

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

UNIVERSITÉ BADJI MOKHTAR –
ANNABA



جامعة باجي مختار -
عنابة

FACULTÉ DES SCIENCES
DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE
LABORATOIRE DE BIOLOGIE ANIMALE APPLIQUÉE

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

Domaine : SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE

Filière : SCIENCES BIOLOGIQUES

Spécialité : PHYSIOLOGIE ET ENVIRONNEMENT

Intitulé

Étude de la reproduction d'une espèce sentinelle dans la côte Est du
pays : Aspects bioécologique, physiologique et histopathologique.

Presentée par : Mr SEBBIH Abdelhak

**Directrice de thèse : Mme DAAS-MAAMCHA Ouided (Pr, Université Badji
Mokhtar - Annaba)**

Devant un jury composé de :

Pr. BENDALI Fatiha	Présidente	Université Badji Mokhtar - Annaba
Pr. BERGHICHE Hinda	Examinatrice	Université Badji Mokhtar - Annaba
Pr. BOUALLEG Chahinez	Examinatrice	Université de Souk Ahras
Pr. HOUHAMDI Moussa	Examineur	Université de Guelma

Année universitaire : 2022/2023

REMERCIEMENTS

Remerciements

De prime abord, je tiens à remercier Dieu le Tout-Puissant de m'avoir donné la force et le courage pour la réalisation de ma thèse.

J'adresse mes vifs remerciements à Madame **BENDALI Fatiha**, Professeur au Département de Biologie à l'Université Badji Mokhtar - Annaba, pour l'honneur qu'elle m'a fait en acceptant de présider ce jury.

Je tiens à exprimer toute ma reconnaissance envers ma directrice de thèse, Madame **DAAS-MAAMCHA Ouided**, Professeur au Département de Biologie de l'Université Badji Mokhtar - Annaba. Malgré ses nombreuses responsabilités, elle a accepté de me diriger tout au long de ma thèse. Je la remercie également pour la confiance et la liberté qu'elle m'a accordés dans mes recherches, ainsi que pour son soutien durant les moments difficiles. Ses qualités humaines et sa rigueur extrême ont été précieuses pour moi. Je lui renouvelle ainsi ma profonde gratitude.

J'adresse mes remerciements à Madame **BERGHICHE Hinda**, Professeur à l'Université Badji Mokhtar - Annaba, d'avoir accepté de participer à ce jury. Je lui témoigne ma respectueuse reconnaissance.

Je remercie également Madame **BOUALLEG Chahinez**, Professeur à l'Université Mohammd-Cherif Messaadia - Souk Ahras, pour sa présence honorifique dans ce jury afin d'examiner mon travail.

Mes remerciements vont également à Monsieur **HOUHAMDI Moussa**, Professeur à l'Université 8 mai 1945 - Guelma, pour m'avoir fait l'honneur de participer à ce jury et d'évaluer mon travail de recherche.

J'adresse mes remerciements et toute ma gratitude à Monsieur **DAAS Tarek**, Professeur à l'Université Badji Mokhtar - Annaba, pour son aide et son assistance tout au long de mon cursus universitaire, ainsi que pour ses précieux conseils et son soutien permanent durant mon

travail de thèse. Je suis reconnaissant de pouvoir compter sur son expertise et sa bienveillance.

Je souhaite également exprimer mes remerciements les plus sincères et les plus spéciaux au directeur du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée, Monsieur le Professeur **SOLTANI Noureddine**. Je suis extrêmement reconnaissant d'avoir été accueilli au sein de ce laboratoire prestigieux pour réaliser ma thèse. Votre encadrement, votre soutien constant et votre expertise ont été d'une valeur inestimable tout au long de mon parcours de recherche. Votre engagement envers l'excellence scientifique et votre dévouement envers vos étudiants ont été une source d'inspiration pour moi. Je vous suis profondément reconnaissant pour cette opportunité et je vous adresse mes remerciements les plus chaleureux.

Je remercie également Madame **ABDERRAHIM Djaouida**, Maitre de conférences à l'Université Badji Mokhtar - Annaba, sans qui je n'aurais pas pu être là où j'en suis aujourd'hui. Votre soutien inestimable et votre collaboration ont joué un rôle essentiel dans la réalisation de ma thèse. Votre expertise et vos conseils avisés ont enrichi mon travail. Je vous suis profondément reconnaissant pour votre générosité intellectuelle et votre engagement envers ma réussite.

Je souhaite également exprimer mes sincères remerciements et ma profonde gratitude au nouveau directeur du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée, le Professeur **BOUDJLIDA Hamid**. Votre récente nomination à ce poste important témoigne de votre compétence et de votre dévouement envers l'avancement de la recherche scientifique. Je suis honoré de pouvoir bénéficier de votre soutien dans ma carrière académique. Votre expertise et votre vision inspirante sont des atouts inestimables pour le laboratoire et pour ma propre formation. Je vous exprime mes plus sincères remerciements pour votre implication et votre confiance en moi.

Je n'oublie pas d'adresser mes remerciements à tous les enseignants qui m'ont accordé leur patience et leur volonté durant mon parcours d'étudiant, ainsi qu'aux enseignants qui m'ont apporté leur aide durant mon travail de thèse : Madame **CHOUAHDA Salima**, Madame **BOUMAZA Fatma Zohra**, Madame **REHIMI Nassima**, Madame **HABES Dahbia** et Madame **YEZLI Samira**. Votre expertise, votre disponibilité et votre engagement envers l'éducation ont grandement contribué à mon développement académique.

J'exprime mes remerciements aux membres de mon équipe du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée sur lesquels je pourrai toujours compter : Monsieur **RAMDANI** Mohamed Said, Madame **REZZAG-MAHCENE** Hiba, Monsieur **BELFETMI** Zouheir Naoufel, Mademoiselle **MOUMENI** Nahla, Madame **HAMOUDI** Faten Selma et Mademoiselle **BENDJIDID** Hadjira. Votre collaboration, votre soutien et votre esprit d'équipe ont été essentiels dans la réalisation de mon travail de recherche. Je suis reconnaissant de pouvoir travailler avec des personnes aussi talentueuses et dévouées. Je n'oublie pas de mentionner Monsieur **BOUDRAA** Badr Eddine, pour sa contribution précieuse à mes recherches.

Je tiens également à exprimer ma sympathie et ma reconnaissance envers les techniciennes du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée, Madame **LADJAMA** Dalila et Madame **SLIMANI** Zahra. Votre soutien et votre expertise technique ont grandement facilité mes expérimentations et ma recherche.

Enfin, je souhaite adresser mes remerciements à tous ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à ma réussite académique et à la réalisation de cette thèse. Votre soutien, vos encouragements et votre confiance ont été d'une valeur inestimable. Je vous suis profondément reconnaissant.

DÉDICACES

DÉDICACES

Avec tout respect et amour, je dédie ce modeste travail :

À mes chers parents, Linda et Mohamed, dont le soutien moral, l'amour et l'affection sans faille ont été ma source d'inspiration et de force tout au long de ce parcours.

À mes frères Abdallah, Idriss et ma merveilleuse sœur Asma, qui ont toujours été présents pour moi, me soutenant et m'encourageant à poursuivre mes rêves.

À tous mes amis, qui ont partagé les joies et les peines de ce parcours académique, je vous suis reconnaissant pour votre amitié sincère et votre soutien constant.

Enfin, à tous ceux qui m'ont apporté leur aide précieuse, je vous adresse mes plus sincères remerciements. Votre contribution a été essentielle dans la réalisation de ce travail.

Merci à tous pour votre soutien inestimable.

SOMMAIRE

SOMMAIRE

1	INTRODUCTION	1
2	MATÉRIEL ET MÉTHODES	15
2.1	ANALYSE ECOLOGIQUE	15
2.1.1	Localisation et présentation des sites d'étude.....	15
2.1.2	Plage La Montagne (El-Kala).....	16
2.1.3	Plage Saint-Cloud (Annaba).....	17
2.1.4	Plage Bikini (Skikda)	18
2.1.5	Techniques d'échantillonnage et traitement de la récolte.....	19
2.1.6	Données physico-chimiques et climatiques.....	21
2.1.7	Inventaire et biodiversité.....	23
2.1.8	Indices écologiques	23
2.2	MATERIEL BIOLOGIQUE	26
2.2.1	Description générale et répartition géographique de l'espèce	26
2.2.2	Choix de l'espèce	27
2.2.3	Présentation de l'espèce <i>P. cultrifera</i>	28
2.2.3.1	Position systématique de l'espèce.....	28
2.2.4	Habitat et mobilité.....	29
2.2.5	Morpho-Anatomie.....	31
2.2.5.1	Morphologie externe.....	31
2.2.5.2	Anatomie interne	32
2.2.6	Critères d'identification.....	33
2.2.7	Cycle biologique	34
2.3	ANALYSES MORPHOMETRIQUE ET PONDERALE	36
2.3.1	Paramètres morphométriques	36
2.4	ANALYSE DE LA REPRODUCTION	37
2.4.1	Mode de reproduction	37
2.4.1.1	Vitellogénèse et aspects cytologiques.....	39
2.4.1.2	Aspects ovogénétiques.....	40
2.4.2	Différenciation des sexes.....	41
2.4.3	Diamètre ovocytaire	42
2.4.4	Distribution des fréquences de taille ovocytaire.....	43
2.4.5	Indice de maturité sexuelle (IMS)	43
2.5	ANALYSE BIOCHIMIQUE	44
2.5.1	Le liquide cœlomique et constituants	44
2.5.1.1	La séparation des constituants cœlomiques	46
2.5.2	Dosage des vitellogénines et des vitellines	47
2.5.2.1	Technique d'extraction des vitellogénines et des vitellines	47
2.5.2.2	Réalisation de la gamme d'étalonnage.....	47
2.5.2.3	Détermination de la concentration en vitellogénines et vitellines dans les échantillons biologiques	47
2.5.3	Dosage quantitatif des protéines corporelles et ovocytaires	48
2.5.3.1	Stockage des échantillons biologiques.....	48
2.5.3.2	Extraction des Protéines.....	48
2.5.3.3	Dosage des protéines corporelles et ovocytaires.....	49
2.5.4	Dosage quantitatif des lipides corporelles et ovocytaires.....	49
2.6	ANALYSE ECOTOXICOLOGIQUE	50
2.6.1	L'acétylcholinestérase : biomarqueur de neurotoxicité.....	52
2.6.1.1	Évaluation de l'activité enzymatique de L'acétylcholinestérase (AChE)	52
2.6.2	Les glutathion S-transférases (GST) : marqueurs de métabolisation de phase II	53
2.6.2.1	Évaluation de l'activité enzymatique de la Glutathion S-transférase (GST).....	54
2.6.3	La glutathion peroxydase (GPx).....	55
2.6.3.1	Évaluation de l'activité enzymatique de la glutathion peroxydase (GPx).....	55
2.6.4	La peroxydation lipidique	56
2.6.4.1	Dosage du Malondialdéhyde.....	57
2.7	ANALYSE HISTOLOGIQUE	57
2.7.1	Etapes histologiques expérimentales (Laboratoire ELRAYEN)	57
2.8	ANALYSE STATISTIQUE ET TRAITEMENT DES DONNEES	61

3	RÉSULTATS	63
3.1	ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE DE L'EAU DE MER	63
3.2	INVENTAIRE ET BIODIVERSITE.....	68
3.2.2	Les Nereididae	70
3.2.3	La Faune associée.....	73
3.2.4	La Flore associée.....	79
3.3	INDICES ECOLOGIQUES	83
3.3.1	L'abondance.....	83
3.3.2	Dominance de la macrofaune benthique	85
3.3.2.1	Dominance de la macrofaune benthique présente au niveau d'El Kala (La Montagne).....	85
3.3.2.2	Dominance de la macrofaune benthique présente au niveau d'Annaba (Saint-Cloud)	85
3.3.2.3	Dominance de la macrofaune benthique présente au niveau de Skikda (Bikini)	85
3.3.3	Indices de structure.....	90
3.4	EFFETS DE LA POLLUTION SUR LES PARAMETRES MORPHOMETRIQUE ET PONDERAL	92
3.4.1	Taille corporelle	92
3.4.2	Poids corporel.....	94
3.4.2.1	Modélisation des paramètres morphométriques (Taille ; Poids).....	96
3.4.2.2	Tests statistiques de corrélation entre la taille corporelle et le poids corporel	96
3.5	TAUX DE MATURITE ET SEX-RATIO	97
3.6	ÉTUDE BIOMETRIQUE DE LA CROISSANCE OVOCYTAIRE	101
3.6.1	Tests statistiques de corrélation entre le diamètre ovocytaire et le poids corporel.....	109
3.7	FREQUENCES DE TAILLES OVOCYTAIRES.....	110
3.8	INDICE DE MATURITE SEXUELLE (IMS)	114
3.9	ÉTUDE DE L'ÉPITOQUIE	116
3.9.1	Types d'épitoquie chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i>	118
3.10	ANALYSE QUANTITATIVE DES VITELLOGENINES ET DES VITELLINES	120
3.10.1	Évaluation du taux de vitellogénines.....	121
3.10.2	Évaluation du taux de vitellines.....	122
3.10.2.1	Tests statistiques de corrélation entre les vitellogénines ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$) et les vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$)	124
3.11	ANALYSE QUANTITATIVE DES PROTEINES CORPORELLES ET OVOCYTAIRES	125
3.11.1	Taux de protéines corporelles.....	125
3.11.2	Taux de protéines ovocytaires	127
3.11.2.1	Tests statistiques de corrélation entre les protéines corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) et les protéines ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes).....	128
3.12	ANALYSE QUANTITATIVE DES LIPIDES CORPORELLES ET OVOCYTAIRES.....	129
3.12.1	Évaluation du taux de lipides corporelles.....	129
3.12.2	Évaluation du taux de lipides ovocytaires	131
3.12.2.1	Tests statistiques de corrélation entre les lipides corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) et les lipides ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes).....	133
3.13	ÉVALUATION DE L'ACTIVITE ENZYMATIQUE DE L'ACETYLCHOLINESTERASE (ACHE)	133
3.14	ÉVALUATION DE L'ACTIVITE ENZYMATIQUE DE LA GLUTATHION S-TRANSFERASE (GST)	135
3.15	ÉVALUATION DE L'ACTIVITE ENZYMATIQUE DE LA GLUTATHION PEROXYDASE (GPX)	137
3.16	VARIATIONS DU TAUX DU MALONDIALDEHYDE (MDA).....	139
3.17	INTERPRETATION DE LA STRUCTURE OVOCYTAIRE CHEZ LES FEMELLES RECOLTEES A PARTIR DES TROIS SITES D'ETUDE (EL-KALA, ANNABA, SKIKDA).....	141
3.18	INTERPRETATION DE LA STRUCTURE DE L'EPITHELIUM INTESTINAL EN PERIODE DE REPRODUCTION CHEZ LES FEMELLES RECOLTEES A PARTIR DES TROIS SITES D'ETUDE (EL-KALA, ANNABA ET SKIKDA)	143
4	DISCUSSION.....	149
4.1	PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES	149
4.2	ÉVALUATION DE LA BIODIVERSITE	152
4.3	EFFETS DE LA POLLUTION SUR LES PARAMETRES : MORPHOMETRIQUE ET PONDERAL	158
4.4	EFFETS DE LA POLLUTION SUR LA REPRODUCTION	160
4.4.1	Étude de la maturité et de la Sex-ratio.....	160
4.4.2	Étude biométrique de la croissance ovocytaire	160
4.4.3	Évaluation des fréquences de taille ovocytaire.....	162
4.4.4	Étude de l'indice de maturité sexuelle.....	163
4.4.5	Étude de l'épitoquie	163
4.5	ÉVALUATION DU TAUX DE VITELLOGENINES ET DE VITELLINES	164
4.6	ÉTUDE DU TAUX DE PROTEINES ET DE LIPIDES	165
4.7	EFFETS DE LA POLLUTION SUR LES BIOMARQUEURS DE STRESS.....	168

