2019 and 2020) for the morphometric study. However, in spring 2021, only *A. desmaresti* females were selected to study reproductive parameters (Table 1). Specimens were found in aquatic vegetation where they find abundant and varied food consisting of diverse microfauna and microflora. In addition, water temperature, salinity, dissolved oxygen and pH were recorded using a multi-parameter water analyzer (HI 9829).

Morphometric measurements

Different morphometric parameters were recorded on each specimen after identification of species and sex determination that have been randomly sampled from the study sites (3099 shrimps). Sex identification in *A. desmaresti* was examined by

microscopic inspection of the first pair of pleopods which carried the genital appendages of males (Dhaouadi et al., 2006). The total weight (TW), weight of the flesh (FW), weight of the cuticle (WC) of the shrimp were carried out using an Ohaus Type PA 214C Analytical Balance with a precision of 1/10 mg, while total length (TL), standard length (SL), cephalothoracic length (CL), abdominal length (AL), uropod length (UL), rostrum length (RL), telson length (Tel.L) and cephalic height (CH) were measured using a Tracaeble Fisher scientific caliper. The total number of eggs per ovigerous female (i.e., fecundity) was counted after the extraction of the egg masses from the pleopods of 120 shrimps (Fig. 2A). The diameter of the eggs was determined after dissection under a specialized microscope (Leica DM500) connected to a computer and the results were expressed in micrometers (Fig. 2B).

Table 1. The number of *A. desmaresti* individuals by sex within each site used for both biometric and reproductive studies sampled during 2019-2021 period

	Morphometric study				Reproductive study
	2019		2020		2021
Site	Female	Male	Female	Male	Female
El Battah	334	166	141	159	32
Oubeira Lake	472	227	344	156	68
Tonga Lake	417	283	247	153	20
Total	3099				120

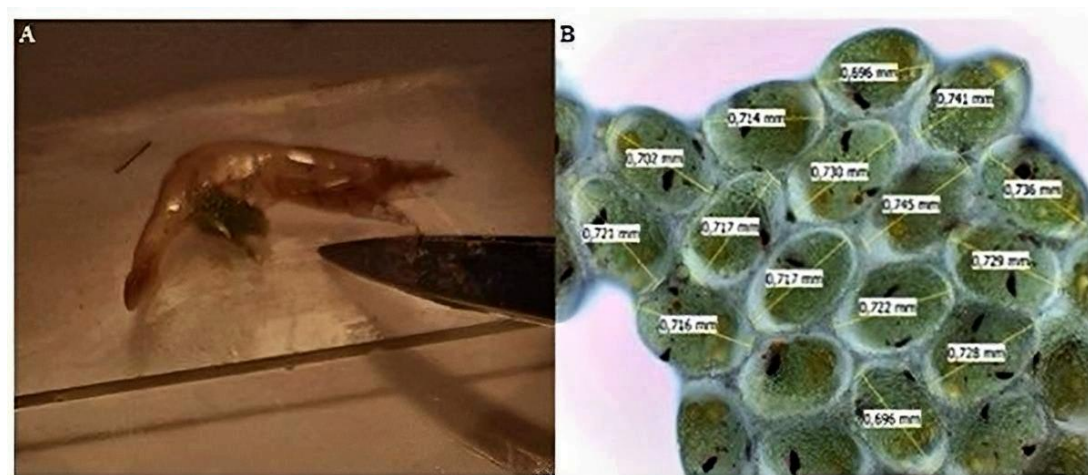


Figure 2. A: Dissection of ovigerous female shrimp of *A. desmaresti* and collection of egg mass, B: Measurement of egg diameter under the Leica DM500 light microscope connected to a computer

Biochemical procedure

Vitelline (Vn) quantification in eggs of some grained shrimps was made according to the procedure of Fabre et al. (1990) described by Cheghib et al. (2020), where eggs were placed in 500 μ L of Tris-HCl-NaCl and homogenized. After centrifugation (5000 rpm for 10 min), three different layers are separated, the middle layer containing vitelline is removed and stored (-20 $^{\circ}$ C) until analysis.

After dissection of *A. desmaresti* shrimps, flesh fragments (weight: 49-50 mg) were used for glutathion S-transferase (GST) measurements and heads were used for acetylcholinesterase (AChE) and metallothioneins (MTs) assays. GST activity was performed according to Habig et al. (1974) as previously described (Denna et al., 2022). Changes in absorbance were recorded at 340 nm with a spectrophotometer “Agilent Technologies” type CARY 60 UV-Vis. AChE activity was assessed following the procedure of Ellman et al. (1961) described elsewhere (Douafer et al., 2020) with the use of acetylthiocholine (ASCh) as substrate. Measurements were conducted at a wavelength of 412 nm with a run time of 20 minutes. The activity of GST and AChE was expressed as $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ protein. MTs were determined according to the method of Viarengo et al. (1997) recently described (Amira et al., 2018) using glutathione (Sigma) as a standard. The levels of MTs were calculated by evaluating the SH residue content using the Ellman’s reagent (DTNB: 5,5- dithiobis 2 ni-trobenzoic acid). Absorbances were yellow at 412 nm and metallothionein levels quantified using glutathione (Sigma) as a standard. The results were expressed as μg of MTs/mg of protein.

Results were expressed as g/mg protein. Protein concentrations in the total homogenate were also quantified according to the method of Bradford (1976) with Coomassie brilliant blue G250 (SigmaAldrich) as a reagent and bovine serum albumin (Sigma, Germany) as a standard. The absorbance was read at 595 nm. The tests were performed with 15-20 repeats for each season at each site.

Statistical analysis

All statistical analyses were performed in R (R Core Team, 2021) statistical language (Ihaka and Gentleman, 1996) version 4.1.2. for MacOS (<https://cran.r-project.org>). All data were expressed as mean $\pm$ standard error (SE). The normality of all variables data was tested by Shapiro-Wilk test. Comparison between studied sites and seasons were carried out to assess the variation of our studied parameters, using the non-parametric Kruskal-Wallis rank sum test followed by a non-parametric pairwise Dunn’s test with Bonferroni adjustment to find post-hoc statistical differences. Different lowercase letters indicate a significant difference between studied sites. Furthermore, to investigate a possible association between reproductive parameters we calculated then non-parametric Spearman’s rank correlation. The statistical analyses (tests) were applied at $\alpha = 0.05$ as a significance level. We carried out also a multivariate analysis by applying a principal component analysis (PCA) to characterize the shrimps’ morphometric structure between sites, between seasons and among males and females. Moreover, we used in our statistical analyses many R packages: 'FactoMineR' (Lê et al., 2008), 'factoextra' (Kassambara and Mundt, 2020), 'ggplot2' (Wickham, 2016), 'Hmisc' (Harrell, 2021), 'ggcorrplot' (Kassambara, 2019) and 'dunn.test' (Dinno, 2017). The number of individuals tested per series is given with the results.

Results

Physico-chemical parameters of the water from the studied sites

The spatiotemporal variations of physicochemical parameters of the water are presented in Table 2. The recorded data shows maximum average values of temperature during autumn 2020, and a minimum value recorded in spring 2019 at site 1 (the mouth of the Mafragh River). The pH, in contrast, reaches a maximum value during the

autumn of 2020 at site 2, and a minimum value in spring 2019 at site 3. The maximum of salinity is recorded at site 1 during spring 2020 and the minimum at site 2 during spring 2019. Dissolved oxygen reached a maximum value in autumn 2019 at site 3, and a minimum value at site 1 during spring 2020. So, increase in temperature was recorded in 2020 compared to the year 2019, and this is probably due to global warming and drought episodes that the world experienced that year (World Meteorological Organization – WMO –, April 2021).

