

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

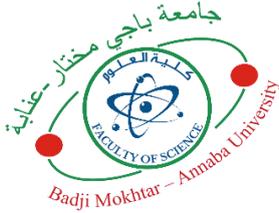
RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE  
SCIENTIFIQUE

UNIVERSITÉ BADJI MOKHTAR –  
ANNABA

جامعة باجي مختار -  
عنابة



FACULTÉ DES SCIENCES  
DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE  
LABORATOIRE DE BIOLOGIE ANIMALE APPLIQUÉE

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

Domaine : SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE

Filière : SCIENCES BIOLOGIQUES

Spécialité : PHYSIOLOGIE ET ENVIRONNEMENT

### Intitulé

«**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**».

Presentée par : **BOUKARI Asma**

Directeur de thèse : **SOLTANI N.** (Pr, Université Badji Mokhtar - Annaba)

Devant un jury composé de :

Pr. BELDI H.	Présidente	Université Badji Mokhtar – Annaba
Pr. BERGHICHE H.	Examinatrice	Université Badji Mokhtar – Annaba
Dr. CHOUAHDA S.	Examinatrice	Université Badji Mokhtar – Annaba
Dr. AMIRA A.	Examinatrice	Université Chadli Bendjedid-El Tarf
Dr. MORSLI S.M.	Examinatrice	Université Chadli Bendjedid-El Tarf

Année universitaire : 2021/2022

# **REMERCIEMENTS**

## *REMERCIEMENTS*

Au terme de ces années de doctorat, je tiens à exprimer ma reconnaissance à toutes les personnes, qui, d'une manière ou d'une autre, m'ont permis d'entreprendre et d'achever cette thèse.

C'est avec beaucoup de gratitude que je remercie Madame la Professeure Hayet BELDI, de l'université Badji Mokhtar – Annaba, qui me fait l'honneur de présider le présent jury en dépit d'un plan de charge très lourd.

Je tiens à remercier d'une manière très appuyée Monsieur le Professeur Noureddine SOLTANI, Directeur du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée, Université Badji Mokhtar – Annaba, sans qui ce travail n'aurait pu aboutir. Son soutien sans faille et ses recommandations pertinentes m'ont permis d'optimiser le temps de réalisation de cette thèse et d'être dans les délais.

J'exprime toute ma reconnaissance aux membres du jury Madame la Professeure Hinda BERGHICHE, de l'université Badji Mokhtar – Annaba, ainsi que Mesdames les Docteurs Seloua Mounira MORSLI et Akila AMIRA de l'université Chadli Bendjedid - El Tarf et Salima CHOUAHDA de l'Université Badji Mokhtar – Annaba, pour avoir accepté d'évaluer ce travail. Qu'elles trouvent, ici, l'expression de mes plus vifs remerciements. Qu'elles trouvent, ici, l'expression de mes plus vifs remerciements.

Qu'il me soit, aussi, permis de remercier le professeur M. Mohamed BENSLAMA, Directeur du Laboratoire Sol et Développement Durable, Université Badji Mokhtar – Annaba, pour m'avoir accueilli au sein de son laboratoire pour la réalisation des différentes analyses du sédiment.

Que Mesdames la Professeure Karima SIFI, du Laboratoire des Systèmes et Matériaux Avancés et la Docteure Fatima Zohra BOUMAZA du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée, Université Badji Mokhtar – Annaba, trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude pour leur disponibilité, les précieux conseils prodigués et leur soutien moral.

Je tiens, également, à remercier l'ensemble du corps professoral qui a contribué à ma formation, notamment Mesdames Samira YEZLI-TOUIKER, Samira KILANI-MORAKCHI, Ouided DAAS-MAAMCHA et Fatiha BENDALI, ainsi que Messieurs Hamid BOUDJELIDA et Tarek DAAS.

# **DEDICACES**

## *DEDICACES*

*À Mes très chers parents*

*À Chérif, Racha, Nael, Ilyan, Yacine, des fleurs de la vie*

*À la mémoire de feus Titi Bida, Papi Malek et Djeddi Rabah*

*« La science consiste à passer d'un  
étonnement à un autre ».*

**Aristote**

**SOMMAIRE**

## SOMMAIRE

	Page
1. INTRODUCTION .....	1
2. MATERIEL ET METHODES.....	7
2.1. Présentation de <i>Donax trunculus</i> .....	7
2.1.1. Morphologie et anatomie .....	7
2.1.2. Classification de l'espèce .....	8
2.1.3. Biotope et distribution spatiale.....	9
2.1.4. Régime alimentaire .....	10
2.1.5. Reproduction et développement.....	10
2.1.6. Distinction des sexes .....	12
2.2. Présentation des sites d'échantillonnages.....	12
2.2.1. Le golfe d'Annaba.....	12
2.2.2. Le site d'El Battah.....	13
2.2.3. Le site de Sidi Salem.....	13
2.3. Echantillonnage de <i>D. trunculus</i> .....	14
2.4. Paramètres physico-chimiques des deux sites d'étude .....	15
2.4.1. Paramètres physico-chimiques de l'eau .....	15
2.4.2. Paramètres physico-chimiques des sédiments.....	15
2.5. Paramètres morphométriques de <i>D. Trunculus</i> .....	20
2.5.1. Croissance de <i>D. trunculus</i> .....	20
2.5.2. Indice de condition .....	20
2.5.3. Rapport gonado-somatique .....	20
2.5.4. Pourcentage de comestibilité.....	21
2.6. Dosage des biomarqueurs .....	21
2.6.2. Dosage de la glutathion-S-transférase.....	21
2.6.3. Dosage de l'Acétylcholinestéare .....	22
2.6.4. Dosage des métallothionéines .....	23
2.7. Transplantation de <i>D. trunculus</i> .....	24
2.8. Extraction et dosage des constituants biochimiques.....	26
2.9. Analyse statistique .....	29
3. RESULTATS.....	30

3.1.	Paramètres physico-chimiques des deux sites d'étude.....	30
3.1.1.	Paramètres physico-chimiques de l'eau.....	30
3.1.2.	Paramètres physico-chimiques des sédiments.....	31
3.2.	Mesure des paramètres morphométriques de <i>D. trunculus</i> .....	36
3.2.1.	Paramètres de croissance.....	36
3.2.2.	Indice de condition .....	38
3.2.3.	Rapport gonado-somatique .....	39
3.2.4.	Indice de comestibilité .....	40
3.3.	Biosurveillance de la qualité des eaux du golfe .....	41
3.3.1.	Activité enzymatique de la glutathion-S-transférase.....	41
3.3.2.	Activité spécifique de l'acétylcholinestérase .....	42
3.3.3.	Taux des métallothionéines .....	44
3.4.	Expérience de transplantation de <i>D. trunculus</i> .....	46
3.4.1.	Activité enzymatique de la glutathion-S-transférase.....	46
3.4.2.	Activité spécifique de l'acétylcholinestérase .....	47
3.4.3.	Taux de métallothionéines .....	49
3.4.4.	Composition biochimique de <i>D. trunculus</i> .....	50
4.	DISCUSSION .....	58
4.1.	Paramètres physico-chimiques des deux sites d'étude.....	58
4.1.1.	Paramètres physico-chimiques de l'eau de mer .....	58
4.1.2.	Paramètres physico-chimiques des sédiments.....	59
4.2.	Mesure des paramètres morphométriques de <i>D. trunculus</i> .....	62
4.2.1.	Paramètres de croissance.....	62
4.2.2.	Indice de condition .....	64
4.2.3.	Rapport gonado-somatique .....	66
4.2.4.	Pourcentage de comestibilité.....	68
4.3.	Biosurveillance de la qualité des eaux du golfe .....	69
4.3.1.	Activité enzymatique de la glutathion-S-transférase.....	69
4.3.2.	Activité spécifique de l'acétylcholinestérase .....	71
4.3.3.	Taux de métallothionéines .....	73
4.4.	Expérience de transplantation de <i>D. trunculus</i> .....	74
4.4.1.	Activité enzymatique de la glutathion-S-transférase.....	75
4.4.2.	Activité spécifique de l'acétylcholinestérase .....	76

4.4.3. Taux de métallothionéines .....	78
4.4.4. Composition biochimique de <i>D. trunculus</i> .....	79
5. CONCLUSION ET PERSPECTIVES .....	85
RESUME.....	87
ABSTRACT .....	89
الملخص .....	91
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....	92
ANNEXES .....	156
Annexe 1 : Données statistiques.....	156
Annexe 2 : Production scientifique .....	160

## LISTES DES FIGURES

### Page

<b>Figure 1.</b> Morphologie interne (A) et externe (B) de la coquille de <i>D. trunculus</i> , (Photos personnelles).....	7
<b>Figure 2.</b> Anatomie interne de <i>D. trunculus</i> , (Photo personnelle). ....	8
<b>Figure 3.</b> Distinction des sexes : (A) : gonade mâle ; (B) : gonade femelle, (Photos personnelles).....	12
<b>Figure 4.</b> Site de El Battah (relativement sain), (Photo personnelle). ....	13
<b>Figure 5.</b> Site de Sidi Salem (site pollué choisi pour l'expérience de transplantation), (photo personnelle). ....	13
<b>Figure 6.</b> (A) : Cope ; (B) et (C) : Déroulement de l'opération de pêche ; (D) : Filet du cope avant tri, (Photos personnelles). ....	14
<b>Figure 7.</b> Localisation des sites d'études dans le golf d'Annaba : le site de Sidi Salem (Site de transplantation) et site d'El Battah (Site d'échantillonnage), ArcGIS 10.3.....	25
<b>Figure 8.</b> Cage de transplantation de <i>D. trunculus</i> du site d'El Battah vers le site de Sidi Salem (photo personnelle).....	26
<b>Figure 9.</b> Principales étapes d'extraction et de dosage des protéines, glucides et lipides (Shibko <i>et al.</i> , 1966). ....	28
<b>Figure 10.</b> Variation saisonnière de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée dans le manteau de individus de <i>D. trunculus</i> récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ , $n = 5$ ).....	42
<b>Figure 11.</b> Variation saisonnière de l'activité spécifique de l'AChE ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée dans le manteau des individus de <i>D. trunculus</i> récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ , $n = 5$ ).43	43
<b>Figure 12.</b> Dosage des métallothionéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de GSH (mg) ( $R^2$ : coefficient de détermination).....	45
<b>Figure 13.</b> Variation saisonnière des taux de MTs ( $\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) mesurés dans les glandes digestives des individus de <i>D. trunculus</i> récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ , $n = 5$ ).....	45
<b>Figure 14.</b> Activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) au niveau du manteau chez <i>D. trunculus</i> durant la période de transplantation ( $m \pm \text{SD}$ ; $n = 5$ ). ....	47
<b>Figure 15.</b> Activité spécifique de l'AChE ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) au niveau du manteau chez <i>D. trunculus</i> durant la période de transplantation ( $m \pm \text{SD}$ ; $n = 5$ ). ....	48
<b>Figure 16.</b> Taux de MTs ( $\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) au niveau de la glande digestive chez <i>D. trunculus</i> durant la période de transplantation ( $m \pm \text{SD}$ ; $n = 5$ ).....	49
<b>Figure 17.</b> Dosage des protéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité d'albumines ( $\mu\text{g}$ ) ( $R^2$ coefficient de détermination). ....	51
<b>Figure 18.</b> Taux de protéines ( $\mu\text{g} / \text{mg}$ de tissu) dans les manteaux de <i>D. trunculus</i> durant la période de transplantation d'un site contaminé (Sidi Salem) vers un site non contaminé (El Battah) ( $m \pm s$ ; $n = 5$ ). ....	51

<b>Figure 19.</b> Dosage des glucides : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de glucose ( $\mu\text{g}$ ) ( $R^2$ coefficient de détermination).....	52
<b>Figure 20.</b> Taux de glucides ( $\mu\text{g} / \text{mg}$ de tissu) dans les manteaux de <i>D. trunculus</i> durant la période de transplantation d'un site contaminé (Sidi Salem) vers un site non contaminé (El Battah) ( $m \pm s$ ; $n = 5$ ). .....	53
<b>Figure 21.</b> Dosage des lipides : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de lipides ( $\mu\text{g}$ ) ( $R^2$ : coefficient de détermination).....	54
<b>Figure 22.</b> Taux de lipides ( $\mu\text{g} / \text{mg}$ de tissu) dans les manteaux de <i>D. trunculus</i> durant la période de transplantation d'un site contaminé (Sidi Salem) vers un site non contaminé (El Battah) ( $m \pm s$ ; $n = 5$ ). .....	55

## LISTE DES TABLEAUX

	Page
<b>Tableau 1</b> : Classification taxonomique de <i>D. trunculus</i> par le World Register of Marine Species (WoRMS) (Gofas, 2021).....	9
<b>Tableau 2</b> : Désignation des sédiments par gamme de pH selon l'échelle de <b>Gaucher &amp; Soltser (1981)</b> . ....	17
<b>Tableau 3</b> : Conductivité électrique des sédiments selon leurs taux de salinité (mS/cm) (USSL, 1954). ....	17
<b>Tableau 4</b> : Classification des sédiments selon leur teneur en matière organique ( <b>Soltner, 1981</b> ). ....	19
<b>Tableau 5</b> : Classification des sols selon leur teneur en calcaire total (USSL, 1954). ....	19
<b>Tableau 6</b> : Dosage des métallothionéines : réalisation de la gamme d'étalonnage. ....	24
<b>Tableau 7</b> : Dosage des protéines : réalisation de la gamme d'étalonnage. ....	26
<b>Tableau 8</b> : Dosage des glucides : réalisation de la gamme d'étalonnage. ....	27
<b>Tableau 9</b> : Dosage des lipides : réalisation de la gamme d'étalonnage. ....	27
<b>Tableau 10</b> : Variation saisonnière des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer des deux sites (El Battah et Sidi Salem) du golfe d'Annaba au cours de l'année 2019. ....	30
<b>Tableau 11</b> : Analyse descriptive des différentes fractions granulométriques des sédiments des sites d'étude au niveau du golfe d'Annaba.....	31
<b>Tableau 12</b> : Variation saisonnière du potentiel hydrogène (pH) mesuré au niveau du sédiment des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ , $n = 3$ ). ....	32
<b>Tableau 13</b> : Variation saisonnière de la conductivité électrique (mS/cm) mesurée au niveau du sédiment des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ , $n = 3$ ). ....	33
<b>Tableau 14</b> : Variation saisonnière du carbone organique (%) mesurée au niveau du sédiment des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ , $n = 3$ ). ....	34
<b>Tableau 15</b> : Variation saisonnière de la matière organique (%) mesurée au niveau du sédiment des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ , $n = 3$ ). ....	35
<b>Tableau 16</b> : Variation saisonnière du calcaire total (%) mesurée au niveau du sédiment des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ , $n = 3$ ). ....	36
<b>Tableau 17</b> : Variation saisonnière des paramètres biométriques (longueur, largeur, épaisseur) et du poids frais mesurés chez les individus de <i>D. trunculus</i> récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ , $n = 61-100$ ).....	38
<b>Tableau 18</b> : Variation saisonnière de l'indice de condition (%) mesuré chez les individus de <i>D. trunculus</i> récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ , $n = 61$ ). ....	39
<b>Tableau 19</b> : Variation saisonnière du rapport gonado-somatique (%) mesurée chez les individus de <i>D. trunculus</i> récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ , $n = 61$ ).....	40
<b>Tableau 20</b> : Variation saisonnière de l'indice de comestibilité (%) mesurée chez les individus de <i>D. trunculus</i> récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ , $n = 61$ ). ....	41

<b>Tableau 21 :</b> Analyse de la variation à deux critères de classification (saison /site) de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée dans le manteau des individus de <i>D. trunculus</i> récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ , $n = 5$ ).	42
<b>Tableau 22 :</b> Analyse de la variation à deux critères de classification (saison /site) de l'activité spécifique de l'AChE ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée dans le manteau des individus de <i>D. trunculus</i> récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ , $n = 5$ ).	44
<b>Tableau 23 :</b> Analyse de la variation à deux critères de classification (saison /site) des taux de MTs ( $\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) mesurés dans les glandes digestives des individus de <i>D. trunculus</i> récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ , $n = 5$ ).	45
<b>Tableau 24 :</b> Paramètres physicochimiques des deux sites d'échantillonnage le jour de la transplantation (9 Avril 2019).	46
<b>Tableau 25 :</b> Analyse de la variation à deux critères de classification (temps/site) de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) au niveau du manteau de <i>D. trunculus</i> durant la période de transplantation (21 jours) d'un site relativement sain El Battah vers un site contaminé Sidi Salem.	47
<b>Tableau 26 :</b> Analyse de la variation à deux critères de classification (temps/site) de l'activité spécifique de l'AChE ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) au niveau du manteau de <i>D. trunculus</i> durant la période de transplantation (21 jours) d'un site relativement sain El Battah vers un site contaminé Sidi Salem.	48
<b>Tableau 27 :</b> Analyse de la variation à deux critères de classification (temps/site) des taux de MTs ( $\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) au niveau de la glande digestive chez <i>D. trunculus</i> durant la période de transplantation (21 jours) d'un site relativement sain El Battah vers un site contaminé Sidi Salem ( $m \pm \text{SD}$ ; $n = 5$ ).	50
<b>Tableau 28 :</b> Analyse de la variation à deux critères de classification (temps/site) des taux de protéines ( $\mu\text{g} / \text{mg}$ de tissu) au niveau du manteau de <i>D. trunculus</i> durant la période de transplantation (21jours) d'un site relativement sain El Battah vers un site contaminé Sidi Salem.	51
<b>Tableau 29 :</b> Analyse de la variation à deux critères de classification (temps/site) des taux de glucides ( $\mu\text{g} / \text{mg}$ de tissu) au niveau du manteau de <i>D. trunculus</i> durant la période de transplantation (21jours) d'un site relativement sain El Battah vers un site contaminé Sidi Salem.	53
<b>Tableau 30 :</b> Analyse de la variation à deux critères de classification (temps/site) des taux de lipides ( $\mu\text{g} / \text{mg}$ de tissu) au niveau du manteau de <i>D. trunculus</i> durant la période de transplantation (21 jours) d'un site relativement sain El Battah vers un site contaminé Sidi Salem.	55
<b>Tableau 31:</b> Variation saisonnière de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée dans le manteau des individus de <i>D. trunculus</i> récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ , $n = 5$ ).	156
<b>Tableau 32:</b> Variation saisonnière de l'activité spécifique de l'AChE ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée dans le manteau des individus de <i>D. trunculus</i> récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ , $n = 5$ ).	156
<b>Tableau 33 :</b> Variation saisonnière des taux de MTs ( $\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) mesurés dans les glandes digestives des individus de <i>D. trunculus</i> récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ , $n = 5$ ).	157
<b>Tableau 34 :</b> Activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) au niveau du manteau chez <i>D. trunculus</i> durant la période de transplantation ( $m \pm \text{SD}$ ; $n=5$ ).	157

<b>Tableau 35 :</b> Activité spécifique de l'AChE ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) au niveau du manteau chez D. trunculus durant la période de transplantation ( $m \pm \text{SD}$ ; $n=5$ ). .....	157
<b>Tableau 36 :</b> Taux de MTs ( $\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) au niveau de la glande digestive chez D. trunculus durant la période de transplantation ( $m \pm \text{SD}$ ; $n=5$ ). .....	158
<b>Tableau 37 :</b> Taux de protéines ( $\mu\text{g} / \text{mg}$ de tissu) au niveau du manteau de D. trunculus durant la transplantation de 21 jours ( $m \pm \text{SD}$ , $n = 5$ ). .....	158
<b>Tableau 38 :</b> Taux de glucides ( $\mu\text{g} / \text{mg}$ de tissu) au niveau du manteau de D. trunculus durant la transplantation de 21 jours ( $m \pm \text{SD}$ , $n = 5$ ). .....	158
<b>Tableau 39 :</b> Taux de lipides ( $\mu\text{g} / \text{mg}$ de tissu) au niveau du manteau de D. trunculus durant la transplantation de 21 jours ( $m \pm \text{SD}$ , $n = 5$ ). .....	159

# **INTRODUCTION**

# INTRODUCTION

## 1. INTRODUCTION

Les grands fonds marins et les océans représentent, ensemble, le plus grand environnement de notre planète et couvrent plus de deux tiers de la surface de la Terre, tout en abritant une grande partie de la biosphère totale (**Gooday et al., 2020**). Les écosystèmes marins et côtiers font partie du patrimoine naturel et culturel et offrent une multitude d'avantages à l'humanité tels que la disponibilité de nourriture marine, d'habitats, d'espace pour la production d'énergie, le cycle des nutriments et les possibilités de loisirs (**Manea et al., 2019, Teoh et al., 2019**). Néanmoins, le flux de ces services écosystémiques peut être altéré par les pressions anthropiques (**Drius et al., 2019**).

L'intensification de l'urbanisation et la forte accélération du développement économique ne cessent d'entraîner le déversement de divers polluants essentiellement les métaux lourds (MLs) dans les environnements côtiers et ce par diverses voies (**Ding et al., 2018**). La surveillance des polluants dans les environnements aquatiques est adossée à l'utilisation d'indicateurs sensibles dont les sédiments qui sont, par ailleurs, considérés comme le réceptacle ultime des MLs déversés dans ces environnements (**Zhang et al., 2014 ; Khan et al., 2017**). De nombreuses études ont montré que le comportement et la spéciation des MLs dans l'environnement côtier sont affectés par les caractéristiques chimiques des milieux environnementaux tels que les sédiments (**Biati & Karbassi, 2012 ; Islam et al., 2015 ; Feng et al., 2017**). A titre d'exemple, l'augmentation du pH des sédiments ralentit la mobilité des MLs entraînant l'augmentation de leur disponibilité (**Antoniadis et al., 2017 ; Nawrot et al., 2021**). La granulométrie des sédiments fins favorise, également, l'accumulation de MLs (**Manju et al., 2020**). Plus de 90 % de ces éléments sont adsorbés sur les sédiments en suspension, ce qui entraîne leur accumulation dans ce substrat (**Wei et al., 2015 ; Guo & Yang, 2016**). Les MLs sédimentaires seraient rejetés dans les eaux lorsque les paramètres environnementaux changent (par exemple, le pH, l'oxygène dissous et la salinité), provoquant une pollution secondaire (**Chen et al., 2017 ; Liu et al., 2019**).

Le littoral algérien présente une variété d'habitats. Les plages occupent une grande partie de la côte algérienne dont les plus grandes sont situées dans la partie orientale du pays (**Benabdi & Belmahi, 2020**). Le développement croissant et continu des activités socio-économiques liées aux domaines de l'urbanisme, de l'agriculture, de l'industrie et du tourisme, a provoqué une dégradation du milieu marin côtier algérien qui a été confirmée par plusieurs études au niveau de différentes localités le long de la frange littorale (**Krachai & Hadjel, 2014 ; Rouane-hacene et al., 2015**). Le Golfe d'Annaba est l'une des régions côtières



## INTRODUCTION

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**). Les travaux antérieurs ont permis la mise en évidence d'une contamination métallique majeure dans cette région, notamment par le cadmium (**Beldi et al., 2006 ; Guendouzi et al., 2020**). Aussi, l'augmentation de la pollution métallique au fil du temps aura des conséquences dramatiques sur la vie aquatique côtière ainsi que sur la santé humaine (**Mandour et al., 2021**). La surveillance et l'évaluation de ces écosystèmes sont, donc, nécessaires à leur protection et conservation (**Forio & Goethals, 2020**).

Deux approches de biosurveillance ont été développées. L'approche de biosurveillance passive et l'approche de biosurveillance active. La première repose sur la mesure de biomarqueurs à l'aide d'individus natifs et a été utilisée avec succès dans le passé (**Galloway et al., 2004 ; Hinck et al., 2006 ; Dalzochio et al., 2016**).

Cependant, les réponses des biomarqueurs dans le cas de l'échantillonnage passif peuvent être influencées par des facteurs de confusion (à savoir, la taille des individus, le rapport des sexes, la quantité et la qualité de la nourriture, la migration, l'adaptation à une contamination chronique) (**Oikari, 2006 ; Dalzochio & Gehlen, 2016**). Pour pallier les limites induites par l'échantillonnage passif, une approche de biosurveillance active basée sur la mise en cage d'une espèce sentinelle dans les sites étudiés a été développée. Avec cette approche, les individus peuvent être sélectionnés selon les mêmes caractéristiques (sexe, âge et taille), ce qui peut aider à limiter la variabilité induite par ces facteurs de confusion. De plus, la variabilité de la réponse peut également être limitée en contrôlant les facteurs abiotiques tels que la distance à la source de pollution, la profondeur de la cage, la saison et la durée de la mise en cage. La mise en cage est particulièrement utile pour comparer la toxicité chimique effective entre différents sites d'étude et peut être utilisée lorsque l'espèce sentinelle est absente d'un site d'étude. Même si l'espèce est présente, cette approche évite le risque de capturer des espèces menacées. Ainsi, une évaluation plus précise de la pollution environnementale pourrait être obtenue grâce à l'utilisation intégrée des données de surveillance des deux catégories d'individus, les indigènes et les transplantés. (**Marigómez et al., 2013 ; Kazour & Amara, 2020**). Cette approche active peut être utilisée avec diverses espèces aquatiques telles que les bivalves (**Besse et al., 2013 ; Dey et al., 2016**).



## INTRODUCTION

L'importance du biomarqueur réside dans les possibilités d'évaluation qu'il offre, à savoir l'évaluation du degré d'impact des facteurs environnementaux néfastes pour la santé des organismes aquatiques, ainsi que, l'évaluation de la qualité de l'environnement aquatique à l'aide de biomarqueurs qui sont des indicateurs morpho-fonctionnels enregistrés aux niveaux sous-organique et organique de l'organisation biologique tels que les niveaux moléculaire-génétique, biochimique, physiologique et histologique (**Adams *et al.*, 2002 ; Chuiko, 2017**). L'avantage majeur des biomarqueurs par rapport aux autres méthodes de biodiagnostic est la rapidité de leur réponse (de quelques minutes à plusieurs jours), leur haute sensibilité et leur spécificité suffisante, c'est-à-dire leur capacité à enregistrer les changements survenant dans le système biologique aux premiers stades de l'action des facteurs, dès leur faible intensité et à identifier simultanément la nature du facteur de stress (**Klimova *et al.*, 2020**). Les facteurs abiotiques peuvent masquer ou chevaucher la réponse des biomarqueurs et doivent, donc, être pris en compte dans une approche multi-biomarqueurs (**Silva *et al.*, 2021**).

Il existe des biomarqueurs indicateurs de réponse neurotoxique comme l'acétylcholinestérase (AChE), les biomarqueurs liés au stress oxydatif, c'est-à-dire la superoxyde dismutase (SOD), la catalase (CAT), la glutathion peroxydase (GSH. Px), la glutathion S-transférase (GST), le glutathion (GSH), la glutathion réductase (GR) 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**).

La choline est acétylée par l'enzyme choline acétyltransférase (ChAT) pour donner de l'acétylcholine (ACh) (**Parsons *et al.*, 1993**), ensuite, l'ACh est hydrolysée en choline et en acide acétique par l'acétylcholinestérase (AChE) pour assurer un transfert efficace au niveau du nerf cholinergique (**Kua *et al.*, 2002**). L'ACh est un neurotransmetteur central largement répandu le long de la fente synaptique et participe à la régulation de l'activité neuronal ; cependant, en raison de son taux d'hydrolyse rapide, l'ACh est très instable et difficile à déterminer. Par conséquent, la surveillance du système cholinergique est généralement effectuée en observant les activités de l'AChE et de la ChAT (**Li *et al.*, 2012**). Chez les bivalves, l'AChE est souvent choisie comme biomarqueur de la neurotoxicité pour étudier les effets de l'exposition à des substances chimiques (**Guo *et al.*, 2021**). Aussi, la littérature foisonne d'études qui ont identifié l'inhibition de l'AChE induite par différents xénobiotiques



## INTRODUCTION

chez les organismes aquatiques qui y sont exposés (**Rickwood & Galloway, 2004; Umar & Aisami, 2020**).

Les glutathion S-transférases (GST) constituent une superfamille d'isoenzymes bien caractérisée pour la défense cellulaire contre les substances toxiques exogènes et protègent, donc, les organismes des effets néfastes qu'ils engendrent (**Vodiasova et al., 2021**). Le rôle des GSTs dans la détoxification cellulaire en tant que médiateurs enzymatiques de la conjugaison du glutathion (GSH) avec un large éventail de composés délétères, facilite leur expulsion de l'organisme. L'interaction des GST avec les composés organostanniques (OTC) a été démontrée (**Mihaljević et al., 2019**).

La métallothionéine (MT) est l'une des principales enzymes qui maintient l'équilibre dynamique de la teneur en métaux chez les animaux et est également associée au processus de réponse immunitaire (**Ge et al., 2020**). Elle est, en outre, impliquée dans l'absorption, le stockage et l'excrétion des métaux (**Breitwieser et al., 2020**). La concentration des MTs dans l'ensemble des tissus mous ou dans un tissu particulier de bivalves a été largement utilisée dans les études éco-toxicologiques et les programmes de biosurveillance (**Yen Le et al., 2016**). Leur induction chez les mollusques bivalves dont *Donax trunculus* au niveau des gonades, après traitement à deux concentrations sublétales du cadmium (**Merad et al., 2015**), confirme leur utilisation en tant que biomarqueur de la contamination métallique en liant et en éliminant les métaux toxiques (**Pedrini-Martha 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**).

L'indice de condition et le pourcentage de comestibilité des bivalves déterminent leur aptitude physiologique (**Chogale et al., 2018**). Ces paramètres varient selon les saisons et la géographie, en fonction de la disponibilité de la nourriture et des cycles gamétogéniques (**Orban et al., 2002 ; Prato et al., 2019**). L'indice de condition (K) est un paramètre commun utilisé comme signe général de santé chez les mollusques et peut être utilisé de manière complémentaire pour évaluer l'état physiologique des organismes (**Lucas & Beninger, 1985 ; Montenegro et al., 2019**), notamment les mollusques (**Vafidis et al., 2020**).



## INTRODUCTION

Le rapport gonado-somatique (**RGS**) est le pourcentage de la masse des gonades par rapport à la masse corporelle molle (**Aldana et al., 2020**) et est le plus souvent utilisé pour évaluer les caractéristiques de reproduction des mollusques (**Zardi et al., 2007 ; Chelyadina et al., 2019**), à savoir les cycles de gamétogenèse et de frai, la détection des variations de l'activité de reproduction ainsi que, la description de la taille relative des gonades (**Aguirre - Velarde et al., 2019**).

La détermination et l'évaluation de la composition biochimique (protéines, glucides et lipides) des espèces comestibles provenant de différentes zones côtières permettent d'évaluer l'impact des changements spatiaux et saisonniers sur cette composition (**Silva et al., 2021**).

Les protéines jouent des rôles fonctionnels et structurels importants au cours du cycle de reproduction chez les bivalves (**Anacleto et al., 2013**). Ce sont des constituants essentiels du manteau des bivalves qui interviennent intensivement dans la formation des gamètes (**Ke & Li 2013; Irisarri et al., 2015**). Les glucides constituent une réserve métabolique primaire qui peut être mobilisée dans les tissus au cours de la croissance et utilisée pour fournir de l'énergie après une décomposition métabolique (**Martinez-Pita et al., 2012 ; Marin et al., 2013 ; Nie et al., 2016**). Le niveau des glucides convient, donc, comme marqueur physiologique pour l'évaluation de l'état et de la santé des bivalves (**Sim-Smith & Jeffs, 2011 ; Cordeiro et al., 2017**). Quant aux lipides, ils ont deux rôles fondamentaux dans le métabolisme : le stockage de l'énergie sous forme de triacylglycérols et la distribution en tant que composants membranaires sous forme de phospholipides (**Nie et al., 2016**). La dysrégulation de ce métabolisme est reconnue comme étant l'une des plus importantes réponses biochimiques (**Parrish, 2013**) à des stimuli exogènes en se concentrant uniquement sur l'altération de certaines classes de lipides et la composition totale en acides gras (**Labarta et al., 2005 ; Perrat et al., 2013**).

Les mollusques se logent dans une grande variété de substrats (**Rogers & Weisler, 2020**) et les bivalves, en particulier, se distinguent par leur sensibilité élevée aux polluants et par leur capacité à les accumuler (**Oliveira et al., 2017 ; Bengen & Wardiatno, 2018**) qui affectent négativement leurs activités et leurs performances physiologiques (**Haider et al., 2019**), mais leur permettent d'être utilisés comme bioindicateurs de la pollution (**Qian et al., 2021**). Parmi ces bivalves, *Donax trunculus* L. (Mollusca, Bivalvia), une espèce comestible et abondante dans les plages de sable du golfe d'Annaba en Algérie (**Hafsaoui et al., 2016**) est également largement utilisée comme bioindicateur pour la surveillance de la pollution environnementale (**Sifi et al., 2007; Tlili et al., 2013; Bensouda-Talbi & Soltani-Mazouni,**



## INTRODUCTION

2014 ; Amira *et al.*, 2018 ; Amamra *et al.*, 2019 ; Sifi & Soltani, 2019 ; Hamdani *et al.*, 2020).

Le Laboratoire de Biologie Animale Appliquée de l'Université Badji Mokhtar d'Annaba, bien investi dans la protection de l'environnement dans une optique à long terme, a mis en place un programme de biosurveillance des eaux du golfe d'Annaba par l'utilisation d'espèces sentinelles, notamment *D. trunculus*, à travers l'application de l'approche passive.

La présente étude s'inscrit dans le programme de biosurveillance de deux sites du golfe d'Annaba, à savoir le site de Sidi Salem sujet à une pression anthropique continue le caractérisant par une pollution élevée et le site d'El Battah qualifié de moins pollué que le précédent tel que les travaux antérieurs le rapportent. Les recherches menées sont en continuité avec les travaux antérieurs (Beldi *et al.*, 2006 ; Sifi *et al.*, 2007 ; Hamdani & Soltani-Mazouni, 2011; Soltani *et al.*, 2012; Hamdani *et al.*, 2014; 2020 ; Bensouda & Soltani-Mazouni., 2014; Amira *et al.*, 2018 ; Rabei *et al.*, 2018 ; Amamra *et al.*, 2019 ; Sifi & Soltani, 2019) et visent les objectifs complémentaires suivants:

- a. **L'évaluation de la croissance, la reproduction, la physiologie et la comestibilité de *Donax trunculus*.** Une étude de la croissance de *D. trunculus* par la mesure de paramètres linéaires (longueur, hauteur et épaisseur) et pondéraux (poids frais de la chair) a été effectuée et complétée par la mesure d'indices (indice de condition, rapport gonado-somatique et indice de comestibilité) ;
- b. **La biosurveillance de la qualité des eaux du golfe d'Annaba par un suivi saisonnier des biomarqueurs du stress environnemental.** Cette partie renseigne sur les réponses des biomarqueurs du stress oxydatif chez *D. trunculus* des deux sites d'étude par un suivi saisonnier de divers biomarqueurs (AChE, GST, MTs) ;
- c. **La mise en œuvre durant le printemps de l'année 2019 d'une expérience de transplantation de *D. trunculus* d'un site relativement sain (El Battah) vers un site pollué (Sidi Salem).** Un suivi des biomarqueurs (AChE, GST et MTs) a été réalisé à différents temps (0 ; 7 ; 14 et 21 jours de la transplantation) et complété par une évaluation des réserves énergétiques (protéines, glucides et lipides).



# **MATERIEL ET METHODES**

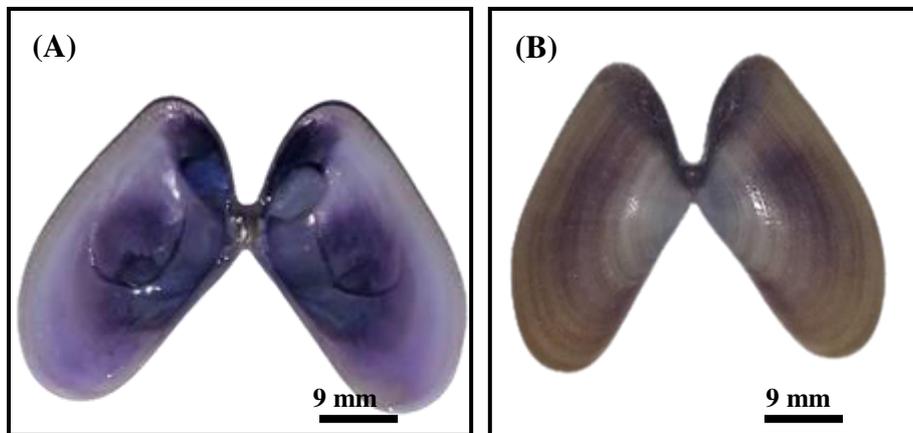
## 2. MATERIEL ET METHODES

### 2.1. Présentation de *Donax trunculus*

#### 2.1.1. Morphologie et anatomie

Le bivalve *Donax trunculus* (Linnaeus, 1758) est une espèce de la famille des Donacidae (Šatović & Plohl, 2017). Il porte différentes appellations dont telline et « haricot de mer » (appellation utilisée par les pêcheurs, notamment) (Penchaszadeh & Olivier, 1975; Pereira *et al.*, 2016).

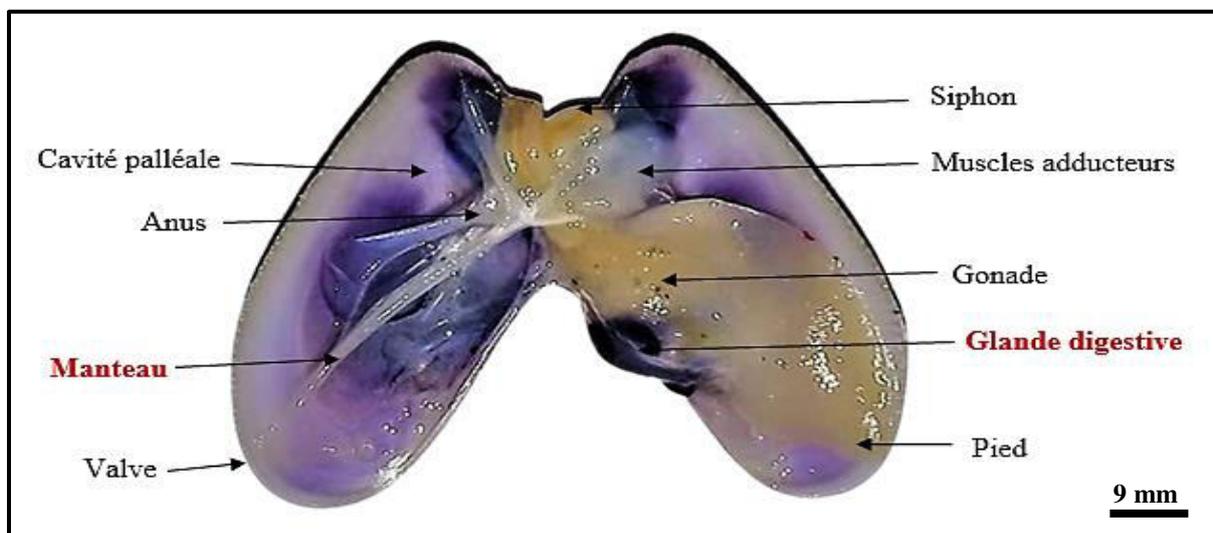
*D. trunculus* présente une symétrie bilatérale avec une coquille solide peu renflée, allongée, triangulaire et inéquilatérale, avec une partie postérieure plus courte que la partie antérieure (Poutier, 1978). Sa coquille comprimée à surface lisse lui permet de fonctionner comme un excavateur actif et efficace qui l'empêche d'être extraite des sédiments de la plage par les vagues et les courants (De la Huz *et al.*, 2002 ; Ríos-Jara *et al.*, 2019). Elle est composée de deux valves calcifiées qui recouvrent les côtés droit et gauche du corps (Salas, 2011) et d'une structure élastique très imparfaitement calcifiée, le ligament. Sous l'action de ce dernier, la coquille tend à s'ouvrir par contraction des muscles adducteurs qui s'insèrent chacun sur la face interne des deux valves où leur empreinte est généralement visible (Bougis, 1976 ; Grimes, 1994).



**Figure 1.** Morphologie interne (A) et externe (B) de la coquille de *D. trunculus*, (Photos personnelles).

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

La telline possède un corps mou, non segmenté, comprimé latéralement, sans tête distincte (Acéphales) ni appareil masticateur. Il est enveloppé dans un manteau qui représente l'une des premières barrières de défense contre les agressions provoquées par des facteurs externes (Gagnaire, 2005). Les bords externes du manteau sont plus ou moins soudés formant vers l'arrière deux siphons assurant l'échange d'eau avec l'environnement extérieur (Aouini *et al.*, 2017). Entre chaque partie du manteau et du corps s'insère une branchie (Cténidie) de type eulamellibranche qui assure la respiration, participe à la collecte de la nourriture par la création de courants d'eau à l'intérieur de la cavité palléale et la filtration également (Fischer *et al.*, 1987 ; Tili, 2012). Les particules sélectionnées noyées dans une substance muqueuse sont rejetées, agglutinées dans la cavité du manteau constituant les pseudofèces et seront expulsés vers l'extérieur à travers le siphon exhalant. Après un bref passage par l'oesophage, la nourriture arrive dans l'estomac où elle est digérée par l'action du stylet cristallin, puis passe à la glande digestive où la digestion intracellulaire est finalisée. Enfin, elle se répand dans la cavité du manteau par l'anus, à proximité du siphon exhalant (Louzán Pérez, 2015). Le pied, organe musculueux ventral et turgescent constitue un solide point d'encrage pour l'animal (Mouëza, 1971). Le fouissage ou la locomotion sont également assurés par le pied (Fischer *et al.*, 1987).



**Figure 2.** Anatomie interne de *D. trunculus*, (Photo personnelle).

### 2.1.2. Classification de l'espèce

Les bivalves donacidés présentent non seulement une grande diversité basée sur le nombre d'espèces, mais ,aussi, une forte variation des aspects morphologiques, notamment une variation de la forme et de la couleur (Ambarwati & Faizah, 2017). Il existe plusieurs classifications qui tiennent compte des critères de la forme de la coquille et de la charnière ou

## MATERIEL ET METHODES

de la structure des branchies auxquels s'ajoute la distribution géographique. La classification taxonomique la plus complète est proposée par le World Register of Marine Species (WoRMS) (Gofas, 2021) ; elle est résumée ci-dessous :

**Tableau 1 :** Classification taxonomique de *D. trunculus* par le World Register of Marine Species (WoRMS) (Gofas, 2021).

Règne	Animal
Phylum	Mollusca
Classe	Bivalvia Linnaeus, 1758
Sous-Classe	Heterodonta Neumayr, 1884
Ordre	Veneroida Gray, 1854
Superfamille	Tellinoidea Blainville, 1814
Famille	Donacidae Fleming, 1828
Genre	<i>Donax</i> Linnaeus, 1758
Espèce	<i>Donax trunculus</i> Linnaeus, 1758

### 2.1.3. Biotope et distribution spatiale

Les mollusques bivalves du genre *Donax* (famille des Donacidae) sont un constituant important de la macrofaune des plages de sable des zones tempérées, tropicales et subtropicales (Ansell, 1983 ; Fernández-Pérez *et al.*, 2017). *D. trunculus* est un bivalve de l'Atlantique et de la Méditerranée. Il colonise les plages de sable fin de la zone subtidale supérieure (Aydin *et al.*, 2020) et peuple la mer Méditerranée et la mer Noire ainsi que l'Atlantique oriental et des îles britanniques au Sénégal (Saeedi & Costello, 2012). Les tellines de l'Atlantique se développent à un rythme plus lent et présentent une période de reproduction moins longue que celles de la Méditerranée (Tirado *et al.*, 2011). Elles sont largement répandues le long des plages modérément exposées à des profondeurs variant entre 0 et 6 m le long de la mer Méditerranée (Tebble, 1976 ; Bayed & Guillou, 1985 ; Delgado *et al.*, 2017).

*D. trunculus* vit dans des environnements très énergétiques sur des plages de sable où il est exposé au rythme des courants de mer, à l'action intense des vagues et à l'instabilité des sédiments (Ansell, 1983 ; Brown & Mc Lachlan, 1990 ; Nanton *et al.*, 2017). Aussi, le forçage hydrodynamique favorise la remise en suspension des particules et retarde la sédimentation rapide de la matière organique (Manca-Zeichen *et al.*, 2002).



## MATERIEL ET METHODES

La distribution spatiale de *D. trunculus* montre une ségrégation intraspécifique entre les spécimens juvéniles et les spécimens adultes. Les spécimens juvéniles se trouvent généralement dans des zones peu profondes tandis que les spécimens les plus âgés se trouvent à des profondeurs plus importantes (De la Huz *et al.*, 2002 ; Gaspar *et al.*, 2002 ; Manca-Zeichen *et al.*, 2002). Les explications possibles de cette variation de distribution font référence aux stratégies visant à éviter la concurrence intraspécifique (Ansell & Lagardère, 1980) ainsi qu'aux influences actuelles et hydrodynamiques puisque les larves sont déplacées passivement vers des zones moins profondes (Gaspar *et al.*, 2002). En plus de la présumée concurrence pour l'espace, la disponibilité de nourriture dans la zone de déferlement pourrait également être responsable de la colonisation préférentielle par des individus plus jeunes étant donné qu'ils ont besoin de conditions environnementales avantageuses pour leur développement (Scheltema, 1971). L'étude de Reyes-Martínez *et al.* (2020) suggère que *D. trunculus* est une espèce euryhaline dont la tolérance aux faibles salinités varie selon les classes de taille, avec une plus grande tolérance aux baisses de salinité chez les juvéniles que chez les adultes.

### 2.1.4. Régime alimentaire

*D. trunculus* est une espèce filtreuse et selon Mouëza & Chessel (1976), elle absorbe les plus fines particules en suspension (suspensivore) ou celles déposées sur le sédiment via son siphon allongé (dépositivore) (Merad *et al.*, 2018). Les tellines assurent leurs échanges avec le milieu par une circulation constante d'eau à travers la cavité palléale, l'eau véhiculant nourriture et oxygène. C'est ainsi que les principales fonctions (nutrition, respiration et excrétion) dépendent de l'importance du courant et des caractéristiques de l'eau qui traverse le coquillage. La respiration, déterminée par la teneur en oxygène de l'eau, doit être régulièrement assurée, d'autant que cette espèce est fouisseuse et qu'elle supporte mal l'exondation (Marobin *et al.*, 2007). Les individus du genre *Donax* sont généralement les consommateurs fondamentaux dans les communautés inférieures molles alors qu'ils sont à leur tour sujet à la prédation par une grande variété d'invertébrés, poissons, oiseaux et mammifères (Peterson *et al.*, 2000 ; Luzzatto & Penchaszadeh, 2001 ; Salas *et al.*, 2001).

### 2.1.5. Reproduction et développement

Le volet reproduction de *D. trunculus* a fait l'objet de nombreux travaux (Lucas, 1965 ; Mouëza & Frankiel-Renault, 1973 ; Hamdani & Soltani-Mazouni, 2011 ; Hafsaoui *et al.*, 2016). Le cycle de reproduction est déclenché par des variations brutales de la température et / ou de la salinité et peut, aussi, être déclenché par d'autres facteurs tels que le

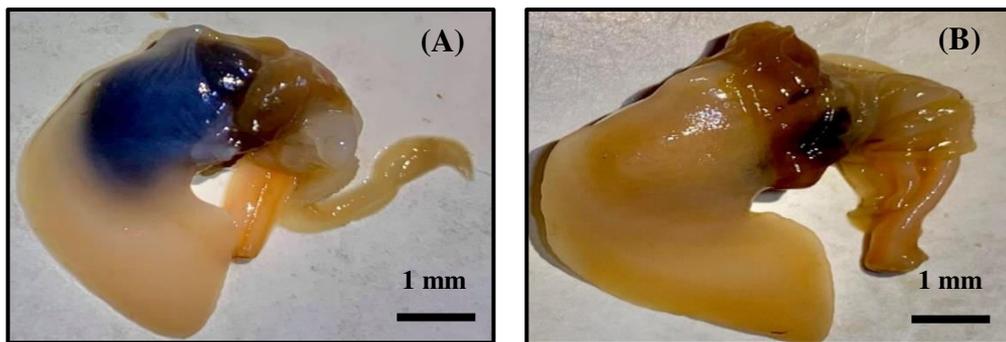
## MATERIEL ET METHODES

bloom phytoplanctonique ou la présence dans l'eau de gamètes d'individus de la même espèce (Gouletquer, 1997). La telline présente annuellement une période d'inactivité ou de repos qui correspond à l'automne et l'hiver et une période d'activité qui débute au printemps et prend fin en été (Mouëza, 1971 ; Aouadene, 2003 ; Hamdani & Soltani-Mazouni, 2011) avec maturation des gamètes et ponte (pour les femelles) ou spermiation (pour les mâles). Les individus de *D. trunculus* se reproduisent à la fin de l'été avec une augmentation considérable du pourcentage des individus juvéniles de la population. Selon la taille, deux classes principales peuvent être définies, à savoir la classe des individus inférieurs à 8 mm représentant la population juvénile et immature et la classe de la population à partir de 8 mm qualifiée de pubère et divisée en « jeunes » et « adultes » dépendamment de la période de maturité. *D. trunculus* se reproduit à l'âge d'un an environ lorsqu'il atteint 1 cm de longueur.

La fécondation est externe. Les gamètes sont expulsés dans le milieu extérieur à travers le siphon exhalant. Les œufs de la coquille cunéiforme (*D. trunculus*) se développent en trochophore 12-13 h après la fécondation et éclosent en D-larves après 24-41 h (Aranda *et al.*, 2009). Les œufs mesurent environ 70 µm et donnent naissance à des larves véligères (organismes planctoniques de quelques dixièmes de millimètres) munies d'une couronne de cils vibratiles (le velum) et d'une coquille embryonnaire. La larve dérive pendant quelques semaines au gré des courants lorsqu'elle est entraînée vers des fonds propices à son développement (Carriker, 1961 ; Kennedy, 1996), le temps pour que le pied commence à se développer avant la disparition du voile (larve pédivéligère). Après un mois environ, la métamorphose se produit. Le voile disparaît complètement, les branchies apparaissent et les bivalves passent de la vie pélagique à la vie benthique. Enfin, la métamorphose s'achève par la sécrétion d'une coquille définitive (post-larve). La production des gamètes chez les post-larves signifie la fin du développement larvaire (Adultes) (Louzán Pérez, 2015). Une fois fixé, l'animal ne quitte plus son site de fixation, le velum se résorbe, la plupart des tissus et des organes se réorganisent donnant l'adulte avec des branchies, des gonades, ect. La croissance et le développement dépendent de la disponibilité des nutriments qui fluctuent saisonnièrement dans l'environnement et de l'intensité de leur stockage pour des raisons principalement physiologiques (El Bekkaye & Melhaoui, 2011). La durée du cycle de vie de *D. trunculus* est de 2 à 3 ans en Méditerranée (Bodoy, 1982 ; Bayed & guillou, 1985, Ramón *et al.*, 1995) alors que sa longévité peut atteindre 4 à 5 ans sur les côtes atlantiques (Guillou & Le Moal, 1980 ; Gaspar *et al.*, 1999).

### 2.1.6. Distinction des sexes

*D. trunculus* est une espèce dioïque sans individus hermaphrodites (**Kandeel et al., 2018**). Les sexes sont reconnaissables à l'oeil nu et la distinction repose sur la couleur de la gonade qui est colorée en bleu nattier par pigmentation du vitellus chez la femelle, et à aspect grenu blanc crème, plus finement lobée chez le mâle (**Mouëza & Freniel-Renault, 1973 ; Manca-Zeichen et al., 2002**). L'examen histologique de la gonade femelle de *D. trunculus* du golfe d'Annaba effectué par **Hafsaoui et al. (2016)** a permis d'identifier quatre stades de développement gamétogène : La stade **0** caractérisé par un repos sexuel avec une impossibilité d'identifier le sexe de *D. trunculus*; le stade **I** marqué par une reprise de l'activité génitale avec une aisance d'identification du sexe ; stade **II** : stade de la Gamétogenèse. À ce stade, les individus sont facilement excitables et libèrent leurs gamètes sous l'action de stimuli externes ; et enfin le stade **III** , celui de la maturité génitale marqué par la restauration de la gonade (le renouvellement gamétique a lieu). L'animal est à nouveau au stade du repos sexuel.



**Figure 3.** Distinction des sexes : (A) : gonade mâle ; (B) : gonade femelle, (Photos personnelles).

## 2.2. Présentation des sites d'échantillonnages

### 2.2.1. Le golfe d'Annaba

Le golfe d'Annaba est situé à l'extrême Est de la côte algérienne, à 600 km de la capitale Alger et à 100 km de la frontière tunisienne. Il s'agit d'une large baie d'une longueur totale de 40 km qui s'ouvre sur la mer Méditerranée au nord et s'étend de Cap Rosa (36°58'N, 8°15'E) à l'Est au Cap de Garde (36°58'N, 7°47'E) à l'Ouest. Elle reçoit les eaux continentales de la rivière Seybouse (le deuxième plus long fleuve d'Algérie avec un bassin versant d'environ 6470 km<sup>2</sup>) et celles du fleuve Mafrag (drainant un bassin versant de 2252 km<sup>2</sup>) qui est relié au fleuve Bounamoussa et à la rivière El- Kebir à l'Est (**Belabed et al., 2013**). Ces deux rivières reçoivent des rejets d'eau agricole des cultures céréalières, maraichères et de l'arboriculture fruitière ainsi que les rejets des grandes agglomérations sous forme d'eaux usées non traitées (**Abdennour et al., 2000 ; Khélifi-Touhami et al., 2006**), ce qui a

## MATERIEL ET METHODES

provoqué la contamination de l'eau et des sédiments par des métaux lourds (**Belabed et al., 2017**).

Pour la réalisation de la présente étude, deux sites ont été retenus sur la base de leur proximité ou éloignement des sources de pollution, à savoir :

### 2.2.2. Le site d'El Battah

Le site d'El Battah est situé à l'Ouest de l'oued Mafrag, entre la plage de Chatt et le Cap Rosa (**36° 50' N et 7° 56' E**). C'est un site relativement sain, constitué de sables moyens dont le diamètre moyen est de 0, 26 mm (**Beldi, 2007**). Il a été choisi en raison de sa forte abondance en matériel biologique ainsi que de son éloignement des sources de pollution. Il est, de surcroît, soumis à un régime hydrodynamique important, ce qui contribuerait à la dilution des polluants (**Rabei et al., 2018**).