4.8	ANALYSE HISTOLOGIQUE DU TISSU CŒLOMIQUE.....	171
4.9	ANALYSE HISTOLOGIQUE DE L'EPITHELIUM INTESTINAL.....	173
5	CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	175
6	RÉSUMÉS.....	179
6.1	RÉSUMÉ.....	179
6.2	ملخص	181
6.3	ABSTRACT	183
7	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	185

LISTE DES FIGURES

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Congruence spatiale du climat et des impacts humains.....	4
Figure 2 : Localisation géographique, Map numérisée (ArcGIS Pro + Landsat 8) des trois sites d'échantillonnage de <i>Perinereis cultrifera</i> sur le littoral Est Algérien (El-Kala, Annaba et Skikda), (Photo personnelle, 2022).....	16
Figure 3 : Plage La Montagne (El-Kala) (Photo personnelle, 2019).....	17
Figure 4 : Plage Saint-Cloud (Annaba) (Photo personnelle, 2019).....	18
Figure 5 : Plage Bikini (Skikda) (Photo personnelle, 2019).....	19
Figure 6 : Méthode de récolte chimique (Photo personnelle, 2019).....	20
Figure 7 : Méthode de récolte mécanique (Raclage) (Photo personnelle, 2019).....	21
Figure 8 : Multi-paramètre « Thermo Scientific Orion 5-star portable », (Photo personnelle, 2019).....	23
Figure 9 : Répartition géographique de <i>Perinereis cultrifera</i> à travers le monde basé sur la bibliographie (D'après Fauvel, 1923 ; actualisé par Belfetmi, 2021), (Photo personnelle, 2022).....	27
Figure 10 : Habitat des Annélides Polychètes (Nereididae) (A) : Algue verte, (B) : Algue brune, (C) : Substrat (Photo personnelle, 2022).....	31
Figure 11 : Schéma montrant l'aspect général du corps d'un Nereididae (Photo personnelle, 2022).....	32
Figure 12 : Coupe transversale d'un segment moyen du corps de <i>P. cultrifera</i> , schéma explicatif (Younsi, 2014) (A) ; observation sous loupe binoculaire (Ramdani, 2016) (B).....	33
Figure 13 : Taxonomie et identification de <i>P. cultrifera</i> (Fauvel, 1923) ; répartition des paragnathes sur la face dorsale (A) ; répartition des paragnathes sur la face ventrale (B).....	34
Figure 14 : Cycle de développement chez <i>Perinereis</i> (Photo personnelle, 2022).....	35
Figure 15 : Répartition des paragnathes au niveau de différentes lobes (Face dorsale : A et B ; Face ventrale : C et D ; AA : Anneau Auxiliaire, AO : Anneau Orale) chez <i>P. cultrifera</i> (A, B, D, GRx32) (C, GRx80), (Photo personnelle, 2020).....	36
Figure 16 : Balance de précision modèle « KERN ABJ-NM/ABS-N » (A) ; Papier millimétré (B) ; Loupe binoculaire modèle « ZEISS STEMI DV4 » (C) (Photo personnelle, 2022).....	37
Figure 17 : Mode de reproduction chez les Néréides (A), des ovocytes clairement visibles à travers la paroi du corps d'une femelle (B et C), échelle : 0,5 mm, (Lucy et al., 2015).....	38
Figure 18 : Différenciation des sexes chez <i>Perinereis cultrifera</i> par visualisation des ovocytes (A) ; amas spermatiques (B) contenus dans le liquide coelomique (Photo personnelle, 2022).....	42
Figure 19 : Microscope optique de type « Leica DM500 » relié à un ordinateur muni d'un logiciel utilisé pour les mensurations du diamètre ovocytaire (Photo personnelle, 2022).....	42
Figure 20 : Schéma proposé pour l'échange de lipoprotéine dans le fluide coelomique d'un Annélide Polychète (Schenk & Hoeger, 2020).....	46
Figure 21 : Extraction des vitellogénines et vitellines (adaptée aux centipèdes) Descamps (1996) à partir de Fabre et al., (1990).....	48
Figure 22 : Principales étapes d'extraction des protéines corporelles et ovocytaires : selon le procédé de Shibko et al., (1966).....	49
Figure 23 : Extraction et Dosage des métabolites selon Shibko et al., (1966).....	50
Figure 24 : Représentation de l'ordre chronologique des différentes atteintes induites au sein de l'organisation des systèmes biologiques (Von Der Oost et al., 2003).....	51
Figure 25 : Automate à 12 bains, (Photo personnelle, 2019).....	58
Figure 26 : Mise en bloc des coupes, (Photo personnelle, 2019).....	58
Figure 27 : Réalisation des coupes fines au microtome Thermo, (Photo personnelle, 2019).....	59
Figure 28 : Étalement des coupes et séchage, (Photo personnelle, 2019).....	59
Figure 29 : Coloration aux bains d'héματοxyline de Meyer et de l'éosine, (Photo personnelle, 2019).....	60
Figure 30 : Observation sous microscope optique, (Photo personnelle, 2019).....	60
Figure 31 : Variations saisonnières de la température (°C) de l'eau de mer prélevée au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2019.....	64
Figure 32 : Variations saisonnières de la salinité (ppt) de l'eau de mer prélevée au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2019.....	65
Figure 33 : Variations saisonnières de la concentration en oxygène dissout (mg/l) de l'eau de mer prélevée au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2019.....	66

Figure 34 : Variations saisonnières du pH de l'eau de mer prélevée au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2019.....	67
Figure 35 : <i>Perinereis cultrifera</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	70
Figure 36 : <i>Perinereis floridana</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	70
Figure 37 : <i>Perinereis macropus</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	70
Figure 38 : <i>Perinereis marioni</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	71
Figure 39 : <i>Perinereis oliveira</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	71
Figure 40 : <i>Pseudonereis anomala</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	71
Figure 41 : <i>Platynereis dumerelii</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	72
Figure 42 : <i>Nereis falsa</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	72
Figure 43 : <i>Lepidonotus clava</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	72
Figure 44 : <i>Phascolosoma sp</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2022).....	73
Figure 45 : <i>Patella rustica</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2022).....	73
Figure 46 : <i>Patella caerulea</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	73
Figure 47 : <i>Cymbula safiana</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	74
Figure 48 : <i>Diodora greaca</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	74
Figure 49 : <i>Stramonita haemastoma</i> : Aspect général des individus adultes (A, B), (Photo personnelle, 2019).....	74
Figure 50 : <i>Gibbula sp</i> : Aspect dorsal (A) et ventral (B), (Photo personnelle, 2019).....	75
Figure 51 : <i>Mytilus sp</i> : vue de la partie extérieure de l'animal (A), vue de la partie intérieure de la coquille (B), (Photo personnelle, 2019).....	75
Figure 52 : <i>Acanthochitona sp</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	75
Figure 53 : <i>Eriphia verrucosa</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	76
Figure 54 : <i>Pachygrapsus marmoratus</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	76
Figure 55 : <i>Pisa sp</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	76
Figure 56 : <i>Maja sp</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	77
Figure 57 : <i>Amphipoda sp</i> : Aspect général de l'animal (A, B), (Photo personnelle, 2019).....	77
Figure 58 : <i>Eurydice pulchra</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	77
Figure 59 : <i>Arbacia lixula</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	78
Figure 60 : <i>Paracentrotus lividus</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	78
Figure 61 : <i>Espèce d'holothurie</i> : Aspect général de l'animal (A, B), (Photo personnelle, 2019).....	78
Figure 62 : <i>Anemonia viridis</i> : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).....	79
Figure 63 : <i>Ulva rigida</i> : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).....	80
Figure 64 : <i>Sargassum sp</i> : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).....	80
Figure 65 : <i>Cystoseira sp</i> : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).....	80
Figure 66 : <i>Cystoseira compressa</i> : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).....	81
Figure 67 : <i>Padina pavonica</i> : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).....	81
Figure 68 : <i>Colpomenia sinuosa</i> : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).....	81
Figure 69 : <i>Corallina caespitosa</i> : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).....	82
Figure 70 : <i>Laurencia sp</i> : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).....	82
Figure 71 : <i>Posidonia oceanica</i> : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).....	82
Figure 72 : Dominance de la macrofaune benthique présente au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) durant l'année 2019 ; Nereidae (A) ; Faune associée (B).....	89
Figure 73 : Dominance de la macrofaune benthique présente au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) durant l'année 2019 ; Nereidae (A) ; Faune associée (B).....	89
Figure 74 : Dominance de la macrofaune benthique présente au niveau du site de Skikda (Bikini) durant l'année 2019 ; Nereidae (A) ; Faune associée (B).....	89
Figure 75 : Variations mensuelles de la taille totale du corps (cm) des femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m±s ; n=30), échantillonnées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019.....	93
Figure 76 : Variations mensuelles du poids frais corporel (g) des femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m±s ; n=30), échantillonnées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019.....	95
Figure 77 : Modélisation de la distribution des deux paramètres morphométriques (Taille ; Poids) chez <i>Perinereis cultrifera</i> durant l'année 2019.....	96
Figure 78 : Corrélation de Bravais-Pearson (ou Pearson) effectuée entre la taille corporelle (cm) et le poids corporel (g) dans les trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2019.....	97
Figure 79 : Évolution mensuelle de l'état sexuel de <i>Perinereis cultrifera</i> échantillonnées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) durant l'année 2019.....	99

Figure 80 : Évolution mensuelle de l'état sexuel de <i>Perinereis cultrifera</i> échantillonnées au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) durant l'année 2019.....	100
Figure 81 : Évolution mensuelle de l'état sexuel de <i>Perinereis cultrifera</i> échantillonnées au niveau du site de Skikda (Bikini) durant l'année 2019.....	101
Figure 82 : Aspect d'une ponction cœlomique chez <i>Perinereis cultrifera</i> montrant des ovocytes à différents stades de développement : ovocyte immature (A) ; ovocyte mature (B) ; éléocytes (C) ; membrane vitelline (D) ; liquide cœlomique (E), (Photo personnelle, 2019).....	101
Figure 83 : Evolution mensuelle du diamètre ovocytaire des femelles <i>Perinereis cultrifera</i> (m±s ; n=30) récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) de Janvier à Décembre de l'année 2019.....	103
Figure 84 : Évolution mensuelle du diamètre ovocytaire des femelles <i>Perinereis cultrifera</i> (m±s ; n=30) récoltées au niveau du site d'Annaba (Saint-cloud) de Janvier à Décembre de l'année 2019.....	104
Figure 85 : Evolution mensuelle du diamètre ovocytaire des femelles <i>Perinereis cultrifera</i> (m±s ; n=30) récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) de Janvier à Décembre de l'année 2019.....	105
Figure 86 : Evolution mensuelle du diamètre ovocytaire des femelles <i>Perinereis cultrifera</i> (m±s ; n=30) de la première cohorte récoltée au niveau des trois sites d'étude, El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) de Janvier à Juin de l'année 2019.....	106
Figure 87 : Evolution mensuelle du diamètre ovocytaire des femelles <i>Perinereis cultrifera</i> (m±s ; n=30) de la deuxième cohorte récoltée au niveau des trois sites d'étude, El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) de Janvier à Décembre de l'année 2019.....	107
Figure 88 : Corrélation de Bravais-Pearson (ou Pearson) effectuée entre le diamètre ovocytaire (µm) et le poids corporel (g) dans les trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2019.....	109
Figure 89 : Mensurations ovocytaires chez les femelles <i>Perinereis cultrifera</i> présentant des intervalles de taille compris entre 0-100 µm (A), 100-150 µm (B), 150-200 (C), 200-250 (D), 250-300 (E), 300-350 (F), (Photo personnelle, 2019).....	111
Figure 90 : Variations mensuelles des fréquences de taille ovocytaire (%) chez les femelles de <i>Perenereis cultrifera</i> récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) durant l'année 2019.....	112
Figure 91 : Variations mensuelles des fréquences de taille ovocytaire (%) chez les femelles de <i>Perenereis cultrifera</i> récoltées au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) durant l'année 2019.....	113
Figure 92 : Variations mensuelles des fréquences de taille ovocytaire (%) chez les femelles de <i>Perenereis cultrifera</i> récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) durant l'année 2019.....	114
Figure 93 : Variations mensuelles de l'indice de maturité sexuelle chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (N = 70) récoltées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2019.....	115
Figure 94 : Femelle de <i>Perinereis cultrifera</i> immature (Non épitoque) (A) ; femelle mature (épitoque) (B), (Photo personnelle, 2019).....	116
Figure 95 : Variations mensuelles de la présence ou de l'absence d'épitoque chez les femelles de <i>Perenereis cultrifera</i> (n=40) récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) durant la période de reproduction de l'année 2019.....	117
Figure 96 : Variations mensuelles de la présence ou de l'absence d'épitoque chez les femelles de <i>Perenereis cultrifera</i> (n=40) récoltées au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) durant la période de reproduction de l'année 2019.....	117
Figure 97 : Variations mensuelles de la présence ou de l'absence d'épitoque chez les femelles de <i>Perenereis cultrifera</i> (n=40) récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) durant la période de reproduction de l'année 2019.....	118
Figure 98 : Épitoque médiane chez une femelle de <i>Perinereis cultrifera</i> (A), femelles présentant une épitoque médiane et postérieure (B), (Photo personnelle, 2019).....	119
Figure 99 : Pourcentage des différents types d'épitoque chez les femelles de <i>Perenereis cultrifera</i> récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) durant la période de reproduction de l'année 2019.....	119
Figure 100 : Pourcentage des différents types d'épitoque chez les femelles de <i>Perenereis cultrifera</i> récoltées au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) durant la période de reproduction de l'année 2019.....	120
Figure 101 : Pourcentage des différents types d'épitoque chez les femelles de <i>Perenereis cultrifera</i> récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) durant la période de reproduction de l'année 2019.....	120
Figure 102 : Variations du taux de vitellogénines (µg/µl de liquide cœlomique) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m ± s, n=5) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2019.....	122
Figure 103 : Variations du taux de vitellines (µg/mg d'ovocytes) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m ± s, n=5) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2019.....	123
Figure 104 : Corrélation de Bravais-Pearson (ou Pearson) effectuée entre les vitellogénines (µg/µl) et les vitellines (µg/mg) chez les femelles prélevées dans les trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2019.....	125