Table 2. Seasonal variations of physicochemical parameters of water during 2019-2020 period ($m \pm SD$)

Years	Site	Season							
		Temperature (°C)		Potential Hydrogen (pH)		Salinity (PSU)		Dissolved oxygen (%)	
		Spring	Autumn	Spring	Autumn	Spring	Autumn	Spring	Autumn
2019	El-Battah	20.92±3.84	23.51± 3.82	7.6±0.83	7.85±0.56	5.80± 3.68	3.55±1.27	5.93±0.69	6.43±0.32
	Oubeira Lake	21.79±5.48	22.93±3.34	8.22±0.30	8.65±0.60	0.30±0.01	0.31±0.01	11.63±4.21	12.78±1.81
	Tonga Lake	22.50±3.23	22.94 ±4.63	7.53±0.09	7.57 ±0.08	0.43 ±0.16	0.38 ±0.10	12.65 ±1.90	23.5 ±0.40
2020	El-Battah	21.08±3.88	23.64 ±3.91	7.80 ±0.74	8.27 ±0.31	6.18 ±3.94	3.61 ±1.29	5.55 ±0.31	6.27 ±0.40
	Oubeira Lake	22.14±5.74	23.17±3.26	8.29±0.33	8.69±0.52	0.31±0.02	0.32±0.02	11.59±4.20	12.73 ±1.84
	Tonga Lake	22.56±3.16	23.20 ±4.85	7.59 ±0.28	7.83 ±0.11	0.45 ±0.24	0.40 ±0.17	12.63 ±1.67	23.17 ±0.31

The comparisons of the medians relating to the physicochemical parameters between our three sites revealed significant differences ($p < 0.05$) in pH, salinity and dissolved oxygen; while there was no significant difference for temperature variable ($p > 0.05$).

Morphometric measurements

For this reason, the first part of the study will assess the different morphometric (linear and weighted) and reproductive (fecundity and egg diameter) parameters in order to explain the spatiotemporal variations of growth and reproduction in *A. desmaresti* species. For this, a total of 3099 individuals of *A. desmaresti* were collected at the three study sites between 2019 and 2020.

Overall, PCA in relation to the shrimp growth data (linear and weight characteristics) showed a clear correlation between linear and weight measurements during the 2019-2020 period (Fig. 3A). In addition, the PCA resulted in two relevant components that accounted for 95.3% of data variance (total inertia). On the one hand, PC1 alone represented by 87.2% of the variance and showed strongly positive correlation especially with: TL ($r = +0.99$; $\cos^2 = +0.98$), SL ($r = +0.99$; $\cos^2 = 0.98$), AL ($r = +0.99$; $\cos^2 = 0.98$), and UL ($r = +0.98$; $\cos^2 = 0.96$). On the other hand, PC2 just explained 8.1% of the total data variance and it was also positively correlated with the RL ($r = +0.75$; $\cos^2 = 0.56$). Furthermore, the PC1 clearly indicates a morphometric variation within sites and it seems that *A. desmaresti* displayed a similar growth process in particular in El Battah (site 1) and Tonga (site 3) (Fig. 3B). Likewise, *A. desmaresti* species is characterized by a weak sexual dimorphism which is explained by the overlap of the two groups presenting females and males (Fig. 3C); and secondly, according to PC1 we noted, firstly that shrimps fished in autumn were larger than those fished in spring (Fig. 3D). By contrast, in Oubeira Lake (site 2) we noted some abnormal cases in the growth process, where some specimens are characterized by a greater length of rostrum

RL contrary to those fished in the two other sites. This specific morphological difference is explained by the PC2 and could make a case for the effect of pollution on the shrimp growth physiology. The resultant ordination plots showed distinct partitioning of *A. desmaresti* samples according to site, sex and season factors (Fig. 3).

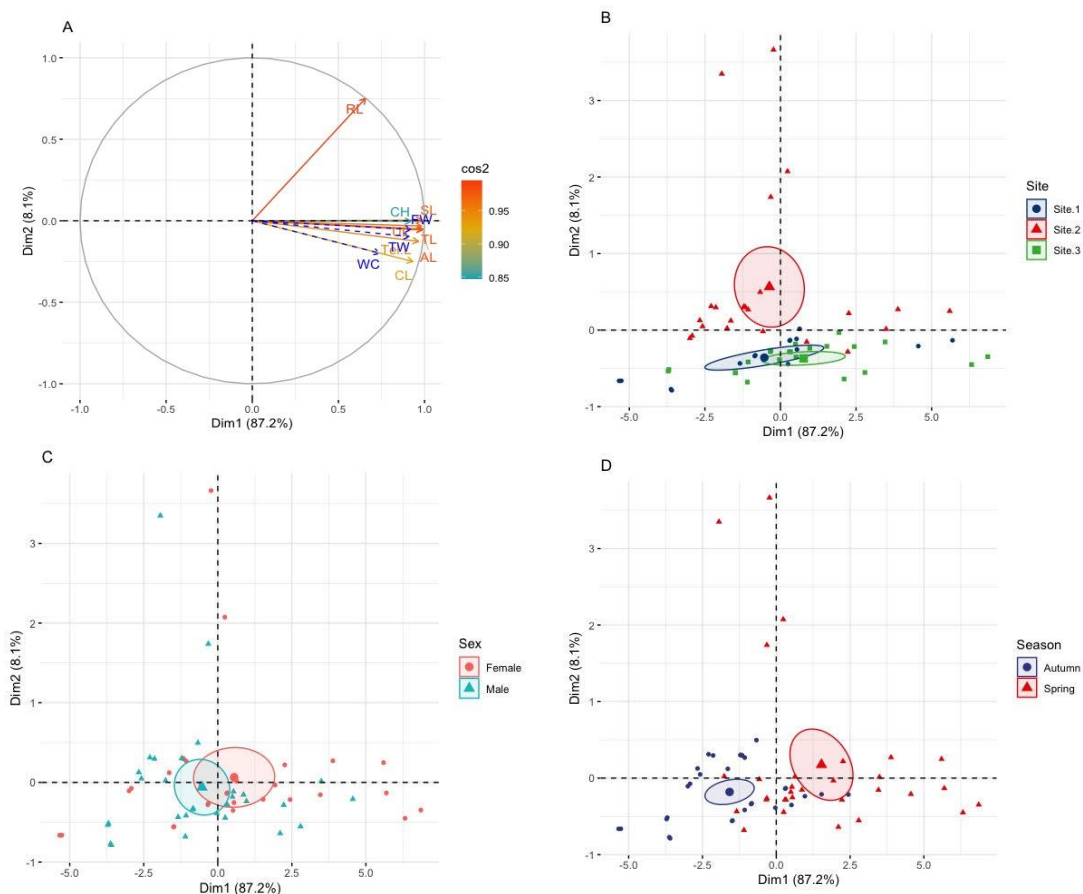


Figure 3. Principal component analysis (PCA) carried out on the used morphometric characteristics of three populations in *A. desmaresti*, (A) correlation circle between the linear morphometric variables and the first two components; blue arrows represent the supplementary weight variables, (B) ordination plot according to the 'site' factor, (C) ordination plot according to the 'sex' factor and (D) ordination plot according to the 'season' factor

The comparison between sites, by Kruskal-Wallis test, of the number of eggs carried by the gravid shrimps (Fig. 4A) revealed a significant difference ($p < 0.05$). Also, fecundity was recorded in a decreasing manner, respectively site 3 > site 1 > site 2. The comparison of the eggs' diameter in *A. desmaresti* (Fig. 4B) revealed a significant difference ($p < 0.05$) between site 2 compared to site 1 and 3. Thus, the decreasing order of egg's diameter is as follow: site 2 > site 3 > site 1.