**Figure 4.** Site de El Battah (relativement sain), (Photo personnelle).

### 2.2.3. Le site de Sidi Salem

Le site de Sidi Salem est situé du côté Est de l'oued Seybouse (**36°50' N et 7°47'E**). Il est réputé pollué car il reçoit par le biais de l'oued Seybouse des rejets d'origine diverses, domestique, agricole et industrielle (**Abdennour et al., 2000 ; Soltani et al., 2012 ; Ounissi et al., 2016 ; Belabed et al., 2017**).

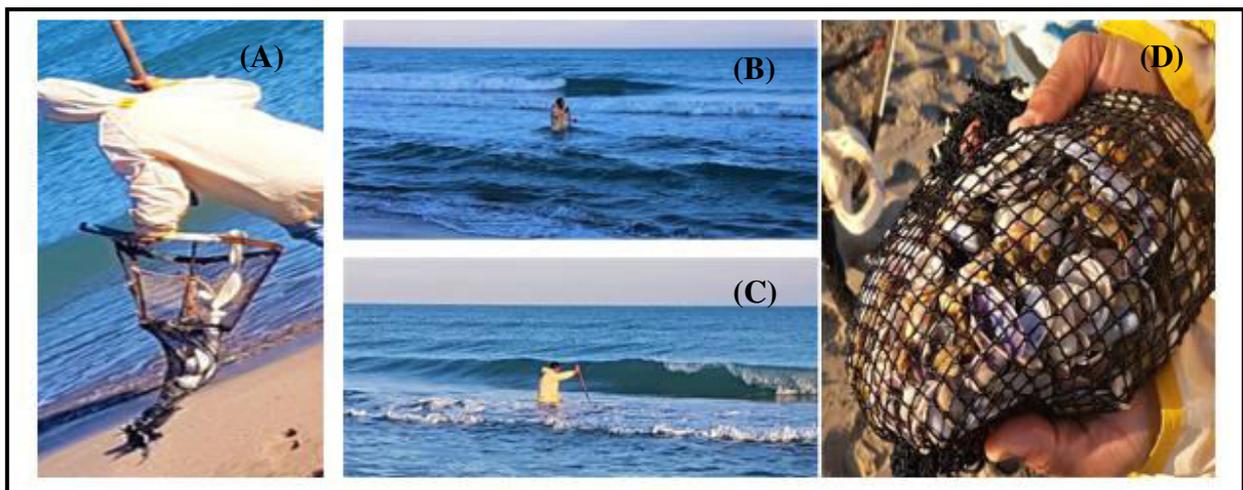


**Figure 5.** Site de Sidi Salem (site pollué choisi pour l'expérience de transplantation), (photo personnelle).

### 2.3. Echantillonnage de *D. trunculus*

La collecte de *D. trunculus* est effectuée de manière artisanale à l'aide d'une grande époussette communément appelée le « cope » ou le « tellinier » qui comporte deux parties, une partie métallique composée de deux arceaux réunis et d'une tôle dentée en métal sous forme de peigne supportant des dents d'un nombre et d'une longueur variable et une deuxième partie constituée d'un filet attaché à l'armature métallique dont le rôle est d'accumuler et de stoker les haricots. La collecte est effectuée par un pêcheur menu d'un cope attaché autour de sa taille par une ceinture appelée baudrier ou sangle. En se déplaçant vers l'arrière, le pêcheur racle le sable avec la tôle dentée récoltant, ainsi, les haricots qui seront récupérés dans le filet (Manca-Zeichen *et al.*, 2002 ; Gaspar *et al.*, 2002), Le contenu de la réserve est tamisé afin de récupérer les tellines de sorte à ce que les très nombreuses coquilles vides et les petits fragments de roches soient éliminés.

L'échantillonnage est réalisé saisonnièrement durant l'année 2019. Les mois de Janvier, Avril, Juillet et Octobre représentent respectivement les saisons hivernale, printanière, estivale et automnale pour les deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem). Un nombre de 100 individus sont pêchés chaque saison et d'une façon aléatoire au niveau de chaque site à une profondeur d'environ 1,50 m. Les échantillons sont ensuite transportés au laboratoire dans des bacs en plastique contenant de l'eau de mer. L'étude biométrique, la dissection et le prélèvement des organes sont réalisés le jour même de la pêche pour éviter l'effet du jeûne et une émission éventuelle des gamètes due au stress, ce qui induit une diminution du poids de la masse molle totale (Beninger & Lucas, 1984).



**Figure 6.** (A) : Cope ; (B) et (C) : Déroulement de l'opération de pêche ; (D) : Filet du cope avant tri, (Photos personnelles).

### 2.4. Paramètres physico-chimiques des deux sites d'étude

#### 2.4.1. Paramètres physico-chimiques de l'eau

Un suivi saisonnier des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer est réalisé à l'aide d'un multi paramètre (HANNA HI 9829). Les paramètres (la température, le pH, la salinité et l'oxygène dissous) ont été relevés le jour de l'échantillonnage des individus de *D. trunculus* au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem).

#### 2.4.2. Paramètres physico-chimiques des sédiments

Les échantillons de sédiment sont prélevés saisonnièrement de façon aléatoire au niveau de chaque site d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant l'année 2019. Le prélèvement s'effectue à l'aide d'une petite pelle sur une profondeur de 20 cm. Les échantillons de sédiment sont conservés dans des sacs en polyéthylène étiquetés. Une fois au laboratoire, les échantillons sont séchés à l'air libre (de 3 à 7 jours) et conservés jusqu'à l'analyse des paramètres physico-chimiques.

Plusieurs paramètres physico-chimiques ont été pris en considération au niveau des sédiments des deux sites d'étude. Il s'agit du potentiel hydrogène (pH), de la conductivité électrique, de la granulométrie, du carbone et matière organiques, du calcaire total et de la granulométrie.

##### a) Granulométrie

L'analyse granulométrique consiste à classer les différents grains constituant l'échantillon (Amjlef *et al.*, 2021). Dans la présente étude, l'analyse granulométrique a été effectuée selon le protocole standardisé des fractionnements granulométriques suivant la méthode internationale de la pipette Robinson (AFNOR X31-107, 2003) pour chaque constituant un échantillon de 10 grammes de sédiment a été utilisé.

Les échantillons de sédiments sont séchés à l'air et tamisés à 2 mm. Les prises d'échantillon de 10 gr subissent une destruction de la matière organique par attaque à l'eau oxygénée à 30 volumes, d'abord à froid, puis en chauffant dans un bain de sable pendant 4 heures, ainsi qu'une destruction du carbonate de calcium par l'HCL dans un bain de sable pendant 4 heures.

Les sédiments sont dispersés par agitation rotative (pendant 2 heures) dans des flacons de 300 ml après ajout de l'hexamétaphosphate de sodium. Les mélanges sont transvasés dans des éprouvettes de 1000 ml (complétés avec de l'eau distillée), mélangés et laissés au repos.

## MATERIEL ET METHODES

Après 6 heures de temps de repos, un prélèvement est effectué à l'aide de la pipette Robinson à une profondeur de 8cm pour une température de 22,3 °C afin de déterminer les argiles. Après le prélèvement des argiles, des échantillons sont mélangés une deuxième fois et des fractions aliquotes de 25 ml de suspension sont prélevées à 10 cm au bout de 4 minutes 32 secondes (le temps est fonction de la température au moment de l'analyse) pour déterminer la fraction argile + limon. La suspension est alors tamisée dans deux tamis superposés( l'un à 200 µm est destiné à récupérer les sables fins et l'autre à 50 µm destiné à récupérer les sables très fins) lavés à l'eau distillée. Les capsules contenant les fractions d'argile, argile + limons et sables (fins et très fins) sont pesées et séchées à l'étuve à 105°C pendant 24 heures.

Les formules de calculs des différentes fractions sont:

Calculs des fractions d'argile + limon et d'argile:

$$(P2 - P1) \times 400$$

P2 : Poids des capsules après séchage

P1 : Poids des capsules avant séchage

Calculs des fractions de limon :

$$(\text{Limon} + \text{Argile}) - \text{Fraction Argile}$$

Calcul des fraction de sables (fins et très fins) :

$$(P2 - P1) \times 10$$

P2 : Poids des capsules après séchage.

P1 : Poids des capsules avant séchage.

Les échelles de taille des particules et la terminologie adoptée par le ministère de l'Agriculture des États-Unis (USDA, 1993) et la Soil Science Society of America sont présentés ci-dessous :

Particule	Taille
Argile	< 2 µm
Limon	2-50 µm
Sable très fin	50-100 µm
Sable fin	100-250 µm

### b) Potentiel Hydrogène (pH)

La mesure du pH du sédiment se fait après préparation d'une suspension aqueuse avec un rapport sol (g)/eau (ml) de 1/5 (Morel, 1986). Pour cela, 25 ml d'eau distillée sont ajoutés à 5 g de sol, le mélange est agité pendant 2 heures dans un agitateur mécanique et mis au

## MATERIEL ET METHODES

repos durant une nuit. La lecture du pH se fait par un pH mètre étalonné (HANNA instrument, HI 2210) (Clément *et al.*, 2003).

**Tableau 2 :** Désignation des sédiments par gamme de pH selon l'échelle de Gaucher & Soltser (1981).

pH	Désignation du sol
< 3 - 4,5	Extrêmement acide
4,5 – 5	Très fortement acide
5 - 5,5	Très acide
5,5 – 6	Acide
6 - 6,75	Faiblement acide
6,75 - 7,25	Neutre
7,25 - 8,5	Alcalin
> 8,5	Très alcalin

### c) Conductivité électrique (CE)

La mesure de la conductivité électrique d'un sédiment permet d'obtenir rapidement une estimation de la teneur globale en sels dissous. Sa technique de détermination est décrite en Annexe II (Clément *et al.*, 2003). La conductivité électrique est exprimée en milli-siemens par centimètre de sol (mS/cm) et classée selon les normes présentées dans le **Tableau 3**.

Pour la détermination de la conductivité électrique, on pèse 5 g de sol auxquels on ajoute 25 ml d'eau distillée. Après agitation pendant 2 heures dans un agitateur mécanique, la suspension obtenue est laissée au repos durant toute une nuit. La conductivité électrique exprimée en milli-siemens par centimètre de sol (mS/cm) est mesurée grâce à un conductimètre (HANNA instrument, HI 2315) (Clément *et al.*, 2003).

**Tableau 3 :** Conductivité électrique des sédiments selon leurs taux de salinité (mS/cm) (USSSL, 1954).

Conductivité électrique (mS/cm)	Salure du sol
0 - 0,6	Non salé
0,6 - 1,4	Peu salé
1,4 - 2,4	Salé
2,4 – 6	Très salé

### d) Carbone (CO) et matière (MO) organiques

La détermination du carbone organique (CO) nous permet d'évaluer la quantité de la matière organique présente dans l'échantillon de sédiment. Le carbone organique est dosé selon la méthode **Anne (1945)** qui consiste à ajouter 1 g de sédiment broyé (P) dans un erlenmeyer sur lequel on verse 10 ml d'une solution de bichromate de potassium ( $K_2Cr_2O_7$ ) à 8 % [8 g dans 100 ml eau distillée] et 15 ml d'acide sulfurique pur ( $H_2SO_4$ ). Le mélange

## MATERIEL ET METHODES

recouvert par un verre de montre est mis à chauffer sur une plaque jusqu'à l'apparition de la première goutte condensée sur le verre de montre. A partir de l'apparition de cette première goutte condensée, on compte 5 mn de temps et on retire l'erenmeyer de la plaque chauffante. Après refroidissement, le mélange est transvasé dans une fiole et complété avec de l'eau distillée issue du rinçage de l'erenmeyer jusqu'à un volume de 100 ml à partir duquel on prélève 20 ml (V) auxquels on ajoute une pincée de fluorure de sodium (NaF) et 2 à 3 gouttes de diphénylamine [0,5 g diphénylamine dans 100 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> pur et 20 ml d'eau distillée]. Le mélange est ensuite titré avec une solution de Sel de Mohr (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub> Fe (SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> à 0,2 N (0,78g Sel de Mohr, 500 ml d'eau bouillante). Après refroidissement, on ajoute 20 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> pur, on complète à 1000 ml avec de l'eau distillée et on conserve à l'abri de la lumière], jusqu'à ce que la couleur vire du brun-noirâtre (ou violette) à la couleur verte et on détermine, ainsi, le volume (X) de Sel de Mohr titré nécessaire au changement de couleur. Un témoin est réalisé dans les mêmes conditions, sans ajout de sol. Le carbone organique est déterminé selon la formule ci-dessous :

$$\text{CO \%} = \frac{Y - X}{V \times P} \times 6,15$$

Y : Volume (ml) de Sel de Mohr titré (témoin) ;

X : Volume (ml) de Sel de Mohr titré (échantillon de sol) ;

V : Volume de solution = 20 ml ;

P : Poids de l'échantillon de sol = 1 g ;

6,15 : Pourcentage minimum de carbone organique présent dans un sol.

Le pourcentage de matière organique (MO) présente dans un sol est calculé après détermination du taux de carbone organique (CO) selon la formule suivante :

$$\text{MO \%} = \text{CO \%} \times 1,72$$

1,72 : Coefficient de passage du carbone à la matière organique.

Selon leur teneur en matière organique, les sédiments sont classés selon **Soltner, (191)** comme indiqué au **Tableau 4** qui suit:

## *MATERIEL ET METHODES*

**Tableau 4 :** Classification des sédiments selon leur teneur en matière organique (Soltner, 1981).

Matière organique %	Appréciation
< 1	Extrêmement faible
1 - 1,5	Très faible
1,5 - 2,5	Faible
2,5 - 3,5	Moyenne
3,5 - 4,5	Moyennement élevée
4,5 – 5	Elevée
> 5	Très élevée

### e) Calcaire total

La détermination du pourcentage de calcaire total ( $\text{CaCO}_3$  %) est effectuée selon une technique décrite par **Clément *et al.* (2003)**.

Pour déterminer le pourcentage de calcaire total ( $\text{CaCO}_3$  %), on pèse 5 g de sédiment (P) auxquels on ajoute 50 ml (V) d'acide chlorhydrique (HCl) à 0,5 N et le mélange est porté à ébullition sur une plaque chauffante pendant 5 mn à 180 °C. Après refroidissement, la solution est filtrée et complétée avec de l'eau distillée jusqu'à un volume de 100 ml. Ensuite, un volume de 20 ml de la solution filtrée est prélevé auquel on ajoute 2 gouttes de phénolphtaléine. Le mélange est ensuite titré avec une solution d'hydroxyde de sodium (NaOH) à 0,25 N jusqu'à l'apparition d'une couleur rose et on détermine, ainsi, le volume (X) de NaOH titré nécessaire à ce changement de couleur (**Clément *et al.*, 2003**).

$$\text{Calcaire total \%} = \frac{(V - N_{\text{HCl}}) - (X - N_{\text{NaOH}})}{P} \times 5$$

V : Volume de l'acide chlorhydrique = 50 ml ;  
 $N_{\text{HCl}}$  : Normalité de l'acide chlorhydrique = 0,5 ;  
 X : Volume (ml) de NaOH titré (échantillon de sol) ;  
 $N_{\text{NaOH}}$  : Normalité de l'hydroxyde de sodium = 0,25 ;  
 P : Poids de l'échantillon de sol = 5 g.

Les sédiments sont classés suivant leur teneur en calcaire total selon le **Tableau 5** ci-dessous :

**Tableau 5 :** Classification des sols selon leur teneur en calcaire total (USSS, 1954).

Taux de $\text{CaCO}_3$ Total	Qualification du sol
$\text{CaCO}_3\text{T} \leq 5 \%$	Sédiment non calcaire
$5 < \text{CaCO}_3\text{T} \leq 12,5 \%$	Sédiment faiblement calcaire
$12,5 < \text{CaCO}_3\text{T} \leq 25 \%$	Sédiment modérément calcaire
$25 < \text{CaCO}_3\text{T} \leq 50 \%$	Sédiment fortement calcaire
$\text{CaCO}_3\text{T} > 50 \%$	Sédiment très fortement calcaire

### 2.5. Paramètres morphométriques de *D. Trunculus*

#### 2.5.1. Croissance de *D. trunculus*

La croissance de *D. trunculus* a été déterminée par la mesure de paramètres biométriques, à savoir les paramètres linéaires (Longueur, Largeur et Epaisseur) ainsi que le poids frais. Une centaine d'individus ont été récoltés, saisonnièrement, au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) au cours de l'année 2019 et mesurés à l'aide d'un pied à coulisse permettant d'obtenir une précision de 1/10 mm et sont ensuite classés selon :

- **La longueur antéro-postérieure (L)** : correspondant à la plus grande distance séparant le bord antérieur du bord postérieur de la coquille dans le but de déterminer les relations biométriques chez *D. trunculus* ;
- **La hauteur (H)** : qui va de la charnière dorsale au bord ventral ;
- **L'épaisseur (E)** : qui est la largeur maximale de la convexité des deux valves réunies ;
- **Le poids frais de la chair** : Après avoir mesuré les paramètres linéaires décrits précédemment, le poids frais de la chair des individus de *D. trunculus* a été mesuré à l'aide d'une balance à précision (OHAUS (1/10 mg)).

#### 2.5.2. Indice de condition

L'indice de condition (K) est un indicateur général de la santé des mollusques et peut être utilisé de manière complémentaire pour évaluer l'état physiologique des organismes (Lucas & Beninger, 1985 ; Montenegro *et al.*, 2019). Il existe plusieurs formules pour déterminer l'indice de condition (K) ; le choix s'est porté sur la formule ci-dessous selon Lucas & Beninger (1985) car l'utilisation de poids de tissus secs élimine le biais dû aux fluctuations de la teneur en eau des tissus entiers. Pour ce faire, la chair et la coquille des individus ont été séchées dans une étuve à 60°C pendant 48 heures.

$$K = \frac{\text{Poids sec de la chair (g)}}{\text{Poids sec de la coquille (g)}} \times 100$$

#### 2.5.3. Rapport gonado-somatique

Le RGS a été calculé à l'aide de la formule de Breau *et al.* (2010) qui correspond au rapport entre le poids des gonades et le poids de la chair x 100. Chez les deux sexes, la gonade est entrelacée avec la masse viscérale qui est composée de l'estomac et de la boucle intestinale. Les gonades ont été soigneusement séparées de la masse somatique par la méthode de prélèvement décrite par Royer *et al.* (2008), à l'aide d'un scalpel. Le poids de la chair ainsi

## MATERIEL ET METHODES

que celui des gonades ont été déterminés séparément pour chaque spécimen à l'aide d'une balance de précision (précision de 0,1 mg).

$$\text{RGS} = \frac{\text{Poids frais de la gonade (g)}}{\text{Poids frais de la chair (g)}} \times 100$$

### 2.5.4. Pourcentage de comestibilité

Le pourcentage de comestibilité (PC) ou rendement en viande reflète l'état écophysio-logique des individus (gamétogenèse et consommation de stockage des réserves de nutriments) ; c'est un paramètre d'importance économique car il permet de détecter la qualité commerciale des espèces de bivalves, notamment celles exploitées (**Orban et al., 2002 ; Biandolino et al., 2020**). Le pourcentage de comestibilité (PC) a été calculé selon la formule utilisée par **Yildiz et al. (2011)** et a été estimé à l'aide de l'équation.

$$\text{PC} = \frac{\text{Poids frais de la chair (g)}}{\text{Poids frais total (g)}} \times 100$$

## 2.6. Dosage des biomarqueurs

### 2.6.2. Dosage de la glutathion-S-transférase

La mesure de l'activité de la GST est 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 dinitrobenzène) en présence d'un cofacteur, le glutathion (GSH). La lecture des absorbances est effectuée à une longueur d'onde de 340 nm dans un spectrophotomètre visible/UV.

Les manteaux de *D. trunculus*, collectés saisonnièrement au niveau des deux sites d'études (El Battah et Sidi Salem) ainsi que ceux collectés hebdomadairement au cours de l'expérience de transplantation sont homogénéisés dans 1 ml de tampon phosphate (0,1 M, pH 6). L'homogénat est centrifugé à 14000 tours/mn pendant 30 mn à 4 °C et le surnageant récupéré servira comme source d'enzyme.

Le dosage consiste à faire réagir 0,2 ml du surnageant avec 1,2 ml du mélange CDNB (1 mM) / GSH (5 mM) [20,26 mg CDNB, 153,65 mg GSH, 1 ml d'éthanol, 100 ml tampon phosphate (0,1 M, pH 6)]. La lecture des absorbances est effectuée toutes les 1 mn pendant 5 mn à une longueur d'onde de 340 nm contre un blanc contenant 0,2 ml d'eau distillée remplaçant la quantité du surnageant. L'activité spécifique est déterminée d'après la formule suivante :

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

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

**X** : Activité spécifique de la GST exprimée en millimole de substrat hydrolysé par minute et par mg de protéines ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) ;

**$\Delta D_0$**  : Pente de la droite de régression obtenue après hydrolyse du substrat en fonction du temps ;

**e** : Coefficient d'extinction molaire du CDNB =  $9,6 \text{ mM}^{-1} \text{ cm}^{-1}$  ;

**$V_t$**  : Volume total dans la cuve = 1,4 ml [0,2 ml surnageant + 1,2 ml mélange CDNB/GSH] ;

**$V_s$**  : Volume du surnageant = 0,2 ml ;

**mg de protéines** : Quantité de protéines exprimée en mg.

### 2.6.3. Dosage de l'Acétylcholinestéare

Le dosage de l'AChE est effectué 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 quantité de thiocholine libérée réagit avec l'acide 5-5' dithiobis-2-nitrobenzoïque (DTNB) formant un complexe de couleur jaune dont l'intensité est lue à une longueur d'onde de 412 nm.

Les manteaux de *D. trunculus* sont homogénéisés (SONIFER B-30) dans 1 ml de solution détergente [38,03 mg EGTA (acide éthylène glycol-bis,  $\beta$ -aminoéthyl éther NNN'N' tétra acétique), 1 ml Triton X 100%, 5,845 g NaCl, 80 ml tampon Tris (10 mM, pH 7)] à l'aide d'un homogénéiseur à ultrasons, puis centrifugés (9000 tours/mn, 15 mn à 4 °C), le surnageant récupéré servira pour la mesure de l'activité de l'AChE. Celle-ci est déterminée comme suit :

Une fraction aliquote de 100  $\mu\text{l}$  du surnageant est additionnée à 100  $\mu\text{l}$  de DTNB [39,6 mg de DTNB, 15 mg  $\text{CO}_3\text{HNa}$ , dans 10 ml de tampon Tris (0,1 M, pH 7)] et 1 ml du tampon Tris (0,1 M, pH 7) ; après 3 à 5 minutes de repos nécessaire pour épuiser la réaction spontanée, 100  $\mu\text{l}$  du substrat Acétylthiocholine iodide [118 mg d'acétylthiocholine dans 5 ml d'eau distillée] sont ajoutés. La lecture des densités optiques s'effectue à 412 nm toutes les 2 minutes pendant 10 mn contre un blanc où le surnageant est remplacé par un volume équivalent de solution détergente. L'activité spécifique est déterminée d'après la formule suivante :

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

**X** : Activité spécifique de l'AChE exprimée en millimole de substrat hydrolysé par minute et par mg de protéines ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) ;

## MATERIEL ET METHODES

$\Delta DO$  : Pente de la droite de régression obtenue après hydrolyse du substrat en fonction du temps ;

$e$  : Coefficient d'extinction molaire du DTNB =  $13,6 \text{ mM}^{-1} \text{ cm}^{-1}$  ;

$V_t$  : Volume total de 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 = 0,1 ml ;

**mg de protéines** : Quantité de protéines exprimée en mg.

### 2.6.4. 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 6 ; Figure 12**).

Les glandes digestives de *D. trunculus* collectés saisonnièrement au niveau des deux sites d'études (El Battah et Sidi Salem) ainsi que ceux collectés de manière hebdomadaire au cours de l'expérience de transplantation , préalablement lavés dans du NaCl (9 g/l) ou dans du tampon phosphate (0,05 M, pH 7,4), sont broyés 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  $\mu\text{l}$  Leupeptine (0,006 mM), 10  $\mu\text{l}$   $\beta$ -Mercaptoéthanol (0,01 %) comme agent réducteur, q.s.p 100 ml d'eau distillé], et au moment de l'extraction, on rajoute 150  $\mu\text{l}$  PMSF (0,5 mM) comme anti protéolytique. Après broyage mécanique puis homogénéisation aux ultrasons, l'homogénat est centrifugé (14500 tours/mn, 20 mn à 4 °C) et le surnageant obtenu est conservé à -20 °C jusqu'au dosage.

Une fraction aliquote de 0,5 ml du surnageant est ajoutée à un mélange de 0,5 ml d'éthanol absolu et 40  $\mu\text{l}$  de chloroforme préalablement conservé à -20 °C et ce pour faire précipiter les protéines de haut poids moléculaire. L'ensemble est centrifugé à 7000 tours/mn durant 10 mn à 4 °C. Le surnageant (0,9 ml) obtenu est précipité en présence de 20  $\mu\text{l}$  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 est centrifugé à 7000 tours/mn pendant 10 mn à 4 °C. Le culot obtenu, contenant les MTs, est lavé avec 1 ml d'une solution de lavage [87 ml

## MATERIEL ET METHODES

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 est 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 sont incubés à 65 °C pendant 15 mn. Après incubation les tubes reçoivent 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 sont vortexés jusqu'à dissolution complète du culot. Les échantillons obtenus sont additionnés à 4,2 ml de DTNB préparé extemporanément dans du tampon phosphate / NaCl (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 est effectuée à partir du surnageant obtenu à une longueur d'onde de 412 nm. La quantité des métallothionéines est déterminée d'après la formule suivante :

$$X = \frac{DO_{412} \times e}{a \times b \times c \times \text{mg de protéines}}$$

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

**DO<sub>412</sub>** : Densité optique à 412 nm de la fraction enrichie en Mts pour chaque échantillon ;

**e** : Poids moléculaire d'une molécule de Mt d'un Mollusque bivalve 8600 ;

**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 21 ;

**mg de protéines** : Quantité de protéines exprimée en mg.

**Tableau 6** : 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

### 2.7. Transplantation de *D. trunculus*

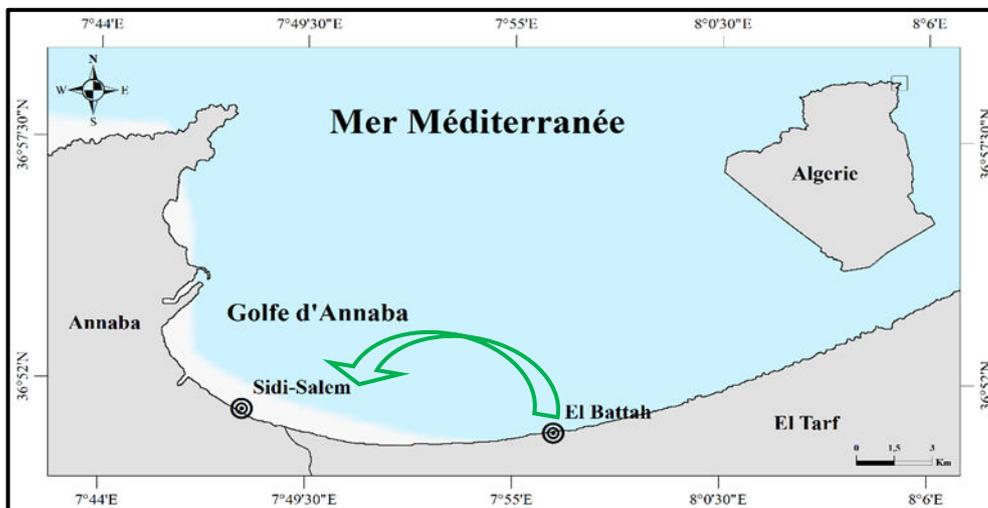
L'expérience de transplantation a été effectuée en période de reproduction printanière (en Avril) de l'année 2019 en raison de la sensibilité de l'espèce en cette période. Pour ce faire, des individus de *D. trunculus* ont été récoltés au niveau du site d'El Battah (36°50'49.47" N et 7°56'573" E), considéré comme étant relativement sain, éloigné des sources de pollution et exploité par les pêcheurs (Sifi & Soltani, 2019), ainsi qu'au niveau du site de Sidi Salem (36°51'18. 74" N et 7°47'48.16" E) situé dans la partie Ouest du golfe, près

## MATERIEL ET METHODES

de l'estuaire de Seybouse et exposé à divers polluants provenant de sources domestiques, agricoles et industrielles (Belabed *et al.*, 2017 ; Amira *et al.*, 2018). Les échantillons collectés de manière aléatoire au niveau du site le moins pollué (El Battah) ont été transportés (durée du trajet : 30-35min) à la plage de Sidi Salem (site pollué) pour la transplantation dans des récipients en plastique contenant de l'eau de mer. Cent (100) individus sont transplantés dans des cages (60 × 60 × 60 cm avec un maillage de 2 mm) remplies d'un fond de sable et immergées dans l'eau de mer à une profondeur d'environ 1,20 m pendant 21 jours. Différents tests biochimiques ont été effectués à divers moments (0 ; 7 ; 14 et 21 jours) pendant la période de transplantation.

Un échantillonnage hebdomadaire (une vingtaine d'individus par site) a été effectué tout au long de la transplantation (du 9 au 30 Avril 2019) et les individus ont été transportés dans une glacière au laboratoire de Biologie Animale Appliquée (Université Badji Mokhtar, Annaba) situé à environ 12 Km de la plage de Sidi Salem. Chaque échantillon a été disséqué et différents organes ont été prélevés. Après ouverture des valves de la coquille, le manteau est prélevé et débarrassé des siphons, puis séparé verticalement en deux moitiés qui serviront chacune à effectuer un dosage biochimique différent. Les glandes digestives ont été prélevés à l'aide d'un scalpel, un fragment de tissu est prélevé de façon perpendiculaire à l'axe longitudinal de la masse viscérale (l'axe antéropostérieur). Les échantillons ont ensuite été conservés à -20°C jusqu'au jour des dosages.

Les paramètres physico-chimiques de l'eau de mer ont été enregistrés le jour de la transplantation à l'aide d'un multi paramètre (Multi 340i). La température, le pH, la salinité et l'oxygène dissous ont été mesurés dans les deux sites étudiés.



**Figure 7.** Localisation des sites d'études dans le golf d'Annaba : le site de Sidi Salem (Site de transplantation) et site d'El Bttah (Site d'échantillonnage), ArcGIs 10.3.



**Figure 8.** Cage de transplantation de *D. trunculus* du site d'El Battah vers le site de Sidi Salem (photo personnelle).

## 2.8. Extraction et dosage des constituants biochimiques

L'extraction des différents constituants (protéines, glucides, lipides) est réalisée selon le procédé de **Shibko *et al.* (1966)**, à partir de manteaux individuels (avec un poids moyen 41-42 mg) de *D. trunculus* prélevés à différents temps de la transplantation (0 ; 7 ; 14 et 21 jours), conservés dans 1 ml d'acide trichloroacétique (TCA) à 20 %. Après broyage mécanique puis homogénéisation aux ultrasons (SONIFER B-30), une première centrifugation (5000 rpm/mn, 10 mn) est effectuée et le surnageant I récupéré servira au dosage des glucides totaux. Le culot I reçoit 1 ml du mélange éther/chloroforme (v/v) et après une seconde centrifugation (5000 rpm/mn, 10 mn) le surnageant II sera destiné au dosage des lipides totaux alors que le culot II est repris dans 1 ml d'hydroxyde de sodium NaOH (0,1 N) et sera utilisé pour la quantification de protéines totales.

### a) Dosage des protéines

Les protéines sont quantifiées selon la méthode de **Bradford (1976)** qui consiste à additionner une fraction aliquote de 100 µl du surnageant ou de la gamme étalon à 4 ml du réactif colorant bleu brillant de Coomassie (BBC) G250 [100 mg BBC, 50 ml éthanol 95 °C, agiter pendant 2 heures et ajouter 100 ml d'acide orthophosphorique 85 %, q.s.p 1000 ml eau distillée]. La lecture des absorbances s'effectue à une longueur d'onde de 595. La gamme d'étalonnage est réalisée à partir d'une protéine standard, l'albumine sérum de bœuf (BSA) (1 mg/ml).

**Tableau 7 :** Dosage des protéines : réalisation de la gamme d'étalonnage.

Tubes	1	2	3	4	5	6
BSA (µl)	0	20	40	60	80	100
Eau distillé (µl)	100	80	60	40	20	0
Réactif BBC (ml)	4	4	4	4	4	4
BSA (µg)	0	20	40	60	80	100

### b) Dosage des glucides

Le dosage des glucides est réalisé selon **Duchateau & Florkin (1959)**. Cette méthode est basée sur l'addition de 4 ml du réactif anthrone [150 mg anthrone, 75 ml d'acide sulfurique H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 96 %, 25 ml d'eau distillée] à 100 µl du surnageant ou de la gamme étalon utilisant une solution mère de glucose (1 g/L) comme standard. Après chauffage au bain marie (80 °C, 10 mn), il se développe une coloration verte dont l'intensité est mesurée à une longueur d'onde de 620 nm au spectrophotomètre visible, et qui est proportionnelle à la concentration des glucides totaux.

**Tableau 8 :** Dosage des glucides : réalisation de la gamme d'étalonnage.

Tubes	1	2	3	4	5	6
Glucose (µl)	0	20	40	60	80	100
Eau distillée (µl)	100	80	60	40	20	0
Anthrone (ml)	4	4	4	4	4	4
Quantité de glucose (µg)	0	20	40	60	80	100

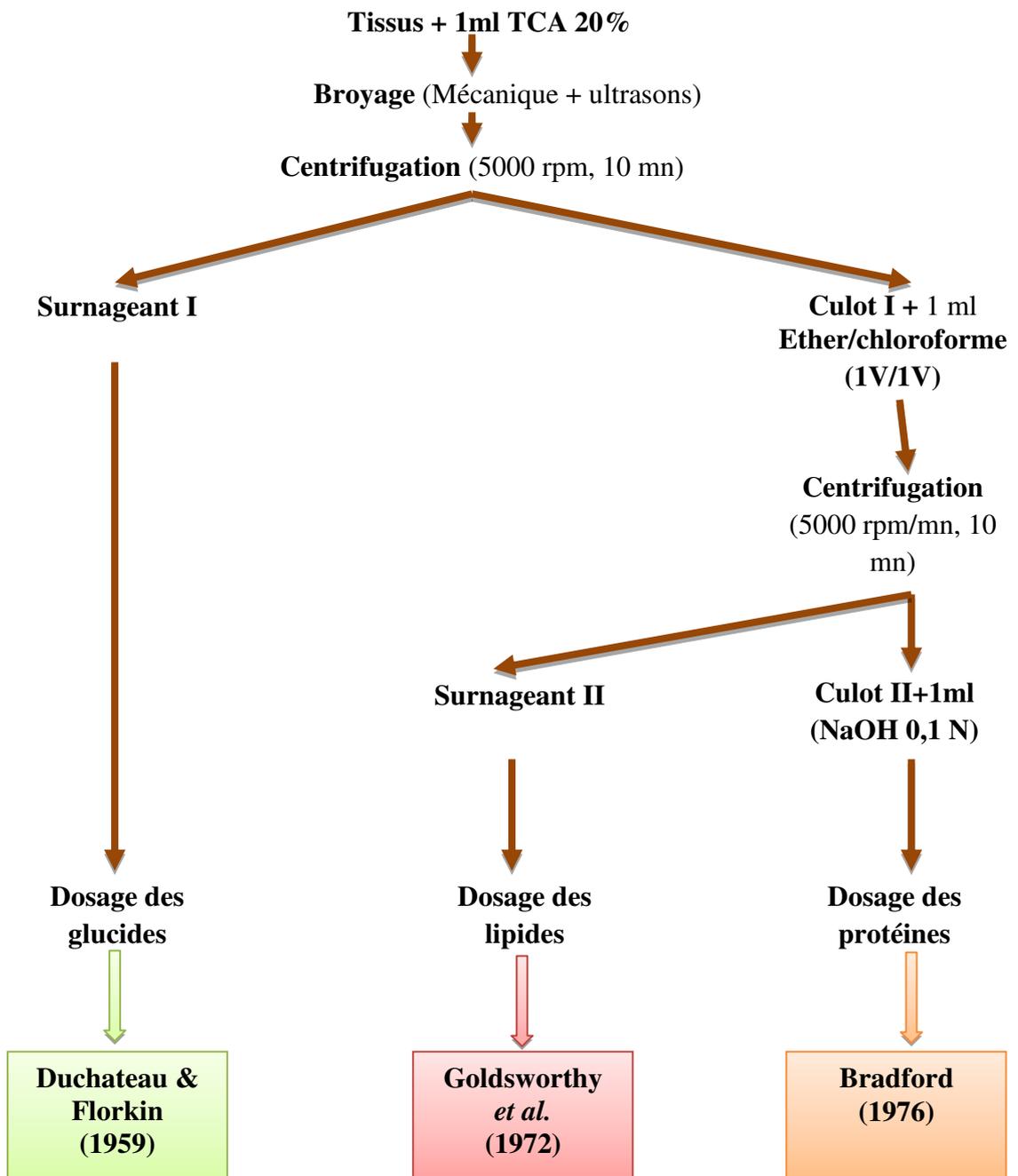
### c) Dosage des lipides

Le taux de lipides est 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 est réalisé sur des prises aliquotes de 100 µl des extraits lipidiques ou de la gamme étalon auxquelles on ajoute 1 ml d'acide sulfurique (96 %). Après agitation et chauffage dans des bains à sec (100 °C 10 mn), puis refroidissement, 200 µl sont repris auxquels sont ajoutés 2,5 ml du réactif vanilline. Une fois agités et mis à l'obscurité pendant 30 mn, une coloration rose se développe dont l'intensité est lue à une longueur d'onde de 530 nm.

**Tableau 9 :** 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 lipides (µg)	0	50	100	150	200	250

## MATERIEL ET METHODES



**Figure 9.** Principales étapes d'extraction et de dosage des protéines, glucides et lipides (Shibko *et al.*, 1966).

### 2.9. Analyse statistique

Les résultats obtenus sont exprimés par la moyenne arithmétique plus ou moins l'écart type ( $m \pm SD$ ). Les analyses statistiques ont été réalisées grâce au logiciel GraphPad Prism (version 9.00, La Jolla California, USA).

Les résultats obtenus ont subi différents tests statistiques :

- Le test  $t$  de Student pour comparer les moyennes deux à deux des paramètres physico chimiques de l'eau de mer ;
- La normalité des données de la croissance, physiologie, reproduction et comestibilité a été testée par le test de Kolmogorov-Smirnov, et l'homogénéité des variances a été vérifiée par le test de Levine .

Les résultats des tests de normalité ont révélé que les échantillons ne suivaient pas la loi normale ; de ce fait, des tests non paramétriques ont été utilisés, à savoir :

- Le test de Mann Whitney a été utilisé pour la comparaison deux à deux des différents paramètres entre les deux sites pour chaque saison ;
- Le test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour comparer les variations des paramètres étudiés entre les différentes saisons de l'année 2019 pour chaque site et soutenu par le test de Dunn's.
- Les tests de Mann Whitney et de Kruskal-Wallis ont également, été utilisés pour l'étude des paramètres physicochimiques des sédiments ;

L'homogénéité des variances des biomarqueurs (AChE, GST et MTs) ainsi que celles des données biochimiques (protéines, glucides et lipides) est confirmée préalablement par les tests de Bartlett et de Brown-Forsythe. Dans le cas de non égalité des variances, une normalisation des données est alors effectuée (**Dagnelie, 1998**).

Une régression linéaire pour la détermination des différentes droites de régression, l'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification a été utilisée afin de comparer les moyennes deux à deux. De plus, le test de Tukey nous permet de classer les différentes moyennes et de déterminer les différences entre les groupes étudiés.

# RESULTATS

## 3. RESULTATS

### 3.1. Paramètres physico-chimiques des deux sites d'étude

#### 3.1.1. Paramètres physico-chimiques de l'eau

Les paramètres physico-chimiques de l'eau de mer relevés dans les deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) à l'aide d'un multi paramètre (Multi 340 i, Germany) durant la l'année 2019 sont représentés dans le **Tableau 10**.

L'évolution des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer durant l'année 2019 démontre des valeurs moyennes maximales de la température atteinte en été avec  $29,54 \pm 0,52^{\circ}\text{C}$  à El Battah et  $29,08 \pm 0,57^{\circ}\text{C}$  à Sidi Salem de même pour la salinité avec  $35,82 \pm 0,39$  PSU à El Battah et  $36,25 \pm 0,42$  PSU à Sidi Salem. Concernant le pH, il atteint une valeur moyenne maximale en été au niveau du site d'El Battah ( $8,05 \pm 0,32$ ) et au printemps au niveau du site de Sidi Salem ( $8,06 \pm 0,14$ ). La saison automnale caractérise les deux sites d'études par des valeurs maximales d'oxygène dissous avec  $6,03 \pm 0,28$  % pour le site d'El Battah et  $5,96 \pm 0,31$  pour le site de Sidi Salem. L'analyse statistique par le test t de student ne montre aucune différence significative entre les deux sites d'étude ( $p > 0,05$ ) pour tous les paramètres considérés (**Tableau 10**).

**Tableau 10 :** Variation saisonnière des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer des deux sites (El Battah et Sidi Salem) du golfe d'Annaba au cours de l'année 2019.

Saison	Hiver		Printemps		Eté		Automne	
	El Battah	Sidi Salem						
<b>Température (°C)</b>	15,93± 0,70 <b>a</b>	16,26± 0,89 <b>a</b>	18,21± 0,25 <b>a</b>	18,36± 0,42 <b>a</b>	29,54± 0,52 <b>a</b>	29,08± 0,57 <b>a</b>	22,15± 0,64 <b>a</b>	22,06± 0,43 <b>a</b>
<b>pH</b>	7,63± 0,31 <b>a</b>	7,52 ± 0,34 <b>a</b>	8,03 ± 0,12 <b>a</b>	8,06 ± 0,14 <b>a</b>	8,05 ± 0,32 <b>a</b>	7,86 ± 0,32 <b>a</b>	7,60 ± 0,31 <b>a</b>	7,30 ± 0,29 <b>a</b>
<b>Salinité (psu)</b>	27,67± 0,59 <b>a</b>	27,38± 0,49 <b>a</b>	29,17± 0,42 <b>a</b>	29,06± 0,30 <b>a</b>	35,82± 0,39 <b>a</b>	36,25± 0,42 <b>a</b>	29,61± 0,71 <b>a</b>	29,27± 0,56 <b>a</b>
<b>Oxygène dissous (%)</b>	5,51 ± 0,41 <b>a</b>	5,37 ± 0,58 <b>a</b>	5,19 ± 0,15 <b>a</b>	5,13 ± 0,14 <b>a</b>	4,84 ± 0,25 <b>a</b>	5,07 ± 0,16 <b>a</b>	6,03 ± 0,28 <b>a</b>	5,96 ± 0,31 <b>a</b>

Pour chaque saison, les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour le même paramètre.

## 3.1.2. Paramètres physico-chimiques des sédiments

### a) Granulométrie

L'analyse granulométrique permet de caractériser la distribution de la taille des particules d'un solide. Elle permet, également, d'identifier les différentes familles granulométriques (sable, limon, argile) afin de les associer à une texture. Les résultats de l'étude granulométrique des sédiments des sites d'étude du golfe d'Annaba (El Battah et Sidi Salem) sont représentés dans le **Tableau 11**.

Les résultats indiquent que les sédiments des deux sites d'étude sont dominés par des sables avec 91,91 % au niveau du site d'El Battah et 90,73% au niveau du site de Sidi Salem. La précision de cette fraction dévoile une prédominance de sables très fins avec 81,69% à Sidi Salem et 83,12 % à El Battah. La caractérisation granulométrique de la fraction fine (< 50 µm) démontre la présence d'argiles et de limon à moindre mesure avec des pourcentages plus élevés en argile (5,48 % au niveau du site d'El Battah et 8,24 % au niveau du site de Sidi Salem) (**Tableau 11**).

**Tableau 11 :** Analyse descriptive des différentes fractions granulométriques des sédiments des sites d'étude au niveau du golfe d'Annaba.

Site	Saison	El Battah	Sidi Salem
Argile (%)		5,48	8,24
Limon (%)		0,92	1,96
Sable fin (%)		8,79	9,04
Sable très fin (%)		83,12	81,69

### b) Potentiel hydrogène (pH)

La détermination du pH au niveau des sédiments des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 (hiver, printemps, été, automne) montre, selon l'échelle de **Gaucher & Soltser (1981)**, que le site d'El Battah est caractérisé par un sédiment très alcalin en hiver, printemps et été (> 8,5) tandis qu'en automne, il est caractérisé par un sédiment alcalin (7,25 – 8,5). Concernant le site de Sid Salem, il présente un sédiment alcalin durant les quatre saisons. Des valeurs maximales de pH ont été enregistrées en saison printanière au niveau du site d'El Battah ( $8,96 \pm 0,55$ ) ainsi qu'au niveau du site de Sidi Salem ( $8,24 \pm 0,08$ ). Les deux sites d'étude ont présenté des valeurs minimales en saison automnale avec une valeur de  $8,35 \pm 0,05$  au niveau du site d'El Battah et de  $7,49 \pm 0,17$  au niveau du site de Sidi Salem (**Tableau 12**).

## RESULTATS

La comparaison des moyennes des pH entre les deux sites par le test de Mann-Whitney ne révèle aucune différence significative entre les sites au cours des quatre saisons de l'année 2019 avec  $p= 0,2000$  pour la saison hivernale et  $p= 0,1000$  pour les trois autres saisons. Concernant l'effet temps (saison), la comparaison des moyennes par le test de Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, du pH entre les quatre saisons au sein d'un même site montre qu'au niveau du site d'El Battah une différence significative n'a été enregistrée qu'entre le printemps et l'automne ( $p= 0,0279$ ). Cependant, aucune différence significative n'a été enregistrée au niveau du site de Sidi Salem ( $p > 0,05$ ) (**Tableau 12**).

**Tableau 12 :** Variation saisonnière du potentiel hydrogène (pH) mesuré au niveau du sédiment des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ ,  $n = 3$ ).

Site	Saison	El Battah	Sidi Salem
	Hiver	8,5 ± 0,16 <b>a</b> A	8,23 ± 0,11 <b>a</b> A
	Printemps	8,96 ± 0,06 <b>a</b> A	8,23 ± 0,08 <b>a</b> A
	Eté	8,64 ± 0,09 <b>a</b> AB	7,70 ± 0,60 <b>a</b> A
	Automne	8,35 ± 0,05 <b>a</b> B	7,49 ± 0,18 <b>a</b> A

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour la même saison. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (saison) au sein du même site.

### c) Conductivité électrique

La conductivité électrique représentée par la teneur globale en sels dissous mesurés au niveau des sédiments des deux sites d'étude montre que le site d'El Battah est peu salé (0,6 – 1,4 mS/cm) (USSSL, 1954) durant l'hiver, le printemps et l'été et salé durant l'automne (1,4 – 2,4 mS/cm). Le site de Sidi Salem présente un sédiment salé durant toute la période d'étude. En effet, l'évolution de la salinité révèle des valeurs maximales durant l'automne avec des valeurs de  $1,41 \pm 0,06$  mS/cm et  $1,67 \pm 0,29$  mS/cm au niveau du site d'El Battah et de Sidi Salem respectivement. Alors que les valeurs minimales sont enregistrées durant le printemps pour le site d'El Battah avec une moyenne de  $0,89 \pm 0,02$  mS/cm et le site de Sidi Salem avec une moyenne de  $1,17 \pm 0,03$  mS/cm (**Tableau 13**).

## RESULTATS

La comparaison des moyennes de la conductivité électrique du sédiment entre les deux sites par le test de Mann-Whitney ne révèle aucune différence significative entre les sites au cours des quatre saisons de l'année 2019 avec  $p = 0,2000$  pour la saison automnale et  $p = 0,1000$  pour les trois autres saisons. Concernant l'effet temps (saison) la comparaison des moyennes, de la conductivité électrique ( par le test de Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's ) entre les quatre saisons au sein d'un même site montre qu'au niveau du site d'El Battah une différence significative n'a été enregistrée qu'entre le printemps et l'automne ( $p = 0,0134$ ). Cependant, aucune différence significative n'a été enregistrée au niveau du site de Sidi Salem ( $p = 0,1887$ ) (**Tableau 13**).

**Tableau 13 :** Variation saisonnière de la conductivité électrique (mS/cm) mesurée au niveau du sédiment des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ ,  $n = 3$ ).

Site	Saison	El Battah	Sidi Salem
	Hiver	1,26 $\pm$ 0,03 <b>a</b> AB	1,49 $\pm$ 0,05 <b>a</b> A
	Printemps	0,89 $\pm$ 0,02 <b>a</b> A	1,17 $\pm$ 0,03 <b>a</b> A
	Eté	1,22 $\pm$ 0,02 <b>a</b> AB	1,62 $\pm$ 0,04 <b>a</b> A
	Automne	1,41 $\pm$ 0,06 <b>a</b> B	1,67 $\pm$ 0,29 <b>a</b> A

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour la même saison. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (saisons) au sein du même site.

### d) Carbone organique (%)

Le suivi saisonnier du taux de carbone organique (%) mesuré au niveau des sédiments des sites d'El Battah et de Sidi Salem montre une valeur maximale durant la saison printanière au niveau du site d'El Battah avec une moyenne de  $1,61 \pm 0,15$  % tandis que les valeurs minimales sont enregistrées durant la saison estivale au niveau du site de Sidi Salem  $0,14 \pm 0,02$  % (**Tableau 14**).

La comparaison des moyennes du carbone organique du sédiment entre les deux sites par le test de Mann-Whitney ne révèle aucune différence significative entre les sites au cours des quatre saisons de l'année 2019 ( $p = 0,1000$ ). Concernant l'effet saison, la comparaison des moyennes du carbone organique ( par le test de Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's ) entre les quatre saisons au sein d'un même site montre un effet significatif entre la saison hivernale et printanière pour le site d'El Battah ( $p = 0,0395$ ) ainsi que celui de Sidi Salem ( $p = 0,0129$ ) avec des teneurs plus élevées au printemps (**Tableau 14**).

## RESULTATS

**Tableau 14 :** Variation saisonnière du carbone organique (%) mesurée au niveau du sédiment des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ ,  $n = 3$ ).

Site	Saison	El Battah	Sidi Salem
	Hiver	0,48 $\pm$ 0,02 <b>a</b> A	0,14 $\pm$ 0,02 <b>a</b> A
	Printemps	1,61 $\pm$ 0,15 <b>a</b> B	0,75 $\pm$ 0,09 <b>a</b> B
	Eté	0,85 $\pm$ 0,02 <b>a</b> AB	0,42 $\pm$ 0,02 <b>a</b> AB
	Automne	1,52 $\pm$ 0,11 <b>a</b> AB	0,48 $\pm$ 0,02 <b>a</b> AB

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour la même saison. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (saisons) au sein du même site.

### e) Matière organique

Le suivi saisonnier du taux de matière organique (%) mesurée au niveau des sédiments des sites El Battah et Sidi Salem montre une valeur maximale durant la saison printanière au niveau du site d'El Battah avec une moyenne de  $2,77 \pm 0,26$  % ; tandis que les valeurs minimales sont enregistrées durant la saison estivale au niveau du site de Sidi Salem avec  $0,25 \pm 0,03$  %. Selon l'échelle de **Solter (1981)**, le site d'El Battah est caractérisé par une teneur extrêmement faible en matière organique avec une moyenne de  $0,82 \pm 0,03$  % en saison hivernale et faible en saison estivale avec une teneur de  $1,45 \pm 0,03$  %. Cependant, les saisons printanière et automnale sont considérées comme ayant une teneur moyenne de matière organique (2,5 - 3,5 %). Concernant le site de Sidi Salem, l'échelle de **Solter (1981)** le caractérise par une teneur extrêmement faible en matière organique ( $< 1$  %) en saisons hivernale, estivale et automnale et par une teneur très faible en saison printanière (1 - 1,5 %) (**Tableau 15**).

La comparaison des moyennes de la matière organique du sédiment entre les deux sites par le test de Mann-Whitney ne révèle aucune différence significative entre les sites au cours des quatre saisons de l'année 2019 ( $p = 0,1000$ ). Concernant l'effet saison, la comparaison des moyennes de la matière organique ( par le test de Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's) entre les quatre saisons au sein d'un même site montre un effet significatif entre la saison hivernale et printanière pour le site d'El Battah ( $p = 0,0395$ ) ainsi que celui de Sidi Salem ( $p = 0,0129$ ) avec des teneurs plus élevées au printemps (**Tableau 15**).

## RESULTATS

**Tableau 15 :** Variation saisonnière de la matière organique (%) mesurée au niveau du sédiment des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ ,  $n = 3$ ).

Site	Saison	El Battah	Sidi Salem
	Hiver	0,82 $\pm$ 0,03 <b>a</b> A	0,25 $\pm$ 0,03 <b>a</b> A
	Printemps	2,77 $\pm$ 0,26 <b>a</b> B	1,29 $\pm$ 0,16 <b>a</b> B
	Eté	1,45 $\pm$ 0,03 <b>a</b> AB	0,71 $\pm$ 0,03 <b>a</b> AB
	Automne	2,62 $\pm$ 0,19 <b>a</b> AB	0,83 $\pm$ 0,03 <b>a</b> AB

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour la même saison. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (saisons) au sein du même site.

### f) Calcaire total (%)

Le suivi saisonnier des teneurs en calcaire total (%) mesurées au niveau des sédiments des sites d'El Battah et de Sidi Salem montre une valeur maximale durant la saison printanière au niveau du site de Sidi Salem avec une moyenne de  $24,85 \pm 0,03$  % et des valeurs minimales au niveau du même site avec  $24,29 \pm 0,03$  % en saison automnale. L'étude des teneurs en calcaire total permet de caractériser les sédiments prélevés au niveau des deux sites d'études comme étant des sédiments modérément calcaires ( $12,5 < CaCO_3T \leq 25$  %) (**Tableau 16**).

La comparaison des moyennes du calcaire total du sédiment entre les deux sites par le test de Mann-Whitney ne révèle aucune différence significative entre les sites au cours des quatre saisons de l'année 2019 ( $p = 0,2000$ ) en saison estivale et  $p = 0,1000$  pour les trois autres saisons). Concernant l'effet saison, la comparaison des moyennes du calcaire total, par le test de Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, entre les quatre saisons au sein d'un même site montre un effet significatif entre la saison estivale et automnale pour le site d'El Battah ( $p = 0,0411$ ) ainsi qu'entre les saisons printanière et automnale pour le site de Sidi Salem ( $p = 0,0127$ ) (**Tableau 16**).