Figure 105 : Variations du taux de protéines corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s$, $n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.	126
Figure 106 : Variations du taux de protéines ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s$, $n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.	128
Figure 107 : Corrélation de Bravais-Pearson (ou Pearson) effectuée entre les protéines corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) et les protéines ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) dans les trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2021.	129
Figure 108 : Variations du taux de lipides corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s$, $n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.	130
Figure 109 : Variations du taux de lipides ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s$, $n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.	132
Figure 110 : Corrélation de Bravais-Pearson (ou Pearson) effectuée entre les lipides corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) et les lipides ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) dans les trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2021.	133
Figure 111 : Variations saisonnières de l'activité enzymatique de l'acétylcholinestérase ($\text{nM}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s$, $n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.	135
Figure 112 : Variations saisonnières de l'activité enzymatique de la Glutathion S-Transférase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s$, $n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.	137
Figure 113 : Variations saisonnières de l'activité enzymatique de la Glutathion peroxydase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s$, $n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.	138
Figure 114 : Taux du Malondialdéhyde (MDA) ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s$; $n = 4$) au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.	140
Figure 115 : Coupe histologique sagittale de femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> provenant d'El-Kala (A, B), Annaba (C, D) et Skikda (E, F) montrant : Ovocytes en maturation (A, C, E) ; ovocytes matures (B, D, F), lc, liquide cœlomique ; e, éléocytes ; om, ovocytes matures ; n, noyau ; v, vitellin ; mv, membrane vitelline, (Photo personnelle, 2019).	142
Figure 116 : Coupe histologique d'une partie du tube digestif chez <i>Perinereis cultrifera</i> d'El-Kala ; A, B : montrant un épithélium intestinal en plein épitoquie, Li, Lumière intestinale ; Ov, Ovocyte ; Ci, Cellules intestinales ; Di, Dégénérescence intestinale, (Photo personnelle, 2019).	143
Figure 117 : Coupe histologique d'une partie du tube digestif chez <i>Perinereis cultrifera</i> ; A, B : montrant un épithélium intestinal avant épitoquie d'une femelle d'Annaba ; En, Eléments nutritifs ; Lb, Lame basale ; Ci, Cellules intestinale ; Li, Lumière intestinale ; Ov, Ovocyte, (Photo personnelle, 2019).	144
Figure 118 : Coupe histologique d'une partie du tube digestif chez <i>Perinereis cultrifera</i> ; A, B : montrant un épithélium intestinal avant épitoquie d'une femelle de Skikda, En, Eléments nutritifs, ; Lb, Lame basale ; Ci, Cellules intestinale, ; Li, Lumière intestinale, ; Ov, Ovocyte, (Photo personnelle, 2019).	144

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Localisation et nature des divers types d’anthropisation des trois sites de biosurveillance (El-Kala, Annaba et Skikda).	15
Tableau 2 : Classification cladiste de <i>P. cultrifera</i> (Grübe, 1840).....	29
Tableau 3 : Classification linnéenne de <i>P. cultrifera</i> (Grübe, 1840).	29
Tableau 4 : Taxonomie et principaux critères d’identification de <i>P. cultrifera</i> selon la forme et la répartition des paragnathes au niveau des deux anneaux maxillaire et oral, de la région céphalique selon Fauvel (1923). 34	
Tableau 5 : Description du stade de développement de la maturité sexuelle chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i>	43
Tableau 6 : Caractéristiques et fonctions des différentes cellules coelomiques.....	45
Tableau 7 : Traitement statistique des paramètres physico-chimiques : Température (°C), salinité (ppt), oxygène dissout (mg/l), et pH de l’eau de mer, au niveau des trois sites d’étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l’année 2019 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).....	63
Tableau 8 : Espèces de macroinvertébrés identifiées et recensées au niveau des trois sites d’étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l’année 2019.	69
Tableau 9 : Espèces floristiques identifiées au niveau des trois sites d’étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l’année 2019.	79
Tableau 10 : Nombre d’individus des différentes espèces récoltées au niveau des trois sites d’étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l’année 2019.	84
Tableau 11 : Abondance absolue, relative (%) et fréquence d’occurrence (%) des différentes espèces récoltées au niveau du site d’El-Kala (La Montagne) durant l’année 2019.....	86
Tableau 12 : Abondance absolue, relative (%) et fréquence d’occurrence (%) des différentes espèces récoltées au niveau du site d’Annaba (Saint-Cloud) durant l’année 2019.....	87
Tableau 13 : Abondance absolue, relative (%) et fréquence d’occurrence (%) des différentes espèces récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) durant l’année 2019.	88
Tableau 14 : Classement des individus selon Dajoz (1982) et Faurie <i>et al.</i> , (2003).....	90
Tableau 15 : Catégorie d’espèces selon la fréquence d’occurrence (FO).....	90
Tableau 16 : L’indice de Shannon (H’), l’indice d’équitabilité de Pielou (J’), Indice de Simpson et de Margalef (DMg) du peuplement de macroinvertébrés au niveau des différents sites d’étude durant l’année 2019....	91
Tableau 17 : La similarité de Jaccard (J) entre les sites d’étude durant l’année 2019.	91
Tableau 18 : La similarité de Sorensen (Cs) entre les sites d’étude durant l’année 2019.	91
Tableau 19 : Variations mensuelles de la taille corporelle (cm) des femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m±s ; n=30), échantillonnées au niveau des trois sites d’étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l’année 2019, (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).	93
Tableau 20 : L’analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) de la taille corporelle (cm) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m ± s ; n = 30) récoltées au niveau des trois sites d’étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l’année 2019.	94
Tableau 21 : Variations mensuelles du poids frais corporel total (g) des femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m±s ; n=30), échantillonnées au niveau des trois sites d’étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l’année 2019, (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).	95
Tableau 22 : ANOVA à deux critères de classification (Site/Mois) du poids frais total (g) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m ± s ; n = 30) récoltées au niveau des trois sites d’étude El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l’année 2019.....	96
Tableau 23 : Taux des individus sexués par rapport à la population totale, et celle des individus mâles et femelles par rapport à la population sexuée et le taux de féminité et de masculinité de la population au niveau du site d’El-Kala (La Montagne) durant l’année 2019.....	98
Tableau 24 : Taux des individus sexués par rapport à la population totale, et celle des individus mâles et femelles par rapport à la population sexuée et le taux de féminité et de masculinité de la population au niveau du site d’Annaba (Saint-Cloud) durant l’année 2019.....	99
Tableau 25 : Taux des individus sexués par rapport à la population totale, et celle des individus mâles et femelles par rapport à la population sexuée et le taux de féminité et de masculinité de la population au niveau du site de Skikda (Bikini) durant l’année 2019.....	100

Tableau 26 : Evolution mensuelle du diamètre ovocytaire (Cohorte 1, Cohorte 2) des femelles <i>Perinereis cultrifera</i> (m±s ; n=30) récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) de Janvier à Décembre de l'année 2019.	103
Tableau 27 : Evolution mensuelle du diamètre ovocytaire (Cohorte 1, Cohorte 2) des femelles <i>Perinereis cultrifera</i> (m±s ; n=30) récoltées au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) de Janvier à Décembre de l'année 2019.	104
Tableau 28 : Évolution mensuelle du diamètre ovocytaire (Cohorte 1, Cohorte 2) des femelles <i>Perinereis cultrifera</i> (m±s ; n=30) récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) de Janvier à Décembre de l'année 2019.	105
Tableau 29 : L'analyse de la variance (ANOVA) à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey du diamètre ovocytaire chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m±s ; n=30) au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) de Janvier à Décembre de l'année 2019.	108
Tableau 30 : L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) du diamètre ovocytaire chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m±s ; n=30) de la première cohorte récoltée au niveau des trois sites d'étude El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019.	108
Tableau 31 : L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) du diamètre ovocytaire chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m±s ; n=30) de la seconde cohorte récoltée au niveau des trois sites d'étude El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019.	109
Tableau 32 : Variations mensuelles des fréquences de taille ovocytaire (%) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) durant l'année 2019.	112
Tableau 33 : Variations mensuelles des fréquences de taille ovocytaire (%) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> récoltées au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) durant l'année 2019.	113
Tableau 34 : Variations mensuelles des fréquences de taille ovocytaire (%) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) durant l'année 2019.	114
Tableau 35 : Variations mensuelles de l'indice de maturité sexuelle chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (N = 70) récoltées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2019.	115
Tableau 36 : Variations mensuelles de l'état d'épitoquie chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (n=40) récoltées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant la période de reproduction de l'année 2019.	116
Tableau 37 : Variations mensuelles des différents types d'épitoquie chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> récoltées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant la période de reproduction de l'année 2019.	119
Tableau 38 : Taux de vitellogénines (µg/µl de liquide cœlomique) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m ± s, n=5) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2019 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).	121
Tableau 39 : L'analyse de la variance (ANOVA) a deux critères de classification (Site/Mois) du taux vitellogénines (µg/µl de liquide cœlomique) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m ± s, n=5) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2019.	122
Tableau 40 : Taux de vitellines (µg/mg d'ovocytes) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m ± s, n=5) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2019 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).	123
Tableau 41 : L'analyse de la variance (ANOVA) a deux critères de classification (Site/Mois) du taux de vitellines (µg/mg d'ovocytes) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m ± s, n=5) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2019.	124
Tableau 42 : Taux de protéines corporelles (µg/mg de tissu) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m ± s, n=3) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).	126
Tableau 43 : L'analyse de la variance (ANOVA) a deux critères de classification (Site/Mois) du taux de protéines corporelles (µg/mg de tissu) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m ± s, n=3) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.	127
Tableau 44 : Taux de protéines ovocytaires (µg/mg d'ovocytes) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> (m ± s, n=3) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et	

Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).	127
Tableau 45 : L'analyse de la variance (ANOVA) a deux critères de classification (Site/Mois) du taux de protéines ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s, n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.	128
Tableau 46 : Taux de lipides corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s, n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).....	130
Tableau 47 : L'analyse de la variance (ANOVA) a deux critères de classification (Site/Mois) du taux de lipides corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s, n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.	131
Tableau 48 : Taux de lipides ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s, n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).....	132
Tableau 49 : L'analyse de la variance (ANOVA) a deux critères de classification (Site/Mois) du taux de lipides ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s, n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.	132
Tableau 50 : Activité enzymatique de l'acétylcholinestérase ($\text{nM}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s, n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).	134
Tableau 51 : L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Saison) de l'activité enzymatique de l'acétylcholinestérase ($\text{nM}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s, n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.	135
Tableau 52 : Activité enzymatique de la Glutathion S-Transférase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s, n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).	136
Tableau 53 : L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Saison) de l'activité enzymatique de la Glutathion S-Transférase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s, n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.	137
Tableau 54 : Activité enzymatique de la Glutathion peroxydase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s, n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).	138
Tableau 55 : L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Saison) de l'activité enzymatique de la Glutathion peroxydase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s, n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.	139
Tableau 56 : Taux du Malondialdéhyde ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s, n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).....	140
Tableau 57 : L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Saison) du taux de Malondialdéhyde ($\mu\text{mol}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de <i>Perinereis cultrifera</i> ($m \pm s, n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.....	141

INTRODUCTION

1 INTRODUCTION

L'Univers est immense, on estime à au moins deux milliards le nombre de galaxies (Conselice *et al.*, 2016). Notre galaxie, la Voie lactée, contient entre 100 et 400 milliards d'étoiles. L'une de ces étoiles, notre soleil, a huit planètes en orbite autour d'elle. L'une d'entre elles, la planète Terre, possède une biosphère, un réseau complexe de vie, à sa surface. L'épaisseur de cette couche est d'environ 20 km. Cette couche, notre biosphère, est le seul endroit où nous savons que la vie existe. Nous, les humains, avons émergé et évolué au sein de la biosphère (Folke *et al.*, 2021). À travers les océans et les continents, la biosphère intègre tous les êtres vivants, leur diversité et leurs relations. Il existe un lien dynamique entre la biosphère vivante et le système terrestre au sens large, avec l'atmosphère, l'hydrosphère, la lithosphère, la cryosphère et le système climatique. La vie dans la biosphère est façonnée par la circulation atmosphérique globale, les courants-jets, les rivières atmosphériques, les modèles de vapeur d'eau et de précipitations, l'étendue des couches de glace et des glaciers, la formation des sols, les courants ascendants des côtes, la ceinture de transport globale de l'océan, la répartition de la couche d'ozone, les mouvements des plaques tectoniques, les tremblements de terre et les éruptions volcaniques. L'eau est le système sanguin de la biosphère, et les cycles du carbone, de l'azote et autres cycles biogéochimiques sont essentiels à toute vie sur Terre (Falkenmark *et al.*, 2019; Steffen *et al.*, 2020). C'est l'interaction adaptative complexe entre les organismes vivants, le climat et les processus plus larges du système terrestre qui a donné naissance à une biosphère résiliente. La biosphère existe depuis environ 3,5 milliards d'années et l'homme moderne (*Homo sapiens*) y vit depuis environ 250 000 ans (Mounier & Mirazón Lahr, 2019). Alimentés par le soleil, la biosphère et le système terrestre coévoluent, les actions humaines faisant partie intégrante de cette coévolution (Jørgensen *et al.*, 2019).

La vie a transformé la Terre, en médiant les flux d'éléments et d'énergie de la plus petite à la plus grande échelle spatiale (Schramski *et al.*, 2015; Le Quéré *et al.*, 2016). La diversité et les distributions de la vie végétale, animale et microbienne reflètent des processus évolutifs et écologiques contraints par des gradients abiotiques à grande échelle d'énergie, de ressources et de conditions météorologiques sur terre (Hawkins *et al.*, 2003; Kreft & Jetz, 2007) et dans les océans (Vallina *et al.*, 2014; Woolley *et al.*, 2016; Frainer *et al.*, 2017; Tréguer *et al.*, 2018a). Même si la distribution de la biodiversité reflète des gradients d'énergie et de ressources limitantes, elle contribue également à l'efficacité avec laquelle ces gradients sont exploités pour conférer un fonctionnement aux écosystèmes, comme la variabilité des taux de production

primaire et secondaire (Baldocchi, 2014; Niu *et al.*, 2017; Jia *et al.*, 2018). Pourtant, comprendre comment les rétroactions entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes se produisent, et varient de l'échelle locale à l'échelle biogéographique, est un défi majeur (Enquist *et al.*, 2003, 2007; Grace *et al.*, 2007; Gross & Cardinale, 2007; Violle *et al.*, 2014; Maestre *et al.*, 2016; Tréguer *et al.*, 2018b ; Le Bagousse-Pinguet *et al.*, 2019), une question qu'il est urgent de résoudre alors que les changements de la biodiversité se produisent à de multiples échelles en réponse au réchauffement climatique, aux introductions d'espèces et à la dégradation des habitats (Reichstein *et al.*, 2014; Isbell *et al.*, 2017; Chase *et al.*, 2019).

Depuis l'émergence de l'*Homo sapiens*, l'ampleur de l'influence de notre espèce sur l'écologie des écosystèmes n'a cessé de croître. L'étendue des écosystèmes au sein desquels l'homme est devenu une force écologique dominante, souvent en les modifiant volontairement, s'est étendue, et plus particulièrement depuis le milieu du vingtième siècle (Russell & Kueffer, 2019). A l'époque de l'Holocène (de 10 000 à 12 000 ans avant le présent) succède donc le temps de l'Anthropocène et de la "grande accélération" (Crutzen, 2002, 2006), période durant laquelle l'influence d'*Homo sapiens* sur la biosphère a atteint un niveau tel, qu'elle est devenue une "force géologique" majeure, capable de rivaliser dans ses impacts sur le fonctionnement du système Terre avec les "grandes forces de la Nature" (Steffen *et al.*, 2011).

L'environnement aquatique est constitué d'écosystèmes marins et d'eau douce. L'environnement marin couvre environ 71 % de la surface de la Terre, y compris les océans, les estuaires, les récifs coralliens et les écosystèmes côtiers, tandis que les écosystèmes d'eau douce couvrent environ 1% de la surface de la Terre et sont constitués d'écosystèmes lentiques, lotiques et de zones humides (Häder *et al.*, 2020). Ensemble, ces environnements génèrent environ 50% de la production primaire nette mondiale (Alexander, 1999). Bien que les producteurs primaires aquatiques ne représentent qu'environ 1% des producteurs primaires dans les écosystèmes terrestres, les premiers sont comparables aux écosystèmes terrestres en produisant 50% de la biomasse, en incorporant 50% du CO₂ anthropique et en étant responsables de 50% de l'émission d'oxygène sur cette planète (Longhurst *et al.*, 1995 ; Rousseaux & Gregg, 2014). Environ 90% du CO₂ libéré par l'homme est absorbé par les océans (Reid, 2016) et en canalisant l'excès de CO₂ vers les sédiments des grands fonds, via la pompe biologique, ils contribuent à atténuer le changement climatique (Hain *et al.*, 2013).