Regarding the fecundity parameters and eggs diameter the correlation analysis using Spearman's correlation, showed that in the site 1, fecundity was weakly correlated with TL ($r = 0.28$), and with diameter ($r = -0.23$), and the no correlation was found between egg diameter and TL (Fig. 5A). In site 2, in addition the statistical analysis showed a very weak correlation between fecundity and TL ($r = -0.03$), egg diameter ($r = -0.15$), while the correlation between egg diameter and TL was also very weak ($r = 0.02$)

(Fig. 5B). For site 3, a positive correlation ($r = 0.43$) was found between fecundity and TL, and another negative correlation ($r = -0.38$) was also registered between fecundity and egg diameter; but between egg diameter and TL the correlation was also very weak ($r = -0.05$) (Fig. 5 C). The vitelline contents were compared, in ovigerous shrimp, where the Kruskal-Wallis test revealed significant differences ($p < 0.05$) between site 3 compared to site 1 and 2 (Fig. 6).

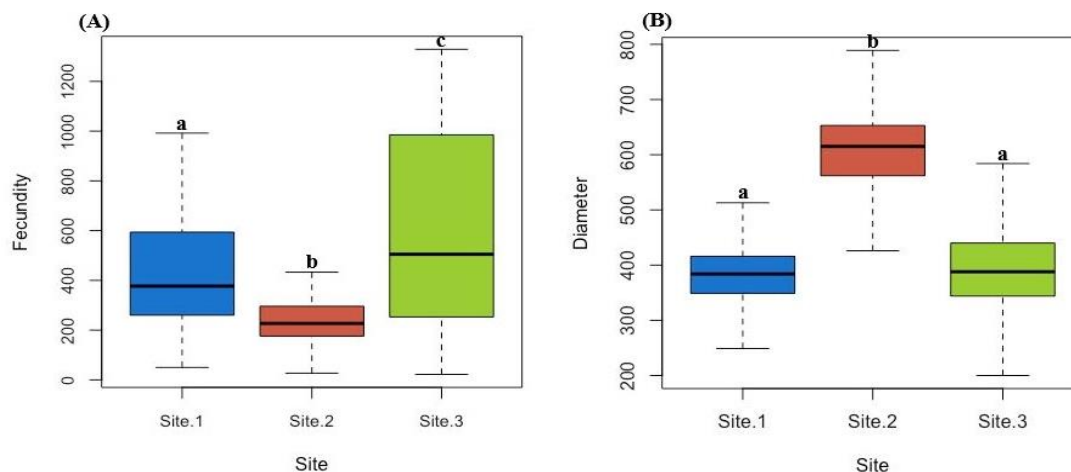


Figure 4. Variations in fecundity (A) and egg diameter (B) of ovigerous females of *A. desmaresti* fished during spring 2021. Means followed by the same letter are not significantly different from each other at $p > 0.05$

Responses of biochemical environmental biomarkers

The second objective of this work is to explain the seasonal biochemical responses of some biomarkers to environmental stress. So, the specific activity of AChE and GST, and the rate of MTs were determined in *A. desmaresti* tissues during spring and autumn in 2020. The specific activity of AChE showed a maximum AChE activity in individuals from the sites 2 and 3 as well as a minimal activity in the individuals from site 1 in spring. In autumn, a significant decrease in AChE activity at site 1 compared to sites 2 and 3. Comparison of AChE activity by the Kruskal-Wallis test between the studied sites revealed significant difference ($p < 0.05$) between the site 1 compared to sites 2 and 3 during both seasons (Fig. 7A). GST activity values show a maximum in individuals from the sites 2 and 3 during the spring. A decrease in the GST activity during autumn is also observed within the three studied sites, where the induction is observed at sites 1 and 3 compared to site 2. Comparison of GST activity by the Kruskal-Wallis test between the study sites revealed significant difference ($p < 0.05$) in autumn but no significant difference is recorded in spring (Fig. 7B). The levels of MTs are determined seasonally at the head of *A. desmaresti*. The results obtained reveal a maximum rate of MTs in individuals from the site 2 during the spring followed by site 1 and site 3. During the autumn, the highest MTs rate is observed at site 3 followed by site 1 and site 2. A decrease in MTs rates is observed at site 2 and site 1 during the autumn compared to the spring and a slight increase is noted at site 3 in the autumn. Comparison of MTs rates by the Kruskal-Wallis test between the three study sites revealed no significant difference ($p > 0.05$) during the spring and a very significant difference ($p < 0.05$) between the study sites in autumn (Fig. 7C).

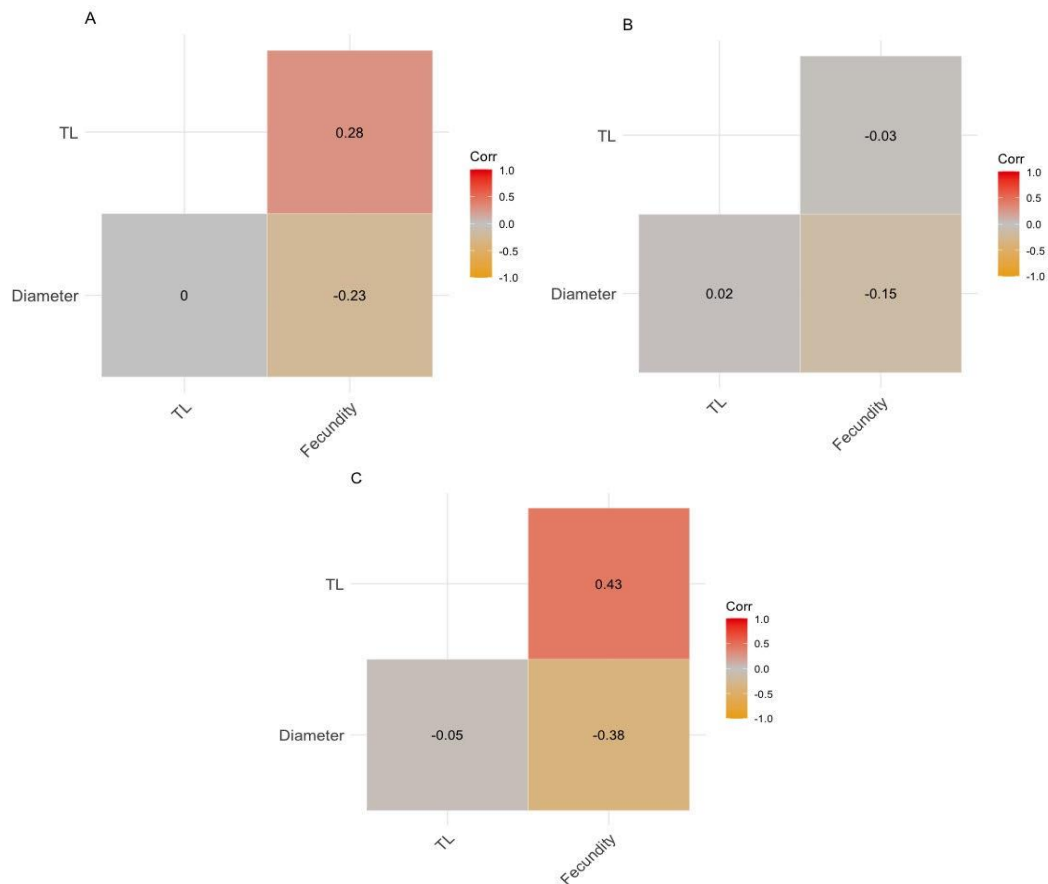


Figure 5. Spearman's nonparametric correlation applied to the reproductive parameters of ovigerous females in *A. desmaresti* fished during spring 2021 in: El Battah (A), Oubeira (B) and Tonga (C)