## RESULTATS

**Tableau 16 :** Variation saisonnière du calcaire total (%) mesurée au niveau du sédiment des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 (m ± SD, n = 3).

Site	Saison	El Battah	Sidi Salem
	Hiver	24,56 ± 0,04 <b>a</b> AB	24,75 ± 0,04 <b>a</b> AB
	Printemps	24,73 ± 0,03 <b>a</b> AB	24,85 ± 0,03 <b>a</b> A
	Été	24,73 ± 0,03 <b>a</b> A	24,64 ± 0,05 <b>a</b> AB
	Automne	24,5 ± 0,00 <b>a</b> B	24,29 ± 0,03 <b>a</b> B

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour la même saison. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (saisons) au sein du même site.

### 3.2. Mesure des paramètres morphométriques de *D. trunculus*

#### 3.2.1. Paramètres de croissance

Les variations saisonnières des paramètres biométriques (Longueur, Largeur, Epaisseur) et du poids frais des individus de *D. trunculus* récoltés au cours de l'année 2019 révèlent une longueur maximale chez les individus du site d'El Battah en saison hivernale ( $31,49 \pm 1,96$  mm) et une longueur minimale chez les individus du site de Sidi Salem durant la même saison ( $26,6 \pm 1,28$  mm). Des observations similaires ont été relevées pour la largeur avec une moyenne maximale chez les individus du site d'El Battah  $16,55 \pm 0,99$  mm et minimale chez les individus du site de Sidi Salem  $14,39 \pm 0,88$  mm. La mesure de l'épaisseur chez *D. trunculus* montre des valeurs maximales chez les individus du site d'El Battah en hiver  $10,14 \pm 0,82$  mm et minimale chez les individus du site de Sidi Salem  $8,55 \pm 0,85$  mm au printemps. Les données relevées du poids frais de la chair de *D. trunculus* au cours de l'année 2019 montrent un poids maximal chez les individus récoltés au niveau du site d'El Battah en automne avec une moyenne de  $799,3 \pm 90,9$  mg et un poids minimal chez les individus du site de Sidi Salem en été avec un poids moyen de  $446,9 \pm 59,04$  mg (**Tableau 17**).

## RESULTATS

La comparaison des moyennes des paramètres biométriques mesurés chez *D. trunculus* entre les deux sites par le test Mann Whitney révèle des longueurs significativement plus élevées chez les individus du site d'El Battah comparativement à ceux du site de Sidi Salem ( $p < 0,0001$ ) pour les quatre saisons de l'année 2019. Des différences significatives ont, également, été relevées pour la largeur ( $p = 0,0008$  pour la saison automnale et  $p < 0,0001$  pour les trois autres saisons). La comparaison du poids frais de la chair entre les deux sites d'étude a, également, révélé des différences significatives entre eux ( $p = 0,0044$  pour la saison printanière et  $p < 0,0001$  pour les trois autres saisons) avec des valeurs plus élevées chez les individus du site d'El Battah comparativement à ceux du site de Sidi Salem ; cependant, aucune différence significative n'a été enregistrée pour l'épaisseur en automne ( $p = 0,3411$ ) (**Tableau 17**).

L'analyse statistique par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's pour la comparaison des paramètres entre les quatre saisons au niveau d'un même site, révèle qu'au niveau du site d'El Battah aucune différence significative n'a été enregistrée entre les saisons estivale et automnale pour la longueur ( $p = 0,9133$ ), la largeur ( $p > 0,9999$ ) et l'épaisseur ( $p = 0,7164$ ). Cependant, pour le poids frais de la chair, la différence significative n'a été observée qu'entre l'été et les autres saisons ( $p < 0,0001$ ). Concernant le site de Sidi Salem, la longueur de *D. trunculus* n'a pas présenté de différence significative entre les saisons printanière et estivale ( $p = 0,0510$ ) de même pour l'épaisseur entre les saisons hivernale et printanière ( $p > 0,9999$ ) ; cependant, une saisonnalité significative au cours de l'année 2019 a été notée pour le poids frais de la chair ( $p < 0,0001$ ) ainsi qu'entre la saison automnale et les trois autres saisons pour la largeur ( $p < 0,0001$ ) (**Tableau 17**).

## RESULTATS

**Tableau 17 :** Variation saisonnière des paramètres biométriques (longueur, largeur, épaisseur) et du poids frais mesurés chez les individus de *D. trunculus* récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 (m ± SD, n = 61-100).

Paramètres	Saisons	El Battah	Sidi Salem
Longueur (mm)	Hiver	31,49 ± 1,96 <b>a</b> A	26,6 ± 1,28 <b>b</b> A
	Printemps	28,64 ± 1,29 <b>a</b> B	27,35 ± 2,06 <b>b</b> B
	Été	29,99 ± 1,14 <b>a</b> C	28,24 ± 1,57 <b>b</b> B
	Automne	30,3 ± 2,02 <b>a</b> C	29,15 ± 2,66 <b>b</b> C
Hauteur (mm)	Hiver	16,55 ± 0,99 <b>a</b> A	14,39 ± 0,88 <b>b</b> A
	Printemps	15,2 ± 0,96 <b>a</b> B	14,5 ± 0,95 <b>b</b> A
	Été	16,08 ± 0,94 <b>a</b> C	14,62 ± 0,79 <b>b</b> A
	Automne	15,9 ± 0,94 <b>a</b> C	15,47 ± 0,84 <b>b</b> B
Epaisseur (mm)	Hiver	10,14 ± 0,82 <b>a</b> A	8,75 ± 0,46 <b>b</b> A
	Printemps	9,01 ± 0,54 <b>a</b> B	8,55 ± 0,85 <b>b</b> A
	Été	9,57 ± 0,54 <b>a</b> C	9,12 ± 0,55 <b>b</b> B
	Automne	9,79 ± 0,91 <b>a</b> C	9,63 ± 0,56 <b>a</b> C
Poids frais (mg)	Hiver	755,9 ± 75 <b>a</b> A	508 ± 85,7 <b>b</b> A
	Printemps	762 ± 105,2 <b>a</b> A	704,7 ± 97,5 <b>b</b> B
	Été	545,2 ± 71,6 <b>a</b> B	446,9 ± 59,04 <b>b</b> C
	Automne	799,3 ± 90,9 <b>a</b> A	579,8 ± 82,3 <b>b</b> D

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les deux sites pour la même saison tandis que les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (saisons) au sein du même site.

### 3.2.2. Indice de condition

Les variations saisonnières de l'indice de condition des individus de *D. trunculus* récoltés au cours de l'année 2019 dans deux sites du golfe d'Annaba révèlent des valeurs maximales enregistrées chez les individus du site d'El Battah en saison printanière  $11,25 \pm 0,75$  et minimales chez les individus du site de Sidi Salem durant la saison estivale  $6,75 \pm 0,75$ . (Tableau 18).

## RESULTATS

La comparaison des moyennes entre les deux sites, par le test Mann-Whitney, révèle des différences significatives au printemps ( $p = 0,0460$ ) et en automne ( $p < 0,0001$ ) avec des valeurs plus élevées au niveau du site d'El Battah comparativement au site de Sidi Salem. La variation saisonnière au niveau du site d'El Battah montre qu'il n'y a pas de différence significative entre l'hiver et l'été ( $p = 0,2601$ ). Cependant, au niveau du site de Sidi Salem une différence n'a été enregistrée qu'entre le printemps et les autres saisons ( $p > 0,05$ ) (**Tableau 18**).

**Tableau 18 :** Variation saisonnière de l'indice de condition (%) mesuré chez les individus de *D. trunculus* récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ ,  $n = 61$ ).

Site	Saison	El Battah	Sidi Salem
	Hiver	7,34 $\pm$ 0,75 <b>a</b> A	7,20 $\pm$ 0,81 <b>a</b> A
	Printemps	11,25 $\pm$ 0,75 <b>a</b> B	10,96 $\pm$ 0,55 <b>b</b> B
	Eté	6,85 $\pm$ 0,64 <b>a</b> A	6,75 $\pm$ 0,75 <b>a</b> A
	Automne	8,43 $\pm$ 0,90 <b>a</b> C	7,12 $\pm$ 0,86 <b>b</b> A

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour la même saison. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (saisons) au sein du même site.

### 3.2.3. Rapport gonado-somatique

Les variations saisonnières du rapport gonado-somatique (%) des individus de *D. trunculus* récoltés au cours de l'année 2019 présentent des valeurs maximales enregistrées chez les individus du site d'El Battah en saison printanière  $25,25 \pm 0,89$  % et minimales chez les individus du site de Sidi Salem durant la saison hivernale  $17,31 \pm 0,82$  % (**Tableau 19**).

La comparaison des moyennes entre les deux sites par le test de Mann-Whitney révèle des différences significatives entre les sites d'El Battah et de Sidi Salem durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $p < 0,0001$ ) avec des pourcentages plus élevés au niveau du site d'El Battah comparativement à ceux du site de Sidi Salem (**Tableau 19**).

L'analyse statistique par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's pour la comparaison des rapports gonado-somatiques entre les quatre saisons au niveau d'un même site révèle une variation saisonnière significative au niveau du site d'El Battah ( $p < 0,05$ ) ainsi qu'au niveau du site Sidi Salem ( $p < 0,05$ ) au cours de l'année 2019 (**Tableau 19**).

## RESULTATS

**Tableau 19 :** Variation saisonnière du rapport gonado-somatique (%) mesurée chez les individus de *D. trunculus* récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 (m ± SD, n = 61).

Site	Saison	El Battah	Sidi Salem
	Hiver	19,22 ± 0,98 <b>a</b> A	17,31 ± 0,82 <b>b</b> A
	Printemps	25,25 ± 0,89 <b>a</b> B	23,46 ± 0,67 <b>b</b> B
	Eté	23,43 ± 0,93 <b>a</b> C	21,23 ± 0,56 <b>b</b> C
	Automne	24,34 ± 0,88 <b>a</b> D	22,01 ± 0,88 <b>b</b> D

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour la même saison. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (saisons) au sein du même site.

### 3.2.4. Indice de comestibilité

Les variations saisonnières de l'indice de comestibilité (%) des individus de *D. trunculus* récoltés au cours de l'année 2019 révèlent des valeurs maximales enregistrées chez les individus d'El Battah en saison printanière  $34,2 \pm 1,60$  % et minimales chez les individus de Sidi Salem durant la saison estivale  $20,44 \pm 1,09$  % (**Tableau 20**).

La comparaison des moyennes entre les deux sites par le test Mann-Whitney pour chaque saison révèle des différences significatives entre les sites d'El Battah et de Sidi Salem au printemps et en automne ( $p < 0,0001$ ) avec des pourcentages plus élevés au niveau du site d'El Battah (**Tableau 20**).

L'analyse statistique, par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, pour la comparaison des indices de comestibilité entre les quatre saisons au niveau d'un même site révèle une variation saisonnière significative au niveau du site d'El Battah ; cependant, au niveau du site Sidi Salem il n'y a pas eu de variation significative entre l'hiver et l'automne ( $p > 0,9999$ ) (**Tableau 20**).

## RESULTATS

**Tableau 20 :** Variation saisonnière de l'indice de comestibilité (%) mesurée chez les individus de *D. trunculus* récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 (m ± SD, n = 61).

Site	Saison	El Battah	Sidi Salem
	Hiver	22,37± 1,77 <b>a</b> A	22,02 ± 1,71 <b>a</b> A
	Printemps	34,2± 1,60 <b>a</b> B	30,32± 1,91 <b>b</b> B
	Eté	20,54± 1,28 <b>a</b> C	20,44± 1,09 <b>a</b> C
	Automne	25,31± 1,42 <b>a</b> D	22,21± 1,53 <b>b</b> A

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour la même saison. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (saisons) au sein du même site.

### 3.3. Biosurveillance de la qualité des eaux du golfe

#### 3.3.1. Activité enzymatique de la glutathion-S-transférase

L'activité enzymatique de la GST exprimée en  $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines est déterminée saisonnièrement au niveau du manteau de *D. trunculus* pêché dans deux sites du golfe d'Annaba, El Battah et Sidi Salem au cours de l'année 2019. Cette activité est calculée par application de la formule d'**Habig et al. (1974)** en utilisant les pentes des droites de régression exprimant les absorbances en fonction du temps. Les résultats obtenus sont exprimés par rapport à une quantité de protéines.

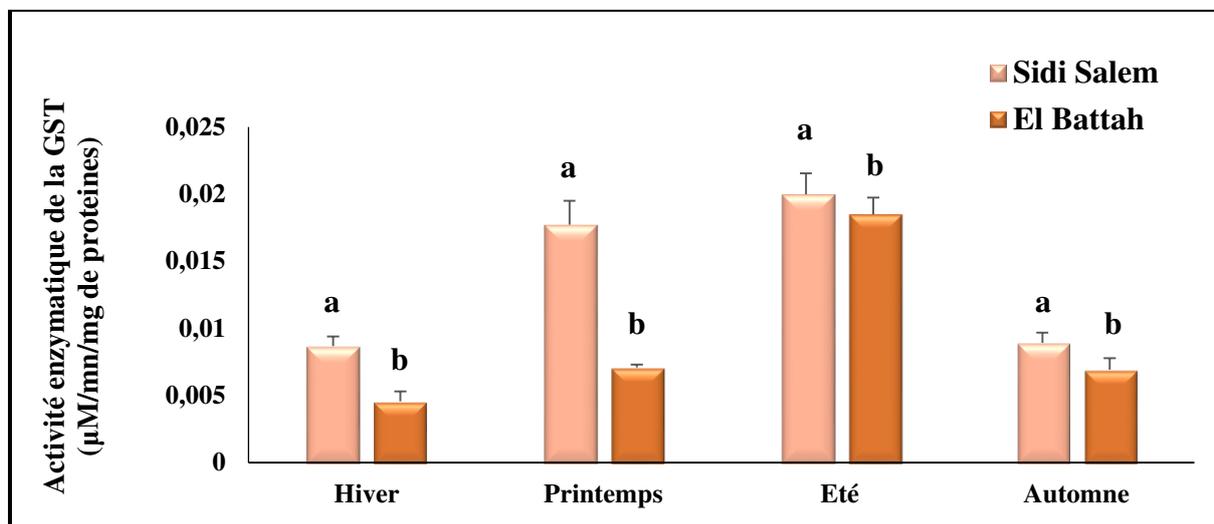
Les résultats obtenus révèlent une activité maximale de la GST chez les individus du site de Sidi Salem durant la saison printanière avec une valeur moyenne de  $0,01771 \pm 0,0018 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines ainsi qu'une activité minimale chez les individus du site d'El Battah durant la saison hivernale avec une valeur de  $0,0048 \pm 0,0009 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines (**Tableau 31 ; Annexe 1**).

La comparaison de l'activité de la GST par le test de Tuckey entre les deux sites d'étude présentée dans la **Figure (10)** révèle une différence significative entre eux durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $p < 0,0001$ ) avec une induction de l'activité plus marquée chez les individus du site de Sidi Salem. En effet, les individus de ce site présentent une induction maximale en saison estivale avec une moyenne de  $0,0227 \pm 0,0006 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines. La variation de l'activité enzymatique de la GST au niveau du site d'El Battah au cours de l'année 2019 révèle une saisonnalité significative avec une induction maximale en saison estivale ; cependant, aucune différence significative entre le printemps et l'automne n'a été enregistrée au niveau du site de Sidi Salem ( $p = 0,9979$ ). Les individus de ce site

## RESULTATS

présentent une induction maximale en saison estivale avec une moyenne de  $0,0227 \pm 0,0006$   $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines.

L'analyse de la variance à deux critères de classification (saison /site) révèle des effets saison ( $F_{3,32} = 792$  ;  $p < 0,0001$ ), site ( $F_{1,32} = 7962,5$  ;  $p < 0,0001$ ) et une interaction saison X site ( $F_{3,32} = 3,478$  ;  $p = 0,0272$ ) significatifs (**Tableau 21**).



**Figure 10.** Variation saisonnière de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) mesurée dans le manteau de individus de *D. trunculus* récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ ,  $n = 5$ ). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour la même saison.

**Tableau 21 :** Analyse de la variation à deux critères de classification (saison /site) de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) mesurée dans le manteau des individus de *D. trunculus* récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ ,  $n = 5$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	Fobs	P
Saison	3	0,001045	0,0003482	792,5	<0,0001
Site	1	0,0002054	0,0002054	7962,5	<0,0001
Interaction Saison / Site	3	4,584e-006	1,528e-006	3,478	=0,0272
Erreur résiduelle	32	1,406e-006	4,393e-007		
Totale	39				

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : F observé ; P : niveau de signification.

### 3.3.2. Activité spécifique de l'acétylcholinestérase

L'activité spécifique de l'AChE exprimée en  $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines est déterminée saisonnièrement au niveau du manteau de *D. trunculus* pêché dans deux sites du golfe d'Annaba, El Battah et Sidi Salem au cours de l'année 2019. Cette activité est calculée par application de la formule d'Ellman *et al.* (1961) en utilisant les pentes des droites de

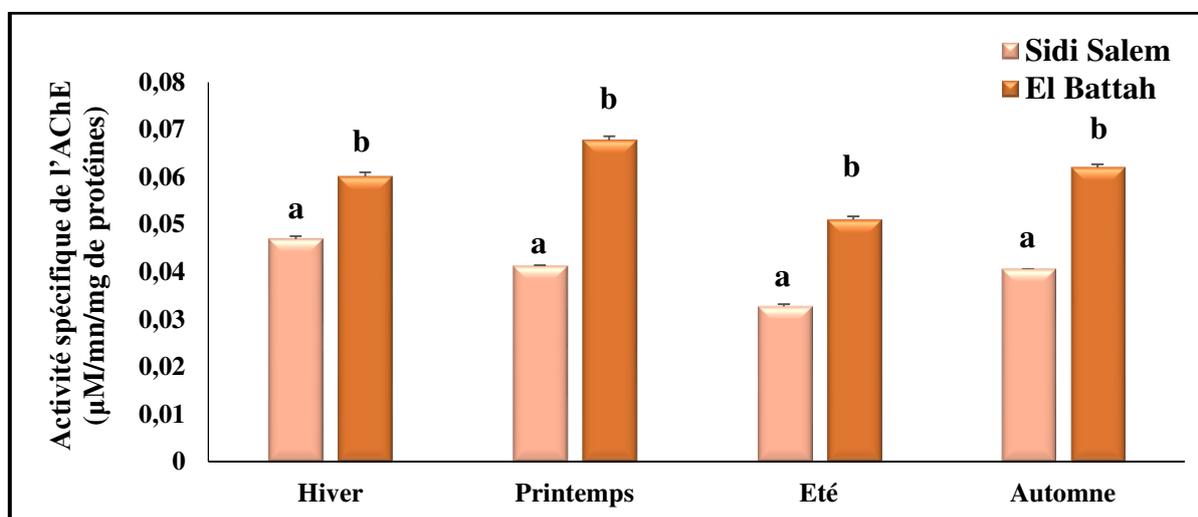
## RESULTATS

régression exprimant les absorbances en fonction du temps. Les résultats obtenus sont exprimés par rapport à une quantité de protéines.

Les résultats de l'étude du biomarqueur de neurotoxicité révèlent une activité maximale de l'AChE chez les individus du site d'El Battah durant la saison printanière avec une moyenne de  $0,0677 \pm 0,0009$   $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines ainsi qu'une activité minimale chez les individus du site de Sidi Salem durant la saison estivale avec une valeur de  $0,0327 \pm 0,0005$   $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines (**Tableau 32 ; Annexe 1**).

La comparaison de l'activité de l'AChE par le test de Tuckey entre les deux sites d'étude révèle une différence significative entre eux durant les quatre saisons d'étude ( $p < 0,0001$ ) avec une inhibition de l'activité plus marquée chez les individus du site de Sidi Salem. La variation de l'activité spécifique de l'AChE au niveau du site d'El Battah au cours de l'année 2019 révèle une différence significative entre les quatre saisons ; cependant, aucune différence significative entre le printemps et l'automne n'a été enregistrée au niveau du site de Sidi Salem ( $p = 0,5362$ ) (**Figure 11**).

L'analyse de la variance à deux critères de classification (saison /site) révèle des effets saison ( $F_{3, 32} = 806$  ;  $p < 0,0001$ ), site ( $F_{1, 32} = 9515$  ;  $p < 0,0001$ ) et une interaction saison X site ( $F_{3, 32} = 188$  ;  $p < 0,0001$ ) significatifs (**Tableau 22**).



**Figure 11.** Variation saisonnière de l'activité spécifique de l'AChE ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) mesurée dans le manteau des individus de *D. trunculus* récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ ,  $n = 5$ ). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour la même saison.

## RESULTATS

**Tableau 22 :** Analyse de la variation à deux critères de classification (saison /site) de l'activité spécifique de l'AChE ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) mesurée dans le manteau des individus de *D. trunculus* récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ ,  $n = 5$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	Fobs	P
Saison	3	0,001001	0,000337	806	<0,0001
Site	1	0,003940	0,003940	9515	<0,0001
Interaction Saison / Site	3	0,0002336	7,786e-005	188	<0,0001
Erreur résiduelle	32	1,325e-005	4,141e-007		
Totale	39				

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : F observé ; P : niveau de signification.

### 3.3.3. Taux des métallothionéines

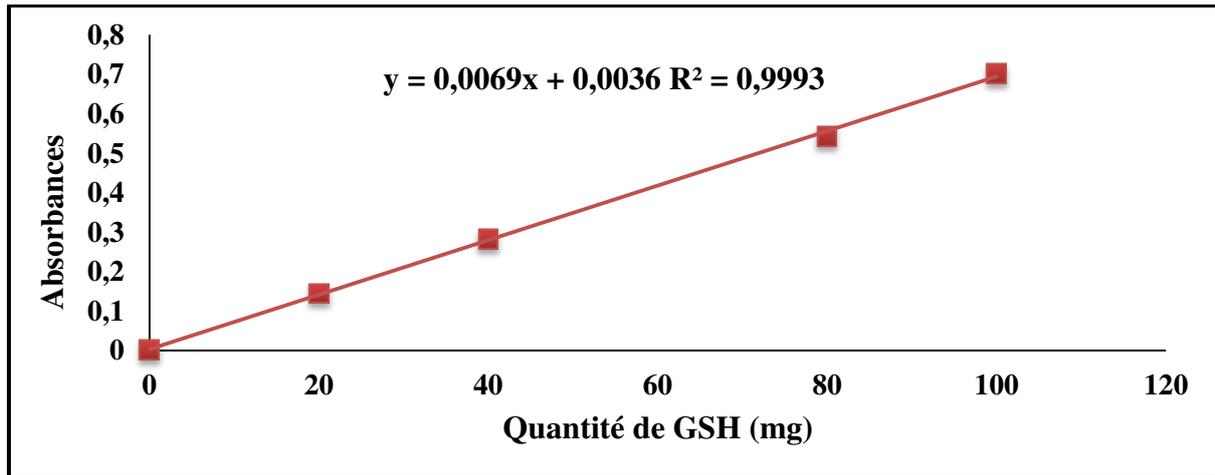
Les taux de métallothionéines (MTs) sont déterminés saisonnièrement au niveau des glandes digestives de *D. trunculus* pêché dans deux sites du golfe d'Annaba, El Battah et Sidi Salem au cours de l'année 2019. La quantification a été effectuée d'après la méthode de **Viarengo et al. (1997)** en utilisant la pente de droite de régression d'une courbe de référence exprimant l'absorbance en fonction d'une quantité de GSH ( $\mu\text{l}$ ).

Les résultats obtenus révèlent un taux des MTs maximal chez les individus du site de Sidi Salem durant la saison estivale avec une valeur moyenne  $4,4820 \pm 0,0724 \mu\text{g}/\text{mg}$  de protéines ainsi qu'un taux minimal chez les individus du site d'El Battah durant la saison hivernale avec une valeur moyenne de  $01,5578 \pm 0,0920 \mu\text{g}/\text{mg}$  de protéines (**Tableau 33 ; Annexe 1**).

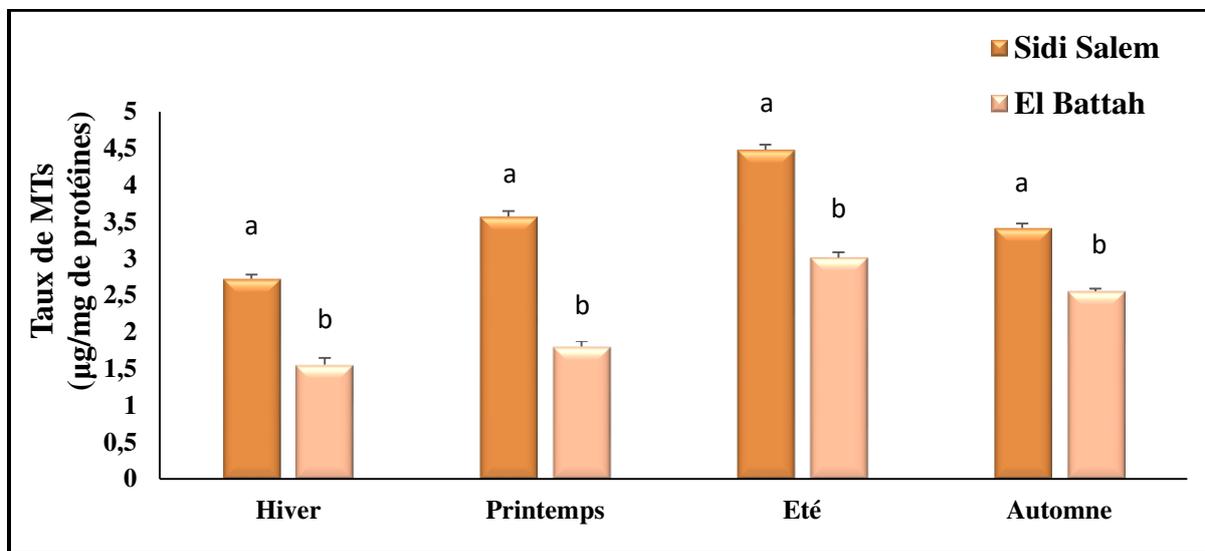
La comparaison des taux de MTs par le test de Tuckey entre les deux sites d'étude révèle une différence significative entre eux durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $p < 0,0001$ ) avec des taux plus élevés chez les individus du site de Sidi Salem. Les variations des taux de MTs au niveau du site d'El Battah au cours de l'année 2019 révèlent une saisonnalité significative ( $p < 0,0001$ ) entre les quatre saisons avec des taux maximaux en saison estivale. Les mêmes observations ont été enregistrées chez les individus du site de Sidi Salem. (**Figure 13**).

L'analyse de la variance à deux critères de classification (saison /site) révèle des effets saison ( $F_{(3, 32)} = 910,2 ; p < 0,0001$ ), site ( $F_{(1, 32)} = 3519 ; p < 0,0001$ ) et une interaction saison X site ( $F_{(3, 32)} = 77,77 ; p < 0,0001$ ) significatifs (**Tableau 23**).

## RESULTATS



**Figure 12.** Dosage des métallothionéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de GSH (mg) ( $R^2$  : coefficient de détermination).



**Figure 13.** Variation saisonnière des taux de MTs ( $\mu\text{g}/\text{mg}$  de protéines) mesurés dans les glandes digestives des individus de *D. trunculus* récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ ,  $n = 5$ ). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour la même saison.

**Tableau 23 :** Analyse de la variation à deux critères de classification (saison /site) des taux de MTs ( $\mu\text{g}/\text{mg}$  de protéines) mesurés dans les glandes digestives des individus de *D. trunculus* récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm SD$ ,  $n = 5$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	Fobs	P
Saison	3	13,45	4,485	910,2	<0,0001
Site	1	17,34	17,34	35191	<0,0001
Interaction Saison / Site	3	1,150	0,3832	77,77	<0,0001
Erreur résiduelle	32	0,1577	0,004927		
Totale	39				

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : F observé ; P : niveau de signification.

## 3.4. Expérience de transplantation de *D. trunculus*

### 3.4.1. Activité enzymatique de la glutathion-S-transférase

Les paramètres physico-chimiques de l'eau de mer relevés dans les deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) à l'aide d'un multiparamètre (Multi 340 i, Germany) le jour de la transplantation sont représentés dans le **Tableau 24**.

Les valeurs des différents paramètres sont les suivantes : température: 16,6 °C, pH : 8,49, salinité: 30,55 PSU et oxygène dissous 4,60: à El Battah contre température: 16,56 °C, pH: 8,82, salinité: 31,05 PSU et oxygène dissous 4,97 % au niveau du site de Sidi Salem

**Tableau 24 :** Paramètres physicochimiques des deux sites d'échantillonnage le jour de la transplantation (9 Avril 2019).

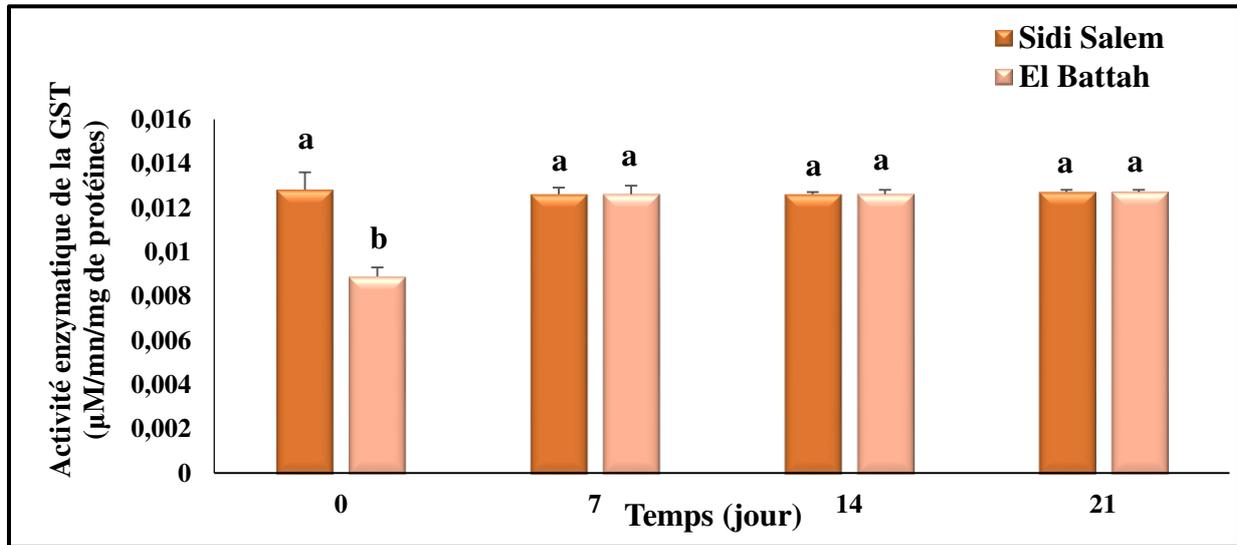
Paramètres	El Battah	Sidi Salem
Température (°C)	16,6	16,56
pH	8,49	8,82
Salinité (psu)	30,55	31,05
Oxygène dissous (%)	4,60	4,97

L'activité de la glutathion-S-transférase ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) mesurée au niveau du manteau des individus de *D. trunculus* du site d'El Battah transplantés au niveau du site de Sidi Salem ainsi que ceux du site de Sidi Salem révèle qu'à 0 jour, les individus du site de Sidi Salem présente une induction significativement plus élevée ( $p < 0,0001$ ) comparativement à celle des individus du site d'El Battah. Cependant, à partir du 7<sup>ème</sup> jour, l'activité des individus du site d'El Battah transplantés est comparable à celle des individus natifs du site de Sidi Salem ( $p = 0,9973$ ) (**Figure 14**).

Les données obtenues par le test de Tuckey chez les individus transplantés du site d'El Battah révèlent une augmentation significative ( $p < 0,0001$ ) des valeurs au cours de la première semaine de transplantation avec une valeur moyenne de  $0,0126 \pm 0,0004 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines au 7<sup>ème</sup> jour contre  $0,0089 \pm 0,0004 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines à 0 jour. Concernant l'activité enzymatique de la GST des individus natifs du site de Sidi Salem, elle ne présente pas de variations significatives au cours de la période de transplantation ( $p > 0,05$ ) (**Tableau 34 ; Annexe 1**).

## RESULTATS

L'analyse de la variance à deux critères de classification (temps/site) de l'activité enzymatique de la GST révèle des effets temps ( $F_{(3, 32)} = 46,99$  ;  $P < 0,0001$ ), site ( $F_{(1, 32)} = 59,96$  ;  $P < 0,0001$ ) et une interaction temps X site ( $F_{(3, 32)} = 55,09$  ;  $P < 0,0001$ ) significatifs (Tableau25).



**Figure 14.** Activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) au niveau du manteau chez *D. trunculus* durant la période de transplantation ( $m \pm SD$  ;  $n = 5$ ). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les entre pour le même temps.

**Tableau 25 :** Analyse de la variation à deux critères de classification (temps/site) de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) au niveau du manteau de *D. trunculus* durant la période de transplantation (21 jours) d'un site relativement sain El Battah vers un site contaminé Sidi Salem.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	Fobs	P
Temps	3	2,415e-005	8,048e-006	46,99	<0,0001
Site	1	1,027e-005	1,027e-005	59,96	<0,0001
Interaction Temps / Site	3	2,831e-005	9,435e-006	55,09	<0,0001
Erreur résiduelle	32	5,481e-006	1,713e-007		
Totale	39				

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : F observé ; P : niveau de signification.

### 3.4.2. Activité spécifique de l'acétylcholinestérase

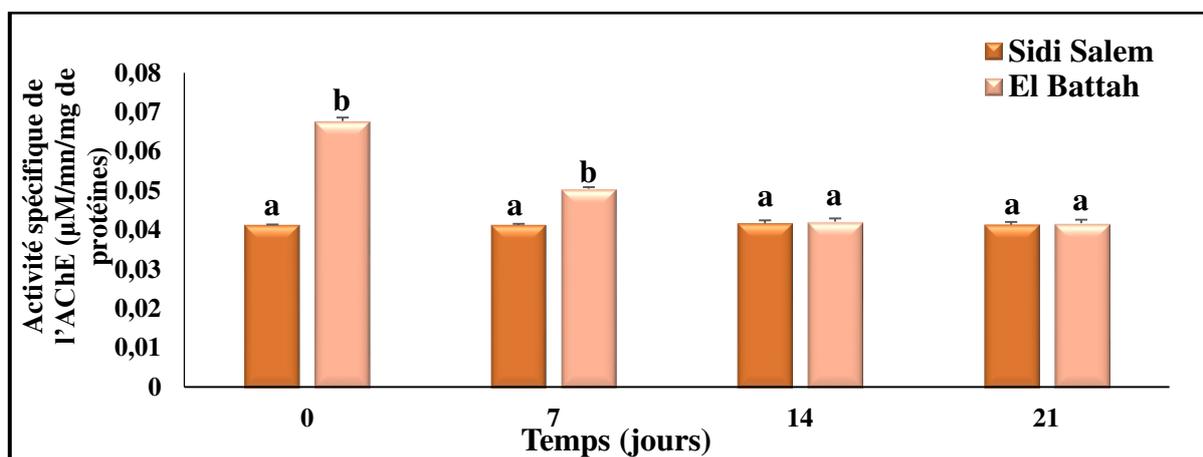
L'activité spécifique de l'acétylcholinestérase ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) mesurée au niveau du manteau des individus de *D. trunculus* du site d'El Battah transplantés au niveau du site de Sidi Salem ainsi que ceux du site de Sidi Salem (natifs) révèle qu'à 0 jour, les individus du site de Sidi Salem présentent une inhibition significativement plus marquée ( $p < 0,0001$ ) comparativement à celle des individus du site d'El Battah. Cependant, à partir du

## RESULTATS

14<sup>ème</sup> jour de l'expérience, l'activité des individus du site d'El Battah transplantés est comparable à celle des individus natifs du site de Sidi Salem ( $p = 0,6568$ ) ( **Figure 15**).

Les données obtenues par le test de Tuckey chez les individus transplantés du site d'El Battah révèlent une inhibition progressive ( $P < 0,0001$ ) de l'activité de l'AChE jusqu'au 14<sup>ème</sup> jour de la transplantation où elle atteint une valeur moyenne de  $0,0421 \pm 0,0007 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines contre  $0,0677 \pm 0,0009 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines à 0 jour. Concernant l'évaluation de l'activité spécifique de l'AChE des individus natifs de Sidi Salem, elle ne présente pas de variations significatives au cours de la transplantation ( $p > 0,05$ ) (**Tableau 35 ; Annexe 1**).

L'analyse de la variance à deux critères de classification (temps/site) de l'activité spécifique de l'AChE révèle des effets temps ( $F_{(3, 32)} = 787 ; p < 0,0001$ ), site ( $F_{(1, 32)} = 1836 ; p < 0,0001$ ) et une interaction temps X site ( $F_{(3, 32)} = 8213 ; p < 0,0001$ ) significatifs (**Tableau 26**).



**Figure 15.** Activité spécifique de l'AChE ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) au niveau du manteau chez *D. trunculus* durant la période de transplantation ( $m \pm SD ; n = 5$ ). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour le même temps.

**Tableau 26 :** Analyse de la variation à deux critères de classification (temps/site) de l'activité spécifique de l'AChE ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) au niveau du manteau de *D. trunculus* durant la période de transplantation (21 jours) d'un site relativement sain El Battah vers un site contaminé Sidi Salem.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	Fobs	P
Temps	3	0,001089	0,0003631	787	<0,0001
Site	1	0,0008470	0,0008470	1836	<0,0001
Interaction Temps / Site	3	0,001137	0,0003789	821,3	<0,0001
Erreur résiduelle	32	1,476e-005	4,613e-007		
Totale	39				

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : F observé ; P : niveau de signification.

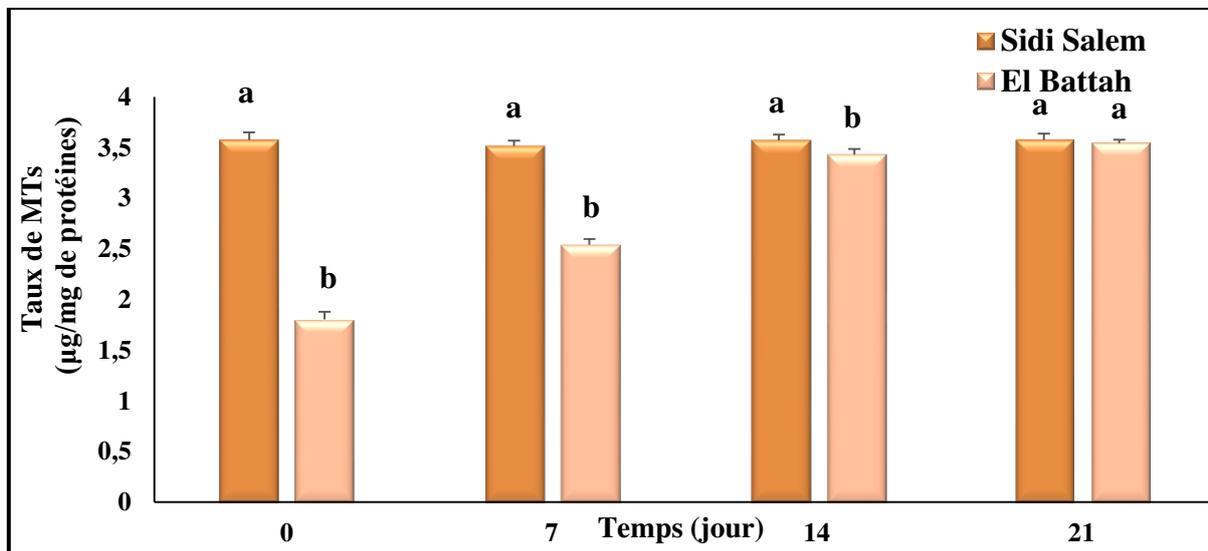
## RESULTATS

### 3.4.3. Taux de métallothionéines

Les résultats des taux de métallothionéines ( $\mu\text{g}/\text{mg}$  de protéines) mesurés au niveau de la glande digestive des individus de *D. trunculus* du site d'El Battah transplantés au niveau du site de Sidi Salem ainsi que ceux du site de Sidi Salem révèlent qu'à 0 jour, les individus du site de Sidi Salem présentent des taux significativement plus élevés ( $p < 0,0001$ ) comparativement à ceux des individus du site d'El Battah. Cependant, à partir du 21<sup>ème</sup> jour, les taux de MTs des individus du site d'El Battah transplantés sont comparables à ceux des individus natifs du site de Sidi Salem ( $p = 0,8136$ ) (**Tableau 36; Annexe 1**).

Les données obtenues par le test de Tuckey chez les individus transplantés du site d'El Battah révèlent une augmentation significative ( $p < 0,0001$ ) des taux de MTs au cours de toute la période de transplantation avec une valeur moyenne de  $1,8034 \pm 0,0738 \mu\text{g}/\text{mg}$  de protéines le jour de la transplantation contre  $3,5417 \pm 0,0368 \mu\text{g}/\text{mg}$  de protéines au 21<sup>ème</sup> jour. Concernant les données obtenues chez les individus natifs de Sidi Salem, elles révèlent aucune variation significative au cours de la transplantation ( $p > 0,05$ ) (**Figure 16**).

L'analyse de la variance à deux critères de classification (temps/site) des taux de métallothionéines révèle des effets temps ( $F_{(3, 32)} = 486,7 ; p < 0,0001$ ), site ( $F_{(1, 32)} = 1522 ; p < 0,0001$ ) et une interaction temps X site ( $F_{(3, 32)} = 470,3 ; p < 0,0001$ ) significatifs (**Tableau 27**).



**Figure 16.** Taux de MTs ( $\mu\text{g}/\text{mg}$  de protéines) au niveau de la glande digestive chez *D. trunculus* durant la période de transplantation ( $m \pm SD ; n = 5$ ). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour le même temps.

## RESULTATS

**Tableau 27 :** Analyse de la variation à deux critères de classification (temps/site) des taux de MTs ( $\mu\text{g}/\text{mg}$  de protéines) au niveau de la glande digestive chez *D. trunculus* durant la période de transplantation (21 jours) d'un site relativement sain El Battah vers un site contaminé Sidi Salem ( $m \pm SD$  ;  $n = 5$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	Fobs	P
Temps	3	5,105	1,702	486,7	<0,0001
Site	1	5,322	5,322	1522	<0,0001
Interaction Temps / Site	3	4,933	1,644	470,3	<0,0001
Erreur résiduelle	32	0,1119	0,003496		
Totale	39				

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : F observé ; P : niveau de signification.

### 3.4.4. Composition biochimique de *D. trunculus*

#### a) Taux de protéines

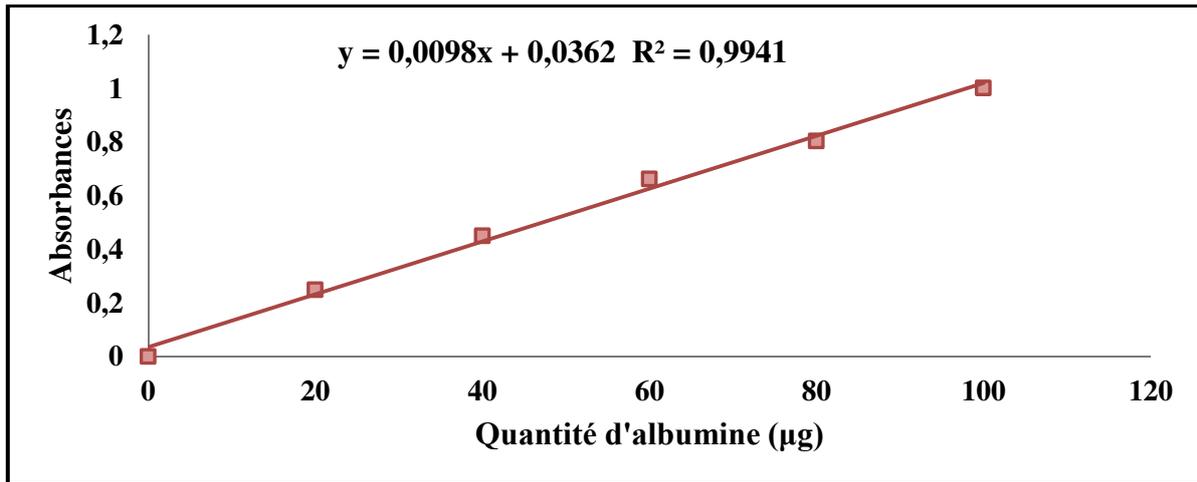
Le taux des protéines a été déterminé au niveau du manteau de *D. trunculus* et réalisé selon la méthode de **Bradford (1976)** à différents temps de la transplantation (0 ; 7 ; 14 et 21 jours). La quantification est déterminée à partir d'une gamme d'étalonnage exprimant les absorbances en fonction de la quantité d'Albumine ( $\mu\text{g}$ ) et les résultats sont exprimés en  $\mu\text{g}/\text{mg}$  de tissu (**Figure 17**).

Les résultats de l'évolution des taux de protéines au cours de la transplantation chez les individus du site d'El Battah transplantés au niveau du site de Sidi Salem ainsi que ceux du site de Sidi Salem (natifs) révèlent que les taux de protéines des individus du site d'El Battah sont significativement plus élevés comparativement à ceux du site de Sidi Salem à 0 jours et qu'à partir du 7<sup>ème</sup> jour de la transplantation, aucune différence significative ( $p = 0,2473$ ) n'est enregistrée entre les deux sites (**Figure 18**).

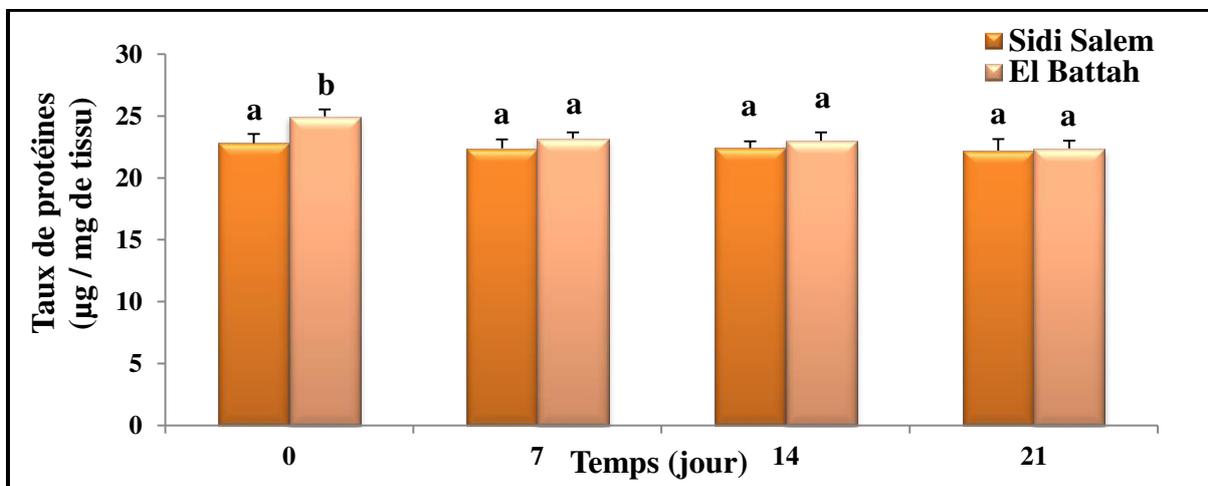
L'évolution des taux de protéines chez les individus transplantés du site d'El Battah présente une diminution significative à partir de 7 jours où la valeur moyenne est de  $23,19 \pm 0,49 \mu\text{g} / \text{mg}$  de tissu contre  $24,96 \pm 0,57 \mu\text{g} / \text{mg}$  de tissu à 0 jour. Concernant les individus natifs du site de Sidi Salem, les taux ne varient pas significativement au cours du temps ( $p > 0,05$ ) (**Tableau 37; Annexe 1**).

L'analyse de la variance à deux critères de classification (temps/site) révèle des effets temps ( $F_{(3, 32)} = 9,771$  ;  $p < 0,0001$ ), site ( $F_{(1, 32)} = 19,04$  ;  $p = 0,0001$ ) et une interaction temps X site ( $F_{(3, 32)} = 4,045$  ;  $p = 0,0152$ ) significatifs (**Tableau 28**).

## RESULTATS



**Figure 17.** Dosage des protéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité d'albumines (µg) ( $R^2$  coefficient de détermination).



**Figure 18.** Taux de protéines (µg / mg de tissu) dans les manteaux de *D. trunculus* durant la période de transplantation d'un site contaminé (Sidi Salem) vers un site non contaminé (El Battah) ( $m \pm s$  ;  $n = 5$ ). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour le même temps.

**Tableau 28 :** Analyse de la variation à deux critères de classification (temps/site) des taux de protéines (µg / mg de tissu) au niveau du manteau de *D. trunculus* durant la période de transplantation (21jours) d'un site relativement sain El Battah vers un site contaminé Sidi Salem.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	Fobs	P
Temps	3	16,55	4,516	9,771	<0,0001
Site	1	8,8	8,8	19,04	0,0001
Interaction Temps / Site	3	5,609	1,87	4,045	0,0152
Erreur résiduelle	32	14,79	0,4622		
<b>Totale</b>	<b>39</b>				

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : F observé ; P : niveau de signification.

## RESULTATS

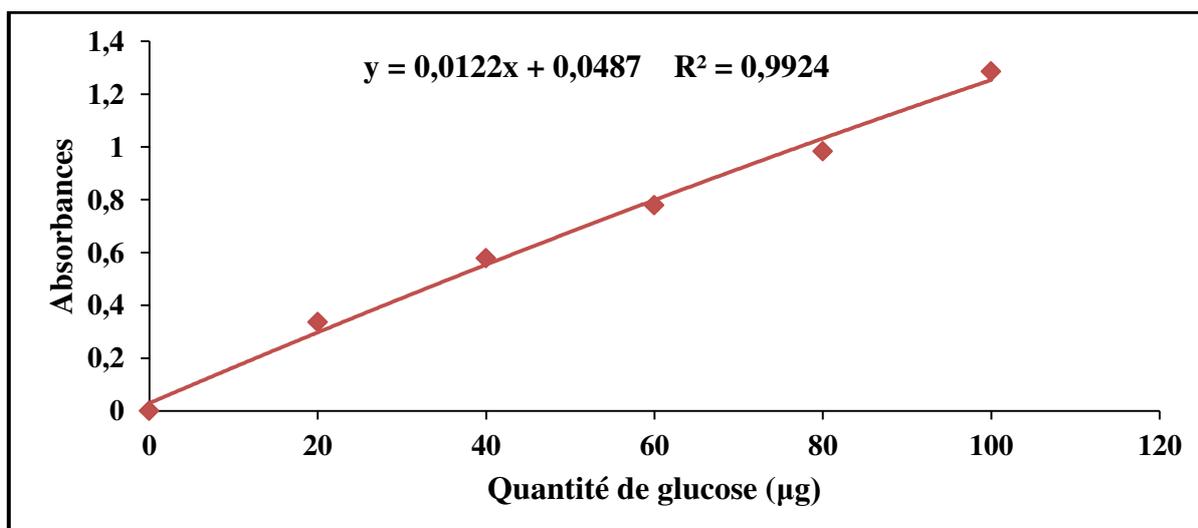
### b) Taux de glucides

Les taux de glucides ( $\mu\text{g}/\text{mg}$  de tissu) sont quantifiés selon la méthode de **Duchateau & Florkin (1959)** au niveau du manteau de *D. trunculus* à différents temps de la transplantation (0 ; 7 ; 14 et 21 jours). La quantification est déterminée à partir d'une gamme d'étalonnage exprimant les absorbances en fonction de la quantité de glucose ( $\mu\text{g}$ ) et les résultats sont exprimés en  $\mu\text{g}/\text{mg}$  de tissu (**Figure 19**).

Les résultats obtenus concernant les taux de glucides ( $\mu\text{g}/\text{mg}$  de tissu) au cours de la transplantation chez les individus de *D. trunculus* du site d'El Battah transplantés au niveau du site de Sidi Salem ainsi que ceux du site de Sidi Salem (natifs) sont représentés dans le **Tableau 38 ; Annexe 1** et la **Figure 20**. Ils révèlent que les taux de glucides des individus du site d'El Battah sont significativement élevés comparativement à ceux du site de Sidi Salem à 0 ; 7 et 14 jours. Cependant, à partir de 21 jours, les taux de glucides entre les individus transplantés et natifs sont comparables ( $p > 0,9999$ ).

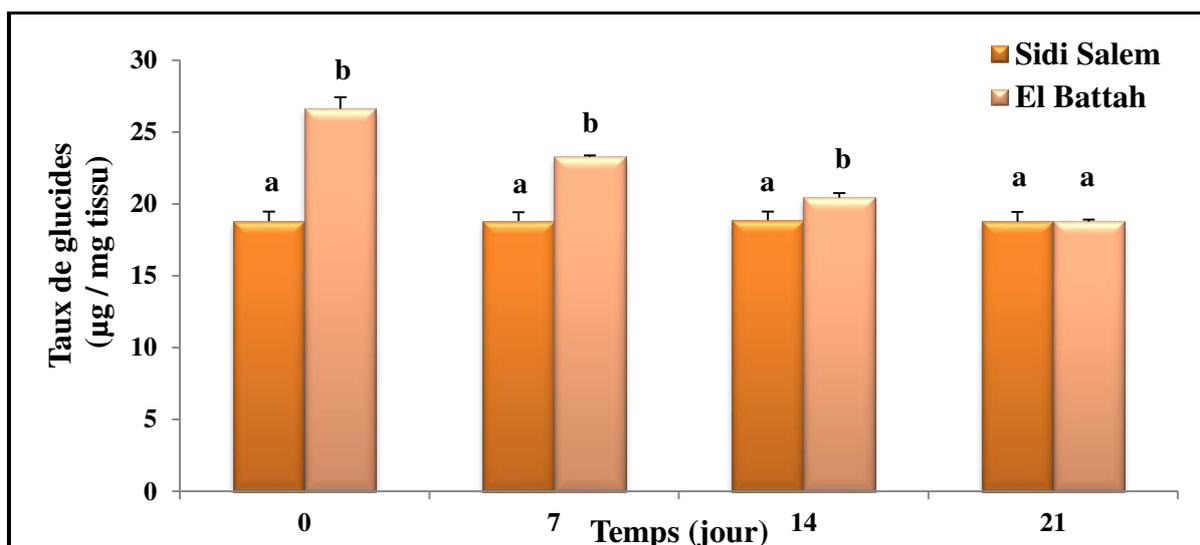
L'évolution des taux de glucides chez les individus transplantés du site d'El Battah présente une diminution significative avec une valeur moyenne à 0 jours de  $26,62 \pm 0,80 \mu\text{g} / \text{mg}$  de tissu contre une valeur finale à 21 jours de  $18,78 \pm 0,14 \mu\text{g} / \text{mg}$  de tissu. Cependant, chez les individus du site de Sidi Salem, les taux de glucides ne varient pas significativement ( $p > 0,05$ ) au cours du temps.