Ces écosystèmes marins sont exploités pour fournir de la nourriture, des moyens de transport et des loisirs. Les écosystèmes marins fournissent également des ingrédients pour les engrais,

les additifs et les cosmétiques, tandis que les écosystèmes d'eau douce sont utilisés pour l'approvisionnement en eau potable, l'assainissement et les utilisations agricoles et industrielles. Les activités anthropiques ont un impact considérable sur les écosystèmes aquatiques, qui sont également de plus en plus touchés par le changement climatique, les développements urbains et touristiques et l'exploitation non durable des ressources aquatiques (Häder *et al.*, 2020). La pollution des masses d'eau due aux ruissellements agricoles, industriels et urbains et à l'élimination des déchets compromet l'approvisionnement en eau potable et a des effets négatifs sur les organismes marins et d'eau douce (Verhougstraete *et al.*, 2015). Les zones côtières représentent environ 7% des environnements marins, mais en raison de leur forte productivité primaire, elles fournissent plus de 50% de la nourriture des écosystèmes océaniques (Alexander, 1999), mais elles sont aussi fortement impactées par les polluants.

La zone côtière est un espace complexe, dynamique et fluctuant (Daeden, 2015), peut-être plus que tout autre environnement. Elle est soumise à des demandes croissantes de la part d'une population humaine de plus en plus nombreuse qui préfère s'installer, vivre, travailler et se divertir dans cette bande étroite (Tortell, 1992 ; Small *et al.*, 2003). Les estimations montrent qu'environ 60% de la population mondiale vit près de la côte (Doukakis, 2005). La zone côtière est le lieu de multiples activités, qui interagissent plus ou moins fortement avec l'environnement et peuvent avoir des impacts significatifs sur le fonctionnement et la qualité du système côtier (Tixerant, 2004). Au cours du siècle dernier, les zones côtières méditerranéennes ont subi une pression humaine considérable (Cuttelod *et al.*, 2008; Plan Bleu, 2015). En effet, plus d'un tiers de la population vit dans les régions côtières, soit moins de 12% de leur territoire, ce qui représente une réelle menace pour les écosystèmes côtiers (Plan Bleu, 2012).

La mer Méditerranée, du latin *Mare medi terraneum* (la mer au milieu des terres), est un vestige de l'océan Téthys. Formée il y a de cela 50 à 60 millions d'années par la convergence des plaques continentales africaine et eurasienne, elle est le fruit d'une histoire géologique complexe. Avec une surface de près de 2.5 millions de km² et une profondeur moyenne de 1460m, la Méditerranée représente la mer fermée, ou plutôt semi-fermée, la plus large et la plus profonde de notre planète. Elle est connectée à l'océan Atlantique via le détroit de Gibraltar, à la mer Noire par le détroit des Dardanelles puis du Bosphore et sur la mer Rouge par le canal de Suez (Moullec, 2019). À l'échelle régionale, la mer Méditerranée joue un rôle de sentinelle du réchauffement climatique puisqu'elle et son biote réagissent rapidement au changement climatique (Gravili *et al.*, 2013; Boero, 2015; Gravili, 2020). La région méditerranéenne est

considérée comme l'un des « *hotspot* » (une zone de grande importance) mondial de biodiversité identifiée, marqué par une importante diversité spécifique et un fort taux d'endémisme. Il abrite 4 à 18% des espèces marines identifiées, ce qui est considérable étant donné qu'il ne représente que 0,82% de la surface de l'océan mondial (Coll *et al.*, 2012a; Cramer *et al.*, 2018). La mer Méditerranée est exposée à des pressions environnementales de nature anthropique et aux changements globaux en cours tels que l'augmentation des températures, de la salinité et de la montée du niveau de la mer (Kress *et al.*, 2014). Des mortalités massives causés par des anomalies thermiques ont été observés dans le nord de la Méditerranée au cours des dernières décennies (Garrabou *et al.*, 2009; Verdura *et al.*, 2019 ; Aurelle *et al.*, 2020). Par ailleurs, la surpêche, la pollution d'origine tellurique, la dégradation ou la perte d'habitats critiques, les introductions d'espèces et le changement climatique sont tous répandus en Méditerranée, et leurs impacts qui peuvent opérer en synergie, entraînent des modifications profondes de la structure, de la stabilité et du fonctionnement des écosystèmes marins (Coll *et al.*, 2012b; Albouy *et al.*, 2014; Boudouresque, 2017; Gattuso *et al.*, 2018; Aurelle *et al.*, 2020). La mer Méditerranée est considérée comme un « *hotspot* » des changements mondiaux causés par l'activité humaine (Ramírez *et al.*, 2018; Stock *et al.*, 2018) (Figure 1).

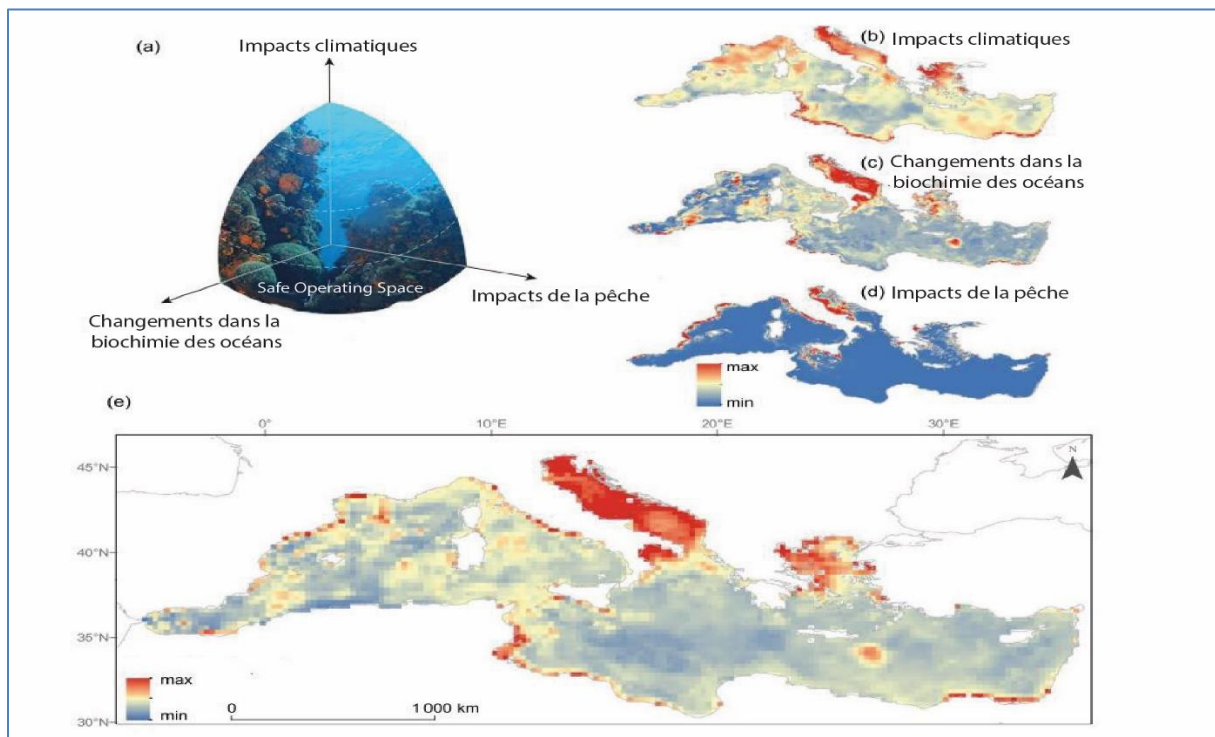


Figure 1 : Congruence spatiale du climat et des impacts humains.

Un SOS pour la mer Méditerranée. Trois dimensions of the « Safe Operating Space » (SOS) pour la mer Méditerranée (a), reflétant l'intensité (b) du réchauffement de l'océan induit par le changement climatique (température de la surface de la mer, pression partielle de CO₂ et pH), (c) des changements

de la biochimie de l'océan probablement causés par des changements d'utilisation des terres (concentrations de nutriments, production primaire nette et concentrations d'oxygène dissous), et (d) des impacts de la pêche. Tous ces facteurs de stress sont combinés dans (e) pour donner un aperçu de l'hétérogénéité spatiale de l'ampleur des changements environnementaux et mettre en évidence les zones marines qui ont subi les plus grands changements récents des conditions environnementales. Le maintien de ces écosystèmes dans un état de conservation et d'utilisation durable souhaitable (en les conservant dans l'espace d'exploitation sûr) à mesure que le changement climatique progresse exige la gestion des facteurs de stress humains en interaction pour les ramener de niveaux excessifs (indiqués par les arcs inférieurs en pointillés, les lignes bleues en -a-) à des niveaux acceptables (arcs supérieurs), ([Ramírez et al., 2018](#)).

Le littoral algérien de 1622 km, comme la plupart des zones côtières méditerranéennes, est confronté à de graves problèmes environnementaux, car il constitue 37% de la population dans une bande côtière qui représente 1,9% du territoire national ([Khelil et al., 2019](#)). La population algérienne estimée à 41 millions d'habitants est concentrée dans les 14 wilayas côtières. Bien que la loi relative à la protection et à la valorisation du littoral n° 02-02 du 5 février 2002 interdit de porter atteinte à l'état naturel du littoral, le déversement des polluants chimiques et organiques dans les eaux littorales est toujours d'actualité. La côte algérienne est fortement anthropisée. L'homme est la première victime de son insouciance, la santé des baigneurs et des consommateurs des produits de la pêche est sérieusement menacée. Quant à la biodiversité, elle encourt un grand risque de mal-adaptation ([Benkhedda et al., 2018](#)).

La pollution chimique est reconnue comme l'une des principales pressions à l'origine de la perte de biodiversité dans le monde ([Backhaus et al., 2012](#)), en particulier dans les zones côtières en raison de la forte utilisation anthropique des habitats côtiers. Les écosystèmes benthiques côtiers sont caractérisés par une grande diversité de biotopes et une biodiversité élevée, mais malheureusement, la plupart des pollutions sont concentrées dans ces zones. Plusieurs cas ont été décrits dans la littérature sur la réduction importante des populations de poissons et d'invertébrés à proximité des sites de rejet d'effluents ([Fernandez, 2019](#)). Les produits chimiques absorbés par les organismes peuvent interagir avec les macromolécules biologiques, produisant plusieurs effets toxicologiques aux niveaux cellulaire et moléculaire. Ces effets comprennent l'inhibition des enzymes, l'altération des propriétés de transport, l'altération du fonctionnement des récepteurs membranaires et intracellulaires, l'altération des voies de signalisation intracellulaires, le stress oxydatif et les lésions de l'ADN ([Calisi et al., 2008](#); [Regoli & Giuliani, 2014](#); [Bolognesi & Cirillo, 2014](#)). Ces effets primaires aux niveaux moléculaire et cellulaire peuvent produire des effets toxiques intégrés au fil du temps, y compris une altération du fonctionnement des organes et des systèmes tels que des effets neurotoxiques,

des réponses immunologiques, une hépatotoxicité, des changements comportementaux, des altérations de la reproduction et du développement, une perturbation endocrinienne et une génotoxicité (Mearns *et al.*, 2020). Ces effets toxicologiques intégrés, qui entraînent des conséquences néfastes au niveau de l'organisme, peuvent mettre en danger la survie de l'espèce à une échelle temporelle plus large. L'étude des altérations moléculaires, cellulaires et physiologiques de l'organisme en relation avec l'exposition aux polluants chimiques a contribué au développement de plusieurs marqueurs (biomarqueurs) de l'exposition et des réponses toxicologiques aux polluants chimiques (Owen *et al.*, 2008; Hook *et al.*, 2014).

Ces facteurs de stress menacent la durabilité et l'existence de la biodiversité marine (Dulvy *et al.*, 2003; Sala & Knowlton, 2006) et la série de bénéfices que ces écosystèmes procurent (Worm *et al.*, 2006; McCauley *et al.*, 2015). L'accroissement ces pressions anthropiques sur l'océan, et particulièrement sur le littoral ne cesse de s'intensifier et a sérieusement dégradé la biodiversité marine. Cette biodiversité, qui est le produit de plusieurs milliers d'années d'évolution, constitue un patrimoine naturel et une ressource vitale dont l'humanité dépend. Beaucoup de ces espèces sont indispensables au bien-être des humains, soit directement comme ressource vivrière, soit indirectement pour maintenir le bon fonctionnement des écosystèmes marins et des services qu'ils produisent pour la biosphère, dont l'humanité. La biodiversité désigne à la fois la variabilité au sein des organismes vivants d'une même espèce (diversité génétique, physiologique ou biologique), mais aussi le nombre et la proportion des espèces qui composent une communauté et enfin les écosystèmes (littoraux, de plateau ou hauturiers) d'une zone géographique donnée. Face à des pressions naturelles et anthropiques, la perte de diversité génétique affaiblit la capacité d'une espèce à s'adapter, la perte du nombre d'espèces affaiblit la capacité d'une communauté biologique, voire d'un écosystème, à résister aux impacts anthropiques et aux changements environnementaux et ainsi la capacité d'adaptation de la biosphère toute entière (Fromentin *et al.*, 2019). La biodiversité joue donc un rôle essentiel dans le fonctionnement des écosystèmes marins et contribue à de nombreux services écosystémiques. De ce fait, la perte de biodiversité pourrait avoir de graves conséquences non seulement sur le plan économique et sur l'approvisionnement des populations humaines en produits de la mer, mais aussi sur les services supports de l'océan et ses services de régulation (Fromentin *et al.*, 2019).

Les organismes marins peuvent être exposés à une très grande variété de composés chimiques; il est pratiquement impossible de résumer toutes les différentes sources à partir desquelles les polluants sont libérés dans l'environnement par des voies directes ou indirectes (Benedetti *et*

al., 2015). Le terme "polluants environnementaux" ne doit pas être généralisé, car les différents produits chimiques diffèrent grandement en termes de propriétés, d'origine, de distribution et de mobilité dans les matrices environnementales, de biodisponibilité et d'effets biologiques (Benedetti *et al.*, 2015). Outre les classes traditionnelles telles que les métaux traces, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), le pétrole brut, les xénobiotiques organohalogénés, les pesticides, les composés organostanniques et les retardateurs de flamme (pour n'en citer que quelques-uns), un intérêt croissant a été porté au cours de la dernière décennie aux polluants émergents, qui comprennent les perturbateurs endocriniens, les produits pharmaceutiques et de soins personnels, les nanoparticules et les microplastiques (Fabbri, 2015).

La pollution chimique due au rejet de contaminants dans la mer représente l'une des principales menaces pour le milieu marin, affectant la santé des organismes, leur capacité à restaurer leur état homéostatique, et mettant à son tour en danger la biodiversité. Les réponses moléculaires et cellulaires aux polluants chimiques, connues sous le nom de biomarqueurs, sont des méthodes basées sur les effets qui peuvent être utilisées pour détecter l'exposition et évaluer l'impact des polluants sur le biote pour la surveillance de l'environnement. Ces polluants chimiques rejetés dans la mer, qu'ils proviennent de sources ponctuelles ou diffuses, constituent l'une des menaces majeures pour le milieu marin, ses ressources et ses services, et restent un défi environnemental important (Rios *et al.*, 2007; Mearns *et al.*, 2020). Les activités anthropiques, tant maritimes que terrestres, entraînent le rejet de contaminants dans le milieu marin. La navigation est une source de polluants par le biais de déversements accidentels, de rejets opérationnels et de la lixiviation de peintures antisalissures ; la mariculture est responsable du rejet de médicaments, de biocides et d'additifs alimentaires ; les activités offshore produisent des déblais de forage et des rejets d'hydrocarbures ; le dragage des sédiments et l'immersion en mer contribuent à l'augmentation du niveau de contaminants dans la colonne d'eau (Tornero & Hanke, 2016). En outre, le rejet dans la mer de contaminants chimiques provenant d'activités terrestres, telles que le rejet d'eaux usées urbaines, les activités industrielles et agricoles, l'exploitation minière et le ruissellement des zones côtières, contribue considérablement à la contamination des mers. Les contaminants chimiques tels que les produits pétroliers, les engrais, les pesticides, les métaux à l'état de traces, les composés antisalissures, les matières plastiques, les produits pharmaceutiques et vétérinaires représentent une menace mondiale pour la santé de l'environnement marin (Lionetto & Esposito Corcione, 2021), car ils influencent la santé des organismes marins, leur capacité à retrouver leur état

homéostatique et, par conséquent, mettent en danger la biodiversité. Plusieurs d'entre eux sont des contaminants de préoccupation émergente, qui comprennent un large éventail de produits chimiques anthropiques qui n'ont pas encore de normes réglementaires (Torres-Padrón *et al.*, 2020).