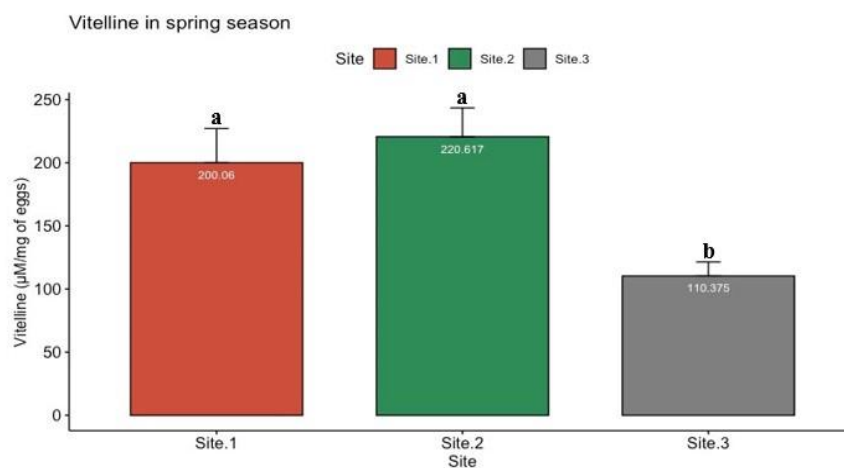


Figure 6. Vitelline contents in eggs of ovigerous females of *A. desmaresti* fished during spring 2021. ($m \pm SE$, $n = 5$; for each month of the season at each site, means values followed by the same letter are not significantly different from each other at $p > 0.05$)

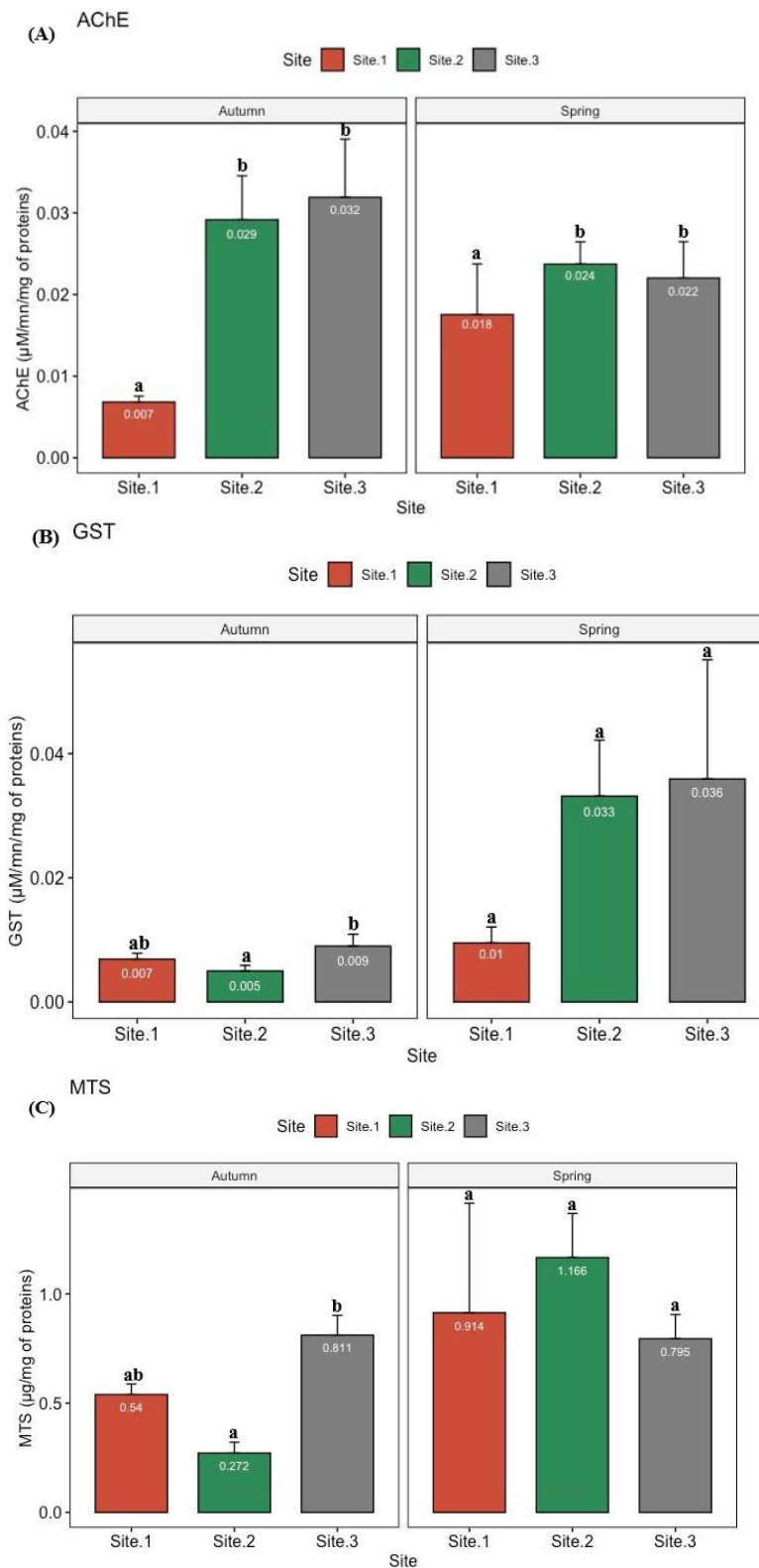


Figure 7. Seasonal variations in specific acetylcholinesterase (AChE) (A), glutathione S-transferase (GST) activity (B), and MTs levels (C) measured in *A. desmaresti* individuals collected from the studied sites during the spring and autumn of the year 2020. ($m \pm SE$, $n = 5$; for each month of the season at each site, means values followed by the same letter are not significantly different from each other at $p > 0.05$)

Discussion

The physicochemical parameters play an essential role in the growth of biota in an aquatic ecosystem (Murugan et al., 2020). Temperature influences all physiological processes that occur in organisms, being particularly determinant for ectothermic animals (Sampaio and Rosa, 2019). Similarly, for pH salinity and dissolved oxygen (Sampaio and Rosa, 2019). The physicochemical characteristics of water from the different studied sites show a similarity between sites 2 and 3 during 2019-2020 period, with a peak of temperature (site 1, autumn), pH (site 2, autumn) and salinity (site 1, spring) in 2020. The dissolved oxygen peak was recorded at site 3 in fall 2019. So, an increase in temperature was recorded in 2020 compared to 2019. This is probably due to global warming and drought episodes that the world experienced during the year 2020 (World Meteorological Organization (WMO), April 2021), which could influence shrimp populations.

Crustaceans are recognized as good biological models for numerous ecotoxicological studies such as *Penaeus kerathurus* (Morsli and Soltani, 2003; Morsli et al., 2015), *Palaemon adspersus* (Benradia et al., 2016; Lechekhab and Soltani, 2018; Berghiche et al., 2018), *Artemia franciscana* (Varó et al., 2019), *Palaemon serratus* (González-Ortegón et al., 2015) and *Macrobrachium potiuana* (De Melo et al., 2020) or studies on seasonal growth in different species of Palaemonidae such as *Palaemon gravieri* (Kim, 2005), *Palaemon adspersus* (Manent and Abella-Gutierrez, 2006) and *Palaemonetes antennarius* (Anastasiadou et al., 2009). This justifies the use of *A. desmaresti* in our study as a model for assessment of aquatic ecosystems health with morphometric, reproductive and biomarker approaches.