L'analyse de la variance à deux critères de classification (temps/site) indique des effets temps ( $F_{3,32} = 99,73 ; p < 0,0001$ ), site ( $F_{1,32} = 404,4 ; p < 0,0001$ ) et une interaction temps X site ( $F_{3,32} = 100,2 ; p < 0,0001$ ) significatifs. ( **Tableau 29**).



**Figure 19.** Dosage des glucides : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de glucose ( $\mu\text{g}$ ) ( $R^2$  coefficient de détermination).

## RESULTATS



**Figure 20.** Taux de glucides ( $\mu\text{g} / \text{mg}$  de tissu) dans les manteaux de *D. trunculus* durant la période de transplantation d'un site contaminé (Sidi Salem) vers un site non contaminé (El Battah) ( $m \pm s$  ;  $n = 5$ ). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour le même temps.

**Tableau 29 :** Analyse de la variation à deux critères de classification (temps/site) des taux de glucides ( $\mu\text{g} / \text{mg}$  de tissu) au niveau du manteau de *D. trunculus* durant la période de transplantation (21 jours) d'un site relativement sain El Battah vers un site contaminé Sidi Salem.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	Fobs	P
Temps	3	88,47	29,49	99,73	<0,0001
Site	1	119,6	119,6	404,4	<0,0001
Interaction Temps / Site	3	88,90	29,63	100,2	<0,0001
Erreur résiduelle	32	9,463	0,2957		
Totale	39				

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : F observé ; P : niveau de signification.

### c) Taux de lipides

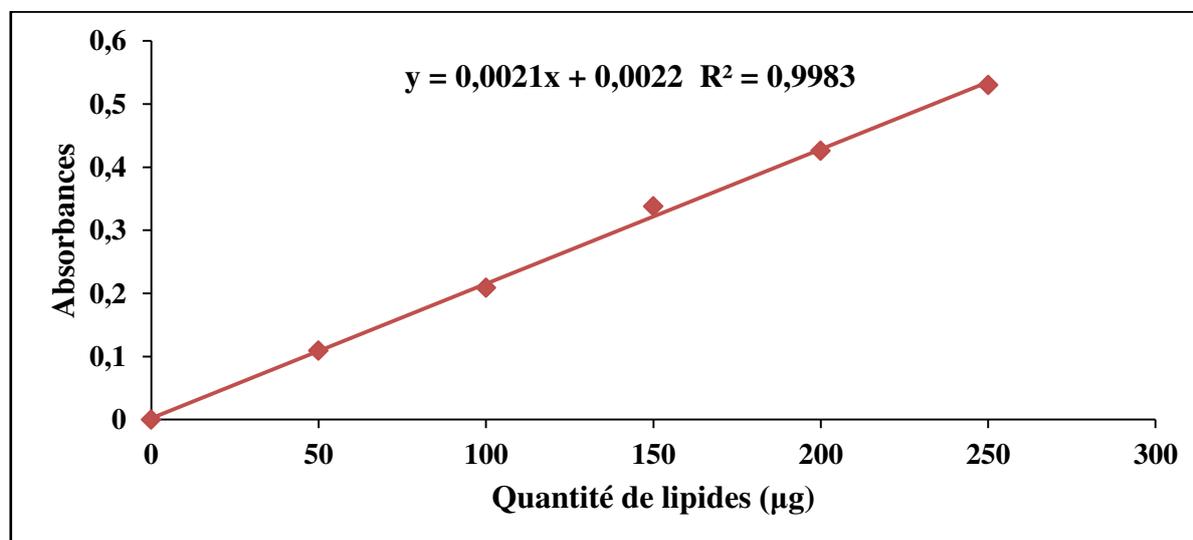
Les taux de lipides ( $\mu\text{g}/\text{mg}$  de tissu) sont quantifiés selon la méthode de **Goldsworthy et al. (1972)** au niveau du manteau de *D. trunculus* à différents temps de la transplantation (0, 7, 14 et 21 jours). La quantification est déterminée à partir d'une gamme d'étalonnage exprimant les absorbances en fonction de la quantité de lipides ( $\mu\text{g}$ ) et les résultats sont exprimés en  $\mu\text{g}/\text{mg}$  de tissu (**Figure 21**).

## RESULTATS

Les résultats obtenus concernant les taux de lipides ( $\mu\text{g}/\text{mg}$  de tissu) au cours de la transplantation chez les individus de *D. trunculus* du site d'El Battah transplantés au niveau du site de Sidi Salem ainsi que ceux du site de Sidi Salem (natifs) sont représentés dans le **Tableau 39 ; Annexe 1** et la **Figure 22**. Ils révèlent que les taux de lipides des individus du site d'El Battah sont significativement élevés comparativement à ceux du site de Sidi Salem à 0 et 7 jours. Cependant, à partir de 14 jours, les taux de lipides entre les deux sites d'étude sont comparables ( $p = 0,0915$ ).

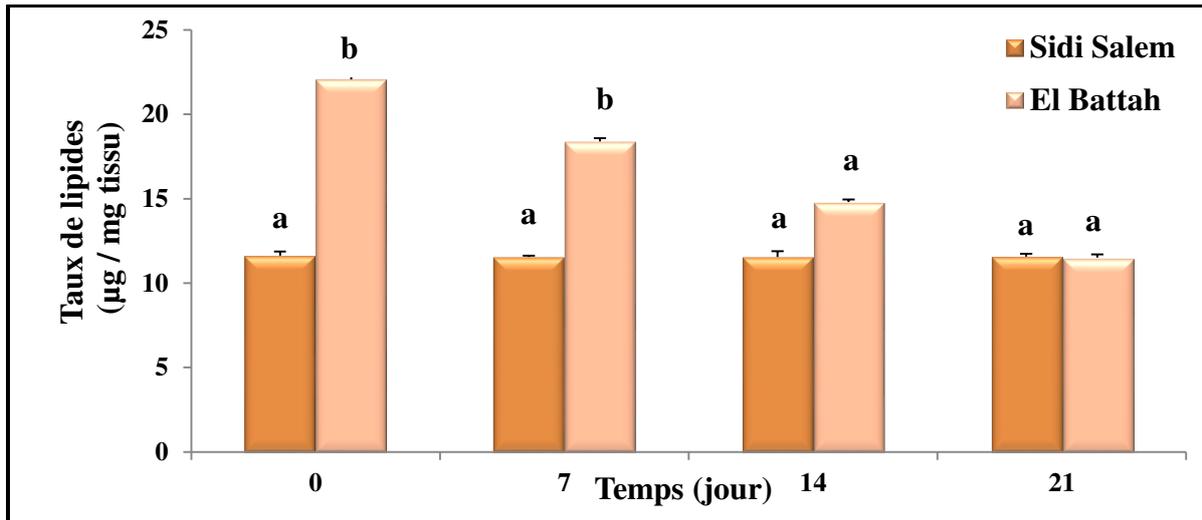
L'évolution des taux de lipides chez les individus transplantés du site d'El Battah présente une diminution significative des taux de lipides avec un taux moyen le jour de la transplantation de  $22,66 \pm 0,67 \mu\text{g} / \text{mg}$  de tissu contre un taux final à 21 jours de  $11,06 \pm 0,87 \mu\text{g} / \text{mg}$  de tissu. Cependant, chez les individus du site de Sidi Salem, une légère différence significative a été enregistrée entre le jour de la transplantation et le 14<sup>ème</sup> (0,0378) et 21<sup>ème</sup> jour ( $p = 0,0161$ ).

L'analyse de la variance à deux critères de classification (temps/site) indique des effets temps ( $F_{3,32} = 979,3 ; p < 0,0001$ ), sites ( $F_{1,32} = 202,3 ; p < 0,0001$ ) et une interaction temps X site ( $F_{3,32} = 2843 ; p < 0,0001$ ) significatifs (**Tableau 30**).



**Figure 21.** Dosage des lipides : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de lipides ( $\mu\text{g}$ ) ( $R^2$  : coefficient de détermination).

## RESULTATS



**Figure 22.** Taux de lipides ( $\mu\text{g} / \text{mg}$  de tissu) dans les manteaux de *D. trunculus* durant la période de transplantation d'un site contaminé (Sidi Salem) vers un site non contaminé (El Battah) ( $m \pm s$  ;  $n = 5$ ). Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour le même temps.

**Tableau 30 :** Analyse de la variation à deux critères de classification (temps/site) des taux de lipides ( $\mu\text{g} / \text{mg}$  de tissu) au niveau du manteau de *D. trunculus* durant la période de transplantation (21 jours) d'un site relativement sain El Battah vers un site contaminé Sidi Salem.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	Fobs	P
Temps	3	200,1	65,37	979,3	<0,0001
Site	1	193,6	193,6	202,3	<0,0001
Interaction Temps / Site	3	196,1	65,37	2843	<0,0001
Erreur résiduelle	32	2,179	0,06811		
<b>Totale</b>	<b>39</b>				

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : F observé ; P : niveau de signification.

# **DISCUSSION**

### 4. DISCUSSION

#### 4.1. Paramètres physico-chimiques des deux sites d'étude

##### 4.1.1. Paramètres physico-chimiques de l'eau de mer

Les paramètres physico-chimiques jouent un rôle essentiel dans la croissance du biote dans un écosystème aquatique (Murugan *et al.*, 2020). La température affecte tous les processus physiologiques qui se produisent dans les organismes, étant particulièrement déterminante pour les animaux ectothermes (Clarke & Johnston, 1999 ; Pörtner, 2002 ; Pörtner & Farrell, 2008 ; Sampaio & Rosa, 2019). De même pour le pH (Pezo *et al.*, 1985), la salinité (Soucek, 2007) et l'oxygène dissous (Wilson, 1999). Les résultats de l'étude des paramètres physicochimiques de l'eau de mer présentent une certaine similitude au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) au cours de l'année 2019 avec un pic de température, de pH et de salinité en été et pour l'oxygène dissous en automne.

En général, la température de l'eau de surface est influencée par l'intensité du rayonnement solaire et l'évaporation (Prabu *et al.*, 2008). Les faibles températures de l'eau enregistrées en saison hivernale au niveau des deux sites d'étude peuvent être dues à une forte brise de terre et à des précipitations tandis que les valeurs élevées enregistrées en été pourraient être attribuées à un rayonnement solaire élevé (Das *et al.*, 1997 ; Karuppasamy & Perumal, 2000 ; Senthilkumar *et al.*, 2002 ; Santhanam & Perumal, 2003).

La concentration en ions hydrogène (pH) dans les eaux de surface est restée alcaline tout au long de la période d'étude dans les sites d'étude (El Battah et Sidi Salem). En général, les fluctuations des valeurs de pH pendant les différentes saisons de l'année sont attribuées à des facteurs tels que les variations de température, de salinité et de l'activité biologique (Murugan *et al.*, 2020). L'augmentation en saison estivale pourrait être due à une activité biologique élevée (Das *et al.*, 1997). L'augmentation des valeurs de la salinité au niveau des sites d'El Battah et de Sidi Salem en été, pourrait être attribuées à la faible quantité de précipitations (Sampathkumar & Kannan, 1998 ; Rajasegar, 2003) et aux fluctuations de température. En effet, l'augmentation, de température engendre une augmentation de l'évaporation de l'eau (El-Agouz & Abugderah, 2008). La concentration d'oxygène dissous dans l'eau de mer est principalement affectée directement par la température et la salinité et indirectement par des facteurs biologiques comme la photosynthèse et la respiration (Kemp *et al.*, 1992 ; Bograd *et al.*, 2008 ; Adams *et al.*, 2013). En effet, la solubilité de l'oxygène dissous diminue avec l'augmentation de la température et de la salinité (Best *et al.*, 2007). Dans la présente étude, les valeurs élevées d'oxygène dissous enregistrées pendant la saison

## DISCUSSION

automnale dans les deux zones d'étude pourraient résulter de l'effet cumulatif d'une vitesse de vent plus élevée associée à de fortes pluies et au mélange d'eau douce qui en résulte (**Das et al., 1997**).

### 4.1.2. Paramètres physico-chimiques des sédiments

Un sédiment est un milieu poreux constitué par une matrice solide et de vide appelés pores et sont occupés par de l'eau de mer et dans une moindre mesure par de l'air enrichi en CO<sub>2</sub> par l'activité respiratoire des micro-organismes (**Rusch, 2010**). La fraction solide des sédiments est un milieu complexe constitué de particules minérales et de substances organiques. Le quartz, les carbonates, les oxyhydroxydes métalliques ainsi que les argiles constituent les principales espèces minérales d'une matrice sédimentaire (**Mechaymech, 2002**). Les micro-organismes, les débris animaux et végétaux, les colloïdes humiques constituent quant à eux les substances organiques potentiellement présentes dans les sédiments. Les strates sédimentaires constituent un habitat important pour les macro-invertébrés benthiques (**Abowei & Sikoki, 2005**) et leur structure dans la zone intertidale joue un rôle majeur dans la répartition des organismes qui y vivent (**Ikomi et al., 2005**). Ils sont, en outre, des environnements complexes avec des caractéristiques physico-chimiques variables telles que la composition et le type de matière organique, la distribution de la taille des particules et le pH (**Adesuyi et al., 2016**). En plus de ces caractéristiques, la salinité, l'oxygène dissous et le carbone organique peuvent influencer la présence et l'abondance des espèces qui y sont distribuées (**Mc Lusky & Elliott, 1981**). Les sédiments contaminés peuvent avoir des effets létaux et sublétaux sur les organismes benthiques et autres organismes associés aux sédiments. En effet, ils servent, également, de réservoir pour les polluants et sont, donc, une source potentielle de polluants pour la colonne d'eau, les organismes et en fin de compte, les consommateurs humains de ces organismes (**USEPA, 2001**). Dans les sédiments, les éléments traces métalliques se distribuent entre les différentes phases porteuses et/ou fractions de la matrice en fonction des conditions physico-chimiques qui régissent le milieu et des énergies de rétention spécifique propres à chaque élément (**Colinet, 2003**). La qualité des sédiments peut, donc, être utilisée pour évaluer un écosystème aquatique (**Seiyaboh et al., 2016**).

L'analyse granulométrique consiste à déterminer les dimensions des particules qui constituent les échantillons (le sédiment) et à étudier leur distribution. Elle permet de déduire des indications précieuses, entre autres, sur la provenance et les environnements de dépôt (**Fernandes & Poletto, 2017**). Habituellement, la caractérisation physico-chimique des

## DISCUSSION

sédiments est réalisée sur la fraction granulométrique inférieure à 2 mm car les différentes méthodes d'analyses mises en œuvre au laboratoire pour déterminer soit le niveau de contamination totale, soit l'échelle de mobilité des polluants, ne sont pas adaptées à l'analyse des particules grossières (**Kosson et al., 2002**). Il est bien connu que les éléments ne sont pas distribués de manière homogène dans les différentes fractions granulométriques (**Abu Khatita, 2011**). La caractérisation granulométrique des sédiments des sites d'El Battah et de Sidi Salem du golfe d'Annaba au cours de l'année 2019 a révélé une dominance des sables avec 91,91% et 90,71% respectivement avec une prédominance de sables très fins. Cette caractéristique augmente la capacité du sédiment des deux sites d'étude à concentrer et à retenir les métaux lourds. En effet, il existe une forte relation entre l'augmentation de la concentration en métaux et la diminution de la taille des grains. Comme les grains fins sont plus solubles que les plus gros, la biodisponibilité des métaux augmente avec la diminution des grains avec lesquels les métaux sont fixés (**Seshan et al., 2010**). La présence d'argiles à des pourcentages plus élevés au niveau du site de Sidi Salem pourrait expliquer l'augmentation des concentrations du cadmium, cuivre, plomb et zinc à son niveau comparativement au site d'El Battah relevés par **Amira et al. (2018)**.

La biogéochimie des sédiments est influencée par les valeurs de pH, les charges de surface des sédiments étant contrôlées par le transfert de protons entre l'eau interstitielle et les surfaces minérales en fonction du pH (**Wang & Liang, 2015 ; Alani & Al-Obaidi, 2019**). La valeur du pH est utilisée pour déterminer l'acidité ou l'alcalinité dans les sédiments (**Belzile et al., 2004 ; Guven & Akinci, 2013**). Les données recueillies permettent de mettre en évidence un sédiment très alcalin en hiver, au printemps et en été ( $> 8,5$ ) tandis qu'en automne, il est défini alcalin ( $7,25 - 8,5$ ) au niveau du site d'El Battah. Le site de Sidi Salem présente un sédiment alcalin durant les quatre saisons avec des teneurs plus faibles à son niveau par rapport au site d'El Battah. Selon **Anu et al. (2009)**, la diminution du pH est due aux acides libérés pendant la décomposition de la matière organique accumulée. Nos résultats n'ont révélé qu'une seule différence significative entre l'hiver et l'automne au niveau du site d'El Battah. Cependant, aucune différence significative n'a été enregistrée au niveau du site de Sidi Salem durant l'année 2019. L'absence de variation évidente du pH dans les sédiments serait liée à la présence de carbonates qui sont considérés comme un agent tampon efficace (**Du Laing et al., 2009**).

## DISCUSSION

La conductivité électrique (CE) du sédiment désigne sa capacité à conduire un courant électrique et est un indicateur de la quantité totale de sels inorganiques dissous et d'autres solides (**Chen et al., 2016**). Les valeurs de la CE des sédiments sont contrôlées principalement par la salinité de l'eau interstitielle originale, la teneur en eau interstitielle et la perméabilité. La salinité de l'eau interstitielle d'origine est étroitement liée à l'environnement sédimentaire du gisement tandis que la teneur en eau interstitielle est contrôlée par la distribution granulométrique et la teneur en argile. La perméabilité est étroitement liée à la distribution granulométrique (**Niwa et al., 2011**). Les résultats de l'étude de la conductivité électrique des deux sites du golfe d'Annaba révèlent que le site de Sidi Salem est légèrement plus salé. Les conductivités élevées peuvent être liées à l'augmentation d'ions chimiques et de sels dissous (**Atekwana et al., 2004**) par apport de minéraux provenant du ruissellement des eaux de pluie ou résultant d'une contamination anthropique (**David et al., 2013 ; Chávez-Díaz et al., 2020**). Le site d'El Battah présente une variation saisonnière de la conductivité au cours de l'année 2019. En effet, les variations saisonnières de ce paramètre sont affectées par la température moyenne. En cas de fortes pluies, la conductivité dépend principalement de la masse d'eau et du sol environnant. La dilution de l'eau se produit pendant la saison humide en raison des précipitations, ce qui diminue le niveau de conductivité (**Pal et al., 2015**).

La teneur en carbone organique (CO) est un paramètre fondamental pour décrire l'abondance de la matière organique dans les sédiments car elle représente la fraction de la matière organique qui a échappé à la minéralisation pendant la sédimentation (**Meyers & Teranes, 2002**). Les résultats des teneurs en carbone organique et en matière organique relevés au cours de l'année 2019 ont montré que le site d'El Battah est caractérisé par un sédiment qui varie saisonnièrement d'extrêmement faible à une teneur moyenne de MO, tandis que le site de Sidi Salem est caractérisé par un sédiment qui varie saisonnièrement d'extrêmement faible à très faible de MO. Les faibles teneurs en CO conservées dans les sédiments de surface peuvent indiquer la prédominance de conditions oxydantes qui peuvent être dues à un remaniement permanent des sédiments et à un faible taux de sédimentation (**Basaham, 2008**). Concernant la MO, son accumulation et sa préservation dans les sédiments de surface sont affectées par de multiples facteurs environnementaux tels que les conditions d'oxydoréduction des eaux de fond et des sédiments, la productivité primaire dans la colonne d'eau, l'environnement hydrodynamique pour le dépôt de particules et la profondeur de l'eau (**Thompson & Nichols., 1988 ; Keil et al., 2017 ; Yang et al., 2018 ; Pan et al., 2019**). Dans les eaux peu profondes, la MO subit une faible dégradation lorsqu'elle coule, mais dans les

## DISCUSSION

eaux profondes, une fraction considérable de la MO produite par les producteurs primaires est dégradée lorsqu'elle coule dans la colonne d'eau (Meyers & Ishiwatari, 1993 ; Das *et al.*, 2008). Les variations saisonnières du CO et de la MO au niveau des sites d'El Battah et de Sidi Salem présentent des teneurs maximales en saison printanière. Cela peut être expliqué par les fréquentes variations saisonnières de la production primaire et les niveaux d'oxygène dans les zones côtières (Zhou *et al.*, 2018).

Le calcaire est un composé chimique de formule  $\text{CaCO}_3$  formé par trois éléments principaux : le carbone, l'oxygène et le calcium ; c'est le principal composant des coquilles d'organismes marins (Al Omari *et al.*, 2016). Les communautés benthiques précipitent le  $\text{CaCO}_3$  par le biais d'une calcification favorisée par la lumière, par laquelle les ions calcium et carbonate provenant de l'eau de mer sont convertis en carbonate de calcium (Kinzie & Buddemeier, 1996), parmi elles, les mollusques font partis des principaux producteurs de cet élément (Montaggioni & Braithwaite, 2009). Les résultats obtenus ont révélé des sédiments modérément calcaires ( $12,5 < \text{CaCO}_3\text{T} \leq 25 \%$ ) au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem). Les valeurs recueillies au cours de l'année 2019 peuvent être attribuées à l'accumulation de grandes quantités de fragments de coquilles (El-Serehy *et al.*, 2012) .

### 4.2. Mesure des paramètres morphométriques de *D. trunculus*

#### 4.2.1. Paramètres de croissance

La croissance est définie de manière générale comme une modification de la forme du corps et de la biomasse de l'individu (Azizi *et al.*, 2020). En effet, 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) et elle constitue, aussi, une réponse biologique clé qui peut être utilisée comme indicateur traduisant l'effet du stress au niveau individuel ou de la population (Calow & Forbes, 1998 ; Yeung *et al.*, 2017). La croissance de *D. trunculus* peut être mesurée par différentes méthodes incluant les augmentations de la longueur, la hauteur et l'épaisseur de la coquille, les augmentations du poids total ou du poids de la chair, ou une combinaison de tous ces facteurs (Shumway, 1991 ; Bestaoui, 2016). Dans la présente étude, elle est appréciée par une caractérisation biométrique (longueur, largeur et épaisseur) et pondérale (poids frais de la chair).

L'étude des paramètres biométriques ainsi que le poids frais de la chair de *D. trunculus* durant l'année 2019 au niveau de deux sites du golfe d'Annaba a révélé une croissance significativement favorisée chez les individus du site d'El Battah comparativement

## DISCUSSION

à ceux du site de Sidi Salem. Ces résultats sont en accord avec les travaux antérieurs réalisés dans le golfe d'Annaba ( **Sifi et al., 2007 ; Hamdani et al., 2014 ; 2020 ; Soltani et al., 2014 ; Hafsaoui et al., 2016 ; Amira et al., 2018** ). Les coquilles des bivalves offrent une protection essentielle contre l'environnement extérieur, notamment contre les prédateurs et les perturbations physiques dues aux vagues et aux courants (**Beadman et al., 2003 ; Telesca et al., 2019**). La taille et la forme des coquilles sont affectées par la variation des contraintes environnementales ambiantes (**Wilbur & Owen 1964 ; Seed, 1968**) notamment la physiographie du bassin versant (**Haag et al., 2020**). En effet, au niveau du site de Sidi Salem se déverse l'une des rivières les plus importantes d'Algérie, la Seybouse dont les sources de pollution sont les déchets solides domestiques, les eaux usées domestiques des municipalités, les eaux usées industrielles, les pesticides, les engrais organiques, les engrais chimiques, les stations-service et le dioxyde de carbone (**Ghrieb et al., 2021**) alors que le site d'El Battah est alimenté par le bassin versant du Mafragh, caractérisé par ses grandes zones humides vierges dans les cours inférieurs qui agissent comme un tampon pour la contamination (**Ounissi et al., 2016**). La variabilité naturelle de l'environnement et les changements anthropiques exposent les ectothermes aquatiques à de multiples facteurs de stress qui peuvent fortement affecter leur métabolisme énergétique et modifier, ainsi, les flux d'énergie au sein d'un organisme (**Sokolova, 2021**). En effet, l'activation des mécanismes de détoxification par l'exposition à des xénobiotiques ajouterait ~5-10% des coûts métaboliques de base chez les animaux (**Ivanina & Sokolova, 2008 ; Castañeda et al., 2009**) et les coûts élevés de la détoxification peuvent entraîner des compensations entre la tolérance aux substances toxiques et la croissance (**Wilson, 1988 ; Diniz et al., 2015 ; Erasmus et al., 2019**). L'étude de **Kim et al. (2004)** a démontré une diminution de la longueur de la coquille et du poids corporel de la palourde japonaise (*Ruditapes phillipinarum*) exposée à un pesticide organophosphoré, le chlorpyrifos. **Noletto et al. (2021)** ont suggéré que les impacts causés par les activités portuaires peuvent contribuer à la présence d'organismes moins développés

Des études sclérochronologiques antérieures utilisant des espèces marines peu profondes ont démontré que le développement de la coquille n'est pas continu tout au long de l'année et qu'il est interrompu dans le temps par divers événements physiologiques (**Kennish & Olsson, 1975; Sato, 1995; Richardson, 2001**). La variation saisonnière des paramètres biométriques de *D. trunculus* au niveau des deux sites d'étude présente une diminution des valeurs au printemps tandis que la saisonnalité pondérale présente une diminution en saison estivale. Les interruptions de la croissance de la coquille peuvent être une réponse des

## DISCUSSION

rythmes endogènes qui, à leur tour, se synchronisent avec les stimuli environnementaux (Brockington & Clarke, 2001) tels que la gamétogenèse (Purroy *et al.*, 2018). Le poids est, également, fonction du cycle sexuel (Azizi *et al.*, 2020). En effet, la décroissance de *D. trunculus* dans la présente étude coïncide avec la période de reproduction. L'étude de Hamdani *et al.* (2020) a confirmé que *D. trunculus* présentait une période de frai de mars à août.

L'étude de Noor *et al.* (2021) montre que les traits biométriques de *Perna viridis* sont fortement liés et influencés par la variation saisonnière d'un ensemble de facteurs environnementaux, comme la disponibilité de la nourriture, les comportements alimentaires et le cycle de développement gonadique. De nombreux bivalves connaissent de courtes interruptions de croissance pendant les périodes de frai, lorsque l'énergie est consacrée au développement gonadique plutôt qu'à la croissance de la coquille (Sato, 1995 ; Killam & Clapham, 2018). Les mêmes résultats ont été décrits, chez *D. trunculus* de la Côte d'Azur, avec une période de maturation coïncidant avec les périodes d'augmentation du poids et les périodes de ponte qui correspondent aux poids les plus bas (Ansell & Lagardère, 1980) et celui de la plage de sable de Taghazout au Sud du Maroc (Lamine *et al.*, 2020). La diminution du taux de croissance de la coquille a été associée au début de la gamétogenèse pour *Callista chione* de la mer Adriatique (Purroy *et al.*, 2018). La saisonnalité de la croissance des coquilles a également été observée pour *Hippopus hippopus* en Nouvelle-Calédonie (Schwartzmann *et al.*, 2011) et pour *Tridacna maxima* en Polynésie française (Van Wynsberge *et al.*, 2017).

### 4.2.2. Indice de condition

Les Mollusques Bivalves sont des organismes benthiques qui doivent être adaptés à une série de facteurs de stress environnementaux, notamment des facteurs abiotiques (salinité, température, PH et métaux lourds) (Pourmozaffar *et al.*, 2019). L'indice de condition (K) qui indique le statut physiologique des organismes est utilisé régulièrement pour estimer la valeur des mollusques pour leur exploitation et leur consommation (Cruz & Villalobos, 1993 ; Filgueira *et al.*, 2013).

## DISCUSSION

Nos résultats ont indiqué que *D. trunculus* du site de Sidi Salem présente des valeurs de l'indice de condition (K) plus faibles le caractérisant, ainsi, par un état physiologique moindre comparativement à celui du site d'El Battah. Des études ont montré que l'indice de condition peut être affecté par plusieurs facteurs comme la disponibilité des aliments, la température et la pollution (Tlili *et al.*, 2011 ; Galvao *et al.*, 2015). La différence dans les relevés entre les deux sites peut être due à l'impact des paramètres environnementaux, notamment la pollution, sur les conditions trophiques. En effet, le golfe d'Annaba est le siège d'une forte activité industrielle recevant directement des rejets industriels, agricoles et domestiques (Ziouch *et al.*, 2020) qui contribuent aux rejets de multiples polluants tels que les métaux lourds (Abdenmour *et al.*, 2000 ; Beldi *et al.*, 2006 ; Boyd, 2010 ; Larbaa & Soltani, 2014 ; Belabed *et al.*, 2017 ; Drif *et al.*, 2019). L'indice de condition peut, aussi, être corrélé au faible poids des tissus (Mendoza *et al.*, 2019). En effet, la présente étude a révélé un poids supérieur chez les individus du site d'El Battah comparativement aux individus du site de Sidi Salem. Dias *et al.* (2021) ont noté une diminution significative des valeurs de l'indice de condition due au stress physiologique chez *Donax incarnatus* (Gmelin, 1791) exposés au monocrotophos (pesticide organophosphate). Une diminution de l'indice de condition a été notée chez les bivalves *Corbicula fluminea* suite à une exposition au lanthanum (Zhao & Liu, 2018), *Lampsilis fasciola* exposé à un traitement conçu pour imiter la rivière Powell (Virginie, États-Unis) (Ciparis *et al.*, 2019).

L'étude de K au cours de l'année 2019 indique des variations saisonnières importantes avec une augmentation au printemps et en automne (correspondant à la valeur maximale) et une diminution en hiver et en été (correspondant à la valeur minimale) pour les deux sites d'étude. En effet, cet indice est fortement influencé par le développement gonadique et l'âge du stock (Suja *et al.*, 2020). L'augmentation des valeurs de K correspond au développement gonadique et/ou à la croissance des tissus somatiques tandis que la diminution de ce paramètre concerne la libération des gamètes qui peut être associée à un arrêt de la croissance dû à l'utilisation des réserves pendant les périodes défavorables (Lamine *et al.*, 2020). Lorsque les mollusques sont au stade de repos, on observe une augmentation de K qui pourrait être causée par une accumulation de réserves et d'eau dans la gonade après la libération des gamètes (Chetoui *et al.*, 2019). L'Indice de condition est souvent lié au frai par la perte de masse sous forme de gamètes. Nos résultats de K sont en accord avec ceux trouvés pour *Donax trunculus* sur la plage de sable de Taghazout (sud du Maroc) où une augmentation significative de l'indice de condition au printemps et en automne a été observée

## DISCUSSION

(**Lamine et al., 2020**). De même pour K du bivalve *Mactra coralline*, du golfe de Tunis (Tunisie), qui a augmenté progressivement dans les stades de développement pendant l'hiver, a atteint un pic en avril (lorsque la majorité des individus ont été observés comme étant mûrs) puis a diminué lorsque les animaux frayaient en été (**Chetoui et al., 2019**) et *Meretrix lyrata* (Sowerby 1851) dans la division de Kuching de Sarawak (Malaisie) (**Hamli et al., 2017**). L'étude de **Araújo et al. (2020)** a révélé une diminution de K de condition chez *Mytilus galloprovincialis* produit sur une palangre au sud du Portugal après sa période de frai.

L'étude de **Somaya et al. (2018)** a, également, révélé une diminution de l'indice de condition en période de frai chez le mollusque *Lithophaga lithophaga* (L., 1758) dans la Méditerranée orientale, (Egypte). Bien que la variabilité de K soit généralement attribuée à des changements dans la disponibilité en nourriture ou du cycle de la gamétogenèse (**Hummel et al., 1996 ; Pampanin et al., 2005**), elle peut, aussi, être associée à des épisodes de stress chimique (**Bayne et al., 1985 ; Modassir & Ansari, 2000**). En effet, la température affecte presque toutes les voies physiologiques et métaboliques, ce qui entraîne des changements dans la répartition de l'énergie entre le métabolisme, l'entretien, la croissance et la reproduction (**Pörtner & Farrell, 2008 ; Taylor et al., 2017**). Ce stress thermique provoque chez les organismes marins des dommages oxydatifs (**Taylor & Maher, 2010 ; Prusina et al., 2014**), une réduction de la production d'énergie et de l'activité métabolique entraînant une perte de poids (**Beukema et al., 2009 ; 2014**) et une diminution de l'indice de condition (**Taylor et al., 2017**). La salinité est un paramètre qui affecte, aussi, l'indice de condition, à savoir que son augmentation engendre une diminution des valeurs de l'indice de condition (**Moussa, 2018**).

### 4.2.3. Rapport gonado-somatique

La reproduction est reconnue comme un élément essentiel pour le maintien de l'équilibre des communautés dans les écosystèmes (**Nardi et al., 2017**). En pratique, la maturation des gonades peut être évaluée à l'aide de divers outils. L'indicateur le plus simple de la maturation des gonades est le rapport gonado-somatique (RGS), généralement défini comme le rapport entre le poids des gonades et la biomasse de la chair (**Shelley & Southgate, 1988 ; Pouvreau et al., 2000 ; Gagné et al., 2003**). La maturation des gonades peut, également, être appréhendée par la forme, la taille et le stade de gamétogenèse des gamètes, en utilisant l'histologie (**Juhel et al., 2003, Popovic et al., 2013, Lacoste et al., 2014**).

## DISCUSSION

Le rapport gonado-somatique (RGS) est utilisé pour déterminer et exploiter le stockage et la libération de matériel gonadique fournissant une estimation quantitative de la proportion de gonades dans un court intervalle (**Gosling, 2003 ; Purroy et al., 2019**). Il s'agit d'une méthode de mesure du développement des gonades et du rapport d'allocation des ressources énergétiques entre les gonades et le corps (**Wu et al., 2017**). En conséquence, le RGS s'est avéré être une méthode fiable pour représenter les principaux changements du cycle de reproduction, rapportés chez d'autres bivalves (**Royer et al., 2008 ; Cardoso et al., 2009 ; Santos et al., 2011 ; Purroy et al., 2019**).

L'étude du rapport gonado-somatique (RGS) de *D. trunculus* réalisée au niveau de deux sites du golfe d'Annaba (Sidi Salem et El Battah) au cours l'année 2019 a révélé un RGS plus élevé au niveau du site le moins pollué (El Battah) pour les quatre saisons de l'année. Des études récentes ont confirmé un niveau de pollution relativement plus élevé au niveau du site de Sidi Salem comparativement à celui d'El Battah (**Hamdani et al., 2020**). En effet, le site de Sidi Salem est situé à proximité de plusieurs sources de pollution (port et nombreuses usines comme celles produisant des engrais phosphoriques et des pesticides) tandis que le site d'El Battah est considéré comme un site relativement propre, à l'écart des sources de pollution. Nos résultats sont en accord avec les résultats des travaux antérieurs menés sur la même espèce du golfe d'Annaba (**Hafsaoui et al., 2016; Hamdani et al., 2020**) et du golfe d'Agadir (Maroc) (**Lagbouri & Moukrim, 1999**). Cette différence entre les deux sites pourrait être induite par le stress chimique, connu pour ses effets sur les bivalves comestibles (**Ali Abdel-Salam, 2013 ; Borković-Mitić et al., 2013 ; Fokina et al., 2013 ; Nardi et al., 2017**). Certains auteurs ont noté une diminution du RGS chez les moules trouvées dans les zones affectées par les effluents des activités portuaires (**Amiard-triquet & Amiard, 2012 ; Touahri et al., 2016**). Le bivalve *Mytilus galloprovincialis* a subi une diminution du RGS suite à une exposition à 9 µg/L de carbamazepine (produit pharmaceutique) comparativement aux témoins (**Oliveira et al., 2017**). **Petes et al. (2007)** ont révélé que l'énergie allouée par *M. galloprovincialis* pour la croissance somatique et la reproduction est réaffectée pour la défense lorsque les organismes sont exposés à un stress environnemental.

Les résultats obtenus sur les deux sites d'étude montrent des valeurs maximales de RGS au printemps et en automne alors que des valeurs minimales sont observées en été et en hiver. Ceci est dû à la récolte des individus à des phases distinctes du cycle de reproduction. En effet, en hiver, les individus sont en repos sexuel. Ceci est conforté par les travaux de

## DISCUSSION

**Hafsaoui et al. (2016)** qui ont révélé que la période de reproduction de *D. trunculus* dans le golfe d'Annaba s'étend de février à octobre avec un pic d'émission de gamètes au printemps et en été. Le RGS a eu tendance à diminuer chez le bivalve *Mytilus galloprovincialis*, dans deux sites de la Nouvelle-Zélande, en période de frai (**Smart et al., 2020**). Cependant, les résultats de la saison printanière peuvent être dus à un retard dans le processus de reproduction causé par différents polluants tels que les métaux lourds détectés dans les deux sites d'étude (**Belabed & Soltani, 2013 ; Amira et al., 2018**) avec des concentrations de cadmium plus élevées dans le site de Sidi Salem (**Beldi et al., 2006 ; Amira et al., 2018 ; Drif et al., 2019**). Ce dernier est réputé être un perturbateur endocrinien (**Ketata et al., 2007**) et interfère avec la reproduction (**Smaoui-Damak et al., 2006 ; Yeung et al., 2016**). De nombreux facteurs environnementaux ont été suggérés pour influencer la reproduction des invertébrés marins. L'un des facteurs environnementaux les plus cités qui influencent le moment de la ponte est la température. Qu'il s'agisse d'une augmentation ou d'une diminution, elle est considérée comme le facteur le plus important dans l'initiation du frai (**Naidu, 1970 ; Morillo-Manalo et al., 2016 ; Cabiles & Soliman, 2019**).

### 4.2.4. Pourcentage de comestibilité

Les bivalves sont importants pour l'écologie marine et jouent un rôle important dans l'alimentation humaine car ils sont une bonne source de nutriments caractérisés par une haute qualité de protéines, de minéraux, une faible teneur en lipides et surtout une forte proportion d'acides gras polyinsaturés (AGPI), contribuant à leur valeur nutritionnelle et à leurs caractéristiques organoleptiques (**Silva et al., 2021**). Les bivalves sont des organismes filtreurs qui accumulent des éléments provenant de la nourriture, de l'eau et des particules inorganiques, ce qui peut également entraîner une bioaccumulation de substances toxiques lorsqu'elles sont présentes. Si les concentrations dépassent la concentration autorisée, elles peuvent être considérées comme « potentiellement » dangereuses pour les consommateurs (**Liao & Ling, 2003 ; Amiard et al., 2006**). L'un des risques potentiels de l'ingestion de coquillages alimentaires est leur teneur en métaux lourds qui peuvent facilement s'accumuler dans les tissus organiques et qui ont été liés à divers risques pour la santé (**Vieira et al., 2011 ; Bosch et al., 2015**).

Le bivalve *D. trunculus* est le plus consommé par la population nord-est de l'Algérie (**Beldi et al., 2006 ; Merad et al., 2018**). A cet effet, sa comestibilité a été évaluée par l'indice de comestibilité au niveau des deux sites (Sidi Salem et El Battah) du golfe d'Annaba durant l'année 2019. Les résultats ont révélé des pourcentages plus élevés chez les individus

## DISCUSSION

d'El Battah par rapport à ceux de Sidi Salem durant la période d'étude. L'indice de comestibilité dépend de l'environnement, de la saison de reproduction, du régime alimentaire, de l'espèce (Çelik *et al.*, 2012 ; Lagade *et al.*, 2015 ; Berik *et al.*, 2017) ou encore de la qualité de la nourriture disponible (Sing & Ransangan, 2019). Les résultats suscités sont cohérents avec les résultats de la présente étude de l'indice de condition et sont également confirmés par la meilleure croissance des individus d'El Battah. Les variations saisonnières du PC au niveau des deux sites d'étude révèlent des pourcentages maximaux en automne et une diminution de la comestibilité en été. Aussi, plusieurs auteurs ayant étudié la relation entre l'état des mollusques et leur cycle de reproduction ont signalé que l'indice de comestibilité diminue après le frai (Nirmale *et al.*, 2016) expliquant, ainsi, la diminution du PC en été pour les deux sites d'étude. L'étude de Khafage *et al.* (2019) a révélé une corrélation entre l'indice de comestibilité et le cycle de frai de *Lithophaga lithophaga* (L.) dans les eaux égyptiennes ; celle de Somaya *et al.* (2018) a relevé des valeurs maximales d'indice de comestibilité de *Lithophaga lithophaga* en juillet, correspondant à la période de développement complet des gonades. Des résultats similaires ont été enregistrés chez *Mytilus galloprovincialis* L de Sinop (Turquie) où il a atteint un pic en mars, lorsque le développement des gonades était le plus élevé et a diminué rapidement au début de la période de frai (avril) (Çelik *et al.*, 2012). De même que *Soletellina diphos* (Linnaeus, 1771) (Lagade *et al.*, 2015) ; *Pinna nobilis*, Linnaeus 1758 de la mer Égée (Turquie) (Acarli *et al.*, 2018) qui ont montré une diminution de l'indice de comestibilité pendant leur période de frai. Chogale *et al.* (2018) ont également noté une diminution de l'indice de comestibilité chez le bivalve *Crassostrea madrasensis* en été, correspondant à sa période de frai.

### 4.3. Biosurveillance de la qualité des eaux du golfe

#### 4.3.1. Activité enzymatique de la glutathion-S-transférase

Chez les invertébrés, le processus de détoxification métabolique des substances xénobiotiques se compose du système métabolique de détoxification de la phase 0, de la voie de signalisation AhR et du système métabolique de détoxification des phases I, II et III (Zhou *et al.*, 2020). Les glutathion S-transférases (GST) sont une grande famille complexe d'enzymes localisés dans le cytosol et le réticulum endoplasmique (Ioannides, 2002 ; Sandamalika *et al.*, 2019) qui agissent comme d'importants régulateurs dans de nombreuses étapes métaboliques clés (Edwards & Dixon, 2002 ; Gao *et al.*, 2020) d'oxydoréduction et de détoxification (Omiecinski *et al.*, 2011 ; Painefilú *et al.*, 2020). Les GSTs catalysent la liaison du glutathion nucléophile (GSH) aux produits chimiques exogènes électrophiles pour

## DISCUSSION

les détoxifier (**Hayes et al., 2005 ; Zhou et al., 2020**), mais, aussi, les composés et les polluants endogènes tels que les pesticides et les herbicides (**Nebert & Vasiliou, 2004 ; Zhou 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'expression des GSTs présente des caractéristiques spécifiques aux espèces et aux tissus (**Zhou et al., 2022**).

Une fluctuation saisonnière de l'activité de la GST au cours de l'année 2019 est enregistrée au niveau des deux sites avec une activité plus marquée chez les individus du site de Sidi Salem comparativement à ceux du site d'El Battah. Nos résultats montrent un profil général avec une augmentation de l'activité de la GST en saison estivale Cette induction a déjà été relevée lors de travaux antérieurs portant sur la même espèce dans le golfe d'Annaba (**Sifi et al., 2007 ; Soltani et al., 2012 ; Bensouda-Talbi & Soltani-Mazouni, 2014 ; Soltani et al., 2014 ; Amira et al., 2018 ; Ammamra et al., 2019**), mais, aussi, en Tunisie (**Tlili et al., 2010**). Elle se traduit par une forte activité de détoxification de l'organisme (**Sifi et al., 2007**) pouvant être causée par des contaminants organiques (**Vidal-Liñán et al., 2010**) ou une pollution métallique (**Vidal-Liñán et al., 2014**). Une étude menée sur *Mytilus galloprovincialis* montre également des activités de la GST plus élevées chez les individus provenant des zones les plus polluées comparativement à ceux échantillonnés au niveau de sites non pollués sur les côtes de Casablanca (**Mejdoub et al., 2017**). D'autres études ont montré une activité GST plus élevée dans les organismes provenant de sites pollués par rapport à ceux provenant de sites de référence (**Sáenz et al., 2010**).

L'augmentation de l'activité de la GST résulte de l'activation du système antioxydant en réponse à un stress. En effet, les organismes marins sont généralement exposés à de multiples facteurs de stress environnementaux tels que l'augmentation de la température, la réduction du pH, la variation de la salinité et l'exposition aux métaux (**Harley et al., 2006 ; Brierley & Kingsford, 2009 ; Sparks et al., 2019 ; Albayrak et al., 2019**). La température et la disponibilité de nourriture en été induisent une consommation d'oxygène et une génération de radicaux oxygénés cellulaires qui sont compensées par une augmentation des défenses antioxydantes. Ainsi, la diminution des composants antioxydants durant l'hiver pourrait indiquer une sensibilité accrue des bivalves au stress oxydatif durant cette période (**Manduzio et al., 2004**). Concernant les effets de la température sur l'activité de la GST, **Boukadida et al. (2017)** ont montré que les GSTs étaient plus élevées à 20 et 22 °C par rapport à 18 °C chez

## DISCUSSION

*M. galloprovincialis* et **Matozzo et al. (2013)** ont montré une activité GST plus élevée dans les branchies de *C. gallina* à 28 °C par rapport à 22 °C. Dans les conditions expérimentales, la moule *Perna viridis* a montré une augmentation de l'activité des enzymes antioxydantes, notamment la GST avec l'augmentation de la température (**Wang et al., 2018**).

Des oscillations saisonnières de l'activité GST ont été signalées par **Benali et al. (2015)** et **Balbi et al. (2017)** chez les moules *Mytilus galloprovincialis*; par **Nahrgang et al. (2013)** chez *Mytilus edulis* et *Chlamys islandica* ; et chez les espèces *Scrobicularia plana* (**Fossi Tankoua et al., 2013**) *Mytilus spp* (**Schmidt et al., 2013**) et *Mytilus edulis platensis* (**González & Puntarulo, 2016**). Une diminution de l'activité de la GST a été également enregistrée en hiver par rapport à l'été chez *Ruditapes decussatus* de la lagune de Tunis (**Mansour et al., 2020**).

### 4.3.2. Activité spécifique de l'acétylcholinestérase

L'acétylcholinestérase (AChE) est une enzyme essentielle 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. Chez les organismes invertébrés, la transmission neuromusculaire est à la fois glutamatergique et cholinergique (**Deidda et al., 2021**). Cette enzyme est constituée de monomères (G1), dimères (G2) et tétramères (G4) de sous-unités catalytiques, sans les formes asymétriques à queue collagénique typiques des vertébrés. En général, la plupart des AChEs décrites chez les invertébrés présentent une spécificité de substrat moins définie et une variabilité marquée dans le comportement cinétique par rapport aux vertébrés (**Talesa et al., 1994 ; Jebali et al., 2013**). 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**). En conséquence, 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**) et les métaux traces (**Chalghmi et al., 2016 ; Mansour et al., 2020**).

## DISCUSSION

L'analyse des résultats de l'activité spécifique de l'AChE chez *D. trunculus* échantillonnée saisonnièrement au cours de l'année 2019 au niveau des deux sites du golfe d'Annaba (El Battah et Sidi Salem) révèle une inhibition de l'activité de l'AChE plus marquée chez les individus de Sidi Salem comparativement à ceux d'El Battah pour les quatre saisons. Cette différence indique que les échantillons ont été exposés à des agents anticholinestérasiques provenant de l'estuaire de l'Oued Seybouse qui véhicule des déchets industriels provenant du complexe FERTIAL, spécialisé dans la production des fertilisants. L'oued véhicule, aussi, des déchets domestiques et des métaux lourds qu'il déverse dans le site de Sidi Salem (Abdennour *et al.*, 2000). Nos résultats sont en accord avec les études antérieures de Sifi *et al.* (2007), Soltani *et al.* (2015), Rabei *et al.* (2018) et Amira *et al.* (2018). L'inhibition de l'AChE chez la même espèce pêchée dans un site pollué par des déchets agricoles et domestiques comparativement à un site non pollué a été enregistrée par Tlili *et al.* (2010) au niveau du golfe de Tunis, mais aussi, avec ceux effectués au niveau du littoral de Bouadisse (Tunisie) dont les échantillons ont présenté une inhibition plus marquée dans les sites les plus proches de la sortie de la station d'épuration des eaux (Idardare *et al.*, 2019). Des travaux effectués sur d'autres bivalves tels que la palourde, *Ruditapes decussatus* dans la lagune de Bizerte (Tunisie) révèlent une inhibition de l'activité spécifique de l'AChE influencée par la présence de pesticides issus de l'activité agricole (Dellali *et al.*, 2004). Récemment, des populations sauvages de palourdes (*Meretrix casta*) habitant le lac Mundal, l'estuaire de Chilaw et l'estuaire de Negombo (*Pitipana et Pamunugama*) ont été considérablement affectées par des facteurs biologiques et environnementaux provoquant, ainsi, l'inhibition de l'AChE (Amarasekara *et al.*, 2021). Freitas *et al.* (2018) a relevé une neurotoxicité plus importante chez *Ruditapes philippinarum* exposée à de l'Arsenic.

L'étude de la saisonnalité de l'activité spécifique de l'AChE a révélé une inhibition plus importante en été au niveau des deux sites d'étude. Des résultats similaires ont été détectés chez *D. trunculus* du golfe de Tunis au niveau des sites Borj Cedria, Radès et Kalâat El Andalous (Boussoufa *et al.*, 2012). Cette saisonnalité peut être due à la diminution des pluies en été qui provoque une baisse du niveau d'eau entraînant une augmentation de la concentration des substances neurotoxiques et l'inhibition de l'activité AChE (Mansour *et al.*, 2020). L'inhibition de l'activité de l'AChE a, également, été évaluée dans les tissus mous d'*Arca noae*, révélant une diminution significative pendant la saison estivale par rapport aux autres saisons dans la lagune de Bizerte (Ghribi *et al.*, 2020). De même pour l'hépatopanchréas de *Tapes decussatus* de la lagune de Homa, mer Égée orientale (Uluturhan

## DISCUSSION

*et al.*, 2019) et les branchies de *Ruditapes philippinarum* dans quatre baies de la péninsule de Shandong en Chine (Sun *et al.*, 2022).

### 4.3.3. Taux de métallothionéines

*D. trunculus* est extrêmement vulnérable à la contamination par les métaux toxiques dû à son mode de vie benthique et à sa capacité de filtration (Chandurvelan *et al.*, 2015 ; Bao *et al.*, 2018). Une fois la toxicité du métal établie, une chaîne d'événements liée au stress oxydatif se met en place au niveau subcellulaire : la formation de granules riches en métal et la production accrue de radicaux libres, soit strictement par l'effet direct d'un réactif avec le métal, soit par la réponse indirecte à une augmentation de la concentration cellulaire en métal (Le Saux *et al.*, 2020). Les mécanismes de défense cellulaire contre ces éléments comprennent des systèmes antioxydants canoniques visant à capturer et à neutraliser les ROS et des réponses plus spécifiques aux métaux comme la séquestration par les métallothionéines (Park & Jeong, 2018). 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%). Les MTs régulent le zinc et le cuivre endogènes qui sont essentiels au métabolisme et protègent l'organisme des effets toxiques des métaux non essentiels tels que le cadmium et le mercure et de l'excès de métaux essentiels (Hogstrand & Haux, 1990 ; Wu *et al.*, 1999 ; Atli & Canli, 2003).

L'évaluation des taux de MTs a révélé une variation saisonnière au cours de l'année 2019 au niveau des deux sites d'étude (Sidi Salem et El Battah) avec un pic des taux de MTs en été. Cette variation est plus marquée chez les individus de *D. trunculus* du site de Sidi Salem comparativement à ceux du site d'El Battah durant les quatre saisons. Les résultats obtenus sont en accord avec ceux de l'étude d'Amira *et al.* (2018) sur les mêmes sites. La différence des taux entre les deux sites est en rapport avec les niveaux de pollution métallique plus élevés au niveau du site de Sidi Salem comparativement au site d'El Battah (Beldi *et al.*, 2006 ; Belabed *et al.*, 2017, Amira *et al.*, 2018 ; Rabei *et al.*, 2018 ; Drif *et al.*, 2019). Les fluctuations des métallothionéines résultent de l'influence des facteurs biotiques (par exemple, le poids, le cycle de reproduction), abiotiques (température, salinité) et des fluctuations attribuables aux polluants (Amiard *et al.*, 2006 ; Amiard-Triquet , 2009; Barrick *et al.*, 2016). En effet, une diminution des concentrations des MTs a été associée à une augmentation du poids corporel (Amiard-Triquet *et al.*, 1998 ; Mouneyrac *et al.*, 1998 ). Au cours du cycle annuel de reproduction, la glande digestive présente également une variation temporelle de la masse tissulaire en raison de l'infiltration progressive de la glande digestive

## DISCUSSION

par les gonades et les tissus de stockage de réserve, ce qui peut entraîner une "dilution biologique" des concentrations de MTs (Regoli & Orlando, 1994 ; Raspor *et al.*, 2004).

Bien que la variation de la masse tissulaire représente le principal facteur influençant les variations saisonnières des concentrations des MTs et des métaux, des variables environnementales telles que la salinité et la remobilisation des métaux traces liées aux sédiments pourraient, également, agir sur ces concentrations, affectant à la fois les concentrations totales de métaux dissous et leur biodisponibilité (Fisher, 1986 ; Riba *et al.*, 2003). L'augmentation de la température de l'eau entraîne, également, une augmentation de la solubilité des métaux lourds (Hertika *et al.*, 2018) et une consommation d'oxygène résultant en une accumulation de ROS (Rajagopal *et al.*, 2005 ; Verlecar *et al.*, 2007). L'exposition de *Mytilus galloprovincialis* à différentes températures de l'eau (5, 18 et 25 °C) pendant 34 jours a révélé des niveaux de MTs plus élevés à 25 °C (Serafim *et al.*, 2002).

Des variations saisonnières ou temporelles des concentrations de MTs ont été observées chez les bivalves *Ruditapes decussatus* (Serafim & Bebianno, 2001), *Mytilus edulis* et *Macoma balthica* du nord de la mer Baltique (Leiniö & Lehtonen, 2005), *Mytilus galloprovincialis* (Viarengo *et al.*, 1997). Une légère augmentation de MTs a été observée en juillet chez *Corbicula fluminea* de la Rivière Moselle (France) (Bigot *et al.*, 2009) de même pour *Scrobicularia plana* de l'estuaire de la Seine (Boldina-Cosqueric *et al.*, 2010) *Arca noae* au niveau de la lagune de Bizerte (Tunisie) (Ghribi *et al.*, 2020).