Les biomarqueurs de la pollution sont définis comme des altérations induites par les contaminants dans les composants moléculaires et cellulaires des organismes à la suite de l'exposition de ces derniers aux polluants présents dans l'environnement (Marigómez *et al.*, 2013). Les effets nocifs des polluants s'exercent généralement d'abord à des niveaux inférieurs de l'organisation biologique avant que les perturbations ne se manifestent au niveau de la population, de la communauté ou de l'écosystème sur une plus grande échelle de temps. C'est pourquoi les biomarqueurs mesurés au niveau moléculaire ou cellulaire ont été proposés comme outils sensibles d' "alerte précoce" pour la mesure des effets biologiques dans l'évaluation de la qualité de l'environnement (Hagger *et al.*, 2006). En particulier, les biomarqueurs d'exposition sont des changements cellulaires réversibles précoces dans l'organisme, qui permettent de détecter rapidement l'exposition des organismes aux polluants. Les biomarqueurs d'effet évaluent les effets toxicologiques exercés sur les organismes par l'exposition aux polluants et sont directement liés au risque d'effets néfastes sur la santé. Les biomarqueurs de susceptibilité sont des caractéristiques intrinsèques de l'organisme qui expliquent une sensibilité accrue aux effets d'un polluant environnemental.

Les altérations des niveaux d'activité des enzymes impliquées dans le métabolisme des xénobiotiques, la neurotoxicité et le stress oxydatif qui sont des marqueurs biochimiques connus pour répondre au stress environnemental lié à l'exposition chimique, et leur utilisation combinée est fortement recommandée (Capó *et al.*, 2015; Mejdoub *et al.*, 2017; Solé & Sanchez-Hernandez, 2018). L'enzyme acétylcholinestérase (AChE) catalyse l'hydrolyse du neurotransmetteur acétylcholine au niveau des terminaisons nerveuses cholinergiques et est inhibée par plusieurs composés différents, tels que les insecticides organophosphorés (OP) et carbamates (Kristoff *et al.*, 2010). L'exposition aux toxiques organiques augmente la production d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) qui peuvent réagir avec des macromolécules importantes, telles que l'ADN, les protéines et les lipides (Dallarés *et al.*, 2018). Les enzymes antioxydantes, comme la glutathion peroxydase (GPx), la glutathion réductase (GR) et les glutathion S-transférases (GST), effectuent des réactions spécifiques pour prévenir les effets néfastes des ROS (Regoli & Giuliani, 2014). Ces enzymes interagissent dans un réseau

complexe et, avec la peroxydation lipidique (LPO), sont fréquemment utilisées comme indicateurs du stress oxydatif induit par la pollution chimique chez les bivalves (Matozzo *et al.*, 2018). Les polychètes ont été largement utilisés dans les études écotoxicologiques de l'environnement benthique dans les estuaires et les zones côtières en raison de leur petite taille, leur cycle de vie relativement court, la facilité d'entretien en laboratoire, leur capacité à se nourrir, leur résistance aux conditions environnementales défavorables, leur sensibilité à divers produits chimiques et leur distribution écologique mondiale (Reish, 1997; Rica Dean, 2008; Rhee *et al.*, 2012). Plusieurs auteurs ont souligné le rôle écologique clé joué par les polychètes dans la décomposition de la matière organique sédimentaire, la bioturbation des sédiments marins et le transfert de nutriments vers la colonne d'eau (Hutchings, 1998; López & Richter, 2017; Kauppi *et al.*, 2018). Ces organismes sont également considérés comme des proxies bien adaptés pour surveiller les perturbations environnementales et la pollution marine, car ils sont continuellement exposés à une large gamme de xénobiotiques dans les sédiments et l'eau (Olsgard *et al.*, 2003 ; Díaz-Castañeda & Reish, 2009).

Depuis quelques années, les études d'écologie benthique ont cependant montré qu'ils jouaient un rôle essentiel dans la plupart des écosystèmes marins, en particulier dans les fonds meubles, qu'ils dominent à la fois en terme de diversité mais également d'abondance (Capa & Hutchings, 2021; Magalhães *et al.*, 2021). Ces annélides sont présents de la zone intertidale aux fond abyssaux, des zones polaires aux zones équatoriales et jouent un rôle essentiel dans la plupart des réseaux trophiques marins grâce à des stratégies alimentaires très variées (Capa & Hutchings, 2021). Certaines de ces espèces ont une réelle importance économique (comme appâts pour la pêche ou nourriture pour les poissons d'élevage) (Lavesque *et al.*, 2017); d'autres peuvent avoir des intérêts thérapeutiques (transport d'oxygène par des hémoglobines dérivées du sang d'arénicole) (Batoool *et al.*, 2021), d'autres encore peuvent servir de bio-indicateurs (Capa & Hutchings, 2021).

Les polychètes sont parmi les groupes de métazoaires les plus diversifiés, avec un nombre estimé de 2481 espèces en mer Méditerranée, représentant 20,5% des 12 088 espèces rapportées au niveau mondial (Horton *et al.*, 2021). Ils présentent une grande variété fonctionnelle et une adaptation à différentes conditions environnementales (Musco, 2012; Giangrande & Gravina, 2015; Casoli *et al.*, 2019). L'abondance et la diversité des polychètes sont souvent utilisées pour évaluer l'état et la dynamique des communautés benthiques (Giangrande *et al.*, 2005).

L'annélide polychète *Perinereis cultrifera* a été décrit pour la première fois par Grûbe (1840) à la mer Adriatique. L'appellation *Perinereis cultrifera* du latin *Perinereis* qui désigne le genre ressemblant aux annélides, car c'est un ver annelé doté de pattes et *cultrifera* vient de couteau ou la capacité à creuser des galeries dans la roche (Hamdi, 2016). Il a été considéré comme une espèce cosmopolite (Park & Kim, 2017), il est un polychète fouisseur actif dans les sédiments peu profonds (Jumars *et al.*, 2015) et possède des propriétés antibactériennes et antifongiques (Majumder *et al.*, 2010). De la famille des Nereididae c'est un métazoaire triploblastique ayant un organisme vermiforme métamérisé ; c'est un ver marin de couleur bronze vert à rouge clair dorsalement (Grûbe, 1840), cette espèce sédentaire vit sous les pierres ensablées ou dans les cavités et les fissures de roches parmi les algues (Scaps *et al.*, 1992; Rouabah & Scaps, 2003; Younsi *et al.*, 2006).

La reproduction est le processus complexe qui marque la création d'un nouvel individu assurant la continuité et l'immortalité des espèces grâce au transfert d'informations génétiques d'une génération à l'autre (Gallo & Tosti, 2020) elle est donc essentielle pour la perpétuité de toutes les espèces (Franssen *et al.*, 2020). En outre, la capacité de reproduction dépend fortement de la salinité et la température (Pardal *et al.*, 1993). Ces deux facteurs physiques peuvent fortement influencer la répartition des espèces par leurs impacts sur les stades benthiques et pélagiques (Bharathidasan *et al.*, 2017).

Ainsi, les mécanismes de reproduction des organismes modèles ont été récemment reconnus comme importants pour évaluer l'impact toxicologique d'une variété des facteurs de stress environnementaux (Gallo & Tosti, 2020) car la pollution de l'environnement due à des activités anthropiques peuvent perturber le développement normal et le fonctionnement des systèmes reproducteurs des animaux marins (Matranga & Yokota, 2008) vu que la reproduction est étroitement liée à l'énergie corporelle et à l'état métabolique (Franssen *et al.*, 2020), et si on se focalise sur les polychètes et spécialement sur les Nereididae on trouve que ces derniers présentent un large éventail de modes de reproduction (Bharathidasan *et al.*, 2017) qui se diffère d'une espèce à l'autre et qui sont ostensiblement variables même entre les espèces morphologiquement similaires (Levin & Bridges, 1995).

Les protéines sont des composés organiques constitués de carbone (C), d'hydrogène (H), d'oxygène (O) et d'azote (N), auxquels s'ajoute parfois le soufre (S) (Bouget, 2020), elles sont des molécules complexes constituées d'une ou plusieurs chaînes d'acides aminés et sont essentielles pour tous les organismes vivants (March *et al.*, 2021). Ces protéines couvrent une

gamme d'actions fondamentales dans un organisme vivant, y compris les fonctions enzymatiques et hormonales, le transport de biomolécules dans l'environnement cellulaire, l'approvisionnement en énergie, la construction et la réparation des tissus (Finkelstein *et al.*, 2016). Pour analyser les protéines ovocytaires, il faut mettre en lumière les ovocytes, en effet ces ovocytes sont libres dans la cavité coelomique, cavité qui renferme en outre le milieu intérieur ou liquide coelomique et des cellules somatiques : les coelomocytes et en dehors de son rôle génétique, une des fonctions de l'ovocyte est de fournir les réserves qui serviront à alimenter le jeune embryon. Ces réserves se subdivisent en deux catégories : le vitellus et les lipides regroupés pour une grande part en des globules de taille importante (Belhamra, 1985) le vitellus (réserves nutritives) employé pour définir les réserves protéiques de l'œuf dont l'élément majeur a reçu le nom de vitelline cette dernière constitue 60 à 90% des protéines dans l'ovocyte mature (Snani, 2016). Dans le même contexte des protéines on constate que le métabolisme des protéines intègre l'ensemble des processus régulant le métabolisme des acides aminés et le renouvellement des protéines corporelles (Bouget, 2020) et peuvent jouer un rôle dans les mécanismes cellulaires de réponse au stress établies comme biomarqueurs et utilisées pour évaluer la santé des milieux marins côtiers (Kuplik *et al.*, 2019) reliant directement l'impact et la réponse physiologique (Trapp *et al.*, 2014, Tomanek *et al.*, 2014), Donc les protéines sont les effecteurs immédiats des processus biologiques et fournissent un compte rendu précis de l'état actuel d'une cellule, d'un tissu ou de tout l'organisme. Dans de nombreux cas, la réponse à un changement des conditions environnementales se reflétera dans la réponse d'un réseau protéique (Kuplik *et al.*, 2019).

Chez les Annélides polychètes notamment l'espèce *Perinereis cultrifera*, l'accumulation de protéines totales et exogènes ; la vitelline est produite au cours de la deuxième étape de l'ovogénèse « la corticogénèse » qui suit l'étape de la vitellogénèse. En outre, les résultats des études métaboliques *in vitro* montrent une augmentation progressive du taux de sécrétion de vitellogénines (le précurseur) nouvellement synthétisé par les coelomocytes (éléocytes) qui produisent cette protéine jusqu'à la fin de la croissance des ovocytes. Ainsi, contrairement aux résultats des études précédentes cytologiques et auto-radiographiques, les données actuelles indiquent clairement que le processus de vitellogénèse est actif non seulement pendant la phase de vitellogénèse, mais aussi tout au long de la corticogénèse (Baert *et al.*, 2011a). La vitellogénine synthétisée est incorporée dans les ovocytes après le transfert par le biais du fluide coelomique. Dans les cellules germinales, un processus de conversion, impliquant des clivages

protéolytiques de la vitellogénine, produit des vitellines matures qui sont accumulés dans les granules vitellins (Maurice *et al.*, 2011).

Chez les Nereididae le vitellus accumulé est d'origine hétérosynthétique, la vitellogénine est produite puis transportée à l'ovocyte via endocytose, contrairement au processus autosynthétique (production par des organites protéosynthétique de l'ovocyte elle-même) ; chez *P. cultrifera* la vitellogénine (la molécule précurseur) secrétée par les éleocytes (cœlomocytes phagocytaires) donne naissance à une forme initial de vitelline, qui entre un processus protéolitique produisant alors la forme mature de vitelline le vitellus (de nature glycolipoprotéique, destiné au développement de l'embryon) qui sera accumulée au niveau des granules vitellins.

Le processus de reproduction chez les vers marins est très divers. Chaque espèce a presque son propre mode de reproduction. Pour atteindre la reproduction, le phénomène de la maturation sexuelle consomme jusqu'à 75 % de l'énergie et du cycle de vie du ver. Ainsi, pendant cette maturation les gamètes sont issus de la prolifération des cellules péristomiennes. Ces cellules sont déchargées dans la cavité cœlomique en tant que gamétocytes primaires. La formation de gamète peut se produire le long de la cavité du corps ou seulement dans certains secteurs appelés le segment reproducteur (Snani, 2016). Le déclenchement de la reproduction est intimement lié à l'effet combiné de plusieurs facteurs abiotiques tels que la phase lunaire et l'augmentation de la température de l'eau (Goerke, 1984). Ils sont gonochoriques et ne présentent pas d'organes génitaux bien différenciés. Cependant, ils possèdent des masses de cellules gamétiques, qui apparaissent comme des renflements du péritonium dans certains segments du corps. Certains auteurs considèrent ces structures chez les femelles de la majorité des Polychètes comme des ovaires. À maturité, les produits génitaux sont libérés, tombent dans le cœlome, puis sont évacués par les Néphridies.

Perinereis cultrifera, comme tous les Néréidiens, ne se reproduit qu'une seule fois, elle ne survit pas à l'émission de ses produits génitaux (sémelparité). Comme de nombreuses espèces de *Nereis*, elle subit au moment de la maturité génitale ; l'épitoque et celle-ci se traduit par des transformations de la musculature et par le développement, sur les parapodes, de palettes natatoires. Au terme d'un cycle biologique sédentaire de trois ans, l'épitoque permet à l'animal de mener une vie pélagique. Mâles et femelles se retrouvent en de véritables essaims et au cours d'une danse nuptiale rejettent leurs gamètes dans l'eau de mer et la fécondation s'opère.

Quel que soit le mode de reproduction sans modifications morphologiques « atoquie » ou elle s'accompagne de transformations somatiques « épitoquie » (Durchon, 1967), le cycle de vie de ce ver est de type benthopélagique à phase semi-pélagique brève. Les œufs sont lécithotrophes et benthiques. Sa large répartition géographique, sa forte abondance, sa disponibilité toute l'année, sa récolte aisée et sa faible mobilité, cette espèce apparaît être un bon candidat potentiel afin de servir en tant qu'espèce sentinelle dans le but de prédire l'action de substances xénobiotiques sur le vivant en milieu littoral (Scaps *et al.*, 1992b).

Notre étude consiste à échantillonner respectivement trois populations de l'espèce *P. cultrifera* sur le littoral Est-Algérien en Méditerranée, collectées à partir de trois sites El-Kala (La Montagne) considérée comme site de référence, Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) comme sites affectés par une pollution industrielle et urbaine.