Measurements of length and weight of aquatic species are used to quantitatively assess species growth patterns, it is also, a biological response used as an indicator reflecting the effect of stress at the individual or population level (Khalil et al., 2021). So, the present study attempted to test the hypothesis that populations of *A. desmaresti* occupying three different habitats (fresh and brackish water) could show morphological and reproductive differentiation; and to screen a possible effect of pollution on the growth and reproduction of this shrimp species. The weight and linear growth of the *A. desmaresti* revealed a significant positive correlation between the different morphometric parameters studied in three habitats during two years. Similarly, Konan et al. (2017) investigated the morphometric characteristics of the shrimp *Macrobrachium macrobrachion* in Ivory Coast (Africa) where all the relationships between the variables considered (length-length and weight-length relationships) were significantly linear. The same observation was made by Hayd and Anger (2013) on *Macrobrachium amazonicum* from the Pantanal in Brazil.

The correlation between the biometric parameters in the Algerian populations of *A. desmaresti* showed that this species develops (growth process) in the same way in their habitats despite the difference between brackish (site 1) and freshwater (site 2, 3). Which refers to the euryoecological and eurythermal characteristics of the shrimp, as it is abundant in several freshwater or brackish lake. It tolerates very large variations of salinity and temperature with a hyper-iso-osmotic regulation (Dhaouadi et al., 2006). The results clearly demonstrated an abnormal growth of the rostrum in shrimps fished at site 2 (freshwater). This phenomenon could be a morphological deformation because it is common in crustaceans' fauna. Actually, the condition of Oubeira Lake has deteriorated over time, and is characterized by high concentrations of iron, zinc, manganese, chromium and lead (Bendjama et al., 2014). Thus, the malformations of the

rostrum of *A. desmaresti* could be due to the bioaccumulation of these substances, as the causal factor of morphological alterations in crustaceans are pollutants. Also, a study conducted by Beguer et al. (2008) in the Gironde estuary (French), showed exoskeletal deformity is a major phenomenon that has affected some shrimp of the *Palaemon* genus (*Palaemon longirostris*, *Palaemon macrodactylus* and *Palaemon serratus*) for over 15 years, and up to 40% of adult shrimps were suffering from deformities. Morphological anomalies have been reported in crabs, crayfish and shrimps (Aguirre and Hendrickx, 2005). Different anomalies have been reported, affecting sexual appendices (Rodriguez and Campos, 2000), chela duplication forked telsons, rostrum size, bifurcation, curvature, the number of teeth or absence of teeth of the rostrum and asymmetry reversal (Aguirre and Hendrickx, 2005).

Our results revealed a lower abundance of male individuals of *A. desmaresti* than females confirming works made in other geographical localities with the same species like Minho River in Portugal (Fidalgo et al., 2015), Meuse River in Belgium (Meurisse-Génin et al., 1985) and in three Tunisian reservoirs: Sidi Salem, Lebna and Sidi Saad (Dhaouadi-Hassen et al., 2006). The abundance of *A. desmaresti* is also higher in spring than in autumn. A result similar to that of Overko et al. (1983) where they revealed that the distribution of shrimp varies according to season, depth and regions and that in spring the average catch per trawling hour was twice as high as in autumn. Also, the abundance of *A. desmaresti* in 2019 is much higher than that recorded in 2020; this is likely due to global warming and the dry spells the world experienced that year (World Meteorological Organization – WMO –, April 2021). The abundance of *A. desmaresti* was greater in sites 2 and 3 than in site 1, possibly due to the water currents that the Mafragh (El Battah Estuary) is constantly subjected. In contrast to sites 2 and 3, where shrimp populations living in the estuaries often migrate in quantity and downstream.

Bamber and Henderson (1994) reported that the majority of estuarine resident Caridae move seaward to release their eggs away from the shore (to avoid storm damage) and because phytoplankton production is greater under marine conditions, which allows for good feeding. This is why we recorded a large number of individuals at site 2 and site 3 compared to site 1.

Our results also showed that the highest fecundity was recorded at site 3 (618.66 eggs), then at site 1 (340.67 eggs) and finally the lowest fecundity was observed at site 2 (229.87 eggs). These values are in perfect agreement with those of Dhaouadi-Hassen et al. (2006) who have measured the fecundity in *A. desmaresti* females in several Tunisian barrages like Sidi Salem (313 eggs) Sidi Saâd (591 eggs) or Lebna (459 eggs). Our results are also in agreement with those of Schoolmann et al. (2015) who revealed that fecundity in *A. desmaresti* varies between 137 and 1380 eggs with an average number of 666 eggs per female per laying. In contrast, the diameter of the eggs is larger at site 2 (599.50 μm) than at site 3 (421.08 μm) and at site 1 (383.38 μm). However, Somers (1991) reported that the number of eggs depends less and less on the size of the ovigerous females which is surprising in crustaceans and could be related to the presence of morphological abnormalities found in shrimps, especially large ones. Environmental factors may also influence the absolute number of eggs carried by females.

A negative correlation was noted between egg diameter and fecundity at site 1 ($r = -0.23$), site 2 ($r = -0.15$) and site 3 ($r = -0.38$). Our results are also in agreement with those performed on long-term monitoring (1979-2007) of the *Palaemon longirostris* from the Gironde estuary, where they revealed that egg volume is negatively correlated

with egg number. This increased variability could be a response to excessive environmental or anthropogenic pressure (pollution). Decapod egg volume is related to the chemical composition of the water, in particular salinity, but also temperature (Wehrtmann and López, 2003). Thus, egg volume decreased with increasing both temperature and salinity, which is in agreement to our study in which the largest diameter was found at site 2 (freshwater) with lower temperature compared to site 1 and site 3. Then we have the egg diameters from site 3 where both salinity and temperature were more important than site 2. Finally, the smallest diameter was recorded at site 1, where temperature and salinity were more important than Lakes (sites 2, 3).

The reserves of vitelline (Vn), a high-density lipoglycoprotein associated with carotenoid pigments available to the larvae after hatching allow them to live without feeding until the first molt. Yolk is a biomarker of defense against toxic exposure (Lechenault, 1968), so in order to analyze the likely adverse effect of pollution on reproduction, yolk levels were determined in adult females. In our study, Vn levels are high at site 2; this is probably due to the large diameter of the shrimps' eggs. Although egg diameter at site 3 is slightly larger than at site 1, yolk content site 1 was significantly higher than site 3, probably due to the metal pollution, high levels of iron, copper, zinc, and lead (Bendjama et al., 2014), these substances have probably disrupted the reproduction of *A. desmaresti* at this site.