#### 4.4. Expérience de transplantation de *D. trunculus*

L'exposition à des facteurs de stress environnementaux peut entraîner des altérations biochimiques, physiologiques et histologiques (tissus) chez les organismes vivants. La présence de ces altérations peut servir de signal d'exposition à des facteurs de stress ou à des effets indésirables (Werner *et al.*, 2003). L'analyse des biomarqueurs chez ces bivalves a également été intégrée dans des études de biosurveillance pour évaluer les effets des polluants dans les zones contaminées par les métaux lourds, les eaux usées domestiques, les résidus de pesticides et les composés organiques (Amarasekara *et al.*, 2021).

Pour surmonter les limitations induites par l'échantillonnage passif, une approche de biosurveillance active basée sur la transplantation d'une espèce sentinelle à partir d'un site de référence dans des sites de surveillance (Milun *et al.*, 2016 ; Bajt *et al.*, 2019) a déjà été appliqué avec succès dans diverses zones maritimes au cours des dernières décennies (Moschino *et al.*, 2016 ; Lastumäki *et al.*, 2020). Cette approche est considérée comme plus

## DISCUSSION

adaptée à l'évaluation de la bioaccumulation et des effets des contaminants (**Hunt & Slone, 2010**). *D. trunculus* est une espèce de mollusque bivalve qui a fait prouvé sa pertinence lors de son utilisation en tant qu'organisme sentinelle dans la biosurveillance du golfe d'Annaba (**Sifi et al., 2007; Bensouda-Talbi & Soltani-Mazouni, 2014 ; Amira et al., 2018 ; Rabei et al., 2018 ; Sifi & Soltani, 2019 ; Hamdani et al., 2020**).

### 4.4.1. Activité enzymatique de la glutathion-S-transférase

La glutathion-S-transférase joue un rôle important dans la détoxification des xénobiotiques en les conjuguant au glutathion, ce qui les rend moins toxiques et plus facilement excrétables (**Sheehan et al., 2001; Allocati et al., 2018**). La GST agit généralement sur les xénobiotiques modifiés par les enzymes de biotransformation de phase I (comme les monooxygénases CYP450), mais certains xénobiotiques peuvent contourner la biotransformation de phase I et sont directement détoxifiés par la GST (**Allocati et al., 2018**). Chez les organismes aquatiques, cette enzyme est généralement exprimée dans les branchies, les glandes digestives, les gonades et le manteau (**Wan et al., 2008 ; Ren et al., 2009 ; Kim et al., 2010 ; Xu et al., 2010**). L'activité enzymatique peut être induite par les métaux lourds (**Marques et al., 2018; Jiang et al., 2019**) et par différents polluants chimiques produits par les activités anthropiques (**Fitzpatrick et al., 1997; Hoarau et al., 2001, 2004; Natalotto et al., 2015**). La variation de l'activité de la GST peut également être liée à l'âge et au cycle de reproduction (**Lau et al., 2004, Giarratano et al., 2011**).

Les résultats de l'étude indiquent une induction de l'activité de la GST plus marquée chez les individus de *D. trunculus* collectés au niveau du site de Sidi Salem, comparativement à ceux du site d'El Battah le jour de la transplantation (0 jour). On relève une augmentation de l'induction de l'activité de la GST au cours du temps chez les individus du site d'El Battah transplantés au niveau du site de Sidi Salem ; à partir du 7<sup>ème</sup> jour, on relève une similitude dans les valeurs avec celles du site de Sidi Salem. Cette augmentation est indicative d'une augmentation de l'exposition aux inducteurs de ces enzymes (**Idardare et al., 2019**) et révèle la sensibilité et la capacité d'adaptation de *D. trunculus* au stress environnemental. En effet, ce type de réponse, considéré comme une adaptation à un environnement altéré, a été rapporté par divers auteurs chez *Mytilus galloprovincialis* (**Vidal-Liñán et al., 2010**). Les bivalves occupent un bas niveau de la chaîne trophique : ils filtrent l'eau au niveau de leurs branchies et retiennent, ainsi, la matière en suspension (**Walkinshaw et al., 2020**). De par leur stratégie alimentaire, ils sont en contact direct avec les polluants absorbés (**Szefer, 2002**) et peuvent les accumuler à des concentrations élevées (**Grosell & Walsh, 2006 ; Breitwieser et al., 2016**).

## DISCUSSION

En réponse au Cu alimentaire, la glande digestive de *Diplodon chilensis* a montré une augmentation significative de la GST à partir de la 4<sup>ème</sup> semaine (Sabatini *et al.*, 2011). Abbassi *et al.* (2015) ont décrit une relation entre la pollution environnementale et l'activité GST chez *Mytilus galloprovincialis*. Une augmentation de l'activité GST a également été rapportée par plusieurs autres auteurs chez *Mytilus galloprovincialis* exposés à des pesticides organochlorés tels que le Dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT). Cette espèce a démontré une augmentation d'environ 1,5 fois de l'activité GST suite à une exposition de 96 h à 5 ou 15 µg Cu/L (Perić & Burić, 2019). La production excessive de ROS induite par le Cd a immédiatement incité le système antioxydant de *Corbicula fluminea* par une augmentation de l'activité de la GST (wang *et al.*, 2021). Des études réalisées sur d'autres bivalves tels que *Ruditapes decussatus* transplantés d'un site de référence à un site pollué dans la Mar Menor en Espagne durant 22 jours, présentent une induction de l'activité de la GST après 7 jours de transplantation (Campillo *et al.*, 2013).

### 4.4.2. Activité spécifique de l'acétylcholinestérase

L'acétylcholinestérase (AChE) est un indicateur d'effets neurotoxiques qui est considéré comme un biomarqueur approprié pour détecter la pollution de l'environnement causée par des composés neurotoxiques tels que les pesticides organophosphorés et carbamates. L'AChE joue un rôle important dans la neurotransmission des vertébrés et des invertébrés car elle est responsable de la dégradation du neurotransmetteur acétylcholine dans les synapses cholinergiques. L'inhibition de l'AChE perturbe le fonctionnement du système nerveux et peut entraîner des effets indésirables sur plusieurs fonctions, notamment la respiration, l'alimentation et le comportement (Cunha *et al.*, 2007 ; Amarasekara *et al.*, 2021).

L'activité naturelle de l'AChE n'est pas directement liée à l'âge, le sexe ou la période de reproduction de l'organisme (Bensouda-Talbi & Soltani-Mazouni, 2014 ; Mebarki *et al.*, 2015). Elle peut être inhibée par divers types de polluants comme les pesticides, les métaux lourds, les détergents, les toxines d'algues et les HAPs (Grintzalis *et al.*, 2012). D'autres études suggèrent que l'inhibition de l'activité acétylcholinestérase peut également indiquer l'exposition à un stress général (Kamel *et al.*, 2012). De ce fait, l'AChE a été largement utilisée comme un biomarqueur de neurotoxicité chez les bivalves (Cajaraville *et al.*, 2000 ; Campillo *et al.*, 2013 ; Munari *et al.*, 2014).

## DISCUSSION

L'expérience de transplantation a révélé le jour de la transplantation (0 jour) une inhibition de l'activité spécifique de l'AChE plus marquée chez les individus du site de Sidi Salem comparativement à ceux du site d'El Battah suggérant des réponses par des perturbations des mécanismes physiologiques consécutives au stress environnemental induit par des produits chimiques (**Baudrimont et al., 2013**). L'évolution de l'activité spécifique de l'AChE au cours du temps des individus de *D. trunculus* du site d'El Battah transplantés au site de Sidi Salem présente une augmentation de l'inhibition jusqu'au 14<sup>ème</sup> jour où les taux deviennent comparables à ceux des individus natifs du site de Sidi Salem. Cette réponse résulte de la capacité de la telline à accumuler des polluants (**Chandurvelan et al., 2015 ; Aouini et al., 2017**). En effet, les individus transplantés confrontés aux polluants présents dans le nouvel environnement présentent une réponse active (**Glad et al., 2017**) au stress chimique induit par divers contaminants comme les produits phytosanitaires ou les métaux lourds provenant de diverses activités anthropiques (usine FERTIAL, activités portuaires, rejets domestiques). En effet, des travaux antérieurs ont mis en évidence une importante pollution métallique (cadmium, cuivre, plomb et zinc) plus marquée au niveau du site de Sidi Salem (**Abdennour et al., 2000 ; Beldi et al., 2006 ; Belabed et al., 2013 ; Amira et al., 2018**). Ces métaux peuvent provoquer des altérations de l'activité de l'AChE, probablement par une interaction directe avec des sites anioniques engendrant une dénaturation des protéines (**De Lima et al., 2013 ; Pohanka, 2014**).

Cette inhibition est également rapportée chez des individus de *Mytilus edulis* transplantés dans des zones côtières de l'ouest du Danemark potentiellement affectées par la pollution anthropique provenant des décharges chimiques (**Rank et al., 2007**), chez *Mytilus galloprovincialis* transplantés dans un site pétrochimique situé dans la baie d'Augusta (Sicile orientale, Italie) (**Maisano et al., 2017**) et dans 5 sites à haut niveau d'activités humaines de la baie de Rijeka, mer Adriatique, Croatie (**Glad et al., 2017**) ainsi que chez *Crassostrea rhizophorae* exposé aux carbamates, aux organophosphorés et aux pesticides benzoylurée (**De Souza et al., 2018**). Une inhibition significative de l'activité AChE dans les branchies des moules *Perna perna* transplantées dans trois sites du golfe d'Annaba (Joinoville, le port et la plage de La Caroube) et dans les glandes digestives des moules transplantées dans le port a été relevé (**Laouati et al., 2021**).

### 4.4.3. Taux de métallothionéines

L'exposition aux métaux est connue pour générer un stress oxydatif chez les organismes vivants, ce qui peut entraîner l'induction des systèmes de défense antioxydantes enzymatiques que non enzymatiques (**Santovito et al., 2021**). Le processus de détoxification commence par la liaison des ions métalliques à la surface des cellules aux ions positifs à la partie du polymère extracellulaire réactif de charge négative (comme R-Coo-et PO<sub>4</sub>) suivi par le transport des ions métalliques dans le cytoplasme et leur accumulation par les protéines de métallothionéines (**Bernal-Hernandez et al., 2010**). Les métallothionéines (MTs) sont de petites métalloprotéines qui contiennent des résidus de cystéine et offrent une excellente capacité de liaison aux métaux. Elles ont une faible masse moléculaire et sont connues pour remplir une multitude de fonctions, notamment l'homéostasie des métaux, le piégeage des radicaux libres et la protection contre les métaux lourds. Les niveaux d'expression de ces peptides chez les invertébrés et les vertébrés aquatiques ont poussé les chercheurs du monde entier à étudier les MT comme une solution prometteuse pour résoudre la contamination par les métaux lourds (**Samuel et al., 2021**).

L'étude de transplantation du site d'El Battah (considéré comme moins pollué) vers le site de Sidi Salem (considéré comme pollué) a révélé une augmentation progressive au cours du temps des taux de MTs chez les individus transplantés jusqu'au 21<sup>ème</sup> jour où les taux entre les individus transplantés et les individus natifs de Sidi Salem deviennent comparables. Cette augmentation peut être étroitement liée à une bioaccumulation excessive de métaux lourds, notamment le cadmium, dans cet organe (**Drira et al., 2017**) dont les fortes concentrations ont été relevées au niveau du site de transplantation (Sidi Salem) (**Abdenour et al., 2000 ; Beldi et al., 2006 ; Boyd, 2010 ; Larbaa & Soltani, 2014 ; Belabed et al., 2017, Amira et al., 2018 ; Drif et al., 2019**). Sur le même modèle biologique, **Tlili et al. (2013)** ont noté une augmentation des taux de MTs de la glande digestive chez *D. trunculus* au niveau d'un site proche des industries chimiques et métallurgiques. L'étude de **Mdelgi-Lasram et al. (2007)** sur la palourde (*Rudipates decussatus*) de la lagune de Bizerte (Tunisie) de trois stations d'Echaara, de Menzel Jemil et de Faroua montrent que les teneurs en métallothionéines dans la glande digestive sont différentes dans les trois sites avec une corrélation positive avec le degré de pollution des stations par les métaux. **Moncaleano-Niño et al. (2017)** a observé que les métallothionéines dans les glandes digestives de *Saccostrea sp* exposées à des concentrations de Cd de 100 g/L ont montré une augmentation significative en fonction de la dose, de 8,0 à 14,8 g MTs/mg de protéines totales. Les taux de MTs ont augmenté de près de

## DISCUSSION

sept fois entre le 5<sup>ème</sup> et le 15<sup>ème</sup> jour d'exposition au Cd chez *Mytilus galloprovincialis* (Kournoutou *et al.*, 2020) ; une augmentation régulière de MTs au niveau de la glande digestive associée à la durée d'exposition au Cd a, aussi, été observée jusqu'à 96 h (Santovito *et al.*, 2021).

### 4.4.4. Composition biochimique de *D. trunculus*

La variabilité de ces éléments biochimiques pourrait résulter de plusieurs facteurs environnementaux, les paramètres physico-chimiques des zones d'étude tels que la température et la salinité, les précipitations, la disponibilité et la composition de la nourriture, les polluants et la dynamique de l'écosystème ainsi que les facteurs physiologiques, comme le sexe, la mobilisation des nutriments et le stockage et l'utilisation de l'énergie pendant le cycle de reproduction (Silva *et al.*, 2021). En général, les effets de l'exposition chronique aux polluants, les métaux y compris, sont liés à l'épuisement des réserves énergétiques et à des altérations structurelles ou fonctionnelles. Dans le premier cas, les réserves lipidiques, glucidiques et protéiques sont réaffectées pour réparer ou maintenir l'intégrité physiologique des individus, ce qui impose une demande énergétique supplémentaire pour la détoxification et une diminution des réserves disponibles pour la reproduction (Leavitt *et al.*, 1990 ; Pampanin *et al.*, 2005). De ce fait, Les réserves énergétiques peuvent, aussi, être de bons biomarqueurs de l'état de santé de l'organisme et de son environnement (Yeung *et al.*, 2016 ; Moreira *et al.*, 2017).

#### a) Taux de protéines

Les protéines remplissent diverses fonctions dans les organismes, notamment la catalyse des réactions métaboliques, la réplication de l'ADN, la réponse aux stimuli, le transport des molécules d'un endroit à un autre (Desai & Bhilave, 2019), l'antioxydation, la réparation des plaies, la minéralisation de la coquille (Itoh *et al.*, 2011 ; Koutsogiannaki & Kaloyianni, 2010) et l'amélioration de l'intégrité des membranes (Yusseppone *et al.*, 2020). Des études antérieures ont montré que certaines fonctions physiologiques des organismes marins telles que la régulation acido-basique, le renouvellement des protéines et la bioénergétique mitochondriale peuvent être affectées par l'exposition aux métaux traces (Ivanina & Sokolova, 2015 ; Cao & Wang, 2017 ; Yuan *et al.*, 2020). Les altérations des composants biochimiques comme les protéines sont utiles pour étudier les différents mécanismes de défense d'organismes exposés à des substances toxiques comme les métaux

## DISCUSSION

ou les pesticides (**Shaikh, 2020**). En outre, les Bivalves représentent une source importante de protéines (**Tan & Ransangan, 2016**).

L'expérimentation a été réalisée au cours du mois d'Avril correspondant à la période de reproduction de l'espèce dans le golfe d'Annaba, période qui s'étend des mois de février à octobre (**Beldi et al., 2006 ; Hafsouli et al., 2016**). Nos résultats indiquent des taux de protéines chez les individus du site d'El Battah significativement élevés comparativement à ceux du site de Sidi Salem à 0 jour. Cependant, à partir du 7<sup>ème</sup> jour, il n'y a pas de différence significative dans les taux de protéines entre les individus du site de Sidi Salem et ceux du site d'El Battah transplantés. Les taux chez les individus transplantés du site d'El Battah diminuent à partir du 7<sup>ème</sup> jour tandis que ceux du site de Sidi Salem ne varient pas significativement au cours du temps. Cette diminution chez les individus transplantés d'un site moins pollué (El Battah) à un site exposé aux diverses sources de pollution (Sidi Salem) suggère une protéolyse accrue en condition de stress chimique et une possible utilisation de leurs produits de dégradation à des fins métaboliques. Le site de Sidi Salem reçoit divers polluants par le biais de l'oued Seybouse qui draine un important bassin versant, qui abrite une forte activité humaine (nombreuses agglomérations, activités industrielles et agricoles) (**Kadri et al., 2017**) ainsi que des métaux lourds (**Belabed & Soltani, 2013 ; Amira et al., 2018**). Des études récentes démontrent que certains métaux lourds exercent des effets nocifs sur les bivalves comestibles (**Fokina et al., 2013 ; Nardi et al., 2017 ; Belabed et al., 2017**) en modifiant les niveaux de divers minéraux, vitamines, acides aminés essentiels et non essentiels, protéines, glucides et lipides (**Merad et al., 2018**).

La diminution du taux de protéines pendant l'exposition aux polluants peut être due à l'augmentation du catabolisme et à la diminution de l'anabolisme des protéines (**Merad & Soltani, 2017**). Le stress peut affecter négativement le métabolisme des protéines et entraîner des coûts énergétiques élevés (**Deaton et al., 1984**). En effet, il a eu un impact négatif sur *Mya arenaria* qui s'est servie des protéines comme source d'énergie couvrant jusqu'à 70% des coûts énergétiques (**Haider et al., 2019**). **Naqvi et al. (2017)** ont noté une réduction des taux de protéines dès 48 heures chez le poisson *Oreochromis mossambicus* traité par les pesticides, dans l'ordre cyperméthrine, malathion, chlorpyrifos, de lambda-cyhalothrine et buctril, respectivement. L'exposition des poissons *Mystus gulio* à des concentrations sublétales de monocrotophos (un insecticide organophosphoré) a montré une diminution significative de la teneur en protéines au bout de 10, 20 et 30 jours (**Sathick et al., 2019**). Les mêmes effets ont été relevés chez *D. trunculus* suite à une exposition aigue au cadmium

## DISCUSSION

(Merad & Soltani, 2017). Une approche protéomique a été appliquée pour étudier l'effet du DDT et du Benso(a) pyrène (BaP) sur les gonades mâles de la moule verte *Perna viridis*, indiquant que l'exposition au DDT modifiait les protéines associées à la transduction des signaux, au stress oxydatif, au cytosquelette et à la structure cellulaire, à l'organisation cellulaire et au métabolisme énergétique (Song *et al.*, 2016). Une analyse protéomique a également montré que le manganèse provoque une sous-expression de 11 protéines chez le bivalve *Anodontite strapessialis* ( De Oliveira *et al.*, 2019). L'exposition des bivalves *Corbicula striatella*, *Parreysia corrugata* et *Parreysia cylindrica*, à une concentration chronique de cadmium (0,1284 ppm) de 20 jours a entraîné une diminution progressive des taux de protéines avec l'augmentation du temps d'exposition (Waykar & Shinde, 2019).

Une étude *in situ* réalisée pour évaluer les réponses métaboliques de la moule d'eau douce *Diplodon chilensis* exposée à une eau contaminée par les lixiviats révèle bien que le contenu énergétique total n'a pas changé de manière significative ; l'analyse des protéines de la glande digestive a montré une diminution de ces dernières au cours du temps d'exposition (Yusseppone *et al.*, 2020).

### b) Taux de glucides

Les glucides sont des molécules constituées principalement de trois éléments de base, à savoir le carbone, l'oxygène et l'hydrogène, dont la formule empirique est (CH<sub>2</sub>O) (Aldairi, 2020). C'est une réserve métabolique primaire chez les bivalves (Vodáková & Douda, 2019). Elle peut être converti en lipides pendant la saison de reproduction pour le développement des gamètes (Martinez-Pita *et al.*, 2012 ; Ke & Li, 2013 ; Irisarri *et al.*, 2015). Les glucides sont aussi utilisées pour le transport cellulaire (Yusufzai *et al.*, 2010 ; Anacleto *et al.*, 2013 ; Cordeiro *et al.*, 2017), lorsque les organismes sont soumis à un stress (Lagadic *et al.*, 1997) ou dans des conditions défavorables telles que la famine (Cordeiro *et al.*, 2016). Le stockage et l'utilisation des glucides sont étroitement liés à la nutrition, au cycle de vie, à la reproduction et aux différents types de stress (De Zwaan & Zandee 1972 ; Anacleto *et al.*, 2013 ; Cordeiro *et al.*, 2017). La variabilité spatiale dans la teneur en glucides permet de fournir une évaluation des conditions physiologiques (Vodáková & Douda, 2019).

## DISCUSSION

Nos résultats indiquent que les taux de glucides totaux chez les individus du site d'El Battah sont significativement élevés comparativement à ceux du site de Sidi Salem à 0 jour de la transplantation. Ces taux élevés au site d'El Battah sont confirmés par des travaux antérieurs portant sur la même espèce dans le golfe d'Annaba (**Hamdani & Soltani-Mazouni, 2011 ; Soltani et al., 2012 ; Sifi et al., 2013 ; Hamdani et al., 2014 ; Bensouda-Talbi & Soltani-Mazouni, 2014**). En effet, le site d'El Battah est caractérisé par l'embouchure de l'oued Mafrag qui ramène des éléments très riches en composés organiques et minéraux (**Ziouch, 2007**). Ce site présente également un régime hydrodynamique important contribuant à la dilution des polluants (**Rabei et al., 2018**).

Les taux des individus du site de Sidi Salem ne varient pas significativement au cours du temps ; cependant, chez les individus transplantés, une diminution est notée et à partir de 21<sup>ème</sup> jour de la transplantation, les taux sont comparables entre les deux sites. Les changements des niveaux de glycogène ont été corrélés avec le stress des organismes (**Dickinson et al., 2012 ; Anacleto et al., 2015**). La diminution des taux de glucides au cours de notre expérimentation pourrait être due au stress exercé par les polluants qui retardent divers processus physiologiques (**Tendulkar & Kulkarni, 2012**) ou à une plus grande utilisation métabolique du glucide pour lutter contre le stress chimique (**Almeida et al., 2015**). En effet, **Amira et al. (2018)** ont rapporté une teneur en métaux lourds essentiellement du zinc, du cuivre, du plomb et du cadmium dans les sédiments au niveau du site de Sidi Salem plus élevée que celle du site d'El Battah.

Des études sur deux espèces des huitres *Saccostrea glomerata* et *Ostrea angasimean* ont montré que les concentrations de métaux (Cu, Zn, Se, Cd et Pb) dans les deux espèces ont augmenté dans les tissus en 31 jours le long du gradient de contamination métallique avec une diminution de glycogène indiquant l'utilisation de l'énergie stockée avant l'exposition aux métaux et l'absence de stockage d'énergie nouvelle pendant la période d'exposition (**Bartlett et al., 2020**).

Une diminution des taux de glucides a été observée à 15 jours chez le poisson *Labeo rohita* après une exposition au nitrate de plomb (**Raja & Puvaneswari, 2017**). Une exposition sublétales au cadmium a engendré une diminution des taux de glucides chez *D. trunculus* (**Merad & Soltani, 2017**). **Sonawane & Sonawane. (2018)** ont rapporté une diminution des taux de glucides chez le mollusque bivalve *Lamellidens marginalis* suite à une exposition chronique et aigue au sulfate de cuivre.

## DISCUSSION

### c) Taux de lipides

Les lipides ont une influence marquée sur la reproduction des mollusques et jouent un rôle important durant le développement larvaire et embryonnaire (**Signa et al., 2015**). Ils sont généralement utilisés comme source d'énergie pendant la gamétogenèse et constituent la principale réserve nutritionnelle des œufs et des larves d'invertébrés marins (**Helm et al., 1973 ; Nie et al., 2016**).

L'altération du métabolisme des lipides chez les bivalves 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**).

Nos résultats indiquent des taux de lipides chez les individus du site d'El Battah significativement élevés comparativement à ceux du site de Sidi Salem à 0 jour de la transplantation. Cette élévation a déjà été observée lors de travaux antérieurs portant sur la même espèce dans le golfe d'Annaba (**Hamdani & Soltani-Mazouni, 2011 ; Soltani et al., 2012 ; Sifi et al., 2013 ; Hamdani et al., 2014 ; Bensouda-Talbi & Soltani-Mazouni, 2014 ; Sifi & Soltani, 2019**).

A partir du 7<sup>ème</sup> jour de la transplantation, on ne note pas de différence significative entre les deux sites, ceci pourrait être due à l'activité accrue de la lipase, l'enzyme responsable de la décomposition des lipides en acides gras libres pour contrer le stress toxique (**Reddy et al., 1989**). En effet, il a été mis en évidence une pollution métallique au niveau du site de Sidi Salem (**Beldi et al., 2006 ; Amira et al., 2018 ; Drif et al., 2019**) pouvant affecter le métabolisme des lipides notamment en période de reproduction dans le golfe (**Hamdani & Soltani-Mazouni 2011 ; Sifi et al., 2013 ; Bensouda-Talbi & Soltani-Mazouni 2014**). La présence du cadmium à des concentrations supérieures au niveau du site de Sidi Salem par rapport à celui d'El Battah a été récemment détectée dans les sédiments (**Amira et al., 2018**) et les tissus de *D. trunculus* (**Drif et al., 2019**). Le cadmium est un métal non essentiel et n'est pas physiologiquement présent dans les organismes (**Wang et al., 2015 ; Li et al., 2016 ; 2018**). Il tend à s'accumuler dans les lipides en raison de ses caractéristiques lipophiles (**Chiffolleau et al., 1999**) et à modifier les niveaux de divers minéraux, vitamines, acides aminés essentiels et non essentiels, lipides, glucides et protéines (**Shi et al., 2016**). **Merad &**

## DISCUSSION

**Soltani (2017)** ont également noté une diminution des taux de lipides lors d'une étude des effets sublétaux du cadmium au niveau des gonades de *D. trunculus*.

De nombreuses espèces de bivalves ont, également, montré une réduction des lipides pour surmonter le stress induit par des métaux lourds chez *Anodonta anatine* (**Ngo et al., 2012**) ou *Mytilus edulis* (**Geret et al., 2002**). D'autres travaux concernant l'effet sublétaux des métaux ont abouti à des résultats similaires sur les larves de la moule *Mytilus galloprovincialis* (**Wu et al., 2016**) et sur la moule *Perna viridis* (**Yeung et al., 2016**). Les femelles d'autres espèces aquatiques ont montré la même réponse après une exposition au cadmium ; on peut citer, la crevette *Macrobrachium rosenbergii* (**Revathi et al., 2011**) et le crabe *Chiromantes dehaani* (**Liu et al., 2016**).

# **CONCLUSION & PERSPECTIVES**

### 5. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Le présent travail s'inscrit dans le cadre d'un programme national de biosurveillance de la qualité des eaux du golfe d'Annaba en utilisant une espèce bioindicatrice de la pollution, *Donax trunculus*. Il s'intègre, en outre, dans un projet RFU (Xénobiotiques et environnement) d'évaluation d'un pesticide sur un modèle animal de référence et de la contamination métallique sur la transplantation d'une espèce sentinelle. Une caractérisation de l'eau de mer et des sédiments des deux sites du golfe d'Annaba ainsi qu'un échantillonnage saisonnier des individus de *Donax trunculus* dans les deux sites d'étude (El Battah : site relativement sain et Sidi Salem: site exposé aux différents rejets) au cours de l'année 2019 ont été effectués. L'évaluation de l'impact de la pollution sur la croissance, la réponse des biomarqueurs du stress environnemental chez *D. trunculus* et une transplantation de cette espèce du site le moins pollué vers le site contaminé ont été réalisés.

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau de mer des deux sites d'étude sont propices au développement et la reproduction de l'espèce étudiée. Les paramètres physico-chimiques des sédiments semblent être favorables à l'accumulation des éléments traces métalliques. L'étude de la croissance (longueur, largeur, épaisseur de la coquille et poids frais de la chair) et des indices organo-somatiques (indice de condition et rapport gonado-somatique) a permis de confirmer une croissance et un état physiologique meilleurs au niveau du site d'El Battah comparativement au site de Sidi Salem, avec une période de frai marquée en été pour les deux sites. Les résultats de l'indice de comestibilité ont mis en évidence la préférabilité de la consommation humaine de *D. trunculus* durant la saison printanière.

La mesure des biomarqueurs du stress environnemental a révélé un effet site avec une induction de l'activité enzymatique de la GST, une inhibition de l'activité spécifique de l'AChE et une augmentation des taux de MTs plus marquées chez *D. trunculus* prélevée du site de Sidi Salem par rapport à ceux du site d'El Battah. Cette différence est en relation avec la profusion qualitative et quantitative des polluants ainsi que les caractéristiques physico-chimiques des sédiments qui ont un impact sur leur disponibilité. La saisonnalité de la réponse des biomarqueurs est affectée par la variation saisonnière des facteurs environnementaux et du cycle reproducteur de l'espèce.

## CONCLUSION ET PERSPECTIVES

L'expérience de transplantation a permis de mettre en exergue la sensibilité de *D. trunculus* et son aptitude à répondre au stress induit suite à une exposition accrue aux polluants par la mise en place de systèmes de détoxification enzymatique (AChE, GST) et non enzymatique (MTs) ainsi que par l'utilisation de ses réserves énergétiques en consommant les protéines en premier lieu.

Les résultats obtenus au terme de la présente étude permettent de dégager un certain nombre de perspectives intéressantes et pertinentes synthétisées ci-après :

- Réaliser une transplantation de *D. trunculus* sur une durée plus longue ;
- Procéder à une identification plus ample et plus précise des contaminants présents dans les eaux et les sédiments du golfe d'Annaba dans le but d'apporter de nouveaux éléments à même d'être exploitées dans des études ultérieures ou servir à initier des programmes efficaces pour la prise en charge des questions environnementales aquatiques;
- Étudier la distribution des métaux entre les fractions subcellulaires dans différents organes de *D. trunculus* par fractionnement subcellulaire ;
- Procéder au dosage du cytochrome P450, responsable de la biotransformation des polluants en métabolites.

# **RESUME**

### RESUME

La présente étude porte sur l'évaluation des réponses du mollusque bivalve *Donax trunculus* récolté durant l'année 2019 au niveau de deux sites du golfe d'Annaba, El Battah réputé modérément pollué de par son éloignement des sources polluantes et Sidi Salem, exposé à différents rejets car situé à proximité de différentes sources de rejets urbains et industriels. Un suivi saisonnier de la croissance, des indices somatiques, des biomarqueurs du stress environnemental et une expérience de transplantation de *D. trunculus* d'un site relativement sain (El Battah) vers un site pollué (Sidi Salem) ont été réalisés.

La caractérisation physico-chimique de l'eau de mer (température, pH, salinité, oxygène dissous) et des sédiments (granulométrie, pH, conductivité électrique, taux de carbone et de matière organiques, calcaire total) a révélé des eaux favorables à la croissance et à la reproduction de l'espèce ainsi que des sédiments dominés par une présence de sables très fins au niveau des deux sites d'étude. Les sédiments sont, aussi, alcalins à très alcalins et salés. Les résultats ont, également, montré que le sédiment du site d'El Battah est caractérisé par des taux faibles à moyens en carbone et en matière organique tandis que le site de Sidi Salem présente une teneur extrêmement faible en matière organique. Aussi, les deux sites se sont révélés être modérément calcaires. L'étude de la croissance (longueur, largeur, épaisseur et poids frais de la chair) de *D. trunculus* a révélé une croissance altérée chez les individus collectés au niveau du site de Sidi Salem comparativement aux individus du site d'El Battah, durant les quatre saisons. La comparaison de l'indice de condition, du rapport gonado-somatique et de l'indice de comestibilité entre les deux sites a révélé un état physiologique et une comestibilité favorisés au niveau du site d'El Battah. Les variations de ces indices au cours de l'année 2019, ont révélé que *D. trunculus* présente une période de frai en été caractérisée par une diminution de leurs valeurs en cette saison avec l'augmentation de la température.

L'analyse biochimique a révélé une inhibition de l'activité spécifique de l'AChE et une induction de l'activité de la GST plus marquées en saison estivale. L'impact de la pollution métallique a été apprécié par l'induction des MTs en fonction des sites et de la saison, avec des taux maximaux en été. Durant l'expérience de transplantation, *D. trunculus* ont été collectés d'un site relativement sain, El Battah et transplantés en cages dans un site pollué, Sidi Salem, pour une durée de 21 jours. Les analyses biochimiques effectuées à différents

## RESUME

temps (0 ; 7 ; 14 et 21 jours) ont permis de montrer la sensibilité de *D. trunculus* vis-à-vis du stress chimique d'un environnement pollué (site de Sidi Salem) et sa capacité à y répondre rapidement par la mise en place de son système de détoxification révélé par l'induction de la GST. De plus, l'inhibition de l'AChE suggère une neurotoxicité liée à la présence de divers polluants chimiques, essentiellement les métaux lourds, appuyée par l'augmentation des taux de MTs. L'analyse biochimique des réserves énergétiques (protéines, glucides et lipides) effectuée au niveau du manteau de *D. trunculus* a mis en évidence l'aptitude de cette espèce à contrer le stress par la mobilisation et la consommation des réserves énergétiques avec l'utilisation des protéines en premier lieu. L'ensemble des résultats montre que la réponse des biomarqueurs chez *D. trunculus* est fonction de son cycle reproducteur et de la proximité des sources polluantes.

**Mots clés :** Golfe d'Annaba, Pollution, *Donax trunculus*, Sédiments, Biomarqueurs, Biochimie, Transplantation.

## ABSTRACT

### ABSTRACT

The present study focuses on the assessment of responses of the bivalve mollusk *D. trunculus* collected during 2019 from two sites of the Gulf of Annaba, El Battah considered moderately polluted because of its remoteness from polluting sources and Sidi Salem that is exposed to various discharges due to its proximity to different sources of urban and industrial discharges. A seasonal monitoring of growth, somatic indices, environmental stress biomarkers and a transplantation experiment of *D. trunculus* from a relatively healthy site (El Battah) to a polluted site (Sidi Salem) were carried out.

The physico-chemical characterization of seawater (temperature, pH, salinity, dissolved oxygen) and sediments (granulometry, pH, electrical conductivity, rate of carbon and organic matter, total limestone) revealed waters in favour of the growth and reproduction of the species as well as sediments dominated by the presence of very fine sands in both study sites. The sediments are also alkaline to very alkaline and salty. The results also showed that the sediment of the site of El Battah is characterized by low to medium levels of carbon and organic matter while the site of Sidi Salem includes an extremely low content of organic matter. The study of growth (length, width, thickness and fresh weight of flesh) of *D. trunculus* also revealed an altered growth among individuals collected in the site of Sidi Salem compared to those from the site of El Battah during the four seasons. The comparison of the condition index, the gonado-somatic ratio and the edibility index between the two sites revealed a physiological condition and an edibility favored in the site of El Battah. The variations of these indices during 2019 revealed that *D. trunculus* presents a period of spawning in summer that is characterized by a decrease of their values in this season due to the increase of temperature.

Biochemical analysis showed a more pronounced inhibition of AChE specific activity and an induction of GST activity in summer. The impact of metal pollution was assessed by site and season-dependent induction of MTs, with maximum levels in summer. During the transplantation experiment, *D. trunculus* were collected from the relatively healthy site of El Battah and were transplanted in cages to the polluted site of Sidi Salem for a period of 21 days. Biochemical analyses that were carried out at different times (0; 7; 14 and 21 days) showed the sensitivity of *D. trunculus* towards the chemical stress of a polluted environment (Sidi Salem site) and its capacity to respond rapidly by the implementation of its detoxification system revealed by the induction of GST. Moreover, the inhibition of AChE

## *ABSTRACT*

suggests a neurotoxicity related to the presence of various chemical pollutants, mainly heavy metals, supported by the increase of MTs levels. The biochemical analysis of energy reserves (proteins, carbohydrates and lipids) carried out in the mantle of *D. trunculus* highlighted the ability of this species to counter stress by the mobilization and consumption of energy reserves with the use of proteins in the first place. All the results show that the response of biomarkers in *D. trunculus* depends on its reproductive cycle and the proximity of pollutant sources.

**Keywords:** Gulf of Annaba, sediment parameters, *Donax trunculus*, biomarkers, transplantation.

## الملخص

تتعلق الدراسة الحالية بتقييم استجابات الرخويات ذات الصدفتين *Donax trunculus* التي تم جمعها خلال عام 2019 في موقعين في خليج عنابة وهما موقع البطاح الذي يمتاز بتلوث معتدل بسبب بعده عن المصادر الملوثة وموقع سيدي سالم الذي هو عرضة لإصدارات مختلفة لأنه يقع بالقرب من مصادر مختلفة للتصريفات الحضرية والصناعية. ولقد تمت متابعة موسمية للنمو والمؤشرات الجسدية والمؤشرات الحيوية للإجهاد البيئي والقيام بتجربة زرع *D. trunculus* من موقع سليم نسبياً (البطاح) إلى موقع ملوث (سيدي سالم).

كشفت الخصائص الفيزيائية والكيميائية لمياه البحر (درجة الحرارة والأس الهيدروجيني والملوحة والأكسجين المذاب) والرواسب (حجم الجسيمات والأس الهيدروجيني والقدرة على التوصيل الكهربائي ومعدل الكربون والمواد العضوية وكذا الكلس الكلي) عن مياه ملائمة لنمو وتكاثر هذا النوع وعن رواسب تهيمن عليها الرمال الناعمة جداً في موقعي الدراسة. كما أن الرواسب هي من قلوية إلى شديدة القلوية ومالحة. أظهرت النتائج كذلك أن الرواسب في موقع البطاح يتميز بمعدلات منخفضة إلى متوسطة من الكربون ومن المواد العضوية في حين أن موقع سيدي سالم يتميز بمحتوى من المواد العضوية حاد الانخفاض. ولقد تم الكشف على أن كلا الموقعين يتميزان بقلسية معتدلة. كما كشفت دراسة النمو (الطول والعرض والسمك والوزن الرطب) عند *D. trunculus* عن ضعف في النمو لدى الأفراد الذين تم جمعهم على مستوى موقع سيدي سالم مقارنة بتلك التي تم جمعها في موقع البطاح خلال فترة الدراسة. كشفت كذلك مقارنة مؤشر الحالة ومؤشر الغدد التناسلية الجسدية ومؤشر قابلية الأكل بين الموقعين عن حالة فسيولوجية وقابلية للأكل أفضل في موقع البطاح. كما كشفت تباينات هذه المؤشرات خلال عام 2019 أن لدى *D. trunculus* فترة تفريخ في الصيف تتميز بانخفاض قيمها في هذا الموسم مع ارتفاع درجات الحرارة.

يكشف التحليل الكيميائي الحيوي عن تثبيط النشاط لـ أستيل كولينستيريز (AChE) وتحريض نشاط الجلوتاثيون S-transferase (GST) أكثر وضوحاً في موسم الصيف. تم تقييم تأثير التلوث المعدني من خلال تحريض ميتالوثيونين (MTs) وفقاً للمواقع والموسم مع تسجيل معدلات قصوى في فصل الصيف. أثناء تجربة الزرع، تم جمع *D. trunculus* من موقع سليم نسبياً أي البطاح وزرعها في أفاص في موقع ملوث أي سيدي سالم لمدة 21 يوماً. كشفت التحاليل البيوكيميائية التي تم إجراؤها في أوقات مختلفة (0، 7، 14 و 21 يوماً) عن حساسية *D. trunculus* تجاه الإجهاد الكيميائي لبيئة ملوثة (سيدي سالم) وقدرتها على الاستجابة له بسرعة من خلال تبني نظام إزالة السموم الذي كشف عنه التحريض GST. بالإضافة إلى ذلك يشير تثبيط AChE إلى سمية عصبية مرتبطة بوجود ملوثات كيميائية مختلفة خاصة المعادن الثقيلة مع تزايد معدلات MTs. كما كشف التحليل البيوكيميائي للاحتياطات الطاقوية (البروتينات والكربوهيدرات والدهون) الذي تم إجراؤه في رداء *D. trunculus* عن قدرة هذا النوع على مواجهة الإجهاد عن طريق تعبئة الاحتياطات الطاقوية واستهلاكها باستخدام البروتينات أولاً. تشير كافة النتائج إلى أن استجابة المؤشرات الحيوية لدى *D. trunculus* تعتمد على دورة التكاثر وقرب المصادر الملوثة.

**الكلمات المفتاحية:** خليج عنابة، بارامترات الرواسب، *Donax trunculus*، المؤشرات الحيوية، الزرع

# **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

A

- Abbassi M., Banaoui A., Kaaya A., Elkhoul A., Nadir M. & Lefrere L., 2015.** Biomarker approach to the assessment of the health status of Moroccan marine ecosystems: Preliminary study in Sidi Ifni coast (South of Morocco). *Journal of Materials and Environmental Science*, 6(11): 3086-3093, [https://www.jmaterenvironsci.com/Document/vol6/vol6\\_N11/358-JMES-1533-2015-Kaaya.pdf](https://www.jmaterenvironsci.com/Document/vol6/vol6_N11/358-JMES-1533-2015-Kaaya.pdf)
- Abdenmour C., Smith B.D., Boulakoud M.S., Samraou B. & Rainbow P.S., 2000.** Trace metals in marine, brackish and freshwater prawns from north-east Algeria. *Hydrobiologia*, 432(1/3): 217–227, doi:10.1023/a:1004027204088
- Abowei J.F.N. & Sikoki F.D.** *Water Pollution Management and Control*. Double trust Publication Company, Calabar, Nigeria: Port Harcourt, 2005, pp 236.
- Abu Khatita A.M., 2011.** Assessment of soil and sediment contamination in the Middle Nile Delta area (Egypt)-Geo-Environmental study using combined sedimentological, geophysical and geochemical methods. Doctoral Thesis, Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg (FAU), Germany, pp: 214.
- Acarli S., Lok A., Acarli D. & Kirtik A., 2018.** Reproductive cycle and biochemical composition in the adductor muscle of the endangered species fan mussel *Pinna nobilis*, linnaeus 1758 from the aegean sea, turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 27(10): 6506-6518.
- Adams K.A., Barth J.A. & Chan F., 2013.** Temporal variability of near-bottom dissolved oxygen during upwelling off central Oregon. *Journal of geophysical research: oceans*, 118(10): 4839-4854, doi:10.1002/jgrc.20361, 2013
- Adams S.M., 2002.** *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*. Bethesda, USA: American Fisheries Society, pp 644.
- Adesuyi A.A., Ngwoke M.M., Akinola M.O., Njoku K.L. & Jolaoso A.O., 2016.** Assessment of Physicochemical Characteristics of Sediment from Nwaja Creek, Niger Delta, Nigeria. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 4(1): 16-27, doi:10.4236/gep.2016.41002

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Afnor.**, Norme NF X31-107. Détermination de la distribution granulométrique des particules du sol- Méthode à la pipette. Paris : 2003, pp 20.
- Aguirre-Velarde A., Thouzeau G., Jean F., Mendo J., Cueto-Vega R., Kawazo-Delgado M., Vásquez-Spencer J., Herrera-Sanchez D., Vega-Espinozac A., Flye-Sainte-Marie J., 2019.** Chronic and severe hypoxic conditions in Paracas Bay, Pisco, Peru: Consequences on scallop growth, reproduction, and survival. *Aquaculture*, 512: 734259, doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734259
- Al Omari M.M.H., Rashid I.S., Qinna N.A., Jaber A.N. & Badwan A.A., 2016.** Calcium Carbonate. *Profiles of Drug Substances, Excipients and Related Methodology*, 41: 31–132, doi:10.1016/bs.podrm.2015.11.003
- Alani R.R.A & Al-Obaidi B.H.K., 2019.** Prediction of sediment accumulation model for trunk sewer using multiple linear regression and neural network techniques. *Civil Engineering Journal*, 5(1): 82-92, doi: 10.28991/cej-2019-03091227
- Albayrak S., Albayrak G., Çelikkol M.T., Gazdağlı A., Yörük E. & Çağlar, S., 2019.** The effects of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds on antioxidant enzyme activities in *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 from Istanbul Strait. *Marine Pollution Bulletin*, 149: 110662, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110662
- Aldairi A.F., 2020.** Evaluation of Various Methodologies Used in Purification of Biologically Active Carbohydrates Derived from Marine Life. *Biomedical Journal of Scientific & Technical Research*, 27(4): 20919-20927, doi: 10.26717/BJSTR.2020.27.004531
- Aldana M., Pulgar J., Hernández B., George-Nascimento M., Lagos N.A. & García-Huidobro M.R., 2020.** Context-Dependence in parasite effects on keyhole limpets. *Marine Environmental Research*, 157: 104923, doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104923
- Ali Abdel-Salam H., 2013.** Assessment of biochemical compositions and mineral contents of carapace of some important commercially crustaceans and mollusks organisms from Egyptian and Saudi Arabia coasts as a new animal feed. *American Journal of BioScience*, 1(2): 35–43.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Allocati N., Masulli M., Di Ilio C. & Federici L., 2018.** Glutathione transferases: substrates, inhibitors and pro-drugs in cancer and neurodegenerative diseases. *Oncogenesis*, 7(1): 8, doi: 10.1038/s41389-017-0025-3
- Almeida Â., Freitas R., Calisto V., Esteves V.I., Schneider R.J., Soares A.M.V.M. & Figueira, E., 2015.** Chronic toxicity of the antiepileptic carbamazepine on the clam *Ruditapes philippinarum*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 172-173: 26–35, doi:10.1016/j.cbpc.2015.04.004
- 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.
- Amarasekara E.A.K.K., Pathiratne A. & Wanninayake T.B., 2021.** Cholinesterase (ChE) and Glutathione S-transferase (GST) Enzyme Activities of the Brackish Water Clam, *Meretrix Casta* Inhabiting Selected Estuaries in Sri Lanka. *International Journal of Research Publication and Reviews*, 2(4): 10-18, <https://www.ijrpr.com/uploads/V2ISSUE4/IJRPR322.pdf>
- Ambarwati R. & Faizah U., 2017.** Colour and Morphometric Variation of Donacid Bivalves from Nepa Beach, Madura Island, Indonesia. *Biosaintifika : Journal of Biology & Biology Education*, 9(3) : 466-473.
- Amiard J.-C., Amiard-Triquet C., Barkat S., Pellerin J. & Rainbow P.S., 2006.** Metallothioneins in aquatic invertebrates: their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquatic Toxicology*, 76(2): 160-202, doi:10.1016/j.aquatox.2005.08.015
- Amiard-triquet C. & Amiard J.C., 2012.** Behavioral ecotoxicology. In: Amiard-Triquet, C., Amiard, J.C., Rainbow, P.S. (Eds.), *Ecological Biomarkers: Indicators of Ecotoxicological Effects*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA: 253-278.
- Amiard-Triquet C., 2009.** Behavioral Disturbances: The Missing Link between Sub-Organismal and Supra-Organismal Responses to Stress? Prospects Based on Aquatic Research. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 15(1): 87-110, doi:10.1080/10807030802615543

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Amiard-Triquet C., Altmann S., Amiard J.C., Ballan-Dufranc Ais C., Baumard P., Budzinski H., Crouzet C., Garrigues P., His E., Jeantet A-Y., Menasria R., Mora P., Mouneyrac C., Narbonne J.F., Pavillon J.F., 1998.** Fate and effects of micropollutants in the Gironde estuary, France: a multidisciplinary approach. *Hydrobiologia*, 373/374 : 259-279, doi:10.1023/a:1017055118218
- 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, doi.org/10.1016/j.crte.2018.02.002.
- Amjlef A., Khrach S., Ait El Fakir A., Farsad S., Et-Taleb S. & El Alem N., 2021.** Adsorptive properties investigation of natural sand as adsorbent for methylene blue removal from contaminated water. *nanotechnology and environmental engineering*, 6(26): 57, doi.org/10.1007/s41204-021-00119-y
- Anacleto P., Maulvault A., Barrento S., Mendes R., Nunes M.L., Rosa R. & Marques A., 2013.** Physiological responses to depuration and transport of native and exotic clams at different temperatures. *Aquaculture*, 408-409: 136-146, doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.05.035Get rights and content
- Anacleto P., Maulvault A.L., Nunes M.L., Carvalho M.L., Rosa R. & Marques A., 2015.** Effects of depuration on metal levels and health status of bivalve molluscs. *Food Control*, 47: 493-501, doi.org/10.1016/j.foodcont.2014.07.055
- Anne P., 1945.** Sur le dosage rapide du carbone organique des sols. *Annales Agronomiques*, 15: 161-172.
- Ansell A.D. & Lagardère F., 1980.** Observation on the biology of *Donax trunculus* and *Donax vittatus* at Ile d'Oléron (French Atlantic Coast). *Marine Biology*, 57(4): 287-300.
- Ansell AD., 1983.** The Biology of the Genus *Donax*. In: McLachlan A, Erasmus T, editors. *Sandy Beaches as Ecosystems*. WJunk, The Hague, 607-636.
- Antoniadis V., Levizou E., Shaheen S.M., Sik Ok Y., Sebastian A., Baum C., PrasadM.N.V., Wenzel W.W. & Rinklebe J., 2017.** Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation—A review. *Earth-Science Reviews*, 171: 621-645, doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.06.005.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Anu G., Nair S.M., Kumar N.C., Jayalakshmi K.V. & Pamalal D., 2009.** A baseline study of trace metals in a coral reef sedimentary environment, Lakshadweep Archipelago. *Environmental Earth Sciences*, 59(6): 1245-1266, doi:10.1007/s12665-009-0113-6
- Aouadene A., 2003.** Evaluation spatio-temporelle de quelques paramètres biométriques et biochimiques chez *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) dans un environnement pollué (golfe d'Annaba). Mémoire de Magister, Université d'Annaba, pp 88.
- Aouini F., Boussoufa D., Ghribi F., Bejaoui S., Navarro J.A. & El Cafsi M., 2017.** Short term exposure to permethrin alters lipid classes and fatty acid composition of the unfed clam *Donax trunculus* from Tunisian coast (Southern Mediterranean). *Cahiers de Biologie Marine*, 58: 163-172, doi: 10.21411/CBM.A.72E9D4EA
- Aranda<sup>1</sup> J.A., Louzán<sup>1</sup> A., Da Costa<sup>1</sup> F., Cerviño-Otero<sup>1</sup> A., Nóvoa<sup>1</sup> S., Ojea<sup>1</sup> J. & Martínez-Patiño D., 2009.** Desarrollo embrionario y larvario de dos especies de moluscos bivalvos: *Donax trunculus* (Linné, 1758) y *Ruditapes decussatus* (Linné, 1758). In *XII Congreso Nacional de Acuicultura: Con la acuicultura alimentamos tu salud*. Editor: Daniel Beaz, Morris Villarroel, Salvador Cárdenas, doi:10.13140/rg.2.1.1235.7847, 514.
- Araújo J., Soares F., Medeiros A., Bandarra N.M., Freire M., Falcão M. & Pousão-Ferreira P., 2020.** Depth effect on growth and fatty acid profile of Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis*) produced on a longline off south Portugal. *Aquaculture International*, 28: 927-946, doi:10.1007/s10499-019-00504-0
- Atekwana E.A., Atekwana E.A., Rowe R.S., Werkema D.D. & Legall F.D., 2004.** The relationship of total dissolved solids measurements to bulk electrical conductivity in an aquifer contaminated with hydrocarbon. *Journal of Applied Geophysics*, 56(4): 281-294.
- Atli G. & Canli M., 2003.** Natural occurrence of metallothionein-like proteins in the liver of fish *Oreochromis niloticus* and effects of cadmium, lead, copper, zinc, and iron exposures on their profiles. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 70: 0619-0627, doi.org/10.1007/s00128-003-0030-4
- Aydin M., Tunca E. & Esen Ersoy N., 2020.** Morphometric Aspects and Growth Parameters of the Wedge Clam (*Donax trunculus*) of the Black Sea, Turkey. *Journal of anatolian environmental and animal sciences.*, 5(1): 11-18.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

**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, doi:10.1016/j.ecoenv.2011.03.018

**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

**Bajt O., Ramšak A., Milun V., Andral B., Romanelli G., Scarpato A., Mitrić M., Kupusović T., Kljajić Z., Angelidis M., Çullaj A., Galgani F., 2019.** Assessing chemical contamination in the coastal waters of the Adriatic Sea using active mussel biomonitoring with *Mytilus galloprovincialis*. *Marine Pollution Bulletin*, 141: 283-298, doi:10.1016/j.marpolbul.2019.02.007

**Balbi T., Fabbri R., Montagna M., Camisassi G. & Canesi L., 2017.** Seasonal variability of different biomarkers in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) farmed at different sites of the Gulf of La Spezia, Ligurian sea, Italy. *Marine Pollution Bulletin*, 116(1-2): 348-356, doi:10.1016/j.marpolbul.2017.01.0

**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, doi:10.1016/j.ecoenv.2009.12.032

**Bao M.M., Huo L.P., Wu J., Ge D.L., Lv Z.M., Chi C.F., Liao Z. & Liu H.H., 2018.** A novel biomarker for marine environmental pollution of CAT from *Mytilus coruscus*. *Marine Pollution Bulletin*, 111(1-2) : 428-434, doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.07.031

**Barrick A., Châtel A., Marion J.M., Perrein-Ettajani H., Bruneau M., Mouneyrac C., 2016.** A novel methodology for the determination of biomarker baseline levels in the marine polychaete *Hediste diversicolor*. *Marine Pollution Bulletin*, 108 (1-2): 275-280, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.056