La majeure partie de nos travaux a été réalisée pendant la période qui s'étend de Janvier à Décembre 2019 cependant certains dosages ont été entretenus entre 2021 et 2022 durant lesquels nous avons testé l'impact du stress environnemental sur le déroulement de la reproduction d'une espèce sentinelle *Perinereis cultrifera* suscitant divers types d'analyses :

- Une analyse écologique (paramètres physico-chimiques de l'eau de mer, inventaire et biodiversité ainsi que les indices écologiques).
- Une analyse morphométrique et pondérale (Taille corporelle et poids corporel).
- Une analyse de la reproduction consacrée à la différenciation des sexes, le diamètre ovocytaire et la distribution des fréquences de taille ovocytaire ainsi que l'indice de maturité sexuelle.
- Une analyse biochimique représentée par la quantification des réserves énergétiques (vitellogénines et vitellines ; protéines corporelles et ovocytaires ; lipides corporelles et ovocytaires).
- Une analyse écotoxicologique par l'évaluation de l'activité enzymatique de l'Acétylcholinestérase (AChE), la Glutathion S-transférase (GST), la Glutathion peroxydase (GPx) et le Malondialdéhyde (MDA).
- Une analyse histologique du métastomium (cavité cœlomique) des femelles en période d'essaimage.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Analyse écologique

2.1.1 Localisation et présentation des sites d'étude

Les régions côtières sont des environnements complexes et dynamiques qui fournissent d'immenses services écosystémiques. Elles sont dotées d'une grande diversité écologique et d'une importance économique cruciale et ne cessent de changer de forme et de position en raison de la dynamique de l'eau, principalement associée aux vagues, aux marées, aux vents, aux tempêtes périodiques, aux changements du niveau de la mer et aux processus géomorphologiques tels que l'érosion et l'accrétion. Elles peuvent être considérées comme très vulnérables aux changements environnementaux et ont été largement affectées par les activités anthropiques (eaux usées municipales, effluents industriels, rejets agricoles et ruissellement des eaux usées, exploitation des ressources naturelles). Différents types de contaminants (les hydrocarbures, les composés organiques halogénés, les composés organophosphorés, les xénoestrogènes, les produits pharmaceutiques et de soins personnels, ainsi que d'autres contaminants émergents et les microplastiques) et d'autres facteurs de stress environnementaux ont affecté le littoral Est Algérien. En raison de l'industrialisation et de la croissance de la population humaine dans la région, tous ces contaminants potentiels se retrouvent dans la Mer. Au cours des dernières décennies, de nombreuses études ont été menées pour mesurer les concentrations environnementales de ces contaminants dans l'eau, les sédiments et les organismes de la région. Dans cette étude, nous avons considéré trois sites du littoral Est Algérien : deux sites (Annaba et Skikda) en fonction de leur position par rapport aux sources potentielles de pollution, et un troisième site (El-Kala) qui est une zone relativement propre, loin de toute influence urbaine ou industrielle (Tableau 1 ; Figure 2).

Tableau 1 : Localisation et nature des divers types d'anthropisation des trois sites de biosurveillance (El-Kala, Annaba et Skikda).

Site	Latitude	Longitude	Types d'anthropisation
El-Kala	36°54'0.14"N	8°28'12.48"E	Activités touristiques et pêche.
Annaba	36°55'0.88"N	7°46'5.96"E	Effluents domestiques et industriels, évacuation des eaux usées domestiques, navigation de plaisance, activités touristiques et baignades.
Skikda	36°53'49.51"N	6°52'50.39"E	Effluents domestiques et industriels, activités touristiques, pêche, pratiques agricoles, domestiques et aquacoles.

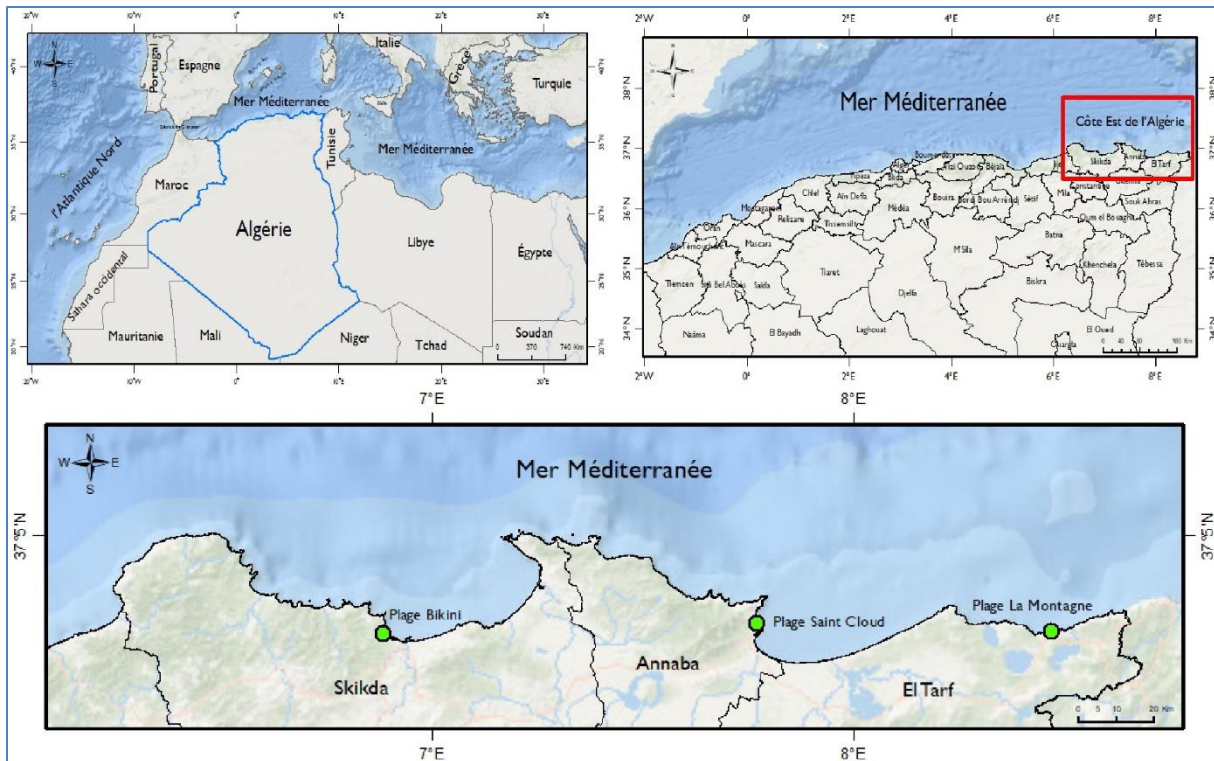


Figure 2 : Localisation géographique, Map numérisée (ArcGIS Pro + Landsat 8) des trois sites d'échantillonnage de *Perinereis cultrifera* sur le littoral Est Algérien (El-Kala, Annaba et Skikda), (Photo personnelle, 2022).

2.1.2 Plage La Montagne (El-Kala)

La région d'El-Kala est l'un des exceptionnels sites en matière de la diversité naturelle et des espèces rares. Elle renferme une richesse et une biodiversité exceptionnelle, une diversité des espèces animaux et végétaux, des écosystèmes naturels (lacustre, lagunaire, palustre, marin, forestier, dunaire) notamment dans le Parc National d'El-Kala ou des richesses protégées et valorisées sont reconnues par l'UNESCO (Réserve mondiale de la biosphère), ainsi que le classement de ses zones humides sur la liste Ramsar d'importance internationale. Au plan mondial, les zones humides font d'ailleurs parties de la catégorie des systèmes prestigieux les plus menacés au monde à l'instar des forêts tropicales et des récifs coralliens (Barnaud & Fustec, 2007). A cet égard, elles sont les seuls milieux à faire l'objet d'une convention internationale (Ramsar en Iran 1971), dont l'objectif est la conservation et l'utilisation durable de ces espaces. A l'égard des régions à potentialités significatives des zones humides mondiales, la région d'El-Kala est classée parmi les zones humides les plus importantes au monde. Elle est caractérisée par la présence d'un ensemble d'écosystèmes lacustre uniques qui en font une région exceptionnelle. En effet, elle se singularise par la présence d'un complexe de lacs, des zones marécageuses, d'embouchures, des aulnaies, des lagunes et zones humides de notoriété international inscrits sur la liste Ramsar relative à la convention sur les zones

humides. Cette biodiversité est classée rare ou rarissime selon les normes mondiaux : CITES (la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées) et UICN (l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature), elle est considérée comme un réservoir de la biodiversité de la région méditerranéenne. Le prélèvement des échantillons s'est effectué au niveau du site d'El-Kala « Plage La Montagne » qui est éloignée des sources de pollution et donc a servi comme référence (Figure 3).



Figure 3 : Plage La Montagne (El-Kala) (Photo personnelle, 2019).

2.1.3 Plage Saint-Cloud (Annaba)

La région de Annaba est située à l'Est de l'Algérie entre les latitudes (36°30) Nord et (37°03) Nord, et les longitudes (07°20) Est et (08°40) Est, d'une superficie totale de 1411.98 km². Elle est limitée par la mer Méditerranée au Nord, la wilaya de Guelma au Sud, et respectivement à l'Est et à l'Ouest par les wilayas d'El-Tarf et de Skikda. Le climat est de type méditerranéen caractérisé par un hiver doux et humide et un été sec et chaud. Annaba est considérée comme étant un pôle très important en Algérie par la présence du complexe d'engrais (FERTIAL), les unités laitières (ORELAIT), les unités métallurgiques (PROMETAL, SIDER) et le complexe sidérurgique d'El-Hadjar qui sont les principales sources de pollution industrielle dans le site d'Annaba. Son golf s'étend sur 40 km² et reçoit les rejets urbains des quartiers centre et ouest d'Annaba sans traitement préalable ainsi que les eaux de pluie. Il est, par ailleurs, très fréquenté en période estivale. Cette zone reste donc exposée à de grands risques de pollution marine d'origine tellurique, mais aussi celles provoquées par les navires (Figure 4).

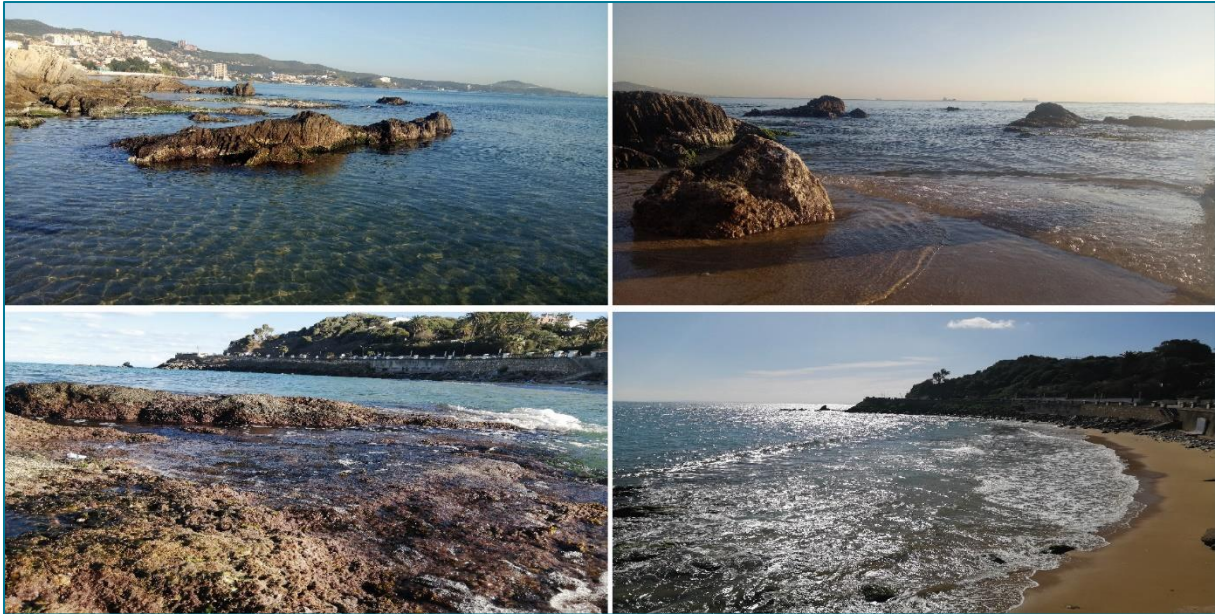


Figure 4 : Plage Saint-Cloud (Annaba) (Photo personnelle, 2019).

2.1.4 Plage Bikini (Skikda)

Entre les deux pointes rocheuses cap de Fer à l'Est et cap Bougaroun à l'Ouest se trouve le golfe de Skikda, situé sur la façade Est de l'Algérie. Sur une longueur de 146.7 km², le littoral de Skikda abrite à la fois des côtes rocheuses, plages sableuses et un important champ dunaire. Skikda est l'une des villes côtières les plus importantes et l'un des pôles de l'industrie pétrochimique en Algérie. Le pôle industriel de Skikda, d'importance nationale, est dominé par le complexe pétrochimique avec des infrastructures diverses et des complexes spécialisés dans le traitement du gaz naturel et du pétrole. Elle est l'un des bastions de l'industrie pétrolière du pays puisqu'elle abrite une plateforme pétrochimique qui comprend deux raffineries de pétrole, deux centrales électriques, un terminal de gazoduc et un d'oléoduc, deux unités de liquéfaction de gaz et une unité chimique de polymères. Le tout s'étend sur une surface de plus de 1500 hectares. Dans la région de Skikda se trouve un important dispositif industriel (production d'énergie électrique, gaz naturel, pétrochimie, production de plastique et transport et raffinage des hydrocarbures) qui se situe directement sur la frange Nord-littorale. Malgré tout, elles génèrent toujours des quantités considérables de déchets toxiques gazeux, liquides et solides à cause de la défaillance des équipements et le mauvais fonctionnement des stations de traitement. Ainsi, Leurs effluents se déversent directement dans le milieu naturel contaminant considérablement aussi bien les eaux du littoral que les réserves d'eau douce (Mezedjri, 2008 ; Ben Ali, 2015) (Figure 5).

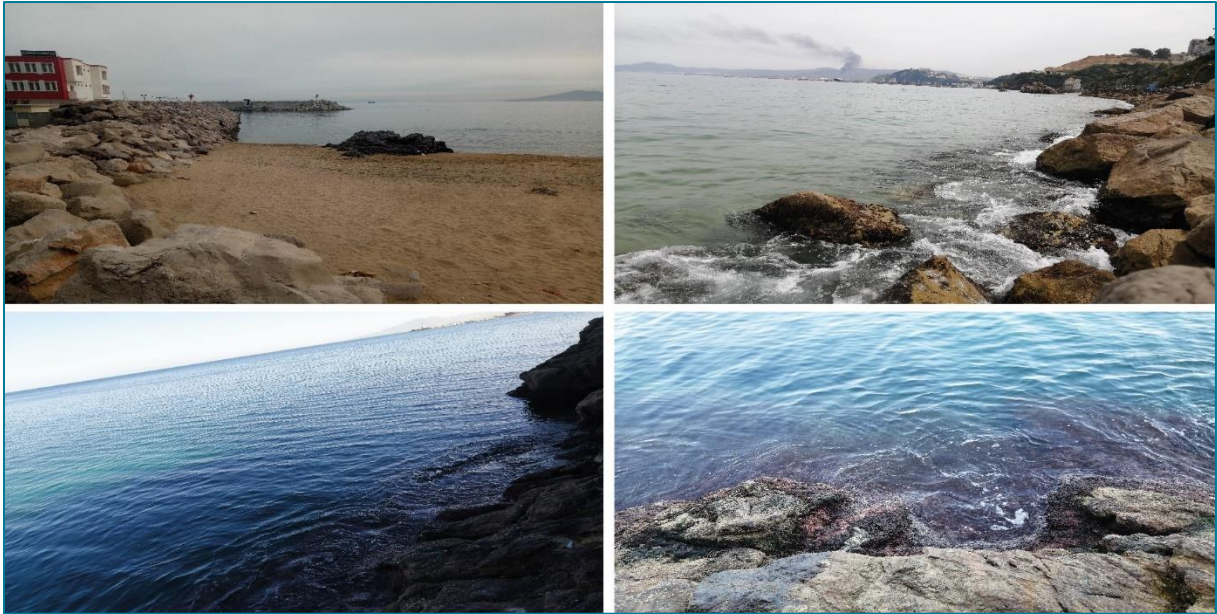


Figure 5 : Plage Bikini (Skikda) (Photo personnelle, 2019).