Recently, the great focus on the health of aquatic ecosystems has led to an increase in the use of biomarkers. The advantage of this approach was that the biomarker levels recorded were manifested at the organism level under the influence of water pollution. The AChE is a key enzyme in the nervous system, catalyzing the hydrolysis of the neurotransmitter acetylcholine (Lionetto et al., 2019). Thus, comparison of AChE activity in *A. desmaresti* was similar in our study sites 1, 2 and 3 during the autumn and spring. The natural AChE activity is not directly related to the age, sex or the reproductive period of the organism and previous work recognizes inhibition of AChE activity as an indicator of exposure to pollutants such as organophosphate and carbamate pesticides, heavy metals, detergents, algal toxins (Grintzalis et al., 2012). The significant difference between site 1 compared to sites 2 and 3 was probably due to reject of neurotoxic substances compared to the two lakes Oubeira and Tonga. GSTs are a large complex family of enzymes localized in the cytosol and endoplasmic reticulum that acts as important regulators in many of the metabolic steps of redox and detoxification (Painefilú et al., 2020). Data on GST activity revealed a significant difference between the sites in autumn, while no difference was recorded in the spring; when the enzymatic activity was maximal. The induction of GST activity in *A. desmaresti* fished from site 3 is most probably related to the metal pollution (Bendjama et al., 2014). A significant induction in GST and a significant inhibition in AChE activities in individuals *P. adspersus* from the sites in the output of El Mellah River and in the output of R'kibet River (near to anthropogenic activities) compared to the site in the channel of the Mellah Lagoon (as reference site) are related to their level of pollution (Benradia et al., 2016). Denna et al. (2022) recorded a significant differences in GST and AChE activities in *Gambusia affinis* at three sites in northeastern Algeria most polluted site of Sidi Brahim, followed by El Karma and finally the Messida River. MTs are the proteins most susceptible to metal contamination in many marine organisms (Choi et al., 2008). They are involved in the homeostasis of essential metals such as copper and zinc, but also play an important role in the detoxification of nonessential metals (Chandurvelan et al., 2015). In our study, the MTs quantification

revealed high levels in the spring with no significant differences between sites, but a significant difference was observed in the autumn with a high level at site 3. Results are in agreement with those of Bendjama et al. (2014) which revealed the presence of high levels of iron, copper, zinc and lead at site 3. Benradia et al. (2016) showed a significant induction in GST and also a significant inhibition in AChE activities in individuals from the output of El Mellah River and the output of R'kibet River compared to the channel of the Mellah Lagoon. Mts induction is considered a good biomarker of exposure to trace metal (TM) and is commonly used in environmental biomonitoring programs (Falfushynska et al., 2009). However, the accumulation of MTs in tissues could also be due to oxidative stress independently of the presence of TMs in the environment. So, the reduction in AChE activity in shrimp tissue is most probably related to the distribution of pollutants in neural tissue, while GST activity confirmed a generalized antioxidant stress response. The high MTs levels indicate a metal pollution. The quality and availability of water resources are undoubtedly one of our main challenges. Its protection requires better management of pollutants, mainly the pollution of beaches, lakes, rivers and lagoons by human activities.

Conclusion

The positive correlation between the biometric parameters of the shrimp *A. desmaresti* refers to the euryoecological and eurythermal characteristics. A deformation of the rostrum of the shrimps at site 2, probably caused by heavy metals. Population abundance of *A. desmaresti* was higher in 2019 compared to 2020, due to drought periods, and the abundance was higher in sites 2 and 3 then in site 1. The site 1 is constantly subject to water currents, as shrimp in the Mafragh Estuary quantitatively migrate downstream. A negative correlation between egg diameter and fecundity and a low correlation between total length and fecundity were recorded in *A. desmaresti* populations, with the highest fecundity at sites 3, 1, and 2, and the largest diameter at sites 2, 3, and 1. Biochemical analyses revealed a significant difference in GST activity, MTs and vitelline levels where the contamination was recorded at site 3. AChE, GST and MTs were valuable biomarkers for assessing the response of shrimps to pollutant exposure, which represents a stress alert for shrimp, and suggests that it would be useful to identify the nature of the pollutants.

In the future and in order to give more morphometric characterization of the shrimps' populations; the morphological structure should be assessed by a geometric morphometric method based on the landmarks configuration which are powerful to appraise shape and size variations among the Algerian populations of *A. desmaresti*.

Acknowledgements. This research was supported by the Algerian Fund for Scientific Research of Algeria (Laboratory Applied Animal Biology to Pr. N. Soltani) and by the Ministry of Higher Education and Scientific Research of Algeria (PRFU project: D01N01UN230120120190008 to Pr. S. Chouahda).

REFERENCES

- [1] Aguirre, H., Hendrickx, M. E. (2005): Abnormal rostrum and telson in two species of penaeid shrimp (Decapoda, Dendrobranchiata, Penaeidae) from the Pacific Coast of Mexico. – *Crustaceana* 78: 113-119.

- [2] Amira, A., Merad, I., Almeida, C. M. R., Guimaraes, L., Soltani, N. (2018): Seasonal variation in biomarker responses of *Donax trunculus* from the Gulf of Annaba (Algeria): Implication of metal accumulation in sediments. – C. R. Geoscience 350(4): 173-179. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2018.02.002>.
- [3] Anastasiadou, C., Liasko, R., Léonardos, I. D. (2009): Biometric analysis of lacustrine and riverine populations of *Palaemonetes antennarius* (H. Milne-Edwards, 1837) (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) from north-western Greece. – Limnologica 39: 244-254. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.07.006>.
- [4] Baldanzi, S., Storch, D., Navarrete, S. A., Graeve, M., Fernandez, M. (2018): Latitudinal variation in maternal investment traits of the kelp crab *Taliepus dentatus* along the coast of Chile. – Mar Biol 165(2): 37. <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3294-2>.
- [5] Bamber, R. N., Henderson, P. A. (1994): Seasonality of caridean decapod and mysid distribution and movements within the Severn Estuary and Bristol Channel. – Biological Journal of the Linnean Society 51(1-2): 83-91. <https://doi.org/10.1006/bjrl.1994.1009>.
- [6] Béguer, M., Pasquaud, S., Noel, P., Girardin, M., Boet, P. (2008): First description of heavy skeletal deformations in Palaemon shrimp populations of European estuaries: the case of the Gironde (France). – Hydrobiologia 607(1): 225-229. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9386-0>.
- [7] Bendjama, A., Djabri, L., Chouchane, T., Boukari, A., Tlili, S. (2014): La contamination métallique des eaux lacustres des zones humides du PNEK située au Nord-Est Algérien. – Actes de la conférence internationale de 2014 sur l'énergie appliquée et la pollution, organisée par le laboratoire LEAP, décembre 14-15, 2014, Constantine.
- [8] Benradia, H., Berghiche, H., Soltani, N. (2016): Measure of environmental stress biomarkers in the shrimp *Palaemon adspersus* from the Mellah lagoon (Algeria): Spatial and Temporal variations. – Fresenius Environmental Bulletin 25(7): 2563-2566.
- [9] Bergayou, H., Mouneyrac, C., Pellerin, J., Moukrim, A. (2009): Oxidative stress responses in bivalves (*Scrobicularia plana*, *Cerastoderma edule*) from the Oued Souss estuary (Morocco). – Ecotoxicology and Environmental Safety 72: 765-769. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.09.012>.
- [10] Berghiche, H., Benradia, H., Soltani, N. (2018): Evaluation of the Potential Side-Effects of Novaluron on the Shrimp *Palaemon adspersus*: Moulting Hormone Profile, Cuticle Secretion and Chitin Contents. – International Journal of Environmental Monitoring and Analysis 6(4): 116-124. <https://doi.org/10.11648/j.ijema.20180604.11>.
- [11] Blaise, C., Gagne, F., Burgeot, T. (2016): Three simple biomarkers useful in conducting water quality assessments with bivalve mollusks. – Environ. Sci. Pollut. Res 112: 452-458. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6908-6>.
- [12] Bradford, M. M. (1976): A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. – Anal. Biochem 72: 254-278.
- [13] Cavalli, R. O., Scardua, M. P., Wasielesky, Jr. W. (1997): Reproductive performance of different sized wild and pond-reared *Penaeus paulensis* females. – Journal of World Aquaculture Society 28(3): 260-267. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1997.tb00641.x>.
- [14] Chandurvelan, R., Marsden, I. D., Glover, C. N., Gaw, S. (2015): Assessment of a mussel as a metal bioindicator of coastal contamination: relationships between metal bioaccumulation and multiple biomarker responses. – Sci. Total Environ 511: 663-675.
- [15] 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*. – Sci. Total Environment 322: 109-122. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.09.028>.
- [16] Cheghib, Y., Chouahda, S., Soltani, N. (2020): Side-effects of a neonicotinoid insecticide (actara®) on a non-target larvivorous fish *Gambusia affinis*: growth and biomarker responses. – The Egyptian Journal of Aquatic Research 46: 167-172. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2019.12.007>.