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Bartlett J., Maher W., Ubrihien R., Krikowa F., Edge K., Potts J. & Taylor A., 2020.** Fitness of two bivalves *Saccostrea glomerata* and *Ostrea angasi* exposed to a metal contamination gradient in Lake Macquarie, NSW Australia: Integrating subcellular, energy metabolism and embryo development responses. *Ecological Indicator*, 110: 105869, doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105869
- Basaham A.S., 2008.** Mineralogical and chemical composition of the mud fraction from the surface sediments of Sharm Al-Kharrar, a Red Sea coastal lagoon. *Oceanologia*, 50(4): 557-575, <http://water.iopan.gda.pl/oceanologia/504basah.pdf>
- Baudrimont M., Gonzalez P., Hegaret H., Khayati A., Lassus P., Legeay A., De Montaudouin X., Raymond N., Soudant P. & Tran D., 2013.** REPAMEP - Réponse des palourdes aux stress environnementaux combinant métaux, efflorescences toxiques et pathogènes - Programme LITEAU. / Manila clam response to environmental stress combining metals, toxic blooms and pathogens. Programme LITEAU n° de contrat : L.11-6778, <https://archimer.ifremer.fr/doc/00156/26745/24826.pdf>
- Bayed A. & Guillou J., 1985.** Contribution à l'étude des populations du genre *Donax*: la population de *D. trunculus* L. (Mollusca, Bivalvia) de Mehdiya (Maroc). *Annales de l'Institut océanographique*, 61(2): 139-147.
- Bayne B., Brown D., Burns K., Dixon D., Ivanovici A., Livingstone D., Lowe D., Moore M., Stebbing A. & Widdows J., 1985.** The Effects of Stress and Pollution on Marine Animals. New York: Praeger.
- Beadman H.A., Caldow R.W.G., Kaiser M.J., Willows R.I., 2003.** How to toughen up your mussels: using mussel shell morphological plasticity to reduce predation losses. *Marine Biology*, 142 : 487-494.
- 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, 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 metal elements across industrialized urban areas of the Seybouse watershed in North Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(6): 265, doi.org/10.1007/s10661-017-5968-5.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Belabed S. & Soltani N., 2013.** Acute toxicity of cadmium on *Donax trunculus*: acetylcholinesterase, glutathione S-transferase activities and pattern of recovery. *European Journal of Experimental Biology*, 3(2): 54-61.
- Beldi H., Gimbert F., Maas S., Scheifler R. & Soltani N., 2006.** Seasonal variations of Cd, Cu, Pb and Zn in the edible mollusc *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba, Algeria. *African Journal of Agricultural Research*, 1(4): 85-90.
- Beldi H., 2007.** Etude de *Gambusia affinis* (Poisson, Téléostéen) et *Donax trunculus* (Mollusque, Pélécyopode): écologie, physiologie et impacts de quelques altéragènes. Thèse de Doctorat d'état en Sciences de la Mer, option : Biologie et écologie marines. Université d'Annaba, 105 p.
- Belzile N., Chen Y.W., Gunn J.M. & Dixit S.S., 2004.** Sediment trace metal profiles in lakes of Killarney Park, Canada: from regional to continental influence. *Environmental Pollution*, 130(2): 239-248, doi:10.1016/j.envpol.2003.12.003
- Benabdi M. & Belmahi A.L., 2020.** First record of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nesting in the Algerian coast (southwestern Mediterranean). *Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment*, 26(1): 100-105.
- Benali I., Boutiba Z., Merabet A. & Chèvre N., 2015.** Integrated use of biomarkers and condition indices in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) for monitoring pollution, and development of biomarker index to assess the potential toxic of coastal sites. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1): 385-394, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.03.041
- Bengen G., Wardiatno Y., 2018.** Distribution and bioaccumulation of heavy metals Pb and Cd on bivalves *Anadara nodifera*, *Meretrix lyrata*, and *Solen lamarckii* in coastal waters of the west Madura strait. *Jurnal Ilmu dan Teknologi Kelautan Tropis*, 9(2): 631-643, doi.org/10.29244/jitkt.v9i2.19297
- Beninger P.G. & Lucas A., 1984.** Seasonal variation in condition, reproductive on estuarine bivalve molluscs in the field. In : Keegan, B.F., Ciedigh, P. O. & Boaden, P. J. S (Eds). *Biology of benthique organisms*. Pergamon press, oxford, 57-58.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Bensouda-Talbi L. & Soltani-Mazouni N., 2014.** Measure of Oxidative Stress and Neurotoxicity Biomarkers in *Donax trunculus* from the Gulf of Annaba (Algeria): Case of the Year 2012. *Annual Research & Review in Biology*, 4(12): 1902-1914.
- Berik N., Çankırılıgil E.C. & Gül G., 2017.** Meat yield and shell dimension of smooth scallop (*Flexopecten glaber*) caught from Çardak Lagoon in Çanakkale, Turkey. *Journal of aquaculture & marine biology*, 5(3): 00122. doi: 10.15406/jamb.2017.05.00122.
- Bernal-Hernández Y.Y., Medina-Díaz I.M., Robledo-Marengo M.L., Velázquez-Fernández J.B., Girón-Pérez M.I., Ortega-Cervantes L., Maldonado-Vasquez W.A. & Rojaz-Garcia AE., 2010.** Acetylcholinesterase and metallothionein in oysters (*Crassostrea corteziensis*) from a subtropical Mexican Pacific estuary. *Ecotoxicology*, 19(4): 819-825, doi:10.1007/s10646-009-0459-2
- Besse J.P., Coquery M., Lopes C., Chaumot A., Budzinski H., Labadie P. & Geffard O., 2013.** Caged *Gammarus fossarum* (Crustacea) as a robust tool for the characterization of bioavailable contamination levels in continental waters: towards the determination of threshold values. *Water Research*, 47: 650–660, doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.024
- Best M.A., Wither A.W. & Coates S., 2007.** Dissolved oxygen as a physico-chemical supporting element in the Water Framework Directive. *Marine pollution bulletin*. 55(1): 53-64, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.037
- Bestaoui M., 2016.** Contribution à l'étude des Mollusques Bivalves dans la plage de Terga (Wilaya d'Ain Témouchent). Mémoire de mastre2, université abou baker belkaid. telemcen.84p.naba,pp 105.
- Beukema J.J., Cadee G.C., Dekker, R. & Philippart C.J.M., 2014.** Annual and spatial variability in gains of body weight in *Macoma balthica* (L.): relationships with food supply and water temperature. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 457: 105–112.
- Beukema J.J., Dekker R. & Jansen J.M., 2009.** Some like it cold: populations of the tellinid Bivalve *Macoma balthica* (L) suffer in various ways from a warming climate. *Marine Ecology Progress Series*, 384: 135–145.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Biandolino F., Parlapiano I., Grattagliano A., Fanelli G. & Prato E., 2020.** Caractéristiques comparatives du pourcentage de comestibilité, de l'indice de condition, des constituants biochimiques et des lipides Indices de qualité nutritionnelle des pétoncles sauvages et d'élevage (*Flexopecten Glaber*). *Water*, 12(6): 1777, doi:10.3390/w12061777
- Biati A. & Karbassi A.R., 2012.** Flocculation of metals during mixing of Siyahrud River water with Caspian Sea water. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184: 6903-6911.
- Bigot A., Doyen P., Vasseur P. & Rodius F., 2009.** Metallothionein coding sequence identification and seasonal mRNA expression of detoxification genes in the bivalve *Corbicula fluminea*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(2): 382-387, doi:10.1016/j.ecoenv.2008.04.014
- Bodoy A., 1982.** Croissance saisonnière du bivalve *Donax trunculus* (L.) en Méditerranée nord-occidentale (France). *Malacologia*, 22: 353-358.
- Bograd S.J., Castro C.G., Di Lorenzo E., Palacios D.M., Bailey H., Gilly W. & Chavez F.P., 2008.** Oxygen declines and the shoaling of the hypoxic boundary in the California Current. *Geophysical research letters*, 35, L12607, doi:10.1029/2008GL034185.
- Boldina-Cosqueric I., Amiard J.-C., Amiard-Triquet C., Dedourge-Geffard O., Métais I., Mouneyrac C., Moutel B. & Berthet B., 2010.** Biochemical, physiological and behavioural markers in the endobenthic bivalve *Scrobicularia plana* as tools for the assessment of estuarine sediment quality. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(7): 1733-1741, doi:10.1016/j.ecoenv.2010.08.008
- Borković-Mitić S., Pavlović S., Perendija B., Despotović S., Gavrić J., Gačić Z. & Saičić Z., 2013.** Influence of some metal concentrations on the activity of antioxidant enzymes and concentrations of vitamin E and SH groups in the digestive gland and gills of the freshwater bivalve *Unio tumidus* from the Serbian part of Sava River. *Ecological Indicators*, 32: 212–221.
- Bosch A.C., O'Neill B., Sigge G.O., Kerwath S.E. & Hoffman L.C., 2015.** Heavy metals in marine fish meat and consumer health: a review. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 96(1): 32-48, doi:10.1002/jsfa.7360

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Bougis P., 1976.** Océanographie biologique appliquée : L'Exploitation de la vie marine. Masson, Paris, New York, Barcelona and Milan, xii + 320.
- Boukadida K., Cachot J., Clérandeaux C., Gourves P.-Y. & Banni M., 2017.** Early and efficient induction of antioxidant defense system in *Mytilus galloprovincialis* embryos exposed to metals and heat stress. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 138 : 105-112, doi:10.1016/j.ecoenv.2016.12.021
- Boussoufa D., Ghazali N., Masmoudi W., El Cafsi M., 2012.** Suivi Saisonnier De l'activité Acetylcholinesterase Et De Quelques métaux traces chez le bivalve *Donax trunculus* du golfe de Tunis. *Journal de la Société Chimique de Tunisie.*, 14: 83-94. [http://www.sctunisie.org/pdf/JSCT\\_v14-12.pdf](http://www.sctunisie.org/pdf/JSCT_v14-12.pdf)
- Boyd R.S., 2010.** Heavy metal pollutants and chemical ecology : exploring new frontiers. *Journal of Chemical Ecology*, 36(1): 46-58, doi:10.1007/s10886-009-9730-5
- 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: 278-254.
- Breau L., Goyaud A., Legrand H. & Dolbecq M., 2010.** Suivi de la qualité écotoxicologique (métaux) des eaux de la zone sud du lagon de Nouvelle Calédonie par transplantation d'espèces bioindicatrices (bioaccumulateurs). Contrat de Consultance AELLEA/Vale NC, Convention n°C2466, pp 37.
- Breitwieser M., Bruneau M., Barbarin M., Churlaud C., Mouneyrac C. & Thomas H., 2020.** Is metallothionein in *Mimachlamys varia* a suitable biomarker of trace elements in the waters of the French Atlantic coast?. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(16): 20259-20272, doi:10.1007/s11356-020-08392-1
- Breitwieser M., Viricel A., Graber M., Murillo L., Becquet V., Churlaud C., Fruitier-Arnaudin I., Huet V., Lacroix C., Pante E., Le Floch S. & Thomas-Guyon H., 2016.** Short-Term and Long-Term Biological Effects of Chronic Chemical Contamination on Natural Populations of a Marine Bivalve. *PLOS ONE*, 11(3): e0150184, doi:10.1371/journal.pone.0150184
- Brierley A.S., Kingsford M.J., 2009.** Impacts of climate change on marine organisms and ecosystems. *Current Biology*, 19(14): R602-R614, doi:10.1016/j.cub.2009.05.046

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Brockington S. & Clarke A., 2001.** The relative influence of temperature and food on the metabolism of a marine invertebrate. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 258(1): 87-99, doi:10.1016/s0022-0981(00)00347-6
- Brown A.C. & Mc Lachlan A.** *Ecology of Sandy Shores*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam: 1990, pp 328.
- Cabiles C.D. & Soliman V.S., 2019.** Reproduction-temperature nexus influencing spawning of pectinids in tropical and temperate waters. *Aquaculture Aquarium Conservation and Legislation Bioflux*, 12(1): 63-72, <http://www.bioflux.com.ro/docs/2019.63-72.pdf>
- Cajaraville M.P., Bebianno M.J., Blasco J., Porte C., Sarasquete C. & Viarengo A., 2000.** The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach. *Science of The Total Environment*, 247(2-3): 295-311, doi:10.1016/s0048-9697(99)00499-4
- Calow P. & Forbes V.E., 1998.** How do physiological responses to stress translate into ecological and evolutionary processes ?. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 120(1): 11-16, doi:10.1016/s1095-6433(98)10003-x
- 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, doi:10.1016/j.aquatox.2013.09.012
- Cao C. & Wang W., 2017.** Copper-induced metabolic variation of oysters overwhelmed by salinity effects. *Chemosphere*, 174: 331-341, doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.150
- Cardoso J.F.M.F., Witte J.I. & Van der Veer H.W., 2009.** Differential reproductive strategies of two bivalves in the Dutch Wadden Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84: 37- 44.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Carriker M.R., 1961.** Interrelation of functional morphology, behavior, and autecology in early stages of the bivalve *Mercenaria mercenaria*. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society*, 77: 168- 241.
- Castañeda L. E., Figueroa C. C., Fuentes-Contreras E. Niemeyer H. M. & Nespolo R. F., 2009.** Energetic costs of detoxification systems in herbivores feeding on chemically defended host plants : a correlational study in the grain aphid, *Sitobion avenae*. *The Journal of Experimental Biology*, 212: 1185-1190, doi.org/10.1242/jeb.020990
- Çelik M.Y., Karayücel S., Karayücel İ., Öztürk R. & Eyüboğlu B., 2012.** Meat Yield, Condition Index, and Biochemical Composition of Mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) in Sinop, South of the Black Sea. *Journal of Aquatic Food Product Technology*, 21(3): 198-205, doi:10.1080/10498850.2011.589099
- 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., Glover C. & 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, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.064
- Chávez-Díaz L.V., Gutierrez-Cacciabue D., Poma H.R. & Rajal V.B., 2020.** Sediments quality must be considered when evaluating freshwater aquatic environments used for recreational activities. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 223(1): 159-170, doi:10.1016/j.ijheh.2019.09.007
- Chelyadina N.S., Pospelova N.V., Popov M.A., 2019.** Comparative Characteristics of Indices to Assess the Quality of Mussel Production by an Example of Cultivated *Mytilus galloprovincialis* (Crimea, the Bblack Sea). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 19(9): 719-726, doi:10.4194/1303-2712-v19\_9\_01

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Chen M.S., Ding S.M., Zhang L.P., Li Y.Y., Sun Q. & Zhang C., 2017.** An investigation of the effects of elevated phosphorus in water on the release of heavy metals in sediments at a high resolution. *Science of The Total Environment*, 575: 330-337, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.063
- Chen Y.M., Gao J.B., Yuan Y.Q., Ma J. & Yu S., 2016.** Relationship between heavy metal contents and clay mineral properties in surface sediments: Implications for metal pollution assessment. *Continental Shelf Research*, 124: 125-133, doi:10.1016/j.csr.2016.06.002
- Chetoui I., Telahigue K., Bejaoui S., Rabeh I., Ghribi F., Denis F. & ElCafsi, M., 2018.** Annual reproductive cycle and condition index of *Macra corallina* (Mollusca: Bivalvia) from the north coast of Tunisia. *Invertebrate Reproduction & Development*, 63: 1, 40-50, doi: 10.1080/07924259.2018.1529636
- Chiffolleau J.F., Gonzalez J.L., Miramand P. & Thouvenin B.** Le cadmium : comportement d'un contaminant métallique en estuaire. In Programme Scientifique Seine-Aval, N°10 (France), 1999, pp 32.
- Chogale N.D., Nirmale V.H., Metar S.Y., Gangan S.S., Pai R., Pawar R.A. & Singh H., 2018.** Assessment of indigenous knowledge on edibility of oyster, *Crassostrea madrasensis* from the Ratnagiri coast of Maharashtra. *Indian Journal of Traditional Knowledge*, 17(1): 204-208.
- Chuiko G.M., 2017.** *Biomarkers in hydroecotoxicology: The principles, the techniques and methodology and the practice of use.* Environmental monitoring. Part. 8. Modern problems in monitoring of freshwater ecosystems. Nizhny Novgorod: Nizhny Novgorod University Press, 310-26.
- Ciparis S., Rhyne G. & Stephenson T., 2019.** Exposure to elevated concentration of major ions decreased condition index of freshwater mussels: comparison of metrics. *Freshwater Mollusk Biology and Conservation*, 22(2): 98-108, doi.org/10.31931/fmbc.v22i2.2019.98-108
- Clarke A. & Johnston N.M., 1999.** Scaling of metabolic rate with body mass and temperature in teleost fish. *Journal of Animal Ecology*, 68(5): 893-905, doi.org/10.1046/j.1365-2656.1999.00337.x

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Clément M., Piltain F. & Jeanroy E.,** *Analyses chimique des sols : Méthodes choisies.* Tec et Doc – Lavoisier, 2003, pp 387.
- Colinet G., 2003.** Éléments traces métalliques dans les sols - Contribution à la connaissance des déterminants de leur distribution spatiale en région limoneuse belge. Thèse en vue de l'obtention du grade docteur en environnement, Université de Gembloux, Belgique, pp 443.
- Cordeiro N.I.S., Andrade J.T.M., Montresor L.C., Luz D.M.R., Araújo J.M., Martinez C.B., Pinheiro J. & Vidigal T.H.D.A., 2017.** Physiological response of invasive mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) submitted to transport and experimental conditions. *Brazilian Journal of Biology*, 77(1): 191-198, doi:10.1590/1519-6984.15315
- Cordeiro N.I.S., Andrade J.T.M., Montresor L.C., Luz D.M.R., Martinez C.B., Darrigran G., Pinheiro J., Vidigal T.H.D.A., 2016.** Effect of starvation and subsequent feeding on glycogen concentration, behavior and mortality in the golden mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae). *Journal of Limnology*, 75(3): 618-625, doi:10.4081/jlimnol.2016.1465
- Cruz R.A. & Villalobos C., 1993.** Monthly changes in tissue weight and biochemical composition of the mussel *Mytella guyanensis* (Bivalvia: Mytilidae) in Costa Rica *Revista de Biología Tropical*, 41(1): 93-96.
- Cunha I., Mangas-Ramirez E. & Guilhermino L., 2007.** Effects of copper and cadmium on cholinesterase and glutathione S-transferase activities of two marine gastropods (*Monodonta lineata* and *Nucella lapillus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 145(4): 648-657, doi:10.1016/j.cbpc.2007.02.014
- Cunliffe J.E. & Kennish M.J., 1974.** Shell growth patterns in the hard-shelled clam. *underwater nat.*, 8: 20–24.
- D**
- Dagnelie P., 1998.** Statistique théorique et appliquée : Inférence statistique à une et à deux dimensions. De Boeck & Larcier. Paris, Bruxelles : pp 181-186.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Dalzochio T. & Gehlen G., 2016.** Confounding factors in biomonitoring using fish. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, 11(1): 53-61, doi: 10.5132/eec.2016.01.08
- 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: review. *International Aquatic Research*, 8(4): 283-298, doi:10.1007/s40071-016-0147-9
- Das J., Das S.N. & Sahoo R.K., 1997.** Semidiurnal variation of some physicochemical parameters in the Mahanadi estuary, east coast of India. *Indian Journal of Marine Sciences*, 26: 323-326, <http://nopr.niscair.res.in/bitstream/123456789/36330/1/IJMS%2026%283%29%20323-326.pdf>
- Das S.K., Routh J., Roychoudhury A.N. & Klump J.V., 2008.** Elemental (C, N, H and P) and stable isotope ( $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$ ) signatures in sediments from Zeekoevlei, South Africa: A record of human intervention in the lake. *Journal of Paleolimnology*, 39(3): 349-360, doi:10.1007/s10933-007-9110-5
- David A., Tournoud M.G., Perrin J.L., Rosain D., Rodier C., Salles C., Bancon-Montigny C. & Picot, B., 2013.** Spatial and temporal trends in water quality in a Mediterranean temporary river impacted by sewage effluents. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(3): 2517-2534, doi:10.1007/s10661-012-2728-4
- De la Huz R., Rastra M. & López J., 2002.** The influence of sediment grain size on burrowing, growth and metabolism of *Donax trunculus* L. (Bivalvia: Donacidae). *Journal of Sea Research*, 47(2): 85–95, doi:10.1016/s1385-1101(02)00108-9
- De Lima D., Roque G.M. & de Almeida E.A., 2013.** In vitro and in vivo inhibition of acetylcholinesterase and carboxylesterase by metals in zebrafish (*Danio rerio*). *Marine Environmental Research*, 91: 45-51, doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.11.005
- De Souza P.R., de Souza K. S., de Assis, C. R. D., de Araújo M.C., Silva K.C.C., de Fátima Xavier da Silva J., Ferreira A.C.M., Da Silva V.L., Adam M.L., De Carvalho Jr L.B., de Souza B.R., 2018.** Acetylcholinesterase of mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae*: A highly thermostable enzyme with promising features for estuarine biomonitoring. *Aquatic Toxicology*, 197: 109-121, doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.02.008

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- De Zwaan A. & Zandee D.I., 1972.** Body distribution and seasonal changes in the glycogen content of the common sea mussel *Mytilus edulis*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 43(1): 536-58, doi:10.1016/0300-9629(72)90468-9
- Deaton L.E., Hilbish T.J. & Koehn R.K., 1984.** Protein as a source of amino nitrogen during hyperosmotic volume regulation in the mussel *Mytilus edulis*. *Physiological Zoology*, 57(6): 609-619, doi.org/10.1086/physzool.57.6.30155987
- Deidda I., Russo R., Bonaventura R., Costa C., Francesca Zito F. & Lampiasi N., 2021.** Neurotoxicity in Marine Invertebrates: An Update. *Biology*, 10(2): 161, doi:10.3390/biology10020161
- Delgado M., Silva L., Gómez S., Masferrer E., Cojan M. & Gasparc M.B., 2017.** Population and production parameters of the wedge clam *Donax trunculus* (Linnaeus, 1758) in intertidal areas on the southwest Spanish coast: Considerations in relation to protected areas. *Fisheries Research*, 193: 232-241. doi:10.1016/j.fishres.2017.04.012
- Dellali M., Romeo M., Gnassia-Barelli M., Aissa P., 2004.** A multivariate data analysis of the clam *Ruditapes decussatus* as sentinel organism of the Bizerta Lagoon (Tunisia). *Water, Air, & Soil Pollution*, 156(1): 131-144, doi: 10.1023/B:WATE.0000036801.64830.E9
- Desai T. & Bhilave M., 2019.** Toxicological Effect of Methanol on Protein Profile of Freshwater fish *Cirrhinus mrigala*. *International Journal of Research and Analytical Reviews*, 6(2): 2348-1269, [https://www.researchgate.net/profile/Madhav-Bhilave/publication/334459276\\_Toxicological\\_Effect\\_of\\_Methanol\\_on\\_Protein\\_Profile\\_of\\_Freshwater\\_fish\\_Cirrhinus\\_mrigala/links/5d2c545d458515c11c3168db/Toxicological-Effect-of-Methanol-on-Protein-Profile-of-Freshwater-fish-Cirrhinus-mrigala.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Madhav-Bhilave/publication/334459276_Toxicological_Effect_of_Methanol_on_Protein_Profile_of_Freshwater_fish_Cirrhinus_mrigala/links/5d2c545d458515c11c3168db/Toxicological-Effect-of-Methanol-on-Protein-Profile-of-Freshwater-fish-Cirrhinus-mrigala.pdf)
- Dey S., Samanta P., Pal S., Mukherjee A.K., Kole D. & Ghosh A.R., 2016.** Integrative assessment of biomarker responses in teleostean fishes exposed to glyphosate-based herbicide (Excel Mera 71). *Emerging Contaminants*, 2(4): 191-203, doi:10.1016/j.emcon.2016.12.002
- Dias R., D'Costa A., Praveen Kumar M. & Shyama S.K., 2021.** DNA damage and biochemical responses in estuarine bivalve *Donax incarnatus* (Gmelin, 1791) exposed to sub-lethal concentrations of an organophosphate pesticide monocrotophos. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(6): 317 doi:10.1007/s10661-021-09103-0

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Dickinson G.H., Ivanina A.V., Matoo O.B., Portner H.O., Lannig G., Bock C., Beniash E. & Sokolova M., 2012.** Interactive effects of salinity and elevated CO<sub>2</sub> levels on juvenile eastern oysters, *Crassostrea virginica*. *Journal of Experimental Biology*, 215(1): 29-43, doi:10.1242/jeb.061481
- Ding X., Ye S., Yuan H. & Krauss K.W., 2018.** distribution and ecological risk assessment of heavy metals in coastal surface sediments in the Hebei Province offshore area, Bohai Sea, China. *Marine Pollution Bulletin*, 131: 655-661, doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.04.060
- Diniz D.F.A., Melo-Santos M.A.V.d., Santos E.M.d.M. Beserra E.B., Helvecio E., de Carvalho-Leandro D., dos Santos B.S., de Menezes Lima V.L. & Ayres C.F.J., 2015.** Fitness cost in field and laboratory *Aedes aegypti* populations associated with resistance to the insecticide temephos. *Parasites & Vectors*, 8(1): 662, doi:10.1186/s13071-015-1276-5
- 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 physic-chemical properties of soils from Northeast Algeria. *Environmental Science and Pollution Research*, 27: 24145-24161, doi:10.1007/s11356-020-08694-4
- Dridi S., Romdhane M.S. & Elcafsi M., 2007.** Seasonal variation in weight and biochemical composition of the Pacific oyster *Crassostrea gigas*, in relation to the gametogenic cycle and environmental conditions of the Bizert Lagoon, Tunisia. *Aquaculture*, 263: 238-248, doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.10.028
- Drif F., Abdennour C., Ciğerci İH., Muddassir AM., 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, doi:10.1007/s00128-019-02583-4

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Drira N., Trefry J.H. & Trocine R.P., 2017.** Interrelationships among trace metals and metallothionein in digestive glands and gills for field samples of *Merceneria merceneria*. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(36): 27897-27904, doi:10.1007/s11356-017-0368-5
- Drius M., Jones L., Marzialetti F., de Francesco M.C., Stanisci A., Carranza M.L., 2019.** Not just a sandy beach. The multi-service value of Mediterranean coastal dunes. *Science of The Total Environment*, 668: 1139-1155, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.364
- Du Laing G., Rinklebe J., Vandecasteele B., Meers E. & Tack F.M., 2009.** Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. *Science of The Total Environment*, 407(13): 3972-3985, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.025
- Duchateau G. & Florkin M., 1959.** Sur La Tréhalosémie Des Insectes et sa Signification. *Archives Internationales de Physiologie et de Biochimie*, 67(2): 306-314, doi:10.3109/13813455909074435

## E

- Edwards R. & Dixon DP., 2002.** Plant glutathione transferases. *Genome Biology*, 3(3):1-10.
- El Bekkaye K. & Melhaoui M., 2011.** Evaluation de la bioaccumulation des métaux traces chez *Donax trunculus* dans la côte méditerranéenne marocaine (depuis Saidia à Al Hoceima). In *Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime-Coastal and Maritime Mediterranean Conference*. Editions Paralia, doi.org/10.5150/cmcm.2011.066.
- El-Agouz S.A. & Abugderah M., 2008.** Experimental analysis of humidification process by air passing through seawater. *Energy Conversion and Management*, 49(12): 3698–3703, doi:10.1016/j.enconman.2008.06.033
- Ellman G.L., Courtney K.D., Andres V. & Featherstone R.M., 1961.** A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology*, 7(2): 88-95, doi:10.1016/0006-2952(61)90145-9.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- El-Serehy H.A., Aboulela H., Al-Misned F., Kaiser M., Al-Rasheid K. & Ezz El-Din H., 2012.** Heavy metals contamination of a Mediterranean Coastal Ecosystem, Eastern Nile Delta, Egypt. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12(4): 751-760, doi:10.4194/1303-2712-v12\_4\_03
- Erasmus E., Steffens F.E., van Reenen M., Vorster B.C. & Reinecke C.J., 2019.** Biotransformation profiles from a cohort of chronic fatigue women in response to a hepatic detoxification challenge. *PLOS ONE*, 14(5): e0216298, doi:10.1371/journal.pone.0216298
- F**
- Feng C., Guo X., Yin S., Tian C., Li Y., & Shen Z., 2017.** Heavy metal partitioning of suspended particulate matter–water and sediment–water in the Yangtze Estuary. *Chemosphere*, 185: 717-725, doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.07.075
- Fernandes F. & Poletto C., 2017.** Particle size characterization as a support for sediment contamination analysis. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 28(4): 462-476, doi: 10.1108/MEQ-07-2015-0157
- Fernández-Pérez J., Nantón A., Ruiz-Ruano F.J., Camacho J.P.M. & Méndez J. 2017.** First complete female mitochondrial genome in four bivalve species genus *Donax* and their phylogenetic relationships within the Veneroida order. *PLOS ONE*, 12(9): e0184464, doi:10.1371/journal.pone.0184464
- Filgueira R., Comeau L.A., Landry T., Grant J. & Guyondet T.A., 2013.** Bivalve condition index as an indicator of aquaculture intensity: A meta-analysis. *Ecological Indicators*, 25: 215-229, doi:10.1016/j.ecolind.2012.10.001
- 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, doi:10.1016/j.ecolind.2016.03.044
- Fischer W., Bauchat M.L.F. & Schneider M., 1987.** Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche, Méditerranéen et en mer noire. Zone de pêche 37. Volume 1 : Végétaux et invertébrés. FAO/CEE., pp 76.



## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Fischer W., Bauchot M., Schneider M., 1987.** Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Vertébrés. Rome, FAO., 1: 760.
- Fisher H., 1986.** Influence of temperature, salinity and oxygen on the cadmium balance of mussels *Mytilus edulis*. *Marine Ecology-Progress Series*, 32: 265-278, <https://www.int-res.com/articles/meps/32/m032p265.pdf>
- Fitzpatrick P.J., O'Halloran J., Sheehan D. & Walsh A.R., 1997.** Assessment of a glutathione S-transferase and related proteins in the gill and digestive gland of *Mytilus edulis* (L.), as potential organic pollution biomarkers. *Biomarkers*, 2(1): 51-56, doi:10.1080/135475097231977
- 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
- Forio M.A.E. & Goethals P.L.M., 2020.** An Integrated Approach of Multi-Community Monitoring and Assessment of Aquatic Ecosystems to Support Sustainable Development. *Sustainability*, 12(14): 5603, doi:10.3390/su12145603
- Fossi Tankoua O., Buffet P., Amiard J.C., Berthet B., Mouneyrac C. & Amiard-Triquet C., 2013.** Integrated assessment of estuarine sediment quality based on a multi-biomarker approach in the bivalve *Scrobicularia plana*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 88: 117-125, doi:10.1016/j.ecoenv.2012.11.004
- Freitas R, Coppola F, De Marchi L, Codela V, Pretti C, Chiellini F, Morelli A, Polese G, Soares A.M.V.M, Figueira E., 2018.** The influence of Arsenic on the toxicity of carbon nanoparticles in bivalves. *Journal of Hazardous Materials*, 358: 484-493, doi:10.1016/j.jhazmat.2018.05.056

9

- Gagnaire B., 2005.** Etude des effets de polluants sur les paramètres hématologiques de l'huître creuse, *Crassostrea gigas* : Interactions entre environnement, mécanismes de défense et maladies infectieuses. Thèse de Doctorat en Océanologie Biologique et Environnement Marin. Université de la Rochelle. France: pp 377.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Gagné F., Blaise C., Pellerin J., Pelletier E., Douville M., Gauthier-Clerc S. & Viglino L., 2003.** Sex alteration in soft-shell clams (*Mya arenaria*) in an intertidal zone of the Saint Lawrence River (Quebec, Canada). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 134(2): 189-198, doi:10.1016/s1532-0456(02)00248-x
- 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(6): 1723-1731, doi.org/10.1021/es030570+
- Galvao P., Longo R., Machado Torres JP. & Malm O., 2015.** Estimating the Potential Production of the Brown Mussel *Perna perna* (Linnaeus, 1758) Reared in Three Tropical Bays by Different Methods of Condition Indices. *Journal of Marine Biology*, 2015: 1–11, doi:10.1155/2015/948053
- 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, doi:10.1016/j.gene.2020.144484
- Gaspar M.B., Chícharo L.M., Vasconcelos P., Garcia A., Santos A.R. & Monteiro C.C., 2002.** Depth segregation phenomenon in *Donax trunculus* (Bivalvia: Donacidae) populations of the Algarve coast (southern Portugal). *Scientia marina*, 66(2): 111-121, doi:10.3989/scimar.2002.66n2111
- Gaspar M.B., Ferreira R. & Monteiro C.C., 1999.** Growth and reproductive cycle of *Donax trunculus* L., (Mollusca: Bivalvia) off Faro, southern Portugal. *Fisheries Research*, 41(3): 309-316, doi:10.1016/s0165-7836(99)00017-x
- Gauchers F. & Soltser H., 1981.** Base de la production végétale : le sol. Edition Techniques agricoles.
- Ge D., Zhang L., Long Z., Chi C. & Liu H., 2020.** A novel biomarker for marine environmental pollution: A metallothionein from *Mytilus coruscus*. *Aquaculture Reports*, 17: 100364, doi:10.1016/j.aqrep.2020.100364
- Geret F., Serafim A., Barreira L. & Bebianno M.J., 2002.** Effect of cadmium on antioxidant enzyme activities and lipid peroxidation in the gills of the clam *Ruditapes decussatus*. *Biomarkers*, 7(3): 242-256, doi:10.1080/13547500210125040

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Gherras Touahri H., Boutiba Z., Benguedda W. & Shaposhnikov 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, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.029
- Ghribi F., Richir J., Bejaoui S., Boussoufa D., Marengo M., El Cafsi M., Gobert S., 2020.** Trace elements and oxidative stress in the Ark shell *Arca noae* from a Mediterranean coastal lagoon (Bizerte lagoon, Tunisia): are there health risks associated with their consumption? *Environmental Science and Pollution Research*, 27: 15607-15623, doi:10.1007/s11356-020-07967-2
- Ghrieb A., Baali F., Fehdi C., Hani A., Chaffai H. & Djabri L., 2021.** Use of artificial neural networks and multivariate statistical analysis for modeling the pollution pressure of water resources in the seychouse valley (north-eastern Algeria). *Journal of Faculty of Food Engineering*, 20(1): 68-80, <http://fens.usv.ro/index.php/FENS/article/view/772/721>
- Giarratano E., Gil M.N., Malanga G., 2011.** Seasonal and pollution-induced variations in biomarkers of transplanted mussels within the Beagle Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 62(6): 1337–1344, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.037
- Glad M., Bihari N., Jakšić Ž. & Fafandel M., 2017.** Comparison between resident and caged mussels: Polycyclic aromatic hydrocarbon accumulation and biological response. *Marine Environmental Research*, 129: 195-206, doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.06.004
- Gofas S., 2021.** *Donax trunculus* Linnaeus, 1758. Accessed through: *World Register of Marine Species*, Disponible sur: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=139602>.
- 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
- González P.M. & Puntarulo S., 2016.** Seasonality and toxins effects on oxidative/nitrosative metabolism in digestive glands of the bivalve *Mytilus edulis platensis*, *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 200: 79-89, doi.org/10.1016/j.cbpa.2016.04.011

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Gooday A.J., Schoenle A., Dolan J.R. & Arndt H. 2020.** Protist diversity and function in the dark ocean - challenging the paradigms of deep-sea ecology with special emphasis on foraminiferans and naked protists. *European Journal of Protistology*, 75: 125721, doi:10.1016/j.ejop.2020.125721
- Gosling E.** *Bivalve Mollusc: Biology, Ecology and Culture*. New York: Wiley-Blackwell, 2003, pp 456.
- Gouletquer P.,1997.** Natural reproduction cycle of the Japanese oyster *Crassostrea gigas*. In La reproduction naturelle et contrôlée des bivalves cultivés en France. Nantes, France: IFREMER , pp 217.
- Grimes S., 1994.** Peuplements benthiques des substrats meubles de la cote Algérienne : Taxonomie, structure et statut écologique. Thèse de Doctorat d'état en science de l'Environnement, option : Biologie et pollution Marines, Université d'Oran., pp 360.
- 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, doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.08.004
- Grosell M. & Walsh P.J., 2006.** Benefits from the Sea: Sentinel Species and Animal Models of Human Health. *Oceanography*. 19(2): 126-133, doi.org/10.5670/oceanog.2006.76
- 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, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110820
- Guillou J. & Le Moal Y., 1980.** Aspects de la dynamique des populations de *Donax vittatus* et *Donax trunculus* en baie de Douarnenez. *Annales de l'Institut Oceanographique*, 56(1): 55-64.
- 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*, doi:10.21203/rs.3.rs-153022/v1

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Guo Y. & Yang S., 2016.** Heavy metal enrichments in the Changjiang (Yangtze River) catchment and on the inner shelf of the East China Sea over the last 150 years. *Science of The Total Environment*, 543: 105-115, doi:10.1016/j.scitotenv.2015.11.012
- Guvén D.E. & Akinci G., 2013.** Effect of sediment size on bioleaching of heavy metals from contaminated sediments of Izmir Inner Bay. *Journal of Environmental Sciences*, 25(9): 1784-1794, doi:10.1016/s1001-0742(12)60198-3
- #**
- Haag W.R., Culp J., Drayer A.N., McGregor M.A., White D.E. J. & Price S.J., 2020.** Abundance of an invasive bivalve, *Corbicula fluminea*, is negatively related to growth of freshwater mussels in the wild. *Freshwater Biology*, 66(3): 447-457, doi:10.1111/fwb.13651
- Habig W.H., Pabst M.J. & Jacobi W.B., 1974.** Glutathione S-transferases. The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *Journal of Biological Chemistry*, 249 (22): 7130-7139, doi.org/10.1016/S0021-9258(19)42083-8
- Hafsaoui I., Bouaziz R., Draredja B. & Beldi H., 2016.** Reproduction cycle of *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) in the gulf of Annaba (Northeast Algeria). *Advances in Environmental Biology*, 10(5): 82-95.
- Hafsaoui I., Draredja B., Lasota R., Como S. & Magni P., 2016.** Population dynamics and secondary production of *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) in the Gulf of Annaba (Northeast Algeria). *Mediterranean Marine Science*, 17(3): 738-750, doi:10.12681/mms.1760
- Haider F., Sokolov E.P., Timm S., Hagemann M., Rayón E.B., Marigómez I., Izagirre U. & Sokolova I.M., 2019.** Interactive Effects of Osmotic Stress and Burrowing Activity on Protein Metabolism and Muscle Capacity in the Soft Shell Clam *Mya arenaria*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 228: 81-93, doi:10.1016/j.cbpa.2018.10.022
- Hamdani A. & Soltani-Mazouni N., 2011.** Changes in Biochemical Composition of the Gonads of *Donax trunculus* L. (Mollusca, Bivalvia) from the Gulf of Annaba (Algeria) in Relation to Reproductive Events and Pollution Jordan. *Journal of Biological Sciences*, 4(3): 149-156.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Hamdani A., Soltani N. & Zaidi N., 2020.** Growth and reproduction of *Donax trunculus* from the Gulf of Annaba (Northeast Algeria) in relation to environmental conditions. *Environmental Science and Pollution Research* volume, 27: 41656-41667, doi.org/10.1007/s11356-020-10103-9
- Hamdani A., Soltani-Mazouni N. & Soltani N., 2014.** Quantitative and Qualitative Analysis of Proteins in Gonads of *Donax trunculus* from the Annaba Bay: Effects of Site, Season and Sex. *Advances in Environmental Biology*, 8(13): 740-749.
- Hamli H., Idris M.H., Rajae A.H., Kamal A.H.M. & Hoque M.N., 2017.** Condition Index of *Meretrix lyrata* (Sowerby 1851) and its Relationship with Water Parameter in Sarawak. *Sains Malaysiana*, 46(4): 545-551, doi:10.17576/jsm-2017-4604-05
- Harley C.D.G., Hughes A.R., Hultgren K.M., Miner B.G., Sorte C.J.B., Thornber C.S., Rodriguez L.F., Tomanek L. & Williams S.L., 2006.** The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9(2): 228-241, doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x
- Hayes J.D., Flanagan J.U. & Jowsey, I.R., 2005.** Glutathione transferases. *Annual Review of Pharmacology and Toxicology*, 45(1): 51-88, doi:10.1146/annurev.pharmtox.45.1
- Helm M.M., Holland D.L. & Stephenson R.R., 1973.** The Effect of Supplementary Algal Feeding of a Hatchery Breeding Stock of *Ostrea Edulis L.* on Larval Vigour. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 53(3): 673-684, doi:10.1017/s0025315400058872
- Hertika A.M.S., Kusriani K., Indrayani E., Nurdiani R. & Putra R.B.D.S., 2018.** Relationship between levels of the heavy metals lead, cadmium and mercury, and metallothionein in the gills and stomach of *Crassostrea iredalei* and *Crassostrea glomerata*. *F1000Research*, 7: 1239, doi: 10.12688/f1000research.14861.1

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- 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(2-3): 549-578, doi:10.1016/j.scitotenv.2005.11.008
- Hoarau P., Garello G., Gnassia-Barelli M., Roméo M. & Girard, J.-P., 2004.** Effect of three xenobiotic compounds on Glutathione S-Transferase in the clam *Ruditapes decussatus*. *Aquatic Toxicology*, 68(1): 87-94, doi:10.1016/j.aquatox.2004.03.001
- Hoarau P., Gnassia-Barelli M., Romeo M. & Girard J.-P., 2001.** Differential induction of glutathione S-transferases in the clam *ruditapes decussatus* exposed to organic compounds. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(3): 523-529, doi:10.1002/etc.5620200310
- Hogstrand C. & Haux C., 1990.** Metallothionein as an indicator of heavy-metal exposure in two subtropical fish species. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 138(1-2): 69-84, doi.org/10.1016/0022-0981(90)90177-E
- Hummel H., Amiard-Trique C., Bachelet G., Desprez M., Marchand J., Sylvand B., Amiard JC., Rybarczyk H., Bogaards RH., Sinke J., De wit Y. & De Wolf L., 1996.** Sensitivity to stress of the estuarine bivalve *Macoma balthica* from areas between the Netherlands and its southern limits (Gironde). *Journal of Sea Research*, 35(4): 315-321, doi:10.1016/s1385-1101(96)90758-3
- Hunt C.D. & Slone E., 2010.** Long-term monitoring using resident and caged mussels in Boston Harbor yield similar spatial and temporal trends in chemical contamination. *Marine Environmental Research*, 70(5): 0-357, doi:10.1016/j.marenvres.2010.07.002

I

- Idardare Z., Nadir M., Ait Alla A. & Moukrim A., 2019.** The Use Of a Battery Of General Biomarkers to Discern The Effect Of Sewage Primary Treated On Two Population Of *Donax trunculus* Located Outside Of M'zar Wastewater Plant Outfall. *Journal of Multidisciplinary Engineering Science Studies*, 5(7): 2732- 2741, <http://www.jmess.org/wp-content/uploads/2019/07/JMESSP13420557.pdf>

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Ikomi R.B., Arimoro F.O. & Odihirin O.K., 2005.** Composition, Distribution and Abundance of Macroinvertebrates of the Upper Reaches of River Ethiope, Delta State, Nigeria. *The Zoologist*, 3: 68-81.
- Ioannides C., 2001.** Xenobiotic Metabolism: An Overview. In Enzyme Systems that Metabolise Drugs and Other Xenobiotics. University of Surrey, UK, John Wiley & Sons Ltd, 1-32, doi:10.1002/0470846305.ch1
- Irisarri J., Fernández-Reiriz M.-J., & Labarta U., 2015.** Temporal and spatial variations in proximate composition and Condition Index of mussels *Mytilus galloprovincialis* cultured in suspension in a shellfish farm. *Aquaculture*, 435: 207-216, doi: 10.1016/j.aquaculture.2014.09.04
- Islam M.S., Ahmed M.K., Raknuzzaman M., Habibullah Al- Mamun M. & Islam M.K., 2015.** Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators*, 48: 282-291, doi:10.1016/j.ecolind.2014.08.016
- Itoh N., Xue Q.-G., Schey K.L., Li Y., Cooper R.K. & La Peyre J.F., 2011.** Characterization of the major plasma protein of the eastern oyster, *Crassostrea virginica* and a proposed role in host defense. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, 158(1): 9-22, doi:10.1016/j.cbpb.2010.06.006
- Ivanina A. V. & Sokolova I. M., 2008.** Effects of cadmium exposure on expression and activity of P-glycoprotein in eastern oysters, *Crassostrea virginica* Gmelin. *Aquatic Toxicology*, 88(1): 19-28, doi:10.1016/j.aquatox.2008.02.014
- Ivanina A.V. & Sokolova I.M., 2015.** Interactive effects of metal pollution and ocean acidification on physiology of marine organisms. *Current Zoology*, 61(4): 653-668, doi:10.1093/czoolo/61.4.653
- Jebali J., Ben Khedher S., Sabbagh M., Kamel N., Banni M. & Boussetta H., 2013.** Cholinesterase activity as biomarker of neurotoxicity: utility in the assessment of aquatic environment contamination. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 13(4): 525-537, doi:10.5894/rgci430

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Jiang W, Fang J, Gao Y, Du M, Fang J, Wang X, Li F, Lin F, Jiang Z., 2019.** Biomarkers responses in Manila clam, *Ruditapes philippinarum* after single and combined exposure to mercury and benzo[a]pyrene. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 220: 1-8, doi:10.1016/j.cbpc.2019.02.010
- Juhel G., Cuilloty S. C., Riordan R. M.O., Connor J.O., De Faoite L. & Mc Namara R., 2003.** A histological study of the gametogenic cycle of the freshwater mussel *dreissena polymorpha* (pallas, 1771) in lough derg, ireland. *Journal of Molluscan Studies*, 69(4): 365-374, doi:10.1093/mollus/69.4.365
- K**
- Kadri S., Belhaoues S., Touati H., Boufafa M., Djebbari N. & Bensouilah M., 2017.** Environmental parameters and bacteriological quality of the *Perna perna* mussel (North East Algerian coast). *International Journal of Biosciences*, 11(5): 151-165, <https://www.innspub.net/wp-content/uploads/2017/12/IJB-Vol-11-No-5-p-151-165.pdf>
- Kamel N., Jebali J., Banni M., Ben Khedher S., Chouba L. & Boussetta H., 2012.** Biochemical responses and metals levels in *Ruditapes decussatus* after exposure to treated municipal effluents. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 82: 40-46, doi:10.1016/j.ecoenv.2012.05.008
- Kandeel E. K., Mohammad S. Z., El-Ghitany A.H. & El-Ghobashy A.E., 2018** Reproductive cycle of the bivalve clams" *Donax variabilis* (Say, 1822)" in New Damietta shore, Egypt. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 5(5): 346-352.
- Karuppasamy P.K. & Perumal P., 2000.** Biodiversity of zooplankton at Pichavaram mangroves, South India. *Advances in the Biosciences*, 19(2): 23-32, [https://www.researchgate.net/publication/284674056\\_Biodiversity\\_of\\_zooplankton\\_at\\_Pichavaram\\_mangroves\\_South\\_India](https://www.researchgate.net/publication/284674056_Biodiversity_of_zooplankton_at_Pichavaram_mangroves_South_India)
- Kazour M. & Amara R., 2020.** Is blue mussel caging an efficient method for monitoring environmental microplastics pollution?. *Science of The Total Environment*, 710: 135649, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135649
- Ke Q., Li Q., 2013.** Annual dynamics of glycogen, lipids, and proteins during the reproductive cycle of the surf clam *Macra veneriformis* from the north coast of Shandong Peninsular, China. *Invertebrate Reproduction & Development*, 57(1): 49-60, doi:10.1080/07924259.2012.664174

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Keil R., 2017.** Anthropogenic forcing of carbonate and organic carbon preservation in marine Sediments. *Annual Review of Marine Science*, 9(1): 151-172, doi:10.1146/annurev-marine-010816-060724
- Kemp W.M., Sampou P.A., Garber J., Tuttle J. & Boynton W.R., 1992.** Seasonal depletion of oxygen from bottom waters of Chesapeake Bay: roles of benthic and planktonic respiration and physical exchange processes. *Marine ecology progress series*, 85: 137-152, <http://www.int-res.com/articles/meps/85/m085p137.pdf>
- Kennedy V.S., 1996.** Biology of larvae and spat. In: The Eastern Oyster, *Crassostrea virginica*. Kennedy V.S., Newell RIE, & Eble AF, eds., Maryland Sea Grant Publication: College Park, MD, USA, pp 371-421.
- Kennish M.J. & Olsson R.K., 1975.** Effects of thermal discharges on the microstructural growth of *Mercenaria mercenaria*. *Environmental Geology*, 1(1): 41-64, doi:10.1007/bf02426940
- Ketata I., Smaoui-Damak W., Guerhazi F., Rebai T. & Hamza-Chaffai A., 2007.** In situ endocrine disrupting effects of cadmium on the reproduction of *Ruditapes decussatus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 146(3): 415-430, doi:10.1016/j.cbpc.2007.05.002
- Khafage A.R., Razek F.A.A., Taha S.M., Omar H.A., Attallah M.A. & El- Deeb R.S., 2019.** Gonadal cycle and spawning of date mussel *Lithophaga lithophaga* (L.) (Bivalvia: Mytilidae) in Egyptian water. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 45(3): 293-299, doi:10.1016/j.ejar.2019.04.001
- 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, doi:10.1007/s12601-021-00019-x
- Khan M.Z.H., Hasan M.R., Khan M., Aktar S. & Fatema K., 2017.** Distribution of Heavy Metals in Surface Sediments of the Bay of Bengal Coast. *Journal of Toxicology*, 2017: 1-7, doi:10.1155/2017/9235764
- Khélifi-Touhami M., Ounissi M., Saker I., Haridi A., Djorfi S., Abdenour C., 2006.** The hydrology of the Mafrag estuary (Algeria): Transport of inorganic nitrogen and phosphorus to the adjacent coast. *Journal of Food Agriculture and Environment*, 4(2): 340-346.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Killam D.E. & Clapham M.E., 2018.** Identifying the ticks of bivalve shell clocks: seasonal growth in relation to temperature and food supply. *palaios*, 33(5): 228-236, doi:10.2110/palo.2017.072
- Kim J.H., Dahms H.U., Rhee J.S., Lee Y.M., Lee J., Han K.-N., & Lee J.-S., 2010.** Expression profiles of seven glutathione S-transferase (GST) genes in cadmium-exposed river pufferfish (*Takifugu obscurus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 151(1): 99–106. doi:10.1016/j.cbpc.2009.09.001
- Kim W.S., Yoon S.J. & Yang D.B., 2004.** Effects of chlorpyrifos on the endogenous rhythm of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum* (Bivalvia: Veneridae). *Marine Pollution Bulletin*, 48(1-2): 182-187, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.09.005
- Kinzie R.A & Buddemeier R.W., 1996.** Reefs happen. *Global Change Biology*.2(6): 479–494, doi:10.1111/j.1365-2486.1996.tb00062.x
- Kinzie R.A. & Buddemeier R.W., 1996.** Reefs happen. *Global Change Biology*, 2(6): 479 - 494. west central Alberta, and Lake Valley Formation, New Mexico. Unpublished Ph.D. thesis. University of Wisconsin, Madison.
- Klimova M., Shaysultanov D., Semenyuk A., Zherebtsov S., Salishchev G. & Stepanov N.,2020.** Effect of nitrogen on mechanical properties of CoCrFeMnNi high entropy alloy at room and cryogenic temperatures. *Journal of Alloys and Compounds*, 849: 156633, doi:10.1016/j.jallcom.2020.156633
- Kosson D.S., van der Sloot H.A., Sanchez F. & Garrabrants A.C., 2002.** An Integrated Framework for Evaluating Leaching in Waste Management and Utilization of Secondary Materials. *Environmental Engineering Science*, 19(3): 159-204, doi:10.1089/109287502760079188
- Kournoutou G.G., Giannopoulou P.C., Sazakli E., Leotsinidis M., Kalpaxis D.L. & Dinos, G.P., 2020.** Oxidative Damage of Mussels Living in Seawater Enriched with Trace Metals, from the Viewpoint of Proteins Expression and Modification. *Toxics*, 8(4): 89, doi:10.3390/toxics8040089
- Koutsogiannaki S. & Kaloyianni M., 2010.** Signaling molecules involved in immune responses in mussels. *Invertebrate Survival Journal*, 7(1): 11-21, <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.455.4902&rep=rep1&type=pdf>

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Krachai N. & Hadjel H., 2014.** Characterization and treatment of contaminated marine sediments for reuse. *Desalination and Water Treatment*, 52(10-12): 2309- 2314, doi:10.1080/19443994.2013.869661
- Kua J., Zhang Y., McCammon J.A., 2002.** Studying enzyme binding specificity in acetylcholinesterase using a combined molecular dynamics and multiple docking Approach. *Journal of the American Chemical Society*, 124(28): 8260-8267, doi:10.1021/ja0204291
- Labarta U., Fernández-Reiriz M.J., Garrido J.L., Babarro M.F., Bayona J.M.F., Albaigés J., 2005.** Response of mussel recruits to pollution from the ‘Prestige’ oil spill along the Galicia coast. A biochemical approach. *Marine Ecology Progress Series*, 302: 1356145, doi: 10.3354/meps302135
- Lacoste E., Le Moullac G., Levy P., Gueguen Y. & Gaertner- Mazouni N., 2014.** Biofouling development and its effect on growth and reproduction of the farmed pearl oyster *Pinctada margaritifera*. *Aquaculture*, 434: 18-26, doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.07.012
- Lagade V.M., Taware S.S. & Muley D.V., 2015.** Seasonal variations in meat yield and body indices of three estuarine clam species (Bivalvia: Veneridae). *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, 43(8): 1586-1593, <http://nopr.niscair.res.in/bitstream/123456789/34518/1/IJMS%2043%288%29%201586-1593.pdf>
- Lagadic L., Caquet T., Amiard J. & Ramade F., 1997.** Biomarqueurs en écotoxicologie : aspects fondamentaux. Paris, Milan, Barcelone: Elsevier Masson, pp 417.
- Lagbouri A. & Moukrim A., 1999.** Contribution to the study of the biology of *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) in Agadir bay, Southern Morocco.: *Haliotis*. Paris [Haliotis], vol. 28, no. 28, pp 45-55,
- Lamine I., Ait Alla A., Ben Hadad M., El Habouz H., Nadir M. & Moukrim A., 2020.** Population dynamics of *Donax trunculus* on the sandy beach of Taghazout (southern Morocco). *Regional Studies in Marine Science*, 33: 100912, doi:10.1016/j.rsma.2019.100912

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Laouati I., Rouane-Hacene O., Derbal F. & Ouali K., 2021.** The mussel caging approach in the assessment of trace metal contamination in southern Mediterranean coastal waters: a multi-biomarker study. *Environmental Science and Pollution Research*, doi:10.1007/s11356-021-15203-8
- Larbaa R. & Soltani N., 2014.** Use of the land snail *Helix aspersa* for monitoring heavy metal soil contamination in Northeast Algeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(8): 4987-4995, doi:10.1007/s10661-014-3753-2
- Lastumäki A., Turja R., Brenner M., Vanninen P., Niemikoski H., Butrimavičienė L., Stankevičiūtė M & Lehtonen, K.K. 2020.** Biological effects of dumped chemical weapons in the Baltic Sea: A multi-biomarker study using caged mussels at the Bornholm main dumping site. *Marine Environmental Research*, 161: 105036, doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105036
- Lau P.S., Wong H.L. & Garrigues P.H., 2004.** Seasonal variation in antioxidative responses and acetylcholinesterase activity in *Perna viridis* in eastern oceanic and western estuarine waters of Hong Kong. *Continental Shelf Research*, 24(16): 1969-1987, doi:10.1016/j.csr.2004.06.019
- Le Saux A., David E., Betoulle S., Bultelle F., Rocher B., Barjhoux I. & Cosio C., 2020.** New Insights into Cellular Impacts of Metals in Aquatic Animals. *Environments*, 7(6): 46, doi.org/10.3390/environments7060046.
- Leavitt D.F., Lancaster B.A., Lancaster A.S., Capuzzo J.M., 1990.** Changes in the biochemical composition of a subtropical bivalve, *Arca zebra*, in response to contaminant gradients in Bermuda. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 138(1-2): 85-98, doi:10.1016/0022-0981(90)90178-f
- Leiniö S. & Lehtonen, K.K., 2005.** Seasonal variability in biomarkers in the bivalves *Mytilus edulis* and *Macoma balthica* from the northern Baltic Sea. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 140(3-4): 408-421, doi:10.1016/j.cca.2005.04.005
- Li L., Tian X.-L., Yu X. & Dong S., 2016.** Effects of Acute and Chronic Heavy Metal (Cu, Cd, and Zn) Exposure on Sea Cucumbers (*Apostichopus japonicus*). *BioMed Research International*, 2016(1): 1-13, doi:10.1155/2016/4532697

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Li Q., Chen M., Liu H., Yang L. & Yang G., 2012.** Expression of APP, BACE1, AChE and ChAT in an AD model in rats and the effect of donepezil hydrochloride treatment. *Molecular Medicine Reports*, 6(6): 1450-1454, doi:10.3892/mmr.2012.1102
- 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, doi:10.1016/j.jhazmat.2020.122418
- Li Z., Ren T., Han Y., Jiang Z., Hu Y., Bai Z., Wang L., Ding J., 2018.** The Effects of Sub-lethal Dietary Mercury on Growth Performance, Bioaccumulation, and Activities of Antioxidant Enzymes in Sea Cucumber, *Apostichopus japonicus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 100(5): 683-689, doi:10.1007/s00128-018-2321-9
- Liao C.M. & Ling M.P., 2003.** Assessment of human Health Risks for Arsenic Bioaccumulation in Tilapia (*Oreochromis mossambicus*) and Large-Scale Mullet (*Liza macrolepis*) from Blackfoot Disease Area in Taiwan. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 45(2): 264-272, doi:10.1007/s00244-003-0107-4
- Liu J.J., Diao Z.H., Xu X.R. & Xie Q., 2019.** Effects of dissolved oxygen, salinity, nitrogen and phosphorus on the release of heavy metals from coastal sediments. *Science of The Total Environment*, 666: 894-901, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.288
- 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, doi: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
- Louzán Pérez, A., 2015.** Desarrollo del cultivo integral de la coquina *Donax trunculus* (Linnaeus, 1758). Ciclo reproductivo, cultivo en criadero y en el medio natural. Especialidad de la biología, Université Santiago De compostela , pp 254.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Lucas A. & Beninger P.G., 1985.** The use of physiological condition indices in marine bivalve aquaculture. *Aquaculture*, 44(3): 187-200, doi.org/10.1016/0044-8486(85)90243-1
- Lucas A., 1965.** Recherche sur la sexualité des mollusques bivalves. Thèse de Doctorat en Science Naturel. Faculté des Sciences de l'Université de Rennes, Rennes, France, pp 139.
- Luzzatto D.C. & Penchaszadeh P.E., 2001.** Regeneration of the Inhalant Siphon in *Donax hanleyanus* (Bivalvia; Donacidae) from Argentina. *Journal of Shellfish Research* 20(1): 149-153.