2.1.5 Techniques d'échantillonnage et traitement de la récolte

L'échantillonnage de la macrofaune benthique intertidale, des algues et du sédiment associé s'effectue à marée basse, le plus souvent lors des marées de mortes-eaux. Les sorties sur terrain dépendent fortement des conditions météorologiques, en effet les conditions météorologiques jugées favorables pour les sorties d'échantillonnages étaient basées sur la hauteur de la houle qui ne doit pas dépasser 0,3 mètre, puis sur l'intervalle de temps (en seconde) entre deux vagues successives et finalement sur des vitesses de vent modérées (10 à 20 km/h). Les informations météorologiques ont été récupérées des sites web spécialisés dans les données météorologiques. Deux méthodes de récolte ont été utilisées sur les trois sites d'échantillonnage, l'une est chimique et l'autre mécanique est réalisée par raclage.

❖ Méthode chimique

La technique d'échantillonnage est aléatoire simple, qui consiste à réaliser des prélèvements au hasard et de façon indépendante en utilisant des produits chimiques tels que l'eau de javel diluée à 10% ou du KMnO_4 (Figure 6), cette technique permet de forcer les animaux à quitter leurs galeries (A. Rouabah & Scaps, 2003). Les individus ont ensuite été récoltés à vue. Une fois prélevés, les spécimens sont lavés à l'eau de mer et mis dans des flacons contenant des algues (des ulves pour humidifier). Cette technique de récolte présente l'avantage de fournir des individus entiers non amputés ce que ne permet pas le raclage manuel des algues et une collecte à vue (Younsi *et al.*, 2010b).



Figure 6 : Méthode de récolte chimique (Photo personnelle, 2019).

❖ Méthode mécanique

Cette méthode consiste à racler la végétation à l'aide d'un grattoir (Figure 7). Ce mode de récolte est difficile, fatiguant et demande beaucoup de temps. De plus, il est moins rentable dans la mesure où un nombre important de vers est sectionné suite au bris mécanique. Par conséquent, ce mode de récolte est de plus en plus abandonné et est remplacé par d'autres méthodes qui semblent être plus rentables car elles sont rapides et permettent surtout de prélever des individus entiers et en grande quantité. Les vers non amputés ont été utilisés dans les analyses biochimiques. La conservation se fait dans des bols avec des galeries de carton ou des algues naturelles à une température variant de 4 à 12°C, avec une durée de collecte des individus comprise entre 3 et 5 heures, selon les conditions météorologiques et de la densité des vers (Meghlaoui, 2015). L'opération est répétée deux à trois fois puis les bols sont transportés dans une glacière au laboratoire.



Figure 7 : Méthode de récolte mécanique (Raclage) (Photo personnelle, 2019).

2.1.6 Données physico-chimiques et climatiques

Afin de mieux interpréter nos résultats, nous avons pris en considération les facteurs naturels environnementaux qui peuvent influencer la dynamique des espèces étudiées et informer sur la localisation et l'évaluation d'un niveau de pollution. Ainsi, les paramètres physico-chimiques de l'eau de mer ont été mesurés *In Situ* à chaque sortie sur terrain, à l'aide du multiparamètre «Thermo Scientific Orien 5-star portable» (Figure 8).

❖ **Température de l'eau (T) :** exprimée en degré Celsius (°C) :

La température de l'eau, qui reflète l'ensoleillement et le temps de résidence des masses d'eau, joue un rôle important dans la variabilité des cycles biologiques. La variation de température affecte tous les processus biologiques (Haidar, 2014). La température de l'eau joue des rôles importants dans la modification des propriétés chimique et physique, ainsi que dans les réactions biologiques (Abboudi *et al.*, 2014). Elle est influencée par la latitude, l'altitude, la saison, le moment de la journée, la circulation de l'air, la couverture nuageuse, le débit et la profondeur du système aquatique (Becker & Daw, 2005). Les températures relativement élevées diminuent la teneur en oxygène et agissent comme pollution additionnelle ayant ainsi des répercussions sur les cycles biologiques (Gueddah, 2003). Les valeurs d'oxygène dissous sont en lien direct avec la température de l'eau (Truesdale *et al.*, 1955; Hitchman, 1978; Butcher & Covington, 1995).

❖ **Potentiel hydrogène (pH) :**

Le pH mesure la concentration des ions H⁺ contenus dans l'eau et exprime l'état de l'acidité ou de l'alcalinité de l'eau par rapport à l'échelle logarithmique de 0 à 14 (Akatumbila *et al.*,

2016), Il influence habituellement la plupart des mécanismes chimiques et biologiques dans les eaux (Chapman & Kimstach, 1996). La complexité de l'eau de mer, en termes de composition chimique et de salinité rend la mesure du pH délicate. Ainsi, une récente recommandation de l'UNESCO, mentionne la mesure de pH en échelle totale, le pHT. La mesure du pH donne des informations sur des processus d'équilibre dans les solutions (solubilité de certains minéraux en solution), peut contrôler les concentrations et la disponibilité des nutriments (ou métaux) dans les eaux naturelles. Le pH contrôle donc une très large variété de processus, c'est une «variable maîtresse» pour les processus physique et biologique se déroulant dans les Océans (Bates, 1982). Le pH de l'eau de mer est donc un paramètre essentiel dont le suivi est d'une importance capitale.

❖ **Oxygène dissous (OD mg/l) :**

La solubilité de l'oxygène dans l'eau (généralement appelée « saturation ») correspond à la concentration d'équilibre, en oxygène dissous, lorsque l'atmosphère et l'eau sont en contact. L'oxygène dissous dans l'eau participe aux différents processus chimiques et biologiques dans le milieu aquatique (Akutumbila *et al.*, 2016) et est exprimé en milligramme par litre (mg/l). En l'absence de processus biologiques (qui peuvent produire ou consommer de l'oxygène) la valeur de saturation dépend principalement de la température de l'eau et de la salinité : la quantité d'oxygène disponible dans l'eau décroît avec l'augmentation de la température. La concentration en oxygène d'un milieu aquatique peut constituer un indicateur de pollution car les matières oxydables rejetées dans l'environnement sont à l'origine d'une diminution de la concentration du dioxygène dissous dans l'eau.

❖ **Salinité (Sa) :** exprimée en part per thousand (ppt) :

La salinité de surface de la mer (SSS : Sea Surface Salinity en anglais) définie comme la concentration de sel dissous dans l'eau de mer. Ce sel est composé d'un mélange d'ions dont les proportions sont quasiment constantes partout dans l'océan, 85% de chlorure (Cl^-) et sodium (Na^+) (Alory *et al.*, 2020). La salinité est une variable climatique essentielle qui contrôle, avec la température, la densité de l'eau de mer. C'est un descripteur important en milieu côtier car elle trace les mélanges entre les apports d'eaux douces des fleuves et l'eau de mer.



Figure 8 : Multi-paramètre « Thermo Scientific Orion 5-star portable », (Photo personnelle, 2019).

2.1.7 Inventaire et biodiversité

Dans le but de définir la faune et flore associées aux trois populations de *Perinereis cultrifera*, ainsi que la biodiversité des trois sites (El-Kala, Annaba et Skikda), deux études ont été entretenues durant la période d'étude, d'abord une étude qualitative par analyse de la répartition taxonomique qui nous a permis de dresser des listes taxonomiques suivi d'une étude quantitative par dénombrement des individus par espèces zoologiques ce qui nous a permis de mesurer les différents indices écologiques de biodiversité.

2.1.8 Indices écologiques

Un peuplement peut être caractérisé par sa composition taxonomique mais aussi par sa densité, sa richesse, sa diversité spécifique. Différents indices écologiques ont été déterminés dans cette présente étude :

Abondance (ni) : c'est le nombre d'individus d'une même espèce.

Richesse totale (S) : c'est le nombre total des espèces recensées dans un peuplement (Blondel, 1975).

Richesse moyenne (s) : c'est la moyenne des richesses stationnelles ou richesse par relevé. Ce paramètre exprime le nombre d'espèces les plus représentatives du milieu au sens de la fréquence de leur présence (Ramade, 1984).

❖ La fréquence d'occurrence ou centésimale (F)

C'est le pourcentage du nombre de relevés où une espèce est présente sur le nombre total de relevés. On considère qu'une espèce est accidentelle ($F < 25\%$), accessoire ($25\% < F < 50\%$), régulière ($50\% < F < 75\%$), constante ($75\% < F < 100\%$), ou alors omniprésente ($F = 100\%$).

$$F = \frac{ri}{R} \times 100$$

ri : nombre de relevés dans lequel l'espèce i est présente.

R : nombre total de relevés.

❖ La diversité (H')

La diversité d'un peuplement exprime le degré de complexité de ce peuplement. Elle s'exprime par un indice qui intègre à la fois, la richesse du peuplement et l'abondance spécifique. Parmi les indices disponibles permettant d'exprimer la structure du peuplement, nous avons retenu celui de [Shannon & Weaver \(1963\)](#).

$$H' = -\sum P_i \log_2 P_i \text{ ou } P_i = \frac{n_i}{N} \log_2 P_i = \log p_i \times 3,322$$

ni : effectif de l'espèce i.

N : effectif total du peuplement.

H' est exprimé en Bit (Binary digit = unité binaire d'information)

Cet indice mesure le degré de complexité d'un peuplement. Une valeur élevée de cet indice correspond à un peuplement riche en espèces dont la distribution d'abondance est équilibrée. Par contre, une valeur faible de cet indice correspond soit à un peuplement caractérisé par un petit nombre d'espèces pour un grand nombre d'individus, soit à un peuplement dans lequel il y a une espèce dominante ([Ponel, 1983](#)).

❖ L'équitabilité de Piélou (J')

Des peuplements à physionomie très différente peuvent ainsi avoir la même diversité. Il est nécessaire de calculer parallèlement à l'indice de diversité H', l'équitabilité (J') en rapportant la diversité observée à la diversité théorique maximale (H' max) ([Blondel, 1979](#)).

$$J' = H' / H' \text{ max} = H' / \ln S$$

H' max = Ln S : indice maximal théorique ; S : nombre total d'espèces ; **J' = 0** : une seule espèce dominante ; **J'** tend vers **1** : les espèces ont des abondances identiques.

❖ Indice de Simpson (D)

L'indice de Simpson mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce :

$$D = \sum n_i(n_i - 1) / N(N - 1)$$

Ni : nombre d'individus de l'espèce donnée.

N : nombre total d'individus.

On peut préférer l'indice de diversité de Simpson représenté par 1-D, le maximum de diversité étant représenté par la valeur 1, et le minimum de diversité par la valeur 0 (Bütler & Schlaepfer, 2002).

Cet indice aura une valeur de 0 pour indiquer le maximum de diversité, et une valeur de 1 pour indiquer le minimum de diversité. Il faut noter que cet indice de diversité donne plus de poids aux espèces abondantes qu'aux espèces rares. Le fait d'ajouter des espèces rares à un échantillon, ne modifie pratiquement pas la valeur de l'indice de diversité.

❖ Indice de Margalef (RMg)

Cet indice de richesse spécifique (noté RMg) permet d'estimer la richesse spécifique absolue, indépendamment de la taille de l'échantillon. Il est utilisé pour vérifier la diversité dans différents sites, a l'avantage de ne pas avoir de seuil défini et permet aussi de pondérer la taille des échantillons. Cet indice est simple à calculer mais il peut s'avérer très dépendant de l'effort d'échantillonnage.

La valeur de cet indice s'obtient par la formule suivante :

$$RMg = S - 1 / \ln(N)$$

N : nombre d'individus.

S : nombre total d'espèces.

❖ Indice de similarité de Jaccard (J)

Il définit la similitude comme étant l'importance de remplacement des espèces ou les changements biotiques à travers les gradients environnementaux. Il permet une comparaison entre deux sites, car il évalue la ressemblance entre deux relevés en faisant le rapport entre les espèces communes aux deux relevés et celles propres à chaque relevé.

Il a pour formule :

$$J = Nc / (N1 + N2 - Nc)$$

Nc est le nombre de taxons communs aux stations 1 et 2.

N1 et **N2** sont le nombre de taxons présents respectivement aux stations 1 et 2.

Cet indice J varie de 0 à 1 et ne tient compte que des associations positives. Si l'indice J augmente, un nombre important d'espèces se rencontre dans les deux habitats évoquant ainsi que la biodiversité inter habitats est faible (conditions environnementales similaires entre les habitats). Dans le cas contraire, si l'indice diminue, seul un faible nombre d'espèces est présent sur les deux habitats. Ainsi, les espèces pour les deux habitats comparés sont totalement différentes indiquant que les différentes conditions de l'habitat déterminent un « *turn-over* » des espèces importantes.

❖ Indice de similitude de Sørensen (Czekanovski-Dice-Sørensen)

Il est destiné à comparer des objets sur la base de la présence-absence d'espèces. Il donne un poids deux fois plus élevé à la double présence. L'indice de Sørensen est une mesure très simple de la biodiversité bêta (β), variant de 0 quand il n'y a pas d'espèces communes entre deux communautés, à la valeur 1 lorsque les mêmes espèces existent dans les deux communautés. Indice fréquemment utilisé également pour évaluer le niveau de similitude entre les différents groupements végétaux discriminés sur la base de leurs flores respectives. Le choix de cet indice se justifie par son application courante et permet une comparaison entre plusieurs valeurs ou, le plus souvent, par rapport à une valeur de référence. L'indice de Sørensen donne un poids important à la présence d'une espèce par rapport à son absence et se distingue de l'indice de Jaccard uniquement par la multiplication par deux de la valeur de la double présence. L'indice de Sørensen est donné par la formule suivante :

$$\beta = Cs = (2a / 2a + b + c)$$

a est le nombre d'espèces communes aux deux groupements comparés.

b et **c** sont les nombres d'espèces absentes dans l'un des groupements mais présentes dans l'autre.

Cet autre indice mesure la similitude en espèces entre deux habitats et vient en complément de l'indice de Jaccard.

2.2 Matériel biologique

2.2.1 Description générale et répartition géographique de l'espèce

Perinereis cultrifera (Grübe, 1840), est un Annélide Polychète appartenant à la famille des Nereidae, de couleur bronze vert avec un rouge clair dorsal, mesurant de 10 à 25 cm de longueur (Fauvel, 1923). C'est une espèce benthique caractérisée par une large répartition géographique (Rouhi *et al.*, 2008), occupant la méditerranée, le Nord-Ouest de l'Europe, l'océan Atlantique, l'océan Indien, et le Pacifique (Fauvel, 1923 ; Durchon, 1957 ; Cazeaux, 1965 ; Wu *et al.*, 1985). *P. cultrifera* a été reportée en divers endroits notamment dans les eaux tropicales et subtropicales. Fauvel (1923) signale sa présence en Mer du Nord, Manche Atlantique, Méditerranée ainsi que dans l'Océan Indien. Pour sa part, Durchon (1957) mentionne également son existence dans la baie de Suez, en Mer rouge, dans le Golfe Persique, aux Philippines, dans le Pacifique Nord au Japon et le Pacifique Sud en Nouvelle-Calédonie. Plus récemment, Wu *et al.*, (1985) témoignent de son existence sur les côtes chinoises. D'après Dhainaut (1992), s'est nettement raréfiée sur les côtes de la Mer du Nord suite à l'hiver rigoureux de 1962/1963. Bien que cette espèce soit également signalée en domaine subtidal, parmi les *rhodophycées* et les

Lithotamnium, elle se rencontre surtout en domaine intertidal, dans les cavités et fissures de roches ainsi que les faces inférieures des pierres sous lesquelles elle édifie un réseau complexe de galeries.