- [17] Choi, Y. K., Jo, P. G., Choi, C. Y. (2008): Cadmium affects the expression of heat shock protein 90 and metallothionein mRNA in the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. – Comp. Biochem. Physiol. Part C 147: 286-292.
- [18] Crocos, P. J., Coman, G. J. (1997): Seasonal and age variability in the reproductive performance of *Penaeus semisulcatus* broodstock: Optimising broodstock selection. – Aquaculture 155(1-4): 55-67. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(97\)00109-9](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(97)00109-9).
- [19] De Melo, M. S., Nazari, E. M., Müller, Y. M. R., Gismondi, E. (2020): Roundup® disrupts chitinolytic enzyme activity and ecdysteroid concentration in *Macrobrachium potiuna*. – Environmental Science and Pollution Research 27: 43396-43402. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11025-2>.
- [20] 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: 677-688.
- [21] Dhaouadi-Hassen, S., Zaouali, J., Boumaiza, M. (2006): Period of reproduction and fecundity in females of three Tunisian populations of *Atyaephyra desmaresti* (Millet, 1831) (Crustacea, Decapoda, Caridea). – Zool. Baetica 17: 33-46.
- [22] Dinno, A. (2017): dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. – R package version 1.3.5. <https://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>.
- [23] Douafer, L., Zaidi, N., Soltani, N. (2020): Seasonal variation of biomarker responses in *Cantareus aspersus* and physic-chemical properties of soils from Northeast Algeria. – Environ Sci Pollut Res 27: 24145-24161. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08694-4>.
- [24] Ellman, G. L., Courtney, K. D., Andres, V., Featherstone, R. M. (1961): A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. – Biochem. Pharmacol 38: 84.
- [25] Fabre, M. C., Descamps, M., Baert, J. L. (1990): Identification and partial characterization of vitellin and vitellogenin from *Scolopendra cigulata* Latreille (Myriapoda Chilopoda). – 8th International Congress of Myriapodology. Ber. Nat-med. Verein. Innsbruck. Austria 10: 117-121.
- [26] Falfushynska, H. I., Delahaut, L., Stolyar, O. B., Geffard, A., Biagianti-Risbourg, S. (2009): Multi-Biomarkers approach in different organs of *Anodonta cygnea* from the Dnister Basin (Ukraine). – Arch. Environ. Contam. Toxicol 57: 86-95.
- [27] 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 Environmental Research and Public Health 4(2): 158-165. <https://doi.org/10.3390/ijerph2007040011>.
- [28] Fidalgo, M. L., Santos, P., Ferreira, C., Silva, A. (2015): Population structure and dynamics of the fresh water shrimp *Atyaephyra desmarestii* (MILLET, 1831) in the lower River Minho (NW Portugal). – Crustaceana 88(6): 657-673. <https://doi.org/10.1163/15685403-00003442>.
- [29] Gonçalves, C., Teixeira Marins, A., Blank do Amaral, A. M., Medina Nunes, M. E., Müller, T. E., Severo, E., Feijo, A., Rodrigues, C. C. R., Zanella, R., Prestes, O. D., Clasen, B., Loro, V. L. (2020): Ecological impacts of pesticides on *Astyanax jacuhiensis* (Characiformes: Characidae) from the Uruguay river, Brazil. – Ecotoxicology and Environmental Safety 205: 111314.
- [30] González-Ortegón, E., Giménez, L., Blasco, J., Le Vay, L. (2015): Effects of food limitation and pharmaceutical compounds on the larval development and morphology of *Palaemon serratus*. – Science of the Total Environment 503-504: 171-178. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.118>.
- [31] Grintzalis, K., Georgiou, C. D., Dailianis, S. (2012): Total thiol redox status as a potent biomarker of PAH-mediated effects on mussels. – Marine Environmental Research 81: 26-34. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.08.004>.
- [32] Habig, W. H., Pabst, M. J., Jacobi, W. B. (1974): The first enzymatic step in mercapturic acid formation. – J. Biol. Chem 249: 7130-7139.

- [33] Harrell, F. E. J. (2021): Hmisc: Harrell Miscellaneous. – R package version 4.6-0.
- [34] Hayd, L., Anger, K. (2013): Reproductive and morphometric traits of *Macrobrachium amazonicum* (Decapoda: Palaemonidae) from the Pantanal, Brazil, suggests initial speciation. – *Revista de Biología Tropical* 61(1): 39-57.
<https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>.
- [35] Ihaka, R., Gentleman, R. (1996): R: a language for data analysis and graphics. – *Computational and Graphical Statistics* 5: 299-314.
- [36] Kaporis, K., Thessalou-Legaki, M. (2001): Sex-related variability of rostrum morphometry of *Aristeus antennatus* (Decapoda: Aristidae) from the Ionian Sea (Eastern Mediterranean, Greece). – In: Paula, J.-P. M., Flores, A. A. V., Franssen, C. H. J. M. (eds.) *Advances in Decapod Crustacean Research*. – *Hydrobiologia* 449: 123-130.
- [37] Kassambara, A. (2019): ggcorrplot: Visualization of a Correlation Matrix using 'ggplot2'. – R package version 0.1.3. <https://CRAN.R-project.org/package=ggcorrplot>.
- [38] Kassambara, A., Mundt, F. (2020): Factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. – R package version 1.0.7. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>.
- [39] Khalil, M., Ezraneti, R., Rusydi, R., Yasin, Z., Tan, S. H. (2021): Relationship of *Tegillarca granosa* (Bivalvia: Arcidae) from the Northern Region of the Strait of Malacca. – *Ocean Science Journal* 56(2): 156-166. <https://doi.org/10.1007/s12601-021-00019-x>.
- [40] Kim, S. (2005): Population Structure, Growth, Mortality, and Size at Sexual Maturity of *Palaemon Gravieri* (Decapoda: Caridea: Palaemonidae). – *Journal of Crustacean Biology* 25(2): 226-232. <https://doi.org/10.1651/C-2510>.
- [41] Konan, K. M., Doumbia, L., Adépo-Gourène, A. B., Ouattara, A., Gourène, G. (2017): Relationships between morphometric characteristics of brackishwater prawn, *Macrobrachium macrobrachion* (Herklots, 1851), of Côte d'Ivoire (West Africa). – *Iranian Journal of Fisheries Sciences* 16(1): 275-295.
- [42] Kumari, R., Shukla, S. K., Parmar, K., Bordoloi, N., Kumar, A., Saikia, P. (2020): Wetlands conservation and restoration for ecosystem services and halt biodiversity loss: An Indian perspective. – In: Upadhyay, A. K., Singh, R., Singh, D. P. (eds.) *Restoration of Wetland Ecosystem: A Trajectory Towards a Sustainable Environment*. Springer, Singapore, Singapore, pp. 75-85. https://doi.org/10.1007/978-981-13-7665-8_6.
- [43] Landos, M., Lloyd-Smith, M., Immig, J. (2021): Polluants aquatiques dans les océans et les pêcheries. – Réseau International d'Élimination des Polluants (IPEN).
- [44] Lê, S., Josse, J., Husson, F. (2008): FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. – *Journal of Statistical Software* 25(1): 1-18. 10.18637/jss.v025.i01.
- [45] Lechekhab, H., Soltani, N. (2018): Environmental risks of an insecticide (dimilin® 25 wp) on the shrimp *Palaemon adspersus*: biochemical composition of cuticle and oxidative stress. – *Fresenius Environmental Bulletin* 27(3): 1862-1867.
- [46] Lechenault, H. (1968): Etude cytochimique et ultrastructurale de l'ovocyte d'*Eisenia foetida* (Sav.). – *Zeitschrift für Zellforschung und Mikroskopische Anatomie* 90: 961-12. <https://doi.org/10.1007/BF00496705>.
- [47] Lin, J., Shi, P. (2002): Effect of broodstock diet on reproductive performance of the golden banded coral shrimp *Stenopus scutellatus*. – *Journal of the World Aquaculture Society* 33(3): 383-386. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.2002.tb00515.x>.
- [48] Lionetto, M. G., Caricato, R., Giordano, M. E. (2019): Pollution Biomarkers in Environmental and Human Biomonitoring. – *The Open Biomarkers Journal* 9: 1-9. <https://doi.org/10.2174/1875318301909010001>.
- [49] Manent, P., Abella, J. (2006): Population biology of *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 (Decapoda, Caridea) in Fornells Bay, Balearic Islands, western Mediterranean. – *Crustaceana* 79(11): 1297-1308. <https://doi.org/10.1163/156854006779277286>.