## M

- Maisano M., Cappello T., Natalotto A., Vitale V., Parrino V., Giannetto A., Oliva S., Mancin G., Cappello S., Mauceri A. & Fasulo S., 2017.** Effects of petrochemical contamination on caged marine mussels using a multi-biomarker approach: Histological changes, neurotoxicity and hypoxic stress. *Marine Environmental Research*, 128: 114-123, doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.03.008
- Manca-Zeichen M., Agnesi S., Mariani A., Maccaroni A. & Ardizzone G.D., 2002.** Biology and Population Dynamics of *Donax trunculus* L. (Bivalvia: Donacidae) in the South Adriatic Coast (Italy). 54(6): 971-982, doi:10.1006/ecss.2001.0868
- Mandour A., El-Sayed M.K.h., El-Gamal A.A., Khadr A.M. & Elshazly A., 2021.** Temporal distribution of trace metals pollution load index in the Nile Delta coastal surface sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 167: 112290, doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112290
- Manduzio H., Monsinjon T., Galap C., Leboulenger F. & Rocher B., 2004.** Seasonal variations in antioxidant defences in blue mussels *Mytilus edulis* collected from a polluted area: major contributions in gills of an inducible isoform of Cu/Zn-superoxide dismutase and of glutathione S-transferase. *Aquatic Toxicology*, 70(1): 83-93, doi:10.1016/j.aquatox.2004.07.003

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- 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, doi:10.1016/j.ecolind.2018.12.017
- Manju M.N., Ratheesh Kumar C.S., Resmi P., Gireeshkumar T.R., Joseph M.M., Salas P.M. & Chandramohanakumar N., 2020.** Trace metal distribution in the sediment cores of mangrove ecosystems along northern Kerala coast, south-west coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 153: 110946, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110946.
- Mansour C., Guibbolini 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, doi:10.1007/s00244-020-00713-2
- Marigómez I., Zorita I., Izagirre U., Ortiz-Zarragoitia M., Navarro P., Etxebarria N., Orbea A., Soto M. & Cajaraville M.P., 2013.** Combined use of native and caged mussels to assess biological effects of pollution through the integrative biomarker approach. *Aquatic Toxicology*, 136-137: 32-48, doi:10.1016/j.aquatox.2013.03.008
- Marin S., Ramos A.J., Cano-Sancho G. & Sanchis V., 2013.** Mycotoxins: Occurrence, toxicology, and exposure assessment. *Food and Chemical Toxicology*, 60: 218-237, doi:10.1016/j.fct.2013.07.047
- Marobin D., Prat M. & Jouvenel J.Y.** *Etude globale sur la telline (donax trunculus-Linne 1767) en Camargue-Parc Naturel Régional de Camargue.* Rapport Intermédiaire de la campagne d'automne. BIOTOPE, P2A Développement, 2007.
- Marques A., Piló D., Carvalho S., Araújo O., Guilherme S., Santos M.A., Vale C., Pereira F., Pacheco M., Pereira P., 2018.** Metal bioaccumulation and oxidative stress profiles in *Ruditapes philippinarum*—insights towards its suitability as bioindicator of estuarine metal contamination. *Ecological Indicators*, 95(2): 1087-1099 doi:10.1016/j.ecolind.2017.10.072

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Martinez-Pita I., Sanchez-Lazo C., Ruiz-Jarobo I., Herrera M. & Mancera J., 2012.** Biochemical composition, lipid classes, fatty acids and sexual hormones in the mussel *Mytilus galloprovincialis* from cultivated populations in south Spain. *Aquaculture*, 358-359: 274-283, doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.06.003
- Matozzo V., Chinellato A., Munari M., Bressan M. & Marin M.G., 2013.** Can the combination of decreased pH and increased temperature values induce oxidative stress in the clam *Chamelea gallina* and the mussel *Mytilus galloprovincialis*?. *Marine Pollution Bulletin*, 72(1): 34-40, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.05.004
- McGoldrick D.J., Metcalfe-Smith J.L., Arts M.T., Schloesse D.W., Newton T.J., Mackie G.L., Monroe E.M., Biberhofer J. & Jonson K., 2009.** Characteristics of a refuge for native freshwater mussels (Bivalvia : Unionidae) in Lake St. Clair. *Journal of Great Lakes Research*, 35: 137-146, doi:10.1016/j.jglr.2008.11.007
- Mc Lusky D.S. & Elliott M., 1981.** The Feeding and Survival Strategies of Estuarine Molluscs. In: Jones, N.V. and Wolff, W.J., (Eds), *Feeding and Survival Strategies of Estuarine Organisms*, Marine Science, vol 15. Springer, Boston, MA, doi.org/10.1007/978-1-4613-3318-0\_9
- Mdelgi-Lasram E., Fassatoui C.H., Moraga D. & Romdhane M.S., 2007.** Impact saisonnier de l'environnement sur la structure génétique de trois populations de *Ruditapes decussatus* dans l'écosystème lagunaire de Bizerte (Tunisie). *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (INSTM)*, 34: 109-118. <https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/4258/11.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Mebarki R., Khebbeb M.H. & Soltani N., 2015.** Biomonitoring of El Mellah Lagoon (Northeast, Algeria): Seasonal Variation of Biomarkers in *Cerastoderma glaucum* (Mollusc, Bivalvia). *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 3(4): 408-413, <https://www.entomoljournal.com/archives/2015/vol3issue4/PartF/3-4-95-323.pdf>
- Mechaymech A., 2002.** Valorisation des boues de dragage - Application : Port autonome de Dunkerque. Mémoire pour l'obtention du Diplôme d'Études Approfondies (DEA) (spécialité Génie civil), Université d'Artois (France).
- Mejdoub Z., Fahde A., Loutfi M. & Kabine M., 2017.** Oxidative stress responses of the mussel *Mytilus galloprovincialis* exposed to emissary's pollution in coastal areas of Casablanca. *Ocean & Coastal Management*, 136: 95-103, doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.11.018

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Mendoza D.M., Myer G.M., Rodrigo P.B., Raugil A.M.F. & Mula R.P., 2019.** Spatial density, size, growth and condition index of mangrove clam (*Polymesoda erosa*) in the estuarine portion of Pasak River, Sasmuan, Pampanga, Philippines. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 7(4D): 258-262, <https://www.fisheriesjournal.com/archives/2019/vol7/issue4/PartD/7-4-27-604.pdf>
- Merad I., Rabei A. & Soltani N., 2015.** Réponses de la métallothionéine au cours de l'exposition au cadmium et la restauration chez *Donax trunculus*. Bulletin de l'Institut National des Sciences de la Mer, Numéro spécial (18) : 102-106.
- Merad I. & Soltani N., 2017.** Sublethal effects of cadmium on energy reserves in the edible Mollusk *Donax trunculus*. *Journal of entomology and zoology studies*, 5(1): 100-105.
- Merad I., Bellenger S., Hichami A., Khan N.A. & Soltani S., 2018.** Effect of cadmium exposure on essential omega-3 fatty acids in the edible bivalve *Donax trunculus*. *Environmental Science and Pollution Research*, doi:10.1007/s11356-017-9031-4
- Meyers P.A. & Ishiwatari R., 1993.** Lacustrine organic geochemistry-An overview of indicators of organic matter sources and diagenesis in lake sediments. *Organic Geochemistry*, 20(7): 867-900, doi:10.1016/0146-6380(93)90100-p
- Meyers P.A. & Teranes J.L., 2002.** Sediment Organic Matter. In: Last, William M.; Smol, John P. [Developments in Paleoenvironmental Research] Tracking Environmental Change Using Lake Sediments Volume 2, Sediment Organic Matter, 10.1007/0-306-47670-3 (Chapter 9), 239–269, doi:10.1007/0-306-47670-3\_9
- Mihaljević I., Bašica B., Maraković N., Kovačević R. & Smital T., 2019.** Interaction of organotin compounds with three major glutathione S-transferases in zebrafish. *Toxicology in Vitro*, 62: 104713, doi:10.1016/j.tiv.2019.104713
- Milun V., Lušić J. & Despalatović M., 2016.** Polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides and trace metals in cultured and harvested bivalves from the eastern Adriatic coast (Croatia). *Chemosphere*, 153: 18-27, doi:10.1016/j.chemosphere.2016.03.039
- Modassir Y. & Ansari A., 2000.** Effect of Petroleum Hydrocarbon on Physiological and Biochemical Parameters in an Estuarine Clam, *Paphia malabarica*. *Fishery Technology*, 37(1): 40-45.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Moncaleano-Niño A.M., Barrios-Latorre S.A., Poloche-Hernández J.F., Becquet V., Huet V., Villamil L., Thomas-Guyon H., Ahrens M.J. & Luna-Acosta, A., 2017.** Alterations of tissue metallothionein and vitellogenin concentrations in tropical cup oysters (*Saccostrea* sp.) following short-term (96h) exposure to cadmium. *Aquatic Toxicology*, 185: 160-170, doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.02.011
- Montaggioni L.F. & Braithwaite C.J.R., 2009.** Quaternary coral reef systems: history, development, processes and controlling factors, Volume 5, 1<sup>st</sup> Edition, Amsterdam: Elsevier, pp 550.
- Montenegro D., Valdés J. & González M.T., 2019.** Histopathological lesions, pathogens and parasites as health indicators of an edible clam (*Protothaca thaca*) inhabiting a bay exposed to anthropogenic activities in Northern Chile. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(9): 536, doi:10.1007/s10661-019-7678-7
- Moreira A., Figueira E., Pecora I.L., Soares A.M. & Freitas R., 2017.** Biochemical alterations in native and exotic oyster species in Brazil in response to increasing temperature. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 191: 183-193, doi:10.1016/j.cbpc.2016.10.008
- Morel R., 1986.** Les Sols Cultivés. Lavoisier. 1<sup>ère</sup> édition. Paris : pp 64.
- Morillo-Manalo L., Quintio G.F., Laureta L.V., Anasco N.C. & Monteclaro H.M., 2016.** Ecology and Reproductive Biology of the Senatorial Scallop *Chlamys senatoria* (Gmelin, 1791) in Gigantes Islands, Carles, Central Philippines. *Journal of Shellfish Research*, 35(1): 17-25, doi:10.2983/035.035.0103
- Moschino V., Del Negro P., De Vittor C. & Da Ros L., 2016.** Biomonitoring of a polluted coastal area (Bay of Muggia, Northern Adriatic Sea): A five-year study using transplanted mussels. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 128: 1-10, doi:10.1016/j.ecoenv.2016.02.006
- Mouëza M. & Chessel D., 1976.** Contribution à l'étude de la biologie de *Donax trunculus* L. (Mollusque: Lamellibranche) dans l'algerois: Analyse statistique de la dispersion le long d'une plage en baie de bou ismaïl. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 21(3) : 211-221, doi:10.1016/0022-0981(76)90116-7

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Mouëza M. & Frenkiel-Renault L., 1973.** Contribution à l'étude de la biologie de *Donax trunculus* L. (Mollusques, Lamellibranches) dans l'Algérois: la reproduction. *Cahiers de Biologie Marine*, 14: 261-283.
- Mouëza M., 1971.** Contribution à l'étude de l'écologie et de la biologie de *Donax trunculus* L. (Mollusque lamellibranche). Thèse de Doctorat en Sciences Biologiques. Université de Marseille, France, pp 130.
- Mouneyrac C., Amiard J.C. & Amiard-triquet C., 1998.** Effects of natural factors (salinity and body weight) on cadmium, copper, zinc and metallothionein-like protein levels in resident populations of oysters *Crassostrea gigas* from a polluted estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 162: 125-135, doi:10.3354/meps162125
- Moussa R.M., 2018.** The potential impacts of low and high salinities on salinity tolerance and condition index of the adult pearl oyster *Pinctada imbricata radiata* (Leach, 1814). *The Journal of Basic and Applied Zoology*, 79(1): 12, doi:10.1186/s41936-018-0021-y
- Munari M., Marin M.G. & Matozzo V., 2014.** Effects of the antidepressant fluoxetine on the immune parameters and acetylcholinesterase activity of the clam *Venerupis philippinarum*. *Marine Environmental Research*, 94: 32-37, doi:10.1016/j.marenvres.2013.11.
- 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, <http://nopr.niscair.res.in/bitstream/123456789/54074/1/IJMS%2049%282%29%20271-280.pdf>.
- Nahrgang J., Brooks S.J., Evenset A., Camus L., Jonsson M., Smith T.J., Lukina J., Frantzen M., Giarratano E. & Renau P.E., 2013.** Seasonal variation in biomarkers in blue mussel (*Mytilus edulis*), Icelandic scallop (*Chlamys islandica*) and Atlantic cod (*Gadus morhua*)-Implications for environmental monitoring in the Barents Sea. *Aquatic Toxicology*, 127: 21-35, doi:10.1016/j.aquatox.2012.01.009

*N*

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Naidu K.S., 1970.** Reproduction and breeding cycle of the giant scallop *Placopecten magellanicus* (Gmelin) in Port au Port Bay, Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology*, 48(5): 1003-1012, doi:10.1139/z70-176
- Nantón A., Arias-Pérez A., Freire R., Fernández-Pérez J., Nóvoa S. & Méndez J., 2017.** Microsatellite variation in *Donax trunculus* from the Iberian Peninsula, with particular attention to Galician estuaries (NW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 197: 27-34, doi:10.1016/j.ecss.2017.08.011
- Naqvi G., Shoaib N. & Majid Ali A., 2017.** Pesticides impacts on protein in fish (*oreochromis mossambicus*) tissues. *Indian Journal of Geo Marine Sciences*, 46(09): 1864-1868, <http://nopr.niscair.res.in/bitstream/123456789/42597/1/IJMS%2046%289%29%201864-1868.pdf>
- Nardi A., Mincarelli L.F., Benedetti M., Fattorini D., d'Errico G. & Regoli F., 2017.** Indirect effects of climate changes on cadmium bioavailability and biological effects in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Chemosphere*, 169: 493-502, doi:10.1016/j.chemosphere.2016.11.093
- Natalotto A., Sureda A., Maisano M., Spanò N., Mauceri A. & Deudero S., 2015.** Biomarkers of environmental stress in gills of *Pinna nobilis* (Linnaeus 1758) from Balearic Island. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 122: 9-16, doi:10.1016/j.ecoenv.2015.06.035
- Nawrot N., Wojciechowska E., Pazdro K., Szmagliński J., Pempkowiak J., 2021.** Uptake, accumulation, and translocation of Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, and Cr by *P. australis* seedlings in an urban dredged sediment mesocosm: Impact of seedling origin and initial trace metal content, *Science of the Total Environment*, 768: 144983, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.144983
- Nebert D.W. & Vasiliou V., 2004.** Analysis of the glutathione S-transferase (GST) gene family. *Human Genomics*, 1(6): 460, doi:10.1186/1479-7364-1-6-460
- Ngo H.T.T., Gerstmann S. & Frank H., 2012.** Subchronic effects of environment like cadmium levels on the bivalve *Anodonta anatina* (Linnaeus 1758): II. Effects on energy reserves in relation to calcium metabolism. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 93(9): 1802-1814, doi:10.1080/02772240802503585

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Nie H., Lu Y., Liu H., Yan H., Zhao L., Yang F. & Yan, X., 2016.** Seasonal Variations in Biochemical Composition of the Clam *Dosinia corrugatein* Relation to the Reproductive Cycle and Environmental Conditions. *Journal of Shellfish Research*, 35(2): 369-377, doi:10.2983/035.035.0211
- Nirmale V.H., Chogale N.D., Metar S.Y., Gangan S.S. & Pawar R.A., 2016.** Validation of indigenous knowledge on edibility of baby clam, *Katylesia opima* from the Ratnagiri coast of Maharashtra, *Indian Journal of Traditional Knowledge*, 15(1): 149-153.
- Niwa Y., Sugai T., Saegusa Y., Ogami T. & Sasao E., 2011.** Use of electrical conductivity to analyze depositional environments: Example of a Holocene delta sequence on the Nobi Plain, central Japan. *Quaternary International*, 230(1-2): 0-86, doi:10.1016/j.quaint.2009.11.042
- Noletto K.S., de Oliveira S.R.S., Lima I.M.A., de Jesus W.B., da Silva Castro J., de Santana T.C., Cardoso R.L., Jorge M.B., Santos D.M.S., de Souza Torres Júnior J.R. & Neta R.N.F.C., 2021.** Biochemical and Histological Biomarkers in *Crassostrea* sp. (Bivalvia, Ostreidae) for Environmental Monitoring of a Neotropical Estuarine Area (São José Bay, Northeastern Brazil). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 106(4): 614-621, doi:10.1007/s00128-021-03149-z
- Noor A.R., Shakil A., Hoque N.F., Rahman M.M., Akter S., Talukder A., Ahmad-Al-Nahid S., Wahab M.A., Nahiduzzaman M., Rahman M.J. & Asaduzzaman M., 2021.** Effect of eco-physiological factors on biometric traits of green mussel *Perna viridis* cultured in the south-east coast of the Bay of Bengal, Bangladesh. *Aquaculture Reports*, 19: 100562, doi:10.1016/j.aqrep.2020.100562
- Oikari A., 2006.** Caging techniques for field exposures of fish to chemical contaminants, *Aquatic Toxicology*, 78(4): 0-381, doi:10.1016/j.aquatox.2006.03.010
- De Oliveira L.F., Cabral M.T., Nascimento C.B., Magni S., Binelli A. & Martinez C.B. dos R., 2019.** Single and Combined Effects of Zinc and Manganese on the Bivalve *Anodontites trapesia* : Complementary End-points to Support the Hypothesis of Manganese Promoting Metabolic Suppression in Gills. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(11): 2480-2485, doi:10.1002/etc.4573

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Oliveira P., Almeida Â., Calisto V., Esteves V.I., Schneider T.J., Wrona F.J., Soares A.M.V.M., Figueira E. & Freitas R., 2017.** Physiological and biochemical alterations induced in the mussel *Mytilus galloprovincialis* after short and long-term exposure to carbamazepine. *Water Research*, 117, 102-114, doi:10.1016/j.watres.2017.03.052
- Omiecinski C.J., Vanden Heuvel J.P., Perdew G.H. & Peters J.M., 2011.** Xenobiotic metabolism, disposition, and regulation by receptors: from biochemical phenomenon to predictors of major toxicities. *Toxicological sciences*, 120(S1): S49-S75, doi:10.1093/toxsci/kfq338
- Orban E., Di Lena G., Nevigato T., Casini I., Marzetti A. & Caproni A., 2002.** Seasonal changes in meat content, condition index and chemical composition of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) cultured in two different Italian sites. 77(1): 57-65, doi:10.1016/s0308-8146(01)00322-3
- 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, doi:10.1016/j.scitotenv.2018.04.377
- Ounissi M., Laskri H. & Khelifi-Touhami M., 2016.** Net-zooplankton abundance and biomass from Annaba Bay (SW Mediterranean Sea) under estuarine influences, *Mediterranean Marine Science*, (17/2): 519-532, doi:10.12681/mms.1474
- P**
- 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, doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.108566
- Pal M., Samal N.R., Roy P.K. & Roy M.B., 2015.** Electrical Conductivity of Lake Water as Environmental Monitoring – A Case Study of Rudrasagar Lake. *Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, 9(1): 66-71, doi: 10.9790/2402-09316671

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Pampanin D.M., Volpato E., Marangon I. & Nasci C., 2005.** Physiological measurements from native and transplanted mussel (*Mytilus galloprovincialis*) in the canals of Venice. Survival in air and condition index. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 140(1): 41-52, doi:10.1016/j.cbpb.2004.10.016
- Pan Z., Gao Q.F., Dong S.L., Wang F., Li D.H., Zhao K. & Jiang, X.Y. E., 2019.** Effects of abalone (*Haliotis discus hannai* Ino) and kelp (*Saccharina japonica*) mariculture on sources, distribution, and preservation of sedimentary organic carbon in Ailian Bay, China: Identified by coupling stable isotopes ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ) with C/N ratio analyses. *Marine Pollution Bulletin*, 141: 387-397, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.053
- Park C. & Jeong J., 2018.** Synergistic cellular responses to heavy metal exposure: A minireview. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - General Subjects*, 1862(7): 1584-1591, doi.org/10.1016/j.bbagen.2018.04.003
- Parrish C.C., 2013.** Lipids in Marine Ecosystems. ISRN *Oceanography*, 2013: 1-16, doi:10.5402/2013/604045
- Parsons S.M., Prior C. & Marshall I.G., 1993.** Acetylcholine Transport, Storage, And Release. *International Review of Neurobiology*, 35: 279–390, doi:10.1016/s0074-7742(08)60572-3
- 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: Toxicology & Pharmacology*, 199: 38-47, doi:10.1016/j.cbpc.2017.02.009
- Penchaszadeh P.E. & Olivier S.R., 1975.** Ecology of a population of the Coquina clam *Donax hanleyanus* at Villa Gesell, Argentina. *Malacologia*, 15(1): 133-146.
- Pereira A.M., Range P., Campoy A., Oliveira A.P., Joaquim S., Matias D.L., Chi´charo L. & Baptista Gaspar M.P., 2016.** Larval hatching and development of the wedge shell (*Donax trunculus* L.) under increased CO<sub>2</sub> in southern Portugal. *Regional Environmental Change*, 16(3): 855-864, doi:10.1007/s10113-015-0803-4.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Perić L. & Burić P., 2019.** The effect of copper and chlorpyrifos co-exposure on biomarkers in the marine mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Chemosphere*, 225: 126-134, doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.003
- Perrat E., Couzinet-Mossion A., Fossi Tankoua O., Amiard-Triquet C., Wielgosz-Collin G., 2013.** Variation of content of lipid classes, sterols and fatty acids in gonads and digestive glands of *Scrobicularia plana* in relation to environment pollution levels. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 90: 112-120, doi:10.1016/j.ecoenv.2012.12.019
- Peterson C.H., Hickerson D.H.M. & Johnson G.G., 2000.** Short-Term Consequences of Nourishment and Bulldozing on the Dominant Large Invertebrates of a Sandy Beach. *Journal of Coastal Research*, 16(2): 368-378, doi:10.2307/4300045
- Petes L.E., Menge B.A. & Murphy, G.D., 2007.** Environmental stress decreases survival, growth, and reproduction in New Zealand mussels. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 351(1-2): 83-91, doi:10.1016/j.jembe.2007.06.025
- Pezo R., Maco J. & Canepa J., 1985.** Contaminacion ambiental por actividades petroleras en los ríos Pastaza, Tigre, Corrientes, Samiria y Amazonas. Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana (IIAP), Iquitos, Peru, 59 pp. *In: Loayza-Muro, R. & Elias-Letts, R., 2007.* Responses of the mussel *Anodontites trapesialis* (Unionidae) to environmental stressors: Effect of pH, temperature and metals on filtration rate. *Environmental Pollution*, 149: 209-215.
- Pohanka M., 2014.** Copper aluminum, iron and calcium inhibit human acetylcholinesterase in vitro. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 37(1): 455-459, doi:10.1016/j.etap.2014.01.001.
- Popovic Z., Mladineo I., Ezgeta-Balic D., Trumblic Z., Vrgoc N. & Peharda M., 2013.** Reproductive cycle and gonad development of *Venus verrucosa* L. (Bivalvia: Veneridae) in Kaštela Bay, Adriatic Sea. *Marine Biology Research*, 9(3): 274-284, doi:10.1080/17451000.2012.731690
- Pörtner H.O. & Farrell A.P., 2008.** Physiology and climate change. *Science*, 322 (5902): 690-692, doi: 10.1126/science.1163156.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Pörtner H.O., 2002.** Climate variations and the physiological basis of temperature dependent biogeography: systemic to molecular hierarchy of thermal tolerance in animals. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 132(4): 739-761, doi.org/10.1016/S1095-6433(02)00045-4
- Pourmozaffar S., Tamadoni Jahromi S., Rameshi H., Sadeghi A., Bagheri T., Behzadi S., Gozari M., Zahedi M.R. & Abrari Lazarjani S., 2019.** The role of salinity in physiological responses of bivalves. *Reviews in Aquaculture*, 12(3): 1548-1566, doi:10.1111/raq.12397
- Poutier J M., 1978.** Introduction à l'étude faunistique des bivalves du littoral français : les espèces marines du golfe d'Aigues-Mortes, pp 361.
- Pouvreau S., Gangnery A., Tiapari J., Lagarde F., Garnier M. & Bodoy A., 2000.** Gametogenic cycle and reproductive effort of the tropical blacklip pearl oyster, *Pinctada margaritifera* (Bivalvia: Pteriidae), cultivated in Takapoto atoll (French Polynesia). *Aquatic Living Resources*, 13(1): 37-48, doi:10.1016/s0990-7440(00)00135-2
- Prabu V.A., Rajkumar M. & Perumal P., 2008.** Seasonal variations in physico-chemical characteristics of Pichavaram mangroves, southeast coast of India. *Journal of Environmental Biology*, 29(6): 945-50.
- Prato E., Biandolino F., Parlapiano I., Giandomenico S., Denti G., Calò M., Spada L., Di Leo A., 2019.** Proximate, fatty acids and metals in edible marine bivalves from Italian market : Beneficial and risk for consumers health. *Science of The Total Environment*, 648: 153–163, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.382
- Prusina I., Sara G., De Pirro M., Dong Y.W., Han G.D., Glamuzina B. & Williams G.A., 2014.** Variations in physiological responses to thermal stress in congeneric limpets in the Mediterranean Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 456: 34-40, doi:10.1016/j.jembe.2014.03.011
- Purroy A., Bukša F., Puljas S. & Peharda M., 2019.** Variations in the reproductive investment of a venerid bivalve, *Callista chione*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 99(7): 1–11, doi:10.1017/S002531541900050X

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

**Purroy A., Najdek M., Isla E., Župan I., Thébault J, and Peharda M., 2018.** Bivalve trophic ecology in the Mediterranean: Spatio-temporal variations and feeding behavior. *Marine Environmental Research*, 142: 234-249, doi:10.1016/j.marenvres.2018.10.011

Q

**Qian Z., Xu C., Dong X., Tang S. & Wei S., 2021.** Spatiotemporal characteristics and pollution level of brominated flame retardants in bivalves from Fujian southern coastal areas. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(25): 33623-33631, doi:10.1007/s11356-021-13141-z

R

**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, doi:10.1016/j.envpol.2018.01.041

**Raja P. & Puvaneswari S., 2017.** The heavy metal lead nitrate toxicity effect on biochemical alteration in fresh water fingerlings *Labeo rohita*, (Hamilton, 1882). *International Journal of Advanced Science and Research*, 2(5): 58-63, <https://www.allsciencejournal.com/archives/2017/vol2/issue5/2-5-20>

**Rajagopal S., van der Velde G., Jansen J., van der Gaag M., Atsma G., Janssen-Mommen J.P.M. & Polman H., Jenner H.A., 2005.** Thermal tolerance of the invasive oyster *Crassostrea gigas*: Feasibility of heat treatment as an antifouling option. *Water Research*, 39(18): 4335-4342, doi:10.1016/j.watres.2005.08.021

**Rajasegar M., 2003.** Physico-chemical characteristics of the Vellar estuary in relation to shrimp farming. *Journal of Environmental Biology*, 24(1): 95-101.

**Ramón M., Abello P. & Richardson C.A., 1995.** Population structure and growth of *Donax trunculus* (Bivalvia: Donacidae) in the western Mediterranean. *Marine Biology*, 121(4): 665-671, doi:10.1007/bf00349302

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Rank J., Lehtonen K.K., Strand J. & Laursen M., 2007.** DNA damage, acetylcholinesterase activity and lysosomal stability in native and transplanted mussels (*Mytilus edulis*) in areas close to coastal chemical dumping sites in Denmark. *Aquatic Toxicology*, 84(1): 50-61, doi:10.1016/j.aquatox.2007.05.013
- Raspor B., Dragun Z., Erk M., Ivanković D. & Pavičić J., 2004.** Is the digestive gland of *Mytilus galloprovincialis* a tissue of choice for estimating cadmium exposure by means of metallothioneins?. *Science of the Total Environment*, 333(1-3): 99-108, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.05.008
- Reddy S.L.N., Venugopal N.B.R.K. & Ramana Rao J.V., 1989.** In vivo effects of cadmium chloride on certain aspects of carbohydrate metabolism in the tissues of a freshwater field crab *Barytelphusa guerini*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 42(6): 847-853, doi:10.1007/bf01701625
- 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, doi:10.1111/geb.13245
- Regoli F., & Orlando E., 1994.** Seasonal variation of trace metal concentrations in the digestive gland of the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*: Comparison between a polluted and a non-polluted site. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 27(1): 36-43, doi:10.1007/bf00203885
- Ren H.L., Xu D.D., Gopalakrishnan S., Qiao K., Huang W.B. & Wang K.J., 2009.** Gene cloning of a sigma class glutathione S-transferase from abalone (*Haliotis diversicolor*) and expression analysis upon bacterial challenge. *Developmental and Comparative Immunology*, 33(9): 980–990, doi:10.1016/j.dci.2009.04.003
- 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, doi:10.1016/j.ecoenv.2010.08.027
- Reyes-Martínez M.J., Martínez-Pita I., Soler Navarro D. & García-García F.J., 2020.** The impact of salinity changes associated with size on the wedge clam *Donax trunculus* Linnaeus, 1758 (Mollusca: Bivalvia): A laboratory assay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 241: 106838, doi:10.1016/j.ecss.2020.106838

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Riba I., García-Luque E., Blasco J. & DelValls T.A., 2003.** Bioavailability of heavy metals bound to estuarine sediments as a function of pH and salinity values. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 15(4): 101-114, doi:10.3184/095422903782775163
- Richardson C.A., 2001.** Molluscs as archives of environmental change. *Oceanography and Marine Biology*, 39: 103-164.
- Rickwood C.J. & Galloway T.S., 2004.** Acetylcholinesterase inhibition as a biomarker of adverse effect. *Aquatic Toxicology*, 67(1): 45-56, doi:10.1016/j.aquatox.2003.11.004
- Ríos-Jara E., Esqueda-González MC., Michel-Morfin J.E., López-Uriarte E. & Salgado Barragán J., 2019.** Growth and morphometric relationships of the bean clam *Donax punctatostriatus* Hanley, 1843 in a sandy beach of southern Sinaloa, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 47(5): 764-773, doi: 10.3856/vol47-issue5-fulltext-5
- Rogers A.J. & Weisler M I., 2020.** Limpet (*Cellana spp.*) shape is correlated with basalt or eolianite coastlines: Insights into prehistoric marine shellfish foraging and mobility in the Hawaiian Islands. *Journal of Archaeological Science: Reports*, 34: 102561, doi:10.1016/j.jasrep.2020.102561
- Rouane-Hacene O., Boutiba Z., Belhaouari B., Guibbolini-Sabatier M., Francour P. & Risso de Faverney C., 2015.** Seasonal assessment of biological indices, bioaccumulation and bioavailability of heavy metals in mussels *Mytilus galloprovincialis* from Algerian west coast, applied to environmental monitoring. *Oceanologia*, 57(4): 362-374, doi:10.1016/j.oceano.2015.07.004
- Royer J., Segueineau C., Park K.I., Pouvreau S., Choi K.S. & Costil K., 2008.** Gametogenetic cycle and reproductive effort assessed by two methods in 3 age classes of Pacific oysters, *Crassostrea gigas*, reared in Normandy. *Aquaculture*, 277(3-4): 0-320, doi:10.1016/j.aquaculture.2008.02.033
- Rusch B., 2010.** Étude spectroscopique en conditions hydrodynamiques contrôlées du transfert des espèces organiques à l'interface minéral/solution. Thèse de doctorat en chimie, Université Henri Poincaré, Nancy 1, pp 282.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

5

- Sabatini S.E., Rocchetta I., Nahabedian D.E., Luquet C.M., Eppis M.R., Bianchi L. & Ríos de Molina M.del C., 2011.** Oxidative stress and histological alterations produced by dietary copper in the fresh water bivalve *Diplodon chilensis*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 154(4): 391-398, doi:10.1016/j.cbpc.2011.07.009
- Saeedi H. & Costello M.J., 2012.** *Aspects of global distribution of six marine bivalve mollusc families*. In Clam Fisheries and Aquaculture. Nova Science Publishers Inc., Editors: Fiz da Costa, New York: Chapter 2, pp 27-44.
- Sáenz L.A., Seibert E.L., Zanette J., Fiedler H.D., Curtius A.J., Ferreira J.F., de Almeida E.A., Marques M.R.F. & Bainy A.C.D., 2010.** Biochemical biomarkers and metals in *Perna perna* mussels from mariculture zones of Santa Catarina, Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(5): 796-804, doi:10.1016/j.ecoenv.2010.02.015
- Salas C., 2011.** Moluscos marinos de Andalucía. Volumen II, Málaga: Servicio de publicaciones e Intercambio Científico, Universidad de Málaga, pp 648-650.
- Salas C., Tirado C. & Manjon-Cabeza M.E., 2001.** Sublethal foot-predation on Donacidae (Mollusca: Bivalvia). *Journal of Sea Research* 46(1): 43-56, doi:10.1016/s1385-1101(01)00064-8
- Sampaio E. & Rosa R.** *Climate change, multiple stressors, and responses of marine biota*. In Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals. Springer Nature Switzerland AG2020: Leal Filho W., Azul A.M., Brandli L., Özuyar P.G., Wall T, 2020, pp 159, doi:10.1007/978-3-319-95885-9
- Sampathkumar P. & Kannan L., 1998.** Seasonal variations in physico-chemical characteristics in the tranquebar-nagapattinam region, south-east coast of india. *Pollution Research Paper*, 17(4): 397-402.
- Samuel M.S., Datta S., Khandge RS. & Selvarajan E., 2021.** A state of the art review on characterization of heavy metal binding metallothioneins proteins and their widespread applications. *Science of The Total Environment*, 775: 145829, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145829

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Sanchez W., Katsiadaki I., Piccini B., Ditche J.-M. & Porcher J.-M., 2008.** Biomarker responses in wild three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus L.*) as a useful tool for freshwater biomonitoring: a multiparametric approach. *Environment International*, 34(4): 490-498, doi:10.1016/j.envint.2007.11.003
- Sandamalika W.M.G., Priyathilaka T.T., Lee S., Yang H. & Lee J., 2019.** Immune and xenobiotic responses of glutathione S-Transferase theta (GST- $\theta$ ) from marine invertebrate disk abalone (*Haliotis discus discus*): With molecular characterization and functional analysis. *Fish & Shellfish Immunology*, 91: 159-171, doi:10.1016/j.fsi.2019.04.004
- Santhanam, P., & Perumal P., 2003.** Diversity of zooplankton in Parangipettai coastal waters, southeast coast of India. *Journal of the Marine Biological Association of India*, 45(2): 144-152, [http://mbai.org.in/uploads1/manuscripts/Chapter\\_04%20\(144-151\)1689627806.pdf](http://mbai.org.in/uploads1/manuscripts/Chapter_04%20(144-151)1689627806.pdf)
- Santos S., Cardoso J.F.M.F., Carvalho C., Luttkhuizen P.C. & Van der Veer H.W., 2011.** Seasonal variability in somatic and reproductive investment of the bivalve *Scrobicularia plana* (da Costa, 1778) along a latitudinal gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92(1): 19-26, doi:10.1016/j.ecss.2010.12.005.
- Santovito G., Trentin E., Gobbi I., Bisaccia P., Tallandini L. & Irato P., 2021.** Non-enzymatic antioxidant responses of *Mytilus galloprovincialis*: Insights into the physiological role against metal-induced oxidative stress. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 240: 108909, doi:10.1016/j.cbpc.2020.108909
- Sathick O., Banu F.S. & Muthukumaravel K., 2019.** Impact of pesticide monocrotophos on selected biochemical parameters and histology of liver of *mystus gulis* (hamilton), *research journal of life science bioinformatics, Pharmaceutical and Chemical Sciences*, 5(3): 75-84, doi: 10.26479/2019.0503.06
- Sato S., 1995.** Spawning periodicity and shell microgrowth patterns of the venerid bivalve *Phacosoma japonicum* (Reeve, 1850). *The Veliger*, 38(1): 61-72.
- Šatović E. & Plohl M., 2017.** Two new miniature inverted-repeat transposable elements in the genome of the clam *Donax trunculus*. *Genetica*, 145: 379-385, doi:10.1007/s10709-017-9973-y

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Scheltema R.S., 1971.** *The dispersal of the larvae of shoal-water benthic invertebrate species over long distribution by ocean currents.* In: Marine Biology, Volume 4 publié par D. J. Crisp, Cambridge: University Press, pp 7-28.
- Schiedek D., Broeg K., Baršienė J., Lehtonen K.K., Gercken J., Pfeifer S., Vuontisjärvi H., Pekka J.V., Dedonyte V., Koehler A., Balk L. & Schneider R., 2006.** Biomarker responses as indication of contaminant effects in blue mussel (*Mytilus edulis*) and female eelpout (*Zoarces viviparus*) from the southwestern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 53(8-9): 387-405, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.11.013
- 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, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.033
- Schwartzmann C., Durrieu G., Sow M., Ciret P., Lazareth C.E. & Massabuau J.C., 2011.** In situ giant clam growth rate behavior in relation to temperature: A one year coupled study of high-frequency non-invasive valvometry and sclerochronology. *Limnology and Oceanography*, 56(5): 1940-1951, doi:10.4319/lo.2011.56.5.1940.
- Seed R., 1968.** Factors Influencing Shell Shape in the Mussel *Mytilus Edulis*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 48(3): 561-584, doi:10.1017/S0025315400019159
- Seiyaboh E.I., Inyang I.R. & Izah S.C., 2016.** Seasonal Variation of Physico-Chemical Quality of Sediment from Ikoli Creek, Niger Delta. *International Journal of Innovative Environmental Studies Research*, 4(4): 29-34.
- Senthilkumar S., Santhanam P. & Perumal P., 2002.** Diversity of phytoplankton in vellar estuary, southeast coast of India. Proceedings of the 5th Indian Fisheries Forum, January 17-20, 2002, Bhubaneswar, Orissa, India, pp 245-248
- Serafim M.A. & Bebianno M.J., 2001.** Variation of metallothionein and metal concentrations in the digestive gland of the clam *Ruditapes decussatus*: Sex and seasonal effects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(3): 544-552, doi:10.1002/etc.5620200313

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Serafim M.A., Company R.M., Bebianno M.J. & Langston W.J., 2002.** Effect of temperature and size on metallothionein synthesis in the gill of *Mytilus galloprovincialis* exposed to cadmium. *Marine Environmental Research*, 54(3-5): 361-365, doi:10.1016/s0141-1136(02)00121-6
- Seshan B., Natesan U., Deepthi K., 2010.** Geochemical and statistical approach for evaluation of heavy metal pollution in core sediments in southeast coast of India. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 7(2): 291-306, doi:10.1007/bf03326139.
- Shaikh Y., 2020.** Impact of cadmium on Ascorbic Acid Content in Fresh Water Bivalve Mollusks *Lamellidens marginalis* During Monsoon Season. *International Journal of Scientific Research in Biological Sciences*, 6(5): 71-75.
- Sheehan D., Meade G., Foley V.M. & Dowd C.A., 2001.** Structure, function and evolution of glutathione transferases: implications for classification of non-mammalian members of an ancient enzyme superfamily, *Biochemical Journal*, 360(1): 1, doi:10.1042/0264-6021:3600001
- Shelley C. C. & Southgate P. C., 1988.** Reproductive periodicity and morphometry of *Hippopus hippopus* and *Tridacna crocea*. In: Copland, J. W. & J. S. Lucas, editors. Giant clams in Asia and the Pacific. Canberra, Australia: ACIAR Monograph. pp.21-32.
- Shi W., Zhao X., Han Y., Che Z., Chai X., Liu G., 2016.** Ocean acidification increases cadmium accumulation in marine bivalves: a potential threat to seafood safety. *Scientific Reports*, 6(1): 20197, doi:10.1038/srep20197
- 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
- Shumway S., 1991.** Review of *Pecten maximus* aquaculture in Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture - Shumway Ed., 698 p.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Sifi K., Amira A. & Soltani N., 2013.** Oxidative stress and biochemical composition in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba (Algeria). *Advances in Environmental Biology*, 7(4): 595-604.
- Sifi K. & Soltani N., 2019.** Seasonal changes of two biomarkers of oxidative stress (LDH, MDA) in the edible mollusc *Donax trunculus* (Mollusca: Bivalvia) from the Gulf of Annaba (Algeria): correlation with carbohydrate and lipid contents. *Molluscan Research*, 39(1): 44-52, doi.org/10.1080/13235818.2018.1499389
- Sifi K., Chouahda S. & Soltani N., 2007.** Biosurveillance de l'environnement par la mesure de biomarqueurs chez *Donax trunculus* dans le golfe d'Annaba. *Mésogée*, 63: 11-18.
- 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, doi: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, doi:10.1016/j.cbpc.2019.108570
- Silva D., Neto J., Nunes C., Gonçalves F., Coimbra M., Marque J. & Gonçalves A., 2021.** Assessment of seasonal and spatial variations in the nutritional content of six edible marine bivalve species by the response of a set of integrated biomarkers. *Ecological Indicators*, 124: 107378, doi:10.1016/j.ecolind.2021.107378
- Sim-Smith J. & Jeffs A.G., 2011.** A novel method for determining the nutritional condition of seed green-lipped mussels, *Perna canaliculus*. *Journal of Shellfish Research* 30: 7- 11, doi:10.2983/035.030.0102
- Sing O.F. & Ransangan J., 2019.** Effect of physicochemical parameters and phytoplankton composition on growth performance of green mussel (*Perna viridis*) in Ambong Bay and Marudu Bay, Sabah, Malaysia. *Journal of fisheries and environment*, 43(1): 50-68, <https://li01.tci-thaijo.org/index.php/JFE/article/view/165443/125552>
- Smaoui-Damak W., Rebai T., Berthet B. & Hamza-Chaffai A., 2006.** Does cadmium pollution affect reproduction in the clam *Ruditapes decussatus*? A one-year case

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- study. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C Toxicology & Pharmacology*, 143(2): 252-61, doi:10.1016/j.cbpc.2006.02.009
- Smart D.C., Heenan S., Lokman P.M., & Lamare, M.D., 2020.** Seasonal reproduction of the blue mussel (*Mytilus galloprovincialis*) from two locations in southern New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 55(2): 311-325, doi.org/10.1080/00288330.2020.1757472
- Sokolova I., 2021.** Bioenergetics in environmental adaptation and stress tolerance of aquatic ectotherms: linking physiology and ecology in a multi-stressor landscape. *Journal of Experimental Biology*, 224(1): 236802, doi.org/10.1242/jeb.236802
- Soltani N., Amira A. & Sifi K., 2014.** Impact de la pollution sur *Donax trunculus* dans la baie d'Annaba (Algérie) : croissance et mesure de biomarqueurs. Proceedings of the international congress on "Estuaries and costal protected areas" ECPA. Edited by Mustafa ERGÜN, Şukran CİRİK & Karl Christofer K.KİNGUELEOUA, pp 232-241.
- Soltani N., Amira A., Sifi K., 2015.** Impact de la pollution sur *Donax trunculus* dans la baie d'Annaba (Algérie): croissance et mesure de biomarqueurs. *Proceedings of the international congress on "Estuaries and costal protected areas" ECPA* : in : (eds). Proceedings of ECPA – 2014, Edited by ERGÜN M., CİRİK Ş. & KİNGUELEOUA K.C.K., pp 232-241.
- Soltani N., Amira A., Sifi K., Beldi H., 2012.** Environmental monitoring of the Annaba gulf (Algeria): measure of biomarkers in *Donax trunculus* and metallic pollution. *Bulletin de la Societe Zoologique de France*, 137(1): 51-60.
- Soltner D.** *Phytotechnie Générale. Base de la production végétale : Tome 1 : le sol.* 10<sup>ème</sup> Edition collection sciences et techniques agricoles, Angers, France : 1981, pp 456.
- Somaya M.T., Abdel Razek F.A., Khafage A.R., Omar H.A. & El-Deeb R.A., 2018.** Biometric variables and relative growth of the date mussel *Lithophaga lithophaga* (L., 1758) (Bivalvia: Mytilidae) from the Eastern Mediterranean Sea, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries*, 22(5): 241-248, [https://ejabf.journals.ekb.eg/article\\_22062\\_c8bd96e30501259d2c59927ca6fc8d5c.pdf](https://ejabf.journals.ekb.eg/article_22062_c8bd96e30501259d2c59927ca6fc8d5c.pdf)
- Sonawane S.M. & Sonawane M., 2018.** Effect of heavy metal copper sulphate on glycogen activity of bivalve *Lamellidens marginalis*. *IOSR Journal of Pharmacy*, 8(7): 21-27, <http://iosrphr.org/papers/vol8-issue7/Version-2/E0807022127.pdf>

## *REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES*

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Song Q., Zheng P., Qiu L., Jiang X., Zhao H., Zhou H., Han Q. & Diao X., 2016.** Toxic effects of male *Perna viridis* gonad exposed to BaP, DDT and their mixture: a metabolomic and proteomic study of the underlying mechanism. *Toxicology Letters*, 240(1): 185-195, doi:10.1016/j.toxlet.2015.10.031
- Soucek D.J., 2007.** Sodium sulfate impacts feeding, specific dynamic action, and growth rate in the freshwater bivalve *Corbicula fluminea*. *Aquatic Toxicology*, 83(4): 315-322, doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.05.006
- Sparks C., Marnewick J., Toefy R., Snyman R. & Odendaal, J., 2019.** Baseline levels of antioxidant activities in *Mytilus galloprovincialis* along the coast of Cape Town, South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 287-293, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.059
- 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, doi:10.1007/s11356-012-1459-y
- Sujaa G., Lijoa J., Kripab V., Sunil Mohamedc K., Vijayana k.k. & Sanila N., 2020.** A comparison of parasites, pathological conditions and condition index of wild and farmed populations of *Magallana bilineata* (Roding, 1798) from Vembanad Lake, west coast of India. *Aquaculture.*, 515: 745378, doi:10.1016/j.aquaculture.2019.734548
- Sun J., Ma J., Qin H., Li Z. & Pan L., 2022.** An integrated approach using chemical ecological risk assessment and multi-integrated biomarker indexes approach to assess pollution : A case study of *Ruditapes philippinarum* in four bays on the Shandong Peninsula in China. *Environmental Research*, 203: 111793, doi.org/10.1016/j.envres.2021.111793
- Szefer P., 2002.** *Metals, Metalloids and Radionuclides in: the Baltic Sea Ecosystem*, 1st Edition, Amsterdam, Elsevier Science, 766.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

T

- Talesa, V., Principato G.B., Giovannini E., Norton S.J. & Rosi G., 1994.** Presence of soluble tetrameric (blood) and membrane-bound dimeric forms of cholinesterase in the mollusk *Murex brandaris* (Gastropoda: Neogastropoda). *The journal of experimental zoology*, 270(3): 233–244, doi:10.1002/jez.1402700302
- Tan K.S. & Ransangan J., 2016.** Feeding behaviour of green mussels, *Perna viridis* farmed in Marudu Bay, Malaysia. *Aquaculture Research*, 48(3): 1216-1231, doi:10.1111/are.12963
- Taylor A.M. & Maher W.A., 2010.** Establishing metal exposure - dose – response relationships in marine organisms: illustrated with a case study of cadmium toxicity in *Tellina deltoidalis*. In: Puopolo, K., Martorino, L. (Eds.), *New Oceanography Research Developments: Marine Chemistry, Ocean Floor Analyses and Marine Phytoplankton*. Nova Science, New York: pp 1–57.
- Taylor M., Maher W. & Ubrihien R., 2017.** Mortality, condition index and cellular responses of *Anadara trapezia* to combined salinity and temperature stress. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 497: 172–179, doi:10.1016/j.jembe.2017.09.023
- Tebble N., 1976.** *British Bivalve Seashells: a Handbook for Identification*. 2nd edition. Stationery Office Books. Edinburgh: Published for the Royal Scottish Museum by H.M. Stationery Off., 1976, pp 212.
- Telesca L., Peck L.S., Sanders T., Thyrring J., Sejr M.K. & Harper E.M., 2019.** Biomineralization plasticity and environmental heterogeneity predict geographical resilience patterns of foundation species to future change. *Global Change Biology*, 25(12): 4179-4193, doi:10.1111/gcb.14758
- Tendulkar M. & Kulkarni A., 2012.** Cypermethrin-Induced Toxic Effect on Glycogen Metabolism in Estuarine Clam, *Marcia Opima* (Gmelin, 1791) of Ratnagiri Coast, Maharashtra. *Journal of Toxicology*, 2012: 1-3, doi:10.1155/2012/576804.
- 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, doi:10.1186/s12903-019-0882-6

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Thompson J.K. & Nichols F.H., 1988.** Food availability controls seasonal cycle of growth in *Macoma balthica* (L.) in San Francisco Bay, California USA. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 116(1): 43-61, doi:10.1016/0022-0981(88)90245-6
- Tirado C., Rueda J. L. & Salas C., 2011.** Reproduction of *Donax trunculus* in the littoral of Huelva (southern Atlantic Spain): is there any difference with the Mediterranean population from the Andalusian coast?. *Iberus*, 29(1): 47-57, <https://ia601003.us.archive.org/2/items/biostor-214797/biostor-214797.pdf>
- Tlili S., 2012.** Approche multi-marqueurs pour l'évaluation de l'état de santé du golfe de Tunis: Etude des réponses biochimiques, physiologiques et cytologiques des mollusques bivalves exposés aux effluents des oueds. Thèse de Doctorat en sciences de la vie et de la santé. Mention: Ecotoxicologie, Université de Monastir. 250 p.
- Tlili S., Métais I., Ayache N., Boussetta H. & Mouneyrac C., 2011.** La reproduction de *Donax trunculus* est-elle affectée par leurs sites d'origine contrastée par leur niveau de contamination ?. *Chemosphere*, 84: 362-1370.
- Tlili S., Métais I., Boussetta H. & Mouneyrac C., 2010.** Linking changes at sub-individual and population levels in *Donax trunculus*: Assessment of marine stress. *Chemosphere*, 81(6): 692-700, doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.07.064
- Tlili S., Minguez L., Giamberini L., Geffard A., Boussetta H. & Mouneyrac C., 2013.** Assessment of the health status of *Donax trunculus* from the Gulf of Tunis using integrative biomarker indices. *Ecological Indicators*, 32: 285–293, doi:10.1016/j.ecolind.2013.04.003
- 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, doi:10.1016/j.marpolbul.2016.06.029
- U**
- Uluturhan E., Darilmaz E., Kontas A., Bilgin M., Alyuruk H., Altay O. & Sevgi S., 2019.** Seasonal variations of multi-biomarker responses to metals and pesticides pollution in *M. galloprovincialis* and *T. decussatus* from Homa Lagoon, Eastern Aegean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 141: 176-186, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.035

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Umar A.M., Aisami A., 2020.** Acetylcholinesterase Enzyme (AChE) as a Biosensor and Biomarker for Pesticides: A Mini Review. *Bulletin of Environmental Science and Sustainable Management*, 4(1): 7-12, <https://journal.hibiscuspublisher.com/index.php/BESSM/article/view/526/656>
- USEPA, 2001.** Method for Assessing the Chronic Toxicity of Marine and Estuarine Sediment-Associated Contaminants with the Amphipod *Leptocheirus plumulosus*, First Edition. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington DC. <https://archive.epa.gov/water/archive/polwaste/web/pdf/guidancemanual.pdf>
- USSL Salinity Laboratory (1954).** Diagnostic et amélioration des sols salins et alcalins. US Department of Agriculture Handbook, n° 60, pp 160.
- V**
- Vafidis D., Drosou I., Dimitriou K. & Klaoudatos D., 2020.** Population Characteristics of the Limpet *Patella caerulea* (Linnaeus, 1758) in Eastern Mediterranean (Central Greece). *Water*, 12(4): 1186, doi:10.3390/w12041186.
- Van Wynsberge S., Andréâfoueèt S., Gaertner-Mazouni N., Colette C., Wabnitz C., Menoud M., Le Moullac G., LevyP., Gilbert A. & Remoissenet G., 2017.** Growth, Survival and Reproduction of the Giant Clam *Tridacna maxima* (Röding 1798, Bivalvia) in Two Contrasting Lagoons in French Polynesia. *PLOS ONE*, 12(1) : e0170565, doi:10.1371/journal.pone.017056
- Verlecar X.N., Jena K. B. & Chainy G.B.N., 2007.** Biochemical markers of oxidative stress in *Perna viridis* exposed to mercury and temperature. *Chemico-Biological Interactions*, 167(3): 219-226, doi:10.1016/j.cbi.2007.01.018
- 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
- Vidal-Liñán L., Bellas J., Campillo J.A. & Beiras R., 2010.** Integrated use of antioxidant enzymes in mussels, *Mytilus galloprovincialis*, for monitoring pollution in highly productive coastal areas of Galicia (NW Spain). *Chemosphere*, 78(3): 265-272, doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.10.060

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Vidal-Liñán L., Bellas J., Etxebarria N., Nieto O., & Beiras R., 2014.** Glutathione S-transferase, glutathione peroxidase and acetylcholinesterase activities in mussels transplanted to harbour areas. *Science of The Total Environment*, 470-471: 107-116, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.073
- Vieira C., Morais S., Ramos S., Delerue-Matos C. & Oliveira M.B.P.P., 2011.** Mercury, cadmium, lead and arsenic levels in three pelagic fish species from the Atlantic Ocean: Intra- and inter-specific variability and human health risks for consumption. *Food and Chemical Toxicology*, 49(4): 923-932, doi:10.1016/j.fct.2010.12.016
- Vodáková B. & Douda K., 2019.** Variation in Glycogen Distribution among Freshwater Bivalve Tissues: Simplified Protocol and Implications. *Journal of Aquatic Animal Health*, 31(1): 107-111., doi:10.1002/aah.10057
- Vodiasova E.A., Meger Y.V., Lantushenko A.O. 2021.** Identification and characterization of the novel genes encoding glutathione S-transferases in *Mytilus galloprovincialis*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part D: Genomics and Proteomics.*, 100926, doi.org/10.1016/j.cbd.2021.100926
- W**
- Wagner U., Edwards R., Dixon D.P. & Mauch F., 2002.** Probing the Diversity of the Arabidopsis glutathione S-Transferase Gene Family. *Plant Molecular Biology*, 49(5): 515–532, doi:10.1023/a:1015557300450
- Walkinshaw C., Lindeque P.K., Thompson R., Tolhurst T. & Cole M., 2020.** Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190: 110066, doi:10.1016/j.ecoenv.2019.110066
- Wan Q., Whang I. & Lee J., 2008.** Molecular cloning and characterization of three sigma glutathione S-transferases from disk abalone (*Haliotis discus discus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, 151(3): 257-267, doi:10.1016/j.cbpb.2008.07.012
- Wang J., Dong B., Yu Z.X. & Yao C.L., 2018.** The impact of acute thermal stress on green mussel *Perna viridis* : oxidative damage and responses. *Comparative Biochemistry*

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

and *Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 222: 7-15, doi:10.1016/j.cbpa.2018.04.001

- Wang Z., Kong F., Lingtao Fu., Yue Li., Minghui Li. & Zhengda Yu., 2021.** Responses of Asian clams (*Corbicula fluminea*) to low concentration cadmium stress: Whether the depuration phase restores physiological characteristics, *Environmental Pollution*, 284: 117182, doi:10.1016/j.envpol.2021.117182
- Wang Z.H. & Liang Y., 2015.** Growth and alkaline phosphatase activity of *Chattonella marina* and *Heterosigma akashiwo* in response to phosphorus limitation. *Journal of Environmental Sciences*, 28: 1-7, doi.org/10.1016/j.jes.2014.04.015
- Waykar B.B. & Shinde S.M., 2019.** A Comparative Study of Changes in Protein Contents in Freshwater Bivalves after Chronic Exposure to Cadmium. *International Journal of Life Sciences*, A13: 178-182, <http://oaji.net/articles/2020/736-1579284716.pdf>
- Wei X., Han L.F., Gao B., Zhou H.D. & Wan X.H., 2015.** Distribution, bioavailability, and potential risk assessment of the metals in tributary sediments of Three Gorges Reservoir: The impact of water impoundment. *Ecological Indicators*, 61(2): 667-675, doi:10.1016/j.ecolind.2015.10.018
- Werner I., Clark S.L. & Hinton D.E., 2003.** Biomarkers aid understanding of aquatic organism responses to environmental stressors. *California Agriculture*, 57(4): 110-115, doi:10.3733/ca.v057n04p110
- Wilbur K.M. & Owen G., 1964.** CHAPTER 7 - Growth. In: Wilbur K.M. & Yonge C.M., (eds) *Physiology of Mollusca*, vol I. Academic Press, New York, pp 211-242, doi.org/10.1016/B978-1-4832-3241-6.50013-5
- Wilson J.B., 1988.** The cost of heavy-metal tolerance: an example. *Evolution*, 42(2): 408-413, doi:10.1111/j.1558-5646.1988.tb04146.x
- Wilson J.G., 1999.** Population dynamics and energy budget for a population of *Donax variabilis* (Say) on an exposed South Carolina beach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 239(1): 61-83, doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00027-1
- Wu D., Shi J., Penga K., Shenga J., Wang J., Wang J. & Honga Y., 2017.** Structural characteristics of gonadal development and hermaphroditic phenomenon in

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

freshwater pearl mussel, *Sinohyriopsis schlegelii* (*Hyriopsis schlegelii*). *Tissue and Cell*, 49(3): 440-446, doi:10.1016/j.tice.2017.04.003

**Wu H., Xu L., Ji C. & Yu D., 2016.** Proteomic and metabolomic responses in D-shape larval mussels *Mytilus galloprovincialis* exposed to cadmium and arsenic. *Fish and Shellfish Immunology*, 58: 514-520, doi.org/10.1016/j.fsi.2016.09.064

**Wu S.M., Weng C.F., Yu M.J., Lin C.C., Chen S.T., Hwang J.C. & Hwang P.P., 1999.** Cadmium-inducible metallothionein tilapia (*Oreochromis mossambicus*). *Journal Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 62(6): 758-68, doi: 10.1007/s001289900937.

X

**Xu C., Pan L., Liu N., Wang L. & Miao J., 2010.** Cloning, characterization and tissue distribution of a pi-class glutathione S-transferase from clam (*Venerupis philippinarum*): Response to benzo [α] pyrene exposure. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 152(2): 160-166, doi:10.1016/j.cbpc.2010.03.011

Y

**Yang B., Gao X.L. & Xing Q.G., 2018.** Geochemistry of organic carbon in surface sediments of a summer hypoxic region in the coastal waters of northern Shandong Peninsula. *Continental Shelf Research*, 171: 113-125, doi.org/10.1016/j.csr.2018.10.015

**Yen Le T.T., Zimmermann S. & Sures B., 2016.** How does the metallothionein induction in bivalves meet the criteria for biomarkers of metal exposure?. *Environmental Pollution*, 212: 257-268. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.070>.

**Yeung J.W.Y., Zhou G.J. & Leung K.M., 2016.** Sub-lethal effects of cadmium and copper on RNA/DNA ratio and energy reserves in the green-lipped mussel *Perna viridis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 132: 59-67, doi:10.1016/j.ecoenv.2016.05.023

**Yeung J.W.Y., Zhou G.J. & Leung K.M.Y., 2017.** Spatiotemporal variations in metal accumulation, RNA/DNA ratio and energy reserve in *Perna viridis* transplanted

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

along a marine pollution gradient in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 124(2): 736-742, doi:10.1016/j.marpolbul.2017.01.024

**Yildiz, H., Berber, S., Acarli, S., & Vural, P., 2011.** Seasonal variation in the condition index, meat yield and biochemical composition of the flat oyster *Ostrea edulis* (Linnaeus, 1758) from the Dardanelles, Turkey. *Italian Journal of Animal Science*, 10(1), 22-26.

**Yuan Y., Sun T., Wang H., Liu Y., Pan Y., Xie Y., Huang H. & Fan Z., 2020.** Bioaccumulation and health risk assessment of heavy metals to bivalve species in Daya Bay (South China Sea): Consumption advisory. *Marine Pollution Bulletin*, 150 : 110717, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110717

**Yusseppone M.S., Bianchi V.A., Castro J.M., Noya Abad T., Minaberry Y.S., Sabatini S.E., Luquet C.M., Rios de Molina M.C. & Rocchetta, I., 2020.** In situ experiment to evaluate biochemical responses in the freshwater mussel *Diplodon chilensis* under anthropogenic eutrophication conditions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 193: 110341, doi:10.1016/j.ecoenv.2020.110341

**Yusufzai I., Singh H. & Shirdhankar M.M., 2010.** An evaluation of different methods for transportation of the freshwater mussel *Lamellidens corrianus* (Lea 1834). *Aquaculture International*, 18(4): 679-692, doi:10.1007/s10499-009-9290-2

Z

**Zardi G.I., Mc Quaid C.D. & Nicastro K.R., 2007.** Balancing survival and reproduction: seasonality of wave action, attachment strength and reproductive output in indigenous *Perna perna* and invasive *Mytilus galloprovincialis* mussels. *Marine ecology progress series*, 334: 155-163, doi:10.3354/meps334155

**Zhang C., Yu Z.G., Zeng G.M., Jiang M., Yang Z.Z., Cui F., Zhu M.Y., Shen L.Q. & Hu L., 2014.** Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International*, 73: 270-281, doi:10.1016/j.envint.2014.08.010

**Zhao L. & Liu C., 2018.** Assessing the impact of lanthanum on the bivalve *Corbicula fluminea* in the Rhine River. *Science of The Total Environment*, 640-641: 830-839, doi:10.1016/j.scitotenv.2018.05.351

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Zhou F.X., Gao X.L., Yuan H.M., Song J.M. & Chen F.J., 2018.** The distribution and seasonal variations of sedimentary organic matter in the East China Sea shelf. *Marine Pollution Bulletin*, 129(1): 163-171, doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.02.009
- Zhou Y., Yao L., Pan L. & Wang H., 2022.** Bioaccumulation and function analysis of glutathione S-transferase isoforms in Manila clam *Ruditapes philippinarum* exposed to different kinds of PAHs. *Journal of Environmental Sciences*, 112: 129-139, doi:10.1016/j.jes.2021.05.010
- Zhou Y., Zhao Y., Xu R. & Pan L., 2020.** Study on the AhR signaling pathway and phase II detoxification metabolic enzymes isoforms in scallop *Chlamys farreri* exposed to single and mixtures of PAHs. *Environmental Research*, 190: 109980, doi:10.1016/j.envres.2020.109980.
- Zhou Z., Wang B., Zeng S., Gong Z., Jing F. & Zhang, J., 2020.** Glutathione S-transferase (GST) genes from marine copepods *Acartia tonsa*: cDNA cloning and mRNA expression in response to 1, 2-dimethylnaphthalene. *Aquatic Toxicology*, 224: 105480, doi:10.1016/j.aquatox.2020.105480.
- Ziouch O.R., Laskrib H., Chenakera H., Ledjedelb N.E., Daifallaha T., Ounissi M., 2020.** Transport of nutrients from the Seybouse River to Annaba Bay (Algeria, SW Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 156: 111231, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111231
- Ziouch R., 2007.** Hydrologie et biogéochimie du complexe estuarien du Mafragh et de ses panaches littoraux. Mémoire de Magister, Université Badji Mokhtar Annaba. pp 54.

# **ANNEXE 1 : Données Statistiques**

## ANNEXES

### Annexe 1 : Données statistiques

**Tableau 31:** Variation saisonnière de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) mesurée dans le manteau des individus de *D. trunculus* récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ ,  $n = 5$ ).

Site	Saison	El Battah	Sidi Salem
	<b>Hiver</b>	$0,0048 \pm 0,0009$ <b>a</b> A	$0,0087 \pm 0,0007$ <b>b</b> A
	<b>Printemps</b>	$0,00701 \pm 0,0002$ <b>a</b> B	$0,01771 \pm 0,0018$ <b>b</b> B
	<b>Eté</b>	$0,0185 \pm 0,0012$ <b>a</b> C	$0,0227 \pm 0,0006$ <b>b</b> C
	<b>Automne</b>	$0,0069 \pm 0,0009$ <b>a</b> D	$0,0127 \pm 0,0003$ <b>b</b> B

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour la même saison. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (saison) au sein du même site.

**Tableau 32:** Variation saisonnière de l'activité spécifique de l'AcHe ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) mesurée dans le manteau des individus de *D. trunculus* récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ ,  $n = 5$ ).

Site	Saison	El Battah	Sidi Salem
	<b>Hiver</b>	$0,0601 \pm 0,0009$ <b>a</b> A	$0,0469 \pm 0,0006$ <b>b</b> A
	<b>Printemps</b>	$0,0677 \pm 0,0009$ <b>a</b> B	$0,0412 \pm 0,0002$ <b>b</b> B
	<b>Eté</b>	$0,05096 \pm 0,0007$ <b>a</b> C	$0,0327 \pm 0,0005$ <b>b</b> C
	<b>Automne</b>	$0,0620 \pm 0,0007$ <b>a</b> D	$0,0406 \pm 0,0002$ <b>b</b> B

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour la même saison. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (saison) au sein du même site.

**Tableau 33 :** Variation saisonnière des taux de MTs ( $\mu\text{g}/\text{mg}$  de protéines) mesurés dans les glandes digestives des individus de *D. trunculus* récoltés au niveau des deux sites d'étude (El Battah et Sidi Salem) durant les quatre saisons de l'année 2019 ( $m \pm \text{SD}$ ,  $n= 5$ ).

Site	Saison	El Battah	Sidi Salem
	Hiver	1,5578 $\pm$ 0,0920 <b>a</b> A	2,7255 $\pm$ 0,0588 <b>b</b> A
	Printemps	1,8034 $\pm$ 0,0738 <b>a</b> B	3,5737 $\pm$ 0,0765 <b>b</b> B
	Eté	3,0124 $\pm$ 0,0740 <b>a</b> C	4,4820 $\pm$ 0,0724 <b>b</b> C
	Automne	2,5569 $\pm$ 0,0369 <b>a</b> D	3,4167 $\pm$ 0,0642 <b>b</b> D

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour la même saison. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (saison) au sein du même site.

**Tableau 34 :** Activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) au niveau du manteau chez *D. trunculus* durant la période de transplantation ( $m \pm \text{SD}$  ;  $n=5$ ).

Sites	Temps (jours)	El Battah	Sidi Salem
	0	0,0089 $\pm$ 0,0004 <b>a</b> A	0,0128 $\pm$ 0,0008 <b>b</b> A
	7	0,0126 $\pm$ 0,0004 <b>a</b> B	0,0126 $\pm$ 0,0003 <b>a</b> A
	14	0,0126 $\pm$ 0,0002 <b>a</b> B	0,0126 $\pm$ 0,0001 <b>a</b> A
	21	0,127 $\pm$ 0,0001 <b>a</b> B	0,0127 $\pm$ 0,0001 <b>a</b> A

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour même temps. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (jours) au sein du même site.

**Tableau 35 :** Activité spécifique de l'AChE ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) au niveau du manteau chez *D. trunculus* durant la période de transplantation ( $m \pm \text{SD}$  ;  $n=5$ ).

Sites	Temps (jours)	El Battah	Sidi Salem
	0	0,0677 $\pm$ 0,0009 <b>a</b> A	0,0412 $\pm$ 0,0002 <b>b</b> A
	7	0,0505 $\pm$ 0,0003 <b>a</b> B	0,0411 $\pm$ 0,0003 <b>b</b> A
	14	0,0421 $\pm$ 0,0007 <b>a</b> C	0,0416 $\pm$ 0,0008 <b>a</b> A
	21	0,0417 $\pm$ 0,0009 <b>a</b> C	0,0413 $\pm$ 0,0007 <b>a</b> A

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites pour même temps. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (jours) au sein du même site.

**Tableau 36 :** Taux de MTs ( $\mu\text{g}/\text{mg}$  de protéines) au niveau de la glande digestive chez *D. trunculus* durant la période de transplantation ( $m \pm \text{SD}$  ;  $n=5$ ).

Sites	Temps (jours)	El Battah	Sidi Salem
	0	1,8034 $\pm$ 0,0738 <b>a</b> A	3,5737 $\pm$ 0,0765 <b>b</b> A
	7	2,5397 $\pm$ 0,0583 <b>a</b> B	3,5130 $\pm$ 0,0586 <b>b</b> A
	14	3,4277 $\pm$ 0,0575 <b>a</b> C	3,5723 $\pm$ 0,0540 <b>b</b> A
	21	3,5417 $\pm$ 0,0368 <b>a</b> D	3,5751 $\pm$ 0,0630 <b>a</b> A

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les entre les sites pour même temps. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (jours) au sein du même site.

**Tableau 37 :** Taux de protéines ( $\mu\text{g} / \text{mg}$  de tissu) au niveau du manteau de *D. trunculus* durant la transplantation de 21 jours ( $m \pm \text{SD}$ ,  $n = 5$ ).

Sites	Temps (jours)	El Battah	Sidi Salem
	0	24,96 $\pm$ 0,57 <b>a</b> A	22,79 $\pm$ 0,75 <b>b</b> A
	7	23,19 $\pm$ 0,49 <b>a</b> B	22,38 $\pm$ 0,73 <b>a</b> A
	14	23,00 $\pm$ 0,68 <b>a</b> B	22,41 $\pm$ 0,55 <b>a</b> A
	21	22,39 $\pm$ 0,62 <b>a</b> B	22,22 $\pm$ 0,91 <b>a</b> A

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les entre les sites pour même temps. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (jours) au sein du même site.

**Tableau 38 :** Taux de glucides ( $\mu\text{g} / \text{mg}$  de tissu) au niveau du manteau de *D. trunculus* durant la transplantation de 21 jours ( $m \pm \text{SD}$ ,  $n = 5$ ).

Sites	Temps (jours)	El Battah	Sidi Salem
	0	26,62 $\pm$ 0,80 <b>a</b> A	18,80 $\pm$ 0,66 <b>b</b> A
	7	23,28 $\pm$ 0,09 <b>a</b> B	18,83 $\pm$ 0,60 <b>b</b> A
	14	20,44 $\pm$ 0,31 <b>a</b> C	18,87 $\pm$ 0,59 <b>b</b> A
	21	18,78 $\pm$ 0,14 <b>a</b> D	18,78 $\pm$ 0,67 <b>a</b> A

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les entre les sites pour même temps. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (jours) au sein du même site.

**Tableau 39 :** Taux de lipides ( $\mu\text{g} / \text{mg}$  de tissu) au niveau du manteau de *D. trunculus* durant la transplantation de 21 jours ( $m \pm \text{SD}$ ,  $n = 5$ ).

Sites	Temps (jours)	El Battah	Sidi Salem
	<b>0</b>	22,07 $\pm$ 0,36 <b>a</b> A	11,63 $\pm$ 0,25 <b>b</b> A
	<b>7</b>	18,39 $\pm$ 0,19 <b>a</b> B	11,56 $\pm$ 0,07 <b>b</b> A
	<b>14</b>	11,94 $\pm$ 0,35 <b>a</b> C	11,55 $\pm$ 0,35 <b>a</b> A
	<b>21</b>	11,51 $\pm$ 0,20 <b>a</b> C	11,57 $\pm$ 0,17 <b>a</b> A

Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les entre les sites pour même temps. Les moyennes suivies d'une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les temps (jours) au sein du même site.

## **ANNEXE 2 : Production scientifique**

**Annexe 2 : Production scientifique**

**Publications catégorie (A) (01):**

**A Boukari.**, F.S Hamoudi., N Soltani., 2021. Biochemical modification in an edible mollusk (*Donax trunculus*) during transplantation into a polluted environment. *Fresenius Environmental Bulletin*, 30 : 2416-2422.

**Communications internationales (6) :**

**Boukari A.** & Soltani N., 2018. Pollution dans le golfe d'Annaba: croissance et réponses biochimiques de *Donax trunculus* durant une transplantation dans un site contaminé. 6ème Congrès Franco-Tunisien De Zoologie, 6ème Congrès Franco-Maghrébin De Zoologie & 119èmes Journées Annuelles De La Société Zoologique De France., 21-23 Novembre 2018.Paris. (**Communication orale**).

**Boukari A.**, Rabei A., Merad I. & Soltani Nouredine., 2019. Expérience de transplantation in situ de *Donax trunculus* dans le golfe d'Annaba : suivi de l'activité de l'acétylcholinestérase et des taux de métallothionéines. Séminaire International Environnement Et Toxicologie « SINENTOX 2019 »,18 et 19 février 2019,Constantine-Algérie. (**Communication orale**).

Hamoudi S.Faten., **Boukari A.** & Soltani Nouredine., 2019. Transplantation de *Donax trunculus* dans le golfe d'Annaba d'un site de référence à un site contaminé : examen des réserves énergétiques., 18ème Journées Tunisiennes Des Sciences De La Mer., 26-28 octobre 2019,Tunisie. (**Communication orale**).

**Boukari A.** & Soltani N., 2019. Biochemical modification and rate of acetylcholinestrase in an edible mollusc (*Donax trunculus*) during transplantation into a polluted environment. International Biodiversity & Ecology Sciences Symposium., 26-28 septembre2019, Istanbul-Turquie. (**Communication Affichée**)

**Boukari A.**, Merad I. & Soltani N., 2019. Growth and metallothionein rates in *Donax trunculus* from the gulf of Annaba transplanted in a contaminated site., International Symposium Environment, Health And Risks.,5 & 6 novembre 2019, Souk ahras-Algérie. (**Communication orale**).

## ANNEXES

**Boukari A. & Soltani N., 2021.** Impact of pollution on an edible species *Donax trunculus* from the gulf of Annaba (algeria): growth during the year 2019., Séminaire International Sur Les Sciences Naturelles Et De La Vie en ligne (webinaire), organisé par international journal of human settlements le 19 et 20 février 2021, oran, algérie. (**Communication Affichée**).

### **Communications nationales (1) :**

**Boukari A. & Soltani N., 2020.** Profil métabolique de *Donax trunculus* transplanté dans un milieu pollué du golfe d'Annaba., Journée D'étude Des Zones Humides & Changements Climatiques 1ère édition ., 25 février 2020, Souk Ahras, Algérie. (**Communication Affichée**).

### **Tâches pédagogiques :**

- Chargée de TP de Biologie cellulaire (1<sup>ère</sup> année tronc commun).
- Chargée de TP de Zoologie (2<sup>ème</sup> année tronc commun).
- Chargée de TP de développement Post-Embryonnaire (Matsr 1 en Physiologie de la reproduction).
- Assistante encadrement Master 2 Ecotoxicologie Animale.

# BIOCHEMICAL MODIFICATION IN AN EDIBLE MOLLUSK (*DONAX TRUNCULUS*) DURING TRANSPLANTATION INTO A POLLUTED ENVIRONMENT

Asma Boukari, Faten Selma Hamoudi, Nouredine Soltani\*

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

## ABSTRACT

The gulf of Annaba (East Algeria) has observed markedly increased levels of various pollutants. The objective of the current study was to examine the impact of these anthropogenic activities on the biochemical composition of an edible mollusk *Donax trunculus*. Thus, the levels of main biochemical constituents (proteins, carbohydrates, lipids) were measured at various times during a transplantation from a reference site (El Battah) to a contaminated site (Sidi Salem) for 21 days. Biochemical analyzes indicate changes at different times (0, 7, 14 and 21 days) during the transplantation period. At day 0, the levels of both carbohydrates, lipids and proteins from El Battah individuals were significantly higher compared to those from Sidi Salem. During transplantation, we notice comparable levels in transplanted individuals (El Battah to Sidi Salem) to those of Sidi Salem starting day 7 for proteins and day 14 for lipids and only at day 21 for carbohydrates, respectively. A two-way ANOVA (time, site) revealed significant effects of time, site. Conclusively, the contaminated environment at Sidi Salem site mainly by heavy metals affects the energy reserves of this mollusk species.

## KEYWORDS:

Transplantation, *Donax trunculus*, Gulf of Annaba, Biochemical constituents

## INTRODUCTION

Coastal areas are an important interface for land–sea interactions. They are also sensitive to environmental changes and human activities [1]. With urbanization and industrialization in coastal areas, considerable amounts of pollutants anthropogenic activities have been transferred to coastal and estuarine environments [2, 3] The Annaba city is a major economic coastal zone in eastern Algeria. It contains particularly an harbor and several industrial factories like the steel complex of El Hadjar (Sider) or the fertilizer phosphate factory (Fertial) [4]. This gulf is continuously affected by various contaminants from urban, agricultural, harbor and industrial activities

[5-7], notably by heavy metals [8-11]. Ecotoxicological studies can provide insight into the impact of these pollutants [12-14], and assess, in particular, their adverse effects on aquatic communities [15]. Mollusks transplantation from a clean reference site to a contaminated area can be an effective strategy for biomonitoring [16, 17] and determining the overall time-dependent changes of the structural, chemical, physical properties of the transplanted mollusks. For instance, several Mollusk species are widely used as sentinel species for probing and monitoring changes of the coastal environments [18-20]. Recently, *Donax trunculus* L. (Mollusca, Bivalvia), an edible mollusk species widely used as a bioindicator was used to assess the health status of the gulf of Annaba by measuring several biomarkers [19, 21, 22]. However, little works have been conducted on the impact of contaminants on biochemical composition and on transplantation experiments as well as on the response of this bivalve when exposed to chemical stress. These responses can serve as another biomarker of the environmental pollution [23]. Moreover, *D. trunculus* is the most consumed bivalve by the local population of the Northeast Algeria for its nutritional value [24]. Therefore, the present study was designed in order to evaluate the impact of anthropogenic activities on biochemical composition of *D. trunculus* by measuring the levels of both carbohydrates, lipids and proteins during a 21-day transplantation from a relatively clean environment (El Battah) to a contaminated environment (Sidi Salem). Data obtained give insights in the assessment of the biochemical and physiological status of marine organisms exposed to a contaminated environment.

## MATERIALS AND METHODS

**Presentation of sampling sites.** Annaba's Gulf located in the Northeast Algeria is limited by the Cap Rosa in the East and by the Cap de Garde in the West (Fig. 1). The gulf receives inputs from various water sources and rivers. The two most important rivers are Mafragh Oued located in the East and brings rich organic and mineral compounds, and Seybouse Oued

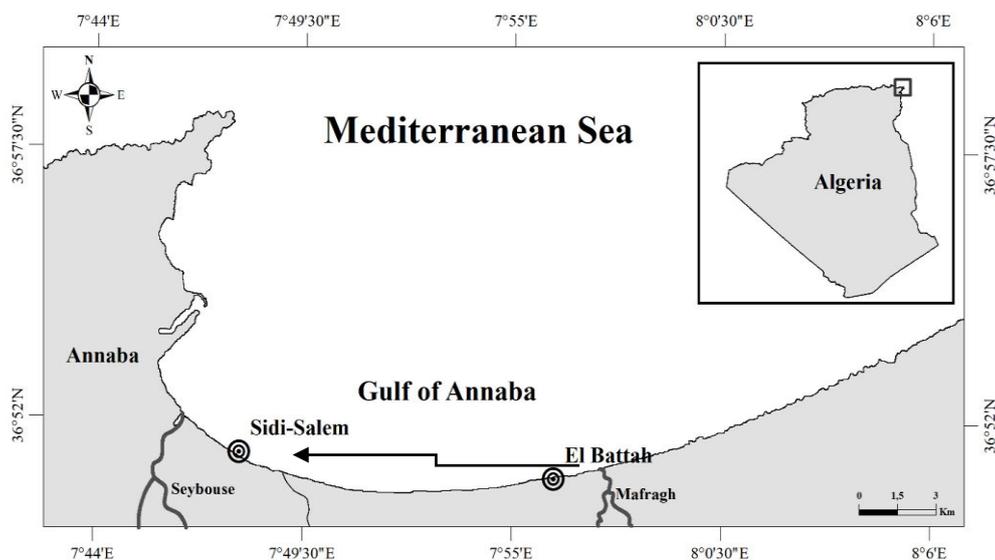
in the Southwest which carries discharges of agricultural, domestic and industrial origin. The clams were collected at El Battah site and transferred to Sidi Salem Site. The site El Battah (36°50'49.47" N and 7°56'573" E) is considered as a relatively clean site away from pollution sources and exploited by fishermen [10]. The second site Sidi Salem (36°51'18.74" N and 7°47'48.16" E), situated in the western sector of the gulf near the Seybouse estuary, is exposed to various pollutants from domestic, agricultural and industrial sources [11, 25].

**Transplantation experiment.** Sampling was conducted at two sites about 20 km apart in the Gulf of Annaba, El Battah and Sidi Salem (Fig. 1) in Spring (2019) during the reproduction period. Clams were randomly collected using the method recently [10, 26] from El Battah site, transported (30-35 min) in plastic containers containing sea water under ambient conditions to the contaminated beach of Sidi Salem for transplantation. 100 individuals selected according to their size (shell length  $28.64 \pm 0.21$  mm) were transplanted in sand-filled cages (60x60x60 cm with a mesh size of 2 mm) and immersed at a depth of 1.20 m for 21 days as previously described [10]. At various time during the transplantation experiment samples were collected for biochemical analyses from transplanted El-Battah population and the native Sidi-Salem population.

**Biochemical procedure.** The principal biochemical constituents were determined in the mantles considered as the main storage organ for organic nutrients [27]. Mantle of 5 clams from transplanted individuals (El Battah to Sidi Salem) and from Sidi

Salem site were sampled at different time (0, 7, 14 and 21 days) during the transplantation experiment, dissected and their mantles stored at  $-20^{\circ}\text{C}$  until analysis. Carbohydrates, lipids and proteins were extracted individually from each sample [28]. Briefly, each sample of mantle (weight: 41-42 mg) was homogenized in 1 ml of trichloroacetic acid (20%). After homogenization with ultrasound (Sonifier B-30) and centrifugation (5000 g/min for 10 min), the first supernatant was used for the carbohydrates determination as described by [29] using anthrone as reagent and glucose (Sigma) as standard. The absorbance was measured with a spectrophotometer at a wavelength of 620 nm, while the pellet added with a mixture of ether and chloroform (1V/1V) was subjected to a second centrifugation (5000 g for 10 min). The resulted supernatant was used to quantify the lipids based on the vanillin method of [30] and absorbance of the samples was measured at 532 nm. Finally, protein quantitation was determined from the collected pellet using the [31] assay with blue brilliant of coomassie (G 250, Merck) as reagent and bovine serum albumin (Sigma) as standard. The reading of absorbance was performed at 595 nm wavelength. The data were expressed in  $\mu\text{g}/\text{mg}$  of fresh tissue.

**Statistical analysis.** All the data are given as mean  $\pm$  standard deviation ( $m \pm \text{SD}$ ) and subjected to two-way analysis of variance (ANOVA) followed by the Tukey's test. The statistical analyses were performed using Prism version 7 for Windows (GraphPad Software, La Jolla California, USA, www.Graphpad.com) where  $p < 0.05$  indicates a statistically significant difference. The numbers of repeats are given with the results.



**FIGURE 1**  
Locations of sampling sites of *D. trunculus* in the Gulf of Annaba: the reference site (El Battah) and the polluted site (Sidi Salem). ArcGIS 10.3

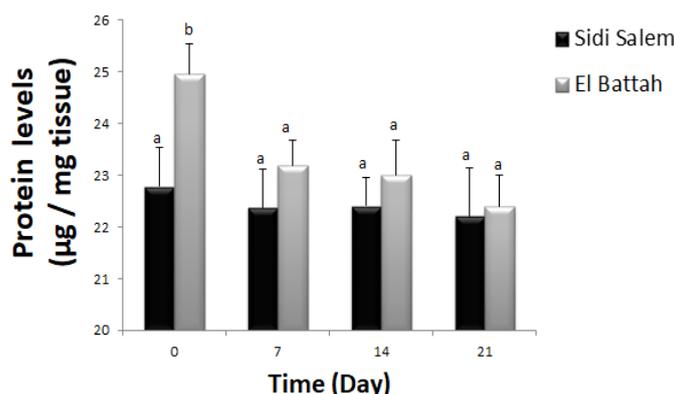


FIGURE 2

Protein levels ( $\mu\text{g} / \text{mg}$  fresh tissue) in the mantle of *D. trunculus* during the 21-day transplant ( $\bar{m} \pm \text{SD}$ ,  $n=5$ ).

For the same time of exposure, mean values followed by the same letter are not significantly different ( $P > 0.05$ ).

TABLE 1  
Physico-chemical parameters of the two study sites on the day of transplantation.

Parameters	El Battah	Sidi Salem
Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )	16.6	16.56
pH	8.49	8.82
Salinity (psu)	30.55	31.05
Dissolved oxygen (%)	4.60	4.97

## RESULTS AND DISCUSSION

**Change in protein contents.** Protein is one of the important biochemical components and plays an important role in metabolic pathways and biochemical reactions [32] and under extreme stress conditions, protein supply energy in metabolic pathways and biochemical reactions [33]. As shown in Figure 2, there was no significant difference ( $P < 0.05$ ) between the protein contents recorded at the different times during the transplantation period in the native individuals from Sidi Salem site. In addition, we found that at day 0 (the beginning of transplantation period), the protein levels in the transplanted El Battah populations are significantly ( $P < 0.001$ ) higher than those from the Sidi Salem individuals. Thereafter, we noticed a decrease in protein levels in transplanted El-Battah population and after day 7 there was no significant ( $P = 0.2473$ ) difference between the two populations from the two sites. A two-way ANOVA indicated significant effects of time ( $F_{3,32} = 9.771$ ;  $P < 0.0001$ ), site ( $F_{1,32} = 19.04$ ;  $P = 0.0001$ ) and interaction site X time ( $F_{3,32} = 4.045$ ;  $P = 0.0152$ ). Previous studies have reported increased levels of pollution most notably heavy metal contamination [8, 6, 34]. Heavy metals were detected in tissues from *D. trunculus* [8] and in sediments from the gulf of Annaba [11]. The heavy metals, which are accumulated in tissues of aquatic organisms, may cause further multiple toxic impacts with reactions that generate reactive oxygen species (ROS) [35].

The ROS production may affect various metabolic pathways, such as glycolysis, protein, fatty acids and amino acids metabolism [36]. Similarly, a reduction in protein contents was also reported in the oyster *C. virginica* exposed to cadmium [37]. The decrease in protein levels observed in *D. trunculus* could be due to a mobilization of energy resources and their rapid utilization to overcome the chemical stress as stated by [38] following an acute exposure of this same species to cadmium.

**Change in carbohydrate contents.** In bivalves, glycogen is the most prominent carbohydrate stored [39]; it has two major functions: as a long-term energy store and as structural elements with lipids [40]. Data from carbohydrate analysis are presented in Figure 3. There were no changes in values of carbohydrates recorded in Sidi Salem individuals during the experimental period (21 days). The values measured at 0 (beginning of transplantation), 7 and 14 days, respectively were significantly higher in transplanted clams from El Battah beach compared to those of Sidi Salem ( $P < 0.001$ ). At day 21 (end of transplantation), there was no significant difference ( $P = 0.0609$ ) in carbohydrate levels between the two populations (transplanted and native). A two-way ANOVA indicated significant effects of time ( $F_{3,32} = 90.2$ ;  $P < 0.001$ ), site ( $F_{1,32} = 50.96$ ;  $P < 0.0001$ ) and interaction site X time ( $F_{3,32} = 73.79$ ;  $P < 0.001$ ). The transplanted individuals from El Battah (reference site) to Sidi Salem (contaminated site) respond to chemical stress by a depletion in carbohydrate levels which reach a comparable value to those of Sidi Salem at the end of transplantation (day 21). Indeed, this may be attributed to rapid utilization of glycogen in order to meet the energy needs under stress conditions and to supply energy in the form of glucose, which undergoes breakdown to produce energy rich compound ATP through the glycolysis pathway [41, 42]. Heavy metals are also known to affect the reproduction and development of organism. They are

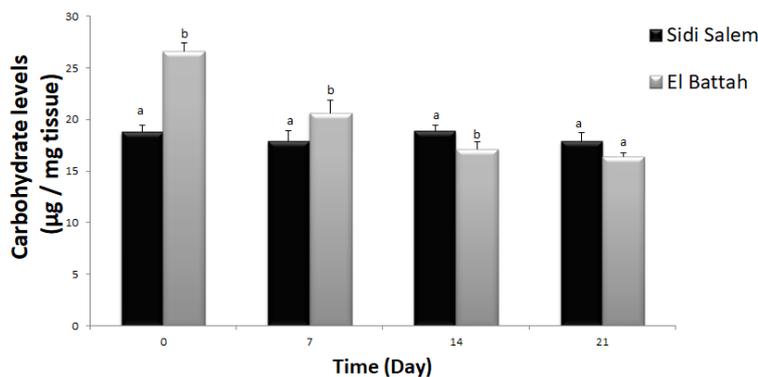


FIGURE 3

Carbohydrate levels ( $\mu\text{g} / \text{mg}$  fresh tissue) in the mantle of *D. trunculus* during the 21-day transplant ( $m \pm \text{SD}$ ,  $n = 5$ ).

For the same time of exposure, mean values followed by the same letter are not significantly different ( $P > 0.05$ ).

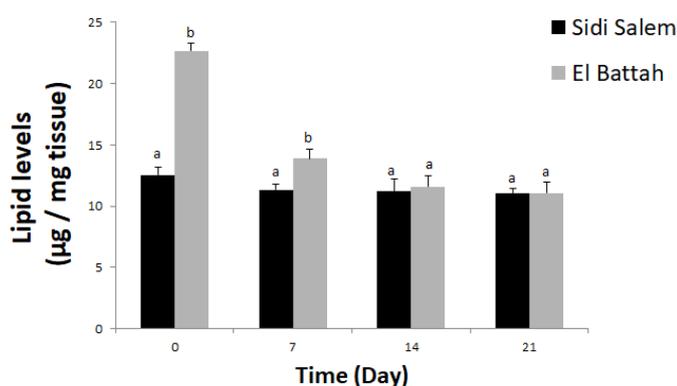


FIGURE 4

Lipid levels ( $\mu\text{g} / \text{mg}$  fresh tissue) in the mantle of *D. trunculus* during the 21-day transplant ( $m \pm \text{SD}$ ,  $n = 5$ ).

For the same time of exposure, mean values followed by the same letter are not significantly different ( $P > 0.05$ ).

believed to have an impact in the biochemical constituents and induce decrease in carbohydrates, proteins and lipids [43]. Moreover, it is suggested that the decreased glucose level in lead-treated animals may be due to oxidative-induced stress of the mitochondria as a result of shifting from aerobic to anaerobic metabolism [44, 45].

**Change in lipid contents.** The lipid levels of the transplanted El Battah population are significantly higher than those measured from the native Sidi-Salem population at 0 and 7 days ( $P < 0.001$ ). A two-way ANOVA reveals significant effects of time ( $F_{3, 32} = 191.4$ ;  $P < 0.0001$ ), site ( $F_{1, 32} = 201.1$ ;  $P < 0.0001$ ) and site X time interaction ( $F_{3, 32} = 100.3$ ;  $P < 0.0001$ ). Lipids have two fundamental roles in metabolism: energy storage in the form of triacylglycerols and serving as membrane components in the form of phospholipids in bivalve mollusks [46, 39]. Many factors can affect lipids, fatty acid and phospholipid composition, such as gametogenic cycle, temporal and spatial variation, food quality, warming, eutrophication, environment pollution levels, sewage discharges, metal stress like chromium

and cadmium [47, 48]. An alteration in lipid metabolism in marine bivalves is also recognized as a general stress response to pollutant exposure. Inorganic and organic contaminants elicit functional and oxidative damage in mussels (i.e. peroxidation of membrane lipids), which in turn triggers a biochemical stress response [49, 50]. This dis-regulation is recognized as one of the most important biochemical responses [51]. Changes in lipid abundance and composition were also found in the tissues of *M. galloprovincialis* throughout a six-month transplant experiment in polluted Augusta Bay (Italy) [50].

## CONCLUSIONS

This study has shown that the transplantation approach gives rapid and significant insights in the assessment of the biochemical and physiological status of marine organisms exposed to contamination. The transplantation experiment revealed the sensitivity of *D. trunculus* to the chemical stress of a polluted environment (Sidi Salem) and its ability to re-

act quickly by adaptive or compensatory mechanisms to minimize physiological damages by mobilizing the energy reserves stored. The difference in biochemical levels observed between the two sites may be due to the metal pollution reported in previous studies. The overall results suggest that *D. trunculus* is an appropriate bioindicator species for ecotoxicological studies.

## ACKNOWLEDGEMENTS

This research was supported by the National Fund for Scientific Research to Pr. Nouredine Soltani (Laboratory of Applied Animal Biology) and the Ministry of High Education and Scientific Research of Algeria (PRFU Project: D01N01UN 230120190009 to Pr. Nouredine Soltani).

## REFERENCES

- [1] Chen, Y., Liu, Q., Xu, M. and Wang, Z. (2020) Inter-annual variability of heavy metals pollution in surface sediments of Jiangsu coastal region, China: Case study of the Dafeng Port. *Marine Pollution Bulletin*. 150, 110720.
- [2] Yu, S., Hong, B., Ma, J., Chen, Y., Xi, X., Gao, J. and Sun, Y. (2017) Surface sediment quality relative to port activities: A contaminant-spectrum assessment. *Science of Total Environment*. 596, 342–350.
- [3] Khademi, H., Abbaspour, A., Martínez-Martínez, S., Gabarrón, M., Shahrokh, V., Faz, A. and Acosta, J.A. (2018) Provenance and environmental risk of windblown materials from mine tailing ponds, Murcia, Spain. *Environmental Pollution*. 241, 432–440.
- [4] Ouali, N., Belabed, B.E. and 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 Total Environment*. 639, 156–174.
- [5] Abdennour, C., Smith, B.D., Boulakoud, M.S., Samraoui, B. and Rainbow, P.S. (2000) Trace metals in marine, brackish and freshwater prawns from north-east Algeria. *Hydrobiologia*. 432, 217–227.
- [6] Larba, R. and Solani, N. (2014) Use of the land snail *Helix aspersa* for monitoring heavy metal soil contamination in Northeast Algeria. *Environmental Monitoring Assessment*. 186(8), 4987–4995.
- [7] Merad, I., Bairi, Y., Sifi, K. and Soltani, N. (2016) Protein carbonyls as biomarkers of oxidative stress induced by cadmium in *Donax trunculus*: gonad contents during exposure and recovery. *Fresen. Environ. Bull.* 25, 5889–5895.
- [8] Beldi, H., Gimbert, F., Maas, S., Scheifler, R. and Soltani, N. (2006) Seasonal variations of Cd, Cu, Pb and Zn in the edible mollusk *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba, Algeria. *African Journal of Agricultural Research*. 1(4), 85–90.
- [9] Soltani, N., Amira, A., Sifi, K. and Beldi, H. (2012) Environmental monitoring of the Annaba gulf (Algeria): measure of biomarkers in *Donax trunculus* and metallic pollution. *Bulletin de la Société Zoologique de France*. 137(1-4), 47–56.
- [10] Rabei, A., Hichami, A., Beldi, H., Bellenger, S., Khan, N.A. and 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.
- [11] Amira, A., Merad, I., Almeida, C.M.R., Guimaraes, L. and 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, 173–179.
- [12] Rementeria, A., Mikolaczyk, M., Lancelleur, L., Blanc, G., Soto, M., Schäfer, J. and Zaldibar, B. (2016) Assessment of the effects of Cu and Ag in oysters *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) using a battery of cell and tissue level biomarkers. *Marine Environmental Research*. 122, 11–22.
- [13] Benito, D., Niederwanger, M., Izagirre, U., Dallingier, R. and Soto, M. (2017) Successive onset of molecular, cellular and tissue-specific responses in midgut gland of *Littorina littorea* exposed to sub-lethal cadmium concentrations. *International Journal of Molecular Sciences*. 18, 1–26.
- [14] Benito, D., Ahvo, A., Nuutinen, J., Bilbaod, D., Saenz, J., Etxebarri, N., Lekube, X., Izagirre, U., Lehtonen, K.K., Marigómez, I., Zaldibar, B. and Soto, M. (2019) Influence of season-dependent ecological variables on biomarker baseline levels in mussels (*Mytilus trossulus*) from two Baltic Sea subregions. *Science of Total Environment*. 689, 1087–1103.
- [15] Mesquita, A.F., Gonçalves, F., Verdelhos, T., Marques, J.C. and Gonçalves, A.M.M. (2018) Fatty acids profiles modifications in the bivalves *Cerastoderma edule* and *Scrobicularia plana* in response to copper sulphate. *Ecological Indicators*. 85, 318–328.
- [16] Odzac, N., Zvonaric, T., Kljakovic Gaspic, Z., Horvat, M. and Baric, A. (2000) Biomonitoring of mercury in the Kastela Bay using transplanted mussels. *Science of Total Environment*. 261, 61–68.

- [17] Andral, B., Galgani, F., Tomasino, C., Bouchoucha, M., Blottiere, C., Scarpato, A., Benedicto, J., Deudero, S., Calvo, M., Cento, A., Benbrahim, S., Boulahdid, M. and Sammari, C. (2011) Chemical Contamination Baseline in the Western Basin of the Mediterranean Sea Based on Transplanted Mussels. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 61, 261–271.
- [18] Amiard, J.C. and Amiard-Triquet, C. (2008) The biomarkers in the evaluation of the status of aquatic ecosystems Lavoisier. Paris, 375 p. (in French).
- [19] Amamra, F., Sifi, K., Kaouachil. and Soltani, N. (2019) Evaluation of the impact of pollution in the gulf of Annaba (Algeria) by measurement of environmental stress biomarker in an edible mollusk *Donax trunculus*. *Fresen. Environ. Bull.* 28, 908-915.
- [20] Drif, F., Abdennour, C., Ciğerci, I.K., Muddassir Ali, M., Mansouri, O. and 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, 555–559.
- [21] Amira, A., Sifi, K. and Soltani, N. (2011) Measure of environmental stress biomarkers in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba (Algeria). *Eur. Journal of Experimental Biology*. 1(2), 7-16.
- [22] Sifi, K. and Soltani, N. (2019) Seasonal changes of two biomarkers of oxidative stress (LDH, MDA) in the edible mollusc *Donax trunculus* (Mollusca: Bivalvia) from the Gulf of Annaba (Algeria): correlation with carbohydrate and lipid contents. *Molluscan Research*. 39(1), 44-52.
- [23] Waykar, B.B. and Shinde, S.M. (2019) A Comparative Study of Changes in Protein Contents in Freshwater Bivalves after Chronic Exposure to Cadmium. *International Journal of Life Science. Special Issue A13*, 178-182.
- [24] Merad, I., Bellenger, S., Hichami, A., Khan, N.A. and Soltani, N. (2017) Effect of cadmium exposure on essential omega 3 fatty acids in the edible bivalve *Donax trunculus*. *Environmental Science and Pollution Research*. 25(2), 18242–18250.
- [25] Belabed, B., Meddour, A., Samraoui, B. and 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. Assessment*. 189(6), 1-19.
- [26] Hafsaoui, I., Draredja, B., Lasota, R., Como, S. and Magni, P. (2016) Population dynamics and secondary production of *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) in the Gulf of Annaba (Northeast Algeria). *Medit. Marine Science*. 17, 738–750.
- [27] Carvalho, J.A.L., Ortega, G.F.A., Ramírez, D.T., Oñate, M.Á.H., Pacheco, F.A., Corona, J.L.G. and Suástegui, J.M.M. (2019) Effect of immunomodulatory medication over the general response of juvenile *Catarina scallop* (*Argopecten ventricosus* Sowerby II, 1842). *Latin American Journal of Aquatic Research*. 47(1), 65-77.
- [28] Shibko, S., Koivistoinen, P., Tratnyek, C.A., Newhall, A.R. and Friedman, 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, 514-528.
- [29] Duchâteau, G. and Florkin, M. (1959) On the trehalosemia of insects and its signification. *Archives of Physiology and Biochemistry*. 67(2), 306-314. (in French).
- [30] Goldsworthy, J., Mordue, W. and Guthkelch, J. (1972) Studies on insect adipokinetic hormones. *General and Comparative Endocrinology*. 18, 545-551.
- [31] Bradford, M.M. (1976) A rapid and sensitive method for quantitation of microgram quantities on protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*. 72, 248-254.
- [32] Maharajan, A., Rajalakshmi, S. and Vijayakumaran, M. (2012) Effect of copper in protein, carbohydrate and lipid contents of the juvenile lobster, *Panulirus homarus homarus* (Linnaeus, 1758). *Sri Lanka. Journal of Aquatic Science*. 17, 19-34.
- [33] Do Nascimento, L.F., da Silveira, L.C., Nisembaum, L.G., Colquhoun, A., Abe, AS., Mandarim-de-Lacerda, C.A. and de Souza, S.C. (2016) Morphological and metabolic adjustments in the small intestine to energy demands of growth, storage, and fasting in the first annual cycle of a hibernating lizard (*Tupinambis meriana*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular and Integrative Physiology*. 195, 55-64.
- [34] Douafer, L., Zaidi, N. and 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(19), 24145-24161.

- [35] Klimova, Y.S., Chuiko, G.M., Gapeeva, M.V., Pesnya, S.D. and Ivanov, E.I. (2019) The Use of Oxidative Stress Parameters of Bivalve Mollusks *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) as Biomarkers for Ecotoxicological Assessment of Environment. *Inland Water Biology*. 12(2), 88–95.
- [36] Mesquita, A.F., Marques, S.M., Marques, J.C., Fernando, J.M. and Gonçalves, A.M.M. (2019) Copper sulphate impact on the antioxidant defence system of the marine bivalves *Cerastoderma edule* and *Scrobicularia plana*. *Science Report*. 9, 16458.
- [37] Mass Fitzgerald, A., Zarnoch, C.B. and Wallace, W.G. (2019) Examining the relationship between metal exposure (Cd and Hg), subcellular accumulation, and physiology of juvenile *Crassostrea virginica*. *Environmental Science and Pollution Research*. 26, 25958–25968.
- [38] Merad, I. and Soltani, N. (2017) Sublethal effects of cadmium on energy reserves in the edible Mollusk *Donax trunculus*. *Journal of Entomology and Zoology Studies*. 5(1), 100–105.
- [39] Nie, H., Lu, Y., Liu, H., Yan, H., Zhao, L., Yang, F. and Yan, X. (2016) Seasonal Variations in Biochemical Composition of the Clam *Dosinia corrugate* in Relation to the Reproductive Cycle and Environmental Conditions. *Journal of Shellfish Research*. 35(2), 369–377.
- [40] Grkovic, N., Dimitrijevic, M., Teodorovic, V., Karabasil, N., Vasilev, D., Stajkovic, S. and Velebit, B. (2019) Factors influencing mussel (*Mytilus galloprovincialis*) nutritional quality. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 333, 012062.
- [41] Venkataramana, G.V., Sandhya Rani, N. and Murthy, P.S. (2006) Impact of malathion on the biochemical parameters of gobiid fish, *Glossogobius giuris* (Ham.). *Journal of Environmental Biology*. 27(1), 119–122.
- [42] Shaikh, Y. (2019) Impact of heavy metal, cadmium (II) on glycogen content of the freshwater bivalve, *Lamellidens marginalis* in monsoon season. *Int. J. Sci. Res. Biol. Sci.* 6(5), 71–75.
- [43] Raghavendra Rao, M.V., Yogesh, A., Sireesha, B., Simi, P., Krishna Tej, H.N. and Anusha, C. (2017) Study of the effects of mercury and lead on carbohydrate metabolism of maternal and embryonic tissues using an alternative animal mode: *Heterometrus fulvipes*. *International Journal of Current Research*. 9(05), 51351–51357.
- [44] Kilikdar, D., Mukherjee, D., Mitra, E., Ghosh, A.K., Basu, A., Chandra, A.M. and Bandyopadhyay, D. (2011) Protective effect of aqueous garlic extract against lead-induced hepatic injury in rats. *Indian Journal of Experimental Biology*. 49, 498–10.
- [45] Pritha, B. and Sudipta, P. (2017) Alteration in carbohydrate metabolism by sub-acute lead exposure: a dose dependent study. *International Journal of Pharmacy and Pharmaceutical Sciences*. 9(3), 254–261.
- [46] Delgado, M., Perez Camacho, A., Labarta, U. and Fernandez-Reiriz, M.J. (2004) The role of lipids in the gonadal development of the clam *Ruditapes decussatus* (L.). *Aquaculture*. 241, 395–411.
- [47] Razavi, N.R., Arts, M.T., Qu, M., Jin, B., Ren, W., Wang, Y., Linda, M. and Campbell, L.M. (2014) Effect of eutrophication on mercury, selenium, and essential fatty acids in Bighead Carp (*Hypophthalmichthys nobilis*) from reservoirs of eastern China. *Science of Total Environment*. 499, 36–46.
- [48] Aouini, F., Boussoufai, D., Ghribi, F., Bejaoui, S., Navarro, J.C. and El Cafsi, M. (2017) Short term exposure to permethrin alters lipid classes and fatty acid composition of the unfed clam *Donax trunculus* from Tunisian coast (Southern Mediterranean). *Cahiers de Biologie Marine*. 58, 163–172.
- [49] Rocchetta, I., Pasquevich, M.Y., Heras, H., Ríos de Molina, M.d.C. and Luquet, C.M., (2014) Effects of sewage discharges on lipid and fatty acid composition of the Patagonian bivalve *Diplodon chilensis*. *Marine Pollution Bulletin*. 79, 211–219.
- [50] Signa, G., Di Leonardo, R., Vaccaro, A., Tramati, C.D., Mazzola, A. and Vizzini, S. (2015) Lipid and fatty acid biomarkers as proxies for environmental contamination in caged mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Ecological Indicators*. 57, 384–394.
- [51] Parrish, C.C. (2013) Lipids in Marine Ecosystems. *ISRN Oceanography*. 1–16. DOI: 10.5402/2013/604045.

---

**Received:** 25.04.2020

**Accepted:** 13.12.2020

---

#### CORRESPONDING AUTHOR

**Noureddine Soltani**

Laboratory of Applied Animal Biology

Faculty of Sciences

Department of Biology

Badji Mokhtar University

23000 Annaba – Algeria

e-mail: noureddine.soltani@univannaba.org