- [50] Maynou, F., Sarda, F. (1997): Nephrops norvegicus population and morphometrical characteristics in relation to substrate heterogeneity. – Fisheries Research 30: 139-149. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(96\)00549-8](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(96)00549-8).
- [51] Meurisse-Génin, M., Reydam-detollenaere, A., Donatti, O., Micha, J. C. (1985): Caractéristiques biologiques de la crevette d'eau douce *Atyaephyra desmaresti* Millet dans la meuse. – Annales de Limnologie 21: 127-140.
- [52] Morsli, S. M., Soltani, N. (2003): Effets d'un insecticide inhibiteur de la synthèse de la chitine, le diflubenzuron, sur la cuticule de la crevette *Penaeus kerathurus*. – Journal de Recherche Océanographique 28(1/2): 85-88.
- [53] Morsli, S. M., Merad, I., Khebbab, M. H., Soltani, N. (2015): Potential Hazards of a Chitin Synthesis Inhibitor Diflubenzuron in the Shrimp *Penaeus Kerathurus*: Biochemical Composition of the Hemolymph and Muscle during the Molt Cycle. – Advances in Environmental Biology 9(3): 518-525.
- [54] Murugan, R., Ananthan, G., Sathishkumar, R. S., Balachandar, K. (2020): Analysis of physico-chemical characteristics of seawater in Andaman and Nicobar Islands using multivariate statistical analysis. – Indian Journal of Geo Marine Sciences 49(02): 271-280.
- [55] Otoshi, C. A., Arce, S. M., Moss, S. M. (2003): Growth and reproductive performance of broodstock shrimp reared in a biosecure recirculating aquaculture system versus a flow-through pond. – Aquaculture Engineering 29(3-4): 93-107. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(03\)00048-7](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(03)00048-7).
- [56] Overko, S., Boukatine, P., Ly, B. (1983): Les crevettes de la zone économique de mauritanie lors des campagnes des N/O eisbar et karl wolf en 1983 (composition par espèces, particularités de répartition et biomasse). – Rapport du Groupe de travail CNROP/FAO/ORSTOM, Nouadhibou, Mauritanie, 16-27 septembre 1985.
- [57] Paineofilú, J. C., Pascual, M. M., Bieczynski, F., Laspoumaderes, C., González, C., Villanueva, S. S. M., Luquet, C. M. (2020): Ex vivo and in vivo effects of arsenite on GST and ABCC2 activity and expression in the middle intestine of the rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. – Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology 225: 108566. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.108566>.
- [58] Pedrini-Martha, V., Schnegg, R., Baurand, P. E., deVaufleury, A., Dallinger, R. (2017): The physiological role and toxicological significance of the non-metal-selective cadmium/copper-metallothionein isoform differ between embryonic and adult helix snails. – Comparative Biochemistry and Physiology, Part C 199: 38-47. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2017.02.009>.
- [59] Peruzza, L., Gerdol, M., Oliphant, A., Wilcockson, D., Pallavicini, A., Hawkins, L., Thatje, S., Hauton, C. (2018): The consequences of daily cyclic hypoxia on a European grass shrimp: From short-term responses to long-term effects. – Functional Ecology 32: 2333-2344. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13150>.
- [60] R Core Team. (2021): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. – URL <https://www.R-project.org/>.
- [61] Rodriguez, G., Campos, M. R. (2000): *Microthelphusa sucrensis*, a new species of Pseudothelphusidae (Decapoda), with notes on abnormalities in the sexual appendages of fresh water crabs. – Journal of Crustacean Biology 20: 332-336.
- [62] Sampaio, E., Rosa, R. (2019): Climate change, multiple stressors, and responses of marine biota. – In: Filho, W. L., Azul, A. M., Brandli, L., Özuyar, P. G., Wall, T. Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals. Springer Nature Switzerland AG, 2020. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-95885-9>.
- [63] Schoolmann, G., Nitsche, F., Arndt, H. (2015): Aspects of the life span and phenology of the invasive freshwater shrimp *Atyaephyra desmarestii* (Millet, 1831) at the northeastern edge of its range (Upper Rhine). – Crustaceana 88(9): 949-962.

- [64] Somers, K. M. (1991): Characterizing size-specific fecundity in crustaceans. – In: Kuris, A., Wenner, A. (eds.) Crustacean Egg Production. Balkema, Rotterdam, pp. 357-378.
- [65] Varó, I., Perini, D. A., Torreblanca, A., Garcia, Y., Bergami, E., Vannuccini, M. L., Corci, I. (2019): Time-dependent effects of polystyrene nanoparticles in brine shrimp *Artemia franciscana* at physiological, biochemical and molecular levels. – Science of the Total Environment 675: 570-580. [https://doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.157](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.157).
- [66] Viarengo, A., Ponzano, E., Dondero, F., Fabbri, R. (1997): A simple spectro-photometric method for metallothionein evaluation in marine organisms: an application to Mediterranean and Antarctic molluscs. Mar. – Environ. Res 44: 69-84.
- [67] Von Cramon-Taubadel, N., Ling, E. N., Cotter, D., Wilkins, N. P. (2005): Determination of body shape variation in Irish hatchery-reared and wild Atlantic salmon. – J. Fish Biol 66: 1471-1482. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00698.x>.
- [68] Wehrtmann, I. S., López, G. A. (2003): Effects of temperature on the embryonic development and hatchling size of *Betaeus emarginatus* (Decapoda: Caridea: Alpheidae). – Journal of Natural History 37: 2165-2178.
- [69] Wickham, H. (2016): ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. – Springer-Verlag New York.
- [70] WMO. (2021): State of Global Climate. – 2021 WMO Provisional report, pp. 1-47.
- [71] Yetis, A. D., Akyuz, F. (2021): Water quality evaluation by using multivariate statistical techniques and pressure-impact analysis in wetlands: Ahlat Marshes, Turkey. – Environ. Dev. Sustain 23: 969-988.
- [72] Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J., Jiang, G. (2008): Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. – Analytica Chimica Acta 606: 135-150. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2007.11.018>.

ELECTRONIC APPENDICES

Table A1. Seasonal variations of biometric parameters at *A. desmaresti* shrimp during 2019 with the (Mean/Minimum value/Maximum value) in the three study sites

Table A2. Seasonal variations of biometric parameters at *A. desmaresti* shrimp during 2020 with the (Mean/Minimum value/Maximum value) in the three study sites