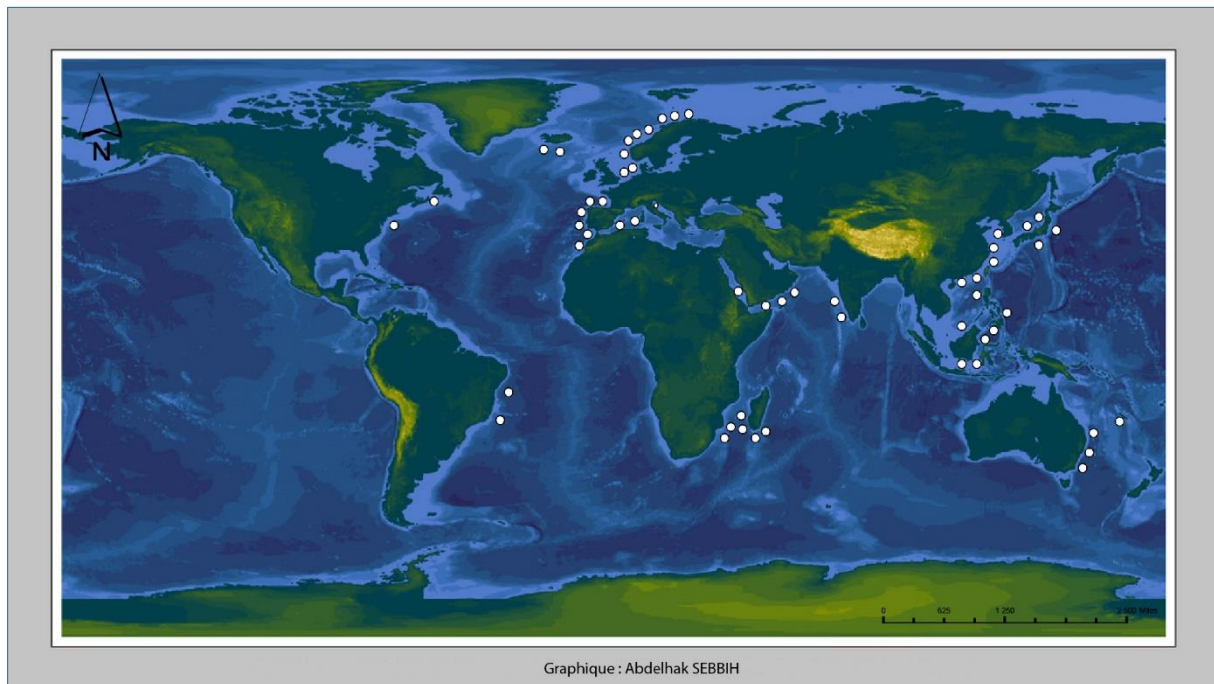


Figure 9 : Répartition géographique de *Perinereis cultrifera* à travers le monde basé sur la bibliographie (D'après Fauvel, 1923 ; actualisé par Belfetmi, 2021), (Photo personnelle, 2022).

2.2.2 Choix de l'espèce

Dans les milieux marins, les Annélides Polychètes constituent un pourcentage significatif de la diversité et de l'abondance totale du macrofaune benthique. Ainsi, elles représentent de 35 à 50% des espèces macrobenthiques selon la nature du biotope occupé (Knox, 1977). Les espèces qui vivent dans les écosystèmes littoraux et côtiers sont fréquemment en contact avec des substances possédant des propriétés toxiques (effluents, déchets industriels et domestiques, lessives et détergents, produits phytosanitaires, pesticides, herbicides), constituant ainsi un matériel biologique de choix afin de suivre les effets écologiques de contaminants et pour évaluer les flux des xénobiotiques dans les chaînes alimentaires ; par conséquent, elles représentent l'un des groupes de macroinvertébrés les plus utilisés dans les études à caractère écotoxicologique (Scaps *et al.*, 2000). Le ver marin *Perinereis cultrifera* (Grübe, 1840), est une Annélide Polychète appartenant à la famille des Nereidae, généralement trouvé en grand nombre dans différents types d'habitats typiquement marin ou encore d'eau saumâtre au niveau des substrats meubles ou encore durs (Maltagliati *et al.*, 2001). *P. cultrifera* en plus d'être doté d'une tolérance physiologique élevée aux variations extrêmes des facteurs environnementaux comme la température et la salinité (Wells & Ledingham, 1940), elle joue un rôle important

dans la bioturbation et le transfert de la matière organique et des nutriments de la colonne d'eau vers le sédiment et vice versa (Banta *et al.*, 1999). Comme tous les polychètes, elle joue un rôle fondamental dans la chaîne alimentaire comme proie pour les poissons, les crevettes et oiseaux (Alonso *et al.*, 2008), elle semble être un aliment nutritif supplémentaire stimulant la maturité des gonades du poisson *Solio solio* (Limaneux 1758, Cardinaletti *et al.*, 2008). Vu que cette espèce vit dans les galeries qu'elle construit dans les sédiments (Scaps *et al.*, 1998), elle est en contact étroit avec les polluants. Les travaux de Luoma & Bryan (1982) ont rapporté qu'elle présente des concentrations en cuivre, directement liés à celle des sédiments. D'autres études confirment sa facilité d'accumuler des contaminants comme le cadmium et le zinc (Ghirardini *et al.*, 1999) et l'arsenic (Waring & Maher, 2005). Considérant ces caractéristiques biologiques et écotoxicologiques, l'espèce *P. cultrifera* peut donc être utilisée comme espèce bioindicatrice de pollution.

2.2.3 Présentation de l'espèce *P. cultrifera*

Perinereis cultrifera (Grübe, 1840) est un polychète errant de la famille des Nereididae, est un ver marin qui combine trois couleurs particulières bronze, vert et rouge. Il possède un corps demi-cylindrique renflé dorsalement et effilé vers la queue avec 4 à 5 mm de large et 3 à 9 cm de long et un vaisseau sanguin qui longe le milieu du dos.

Le corps est divisé en une centaine de métamères analogues, sauf les deux segments les plus antérieurs qui constituent la tête et le dernier segment postérieur ou pygidium. A l'avant de la tête, on trouve des mâchoires noires en forme de pinces, crochets bien développées à 5-6 dents, qui donnent à ce ver le pouvoir de creuser des galeries dans les cavités des récifs rocheux ou coralliens et pour cela, il se nomme *cultrifera*, ce ver adopte un régime alimentaire herbivore et parfois carnivore, sa tête porte quatre yeux disposés en trapèze, deux courtes antennes, quatre paires de cirres tentaculaires et groupes de paragnathes constituant un caractère distinctif de l'espèce. Des parapodes rougeâtres apparaissent tout au long du corps portant des faisceaux de soies chitineuses, ces parapodes munis de soies se cachent derrière l'appellation de polychète.

2.2.3.1 Position systématique de l'espèce

Les annélides forment un embranchement très ancien. Les paléontologistes ont trouvé les premières traces dans des sédiments âgés de 700 millions d'années. La métamérisation serait plus récente d'environ 570 millions d'années. Ces vers sont des métazoaires triploblastiques coelomates métamérisés. Ils présentent une symétrie bilatérale avec axe antéro-postérieur. La métamérisation affecte la plupart des systèmes d'organes et s'accompagne d'un début de régionalisation : l'appareil circulatoire est clos, le tube digestif et l'appareil excréteur

(néphridies) sont distincts. Le système nerveux ganglionnaire est ventral comme tous les Annelides qui sont des hyponeuriens.

Tableau 2 : Classification cladiste de *P. cultrifera* (Grübe, 1840).

Clade	Innovations biologiques et caractères dérivés propres
Métazoaires	Pluricellulaire, collagène
Eumétazoaires	Cavité digestive unique, système nerveux, cellules musculaires
Bilatériens	Symétrie bilatérale
Protostomiens	Système nerveux ventral, bouche avant anus
Lophotrochozoaires	Couronne de tentacules ciliés autour de la bouche
Eutrochozoaires	Qui ont une larve trochophore
Spiraliens	Embryon spiralé
Annélides	Vers à section cylindrique, segmentés, à symétrie bilatérale
Genre / Espèce	<i>Perinereis cultrifera</i>

Selon le Registre Européen des Espèces Marines (ERMS) ; la classification de l'annélide polychète *P. cultrifera* citée dans NODC (National Oceanographic Data Center, 1996) est la suivante :

Tableau 3 : Classification linnéenne de *P. cultrifera* (Grübe, 1840).

Rang taxonomique	Nom latin	Nom français
Règne	Animalia	Animal
Embranchement	Annelida	Annélides
Classe	Polychaeta	Polychètes
Infra-classe	Errantia	Errantes
Ordre	Phyllodocida	Phyllodocidés
Sous-ordre	Nereidiformia	Néréidiformes
Famille	Nereidae (Johnston, 1865)	Néréidés
Sous-famille	Nereididae	Néréididés
Genre	<i>Perinereis</i> (Kinberg, 1866)	<i>Perinereis</i>
Espèce	<i>Perinereis cultrifera</i> (Grübe, 1840)	<i>Perinereis cultrifera</i>

2.2.4 Habitat et mobilité

Les polychètes sont principalement marins (Fauchald, 1977); Cependant, ils vivent également dans des habitats d'eau saumâtre (Ten Hove & Weerdenburg, 1921) et d'eau douce (Glasby & Timm, 2008). Certaines espèces de polychètes habitent la plaine abyssale (Alalykina, 2015), et certaines espèces peuvent être trouvées près des cheminées hydrothermales à haute température

(Mchugh & Tunnicliffel, 1994). Les polychètes adultes vivent généralement comme une faune benthique, mais certaines espèces sont planctoniques (Márquez-Rojas *et al.*, 2013). Sur la base des types de régions corporelles, du développement des appendices antérieurs et des habitudes de vie, les polychètes sont séparés en deux groupes principaux, à savoir Errantia et Sedentaria (de Quatrefages, 1866; Rouse & Fauchald, 1997). Les polychètes errants se déplacent librement (principalement en rampant ou en nageant activement), tandis que les sédentaires sont principalement sessiles (creusant des terriers ou vivant dans des tubes). Les polychètes peuvent également vivre en symbiose avec d'autres créatures marines. Par exemple, les syllides vivent en symbiose avec des ascidies, des cnidaires, des crustacés, des échinodermes et des éponges (Martin & Britayev, 1998; López *et al.*, 2001), tandis que les polynoïdes sont symbiotiques avec des anthozoaires, des échinodermes, des mollusques et d'autres polychètes (Britayev & Severtzov, 1991; Britayev & Zamishliak, 1996; Britayev *et al.*, 2007).

Décrite d'abord dans les eaux tempérées de la mer Méditerranée par Grube (1840), *P. cultrifera* a ensuite été reportée en divers endroits notamment dans les eaux tropicales et subtropicales (Fauvel, 1923). *P. cultrifera* vit dans un environnement intertidal sélectif et hostile en raison de l'alternance des immersions et des émergences, des variations de température et de salinité ; elle doit donc faire preuve de fortes capacités d'adaptation physiologique. De plus, en raison de la variabilité spatiale des facteurs physiques, de la disponibilité des ressources et des autres espèces agissant en qualité de compétiteurs, prédateurs ou parasites (Futuyma, 1986), la distribution des espèces benthiques et intertidales est de type discontinue. Selon les exigences écologiques et le niveau d'hétérogénéité du milieu, les isolats qui constituent leurs populations sont alors plus ou moins vastes et éloignés les uns des autres (A. Rouabah & Scaps, 2003).

Le déplacement chez les Annélides Polychètes dans le milieu de vie, se fait par une contraction des muscles circulaires d'un segment provoquant son allongement et la rétraction des soies, ce qui fait avancer l'extrémité antérieure du segment. Ensuite, les muscles longitudinaux se contractent. Cette action est accompagnée de l'extension des soies qui s'ancrent dans le substrat, et le segment se raccourcit en tirant vers l'avant l'extrémité postérieure du segment. Cette action se propage de l'avant vers l'arrière du ver lui permettant d'avancer. Les parapodes des polychètes errants leur permettent de marcher rapidement à la surface des sédiments. Les ondulations du corps permettent également de se servir des parapodes comme des rames et de nager. Les soies jouent un rôle important dans la locomotion et permettent à l'animal de s'ancreur pour exercer une poussée (Guemouda, 2015). Dans le littoral Algérien, ces espèces ont été rencontrées dans

les schistes et calcaires cristallins et sur les roches parmi les *Rhodophyceae* (Marcel, 1962; Rouabah, 2003).



Figure 10 : Habitat des Annélides Polychètes (Nereididae) (A) : Algue verte, (B) : Algue brune, (C) : Substat (Photo personnelle, 2022).

2.2.5 Morpho-Anatomie

2.2.5.1 Morphologie externe

Le corps des polychètes est constitué de trois régions fondamentales : la région céphalique, la région du corps (tronc) et la région caudale (anale). Les régions céphalique et caudale ne sont pas de nature métamérique. La région céphalique est divisée en prostomium et péristomium : le premier est la partie pré-segmentaire la plus antérieure du corps qui contient les ganglions cérébraux ; alors que le péristomium est la partie postérieure de la tête reconnaissable qui porte des projections (Figure 11). La bouche est située ventralement derrière le péristomium. La région caudale est l'extrémité postérieure du corps, appelée pygidium (Figure 11).

Les nouveaux segments sont formés séquentiellement au cours de la croissance à partir du bord antérieur du pygidium, de sorte que le segment le plus jeune du corps du polychète est toujours le segment postérieur. Enfin, la région du corps est constituée de segments répétés en série, reliés par des systèmes digestif, vasculaire, musculaire et nerveux (Rouse & Pleijel, 2001) (Figure 11). Le terme "polychète" fait référence à la présence de paires de soies placées latéralement sur chaque segment du corps. Les soies sont principalement composées de β -chitine liée à une protéine tannée (sclérotique) et sont caractérisés par une incroyable variété de formes et de tailles qui en font un caractère distinctif taxonomique utile (Rouse & Pleijel, 2001). Parmi les polychètes, la famille des Nereididae (Johnston, 1865) est l'une des familles les plus communes et les plus répandues dans les habitats marins et a été largement étudiée. Les

Nereididae sont caractérisés par un pharynx réversible (partie antérieure du tube digestif), un proboscis musculaire axial qui est divisé en un anneau externe (maxillaire, portant les mâchoires) et un anneau interne (oral). Les anneaux sont divisés en huit zones plus petites, appelées I-IV sur l'anneau maxillaire et V-VIII sur l'anneau oral. Les deux anneaux sont visibles lorsque le pharynx est retourné. La cavité pharyngée est caractérisée par la présence de denticules chitineux, appelés paragnathes, exposés à la surface externe lorsque le pharynx est éversé. Une caractéristique diagnostique importante pour la taxonomie de cette famille est la disposition des paragnathes sur les anneaux maxillaires et oraux. Une autre caractéristique distinctive de cette famille est la présence de parapodes, appendices des segments latéraux : chacun d'eux est constitué de deux branches, un notopode dorsal et un neuropode ventral, portant respectivement des noto- et neuro-soies (Figure 11). Les organismes appartenant à cette famille sont largement utilisés dans l'enseignement des annélides et des polychètes car ils représentent un exemple classique de "plan corporel idéalisé" (Rouse & Pleijel 2001).

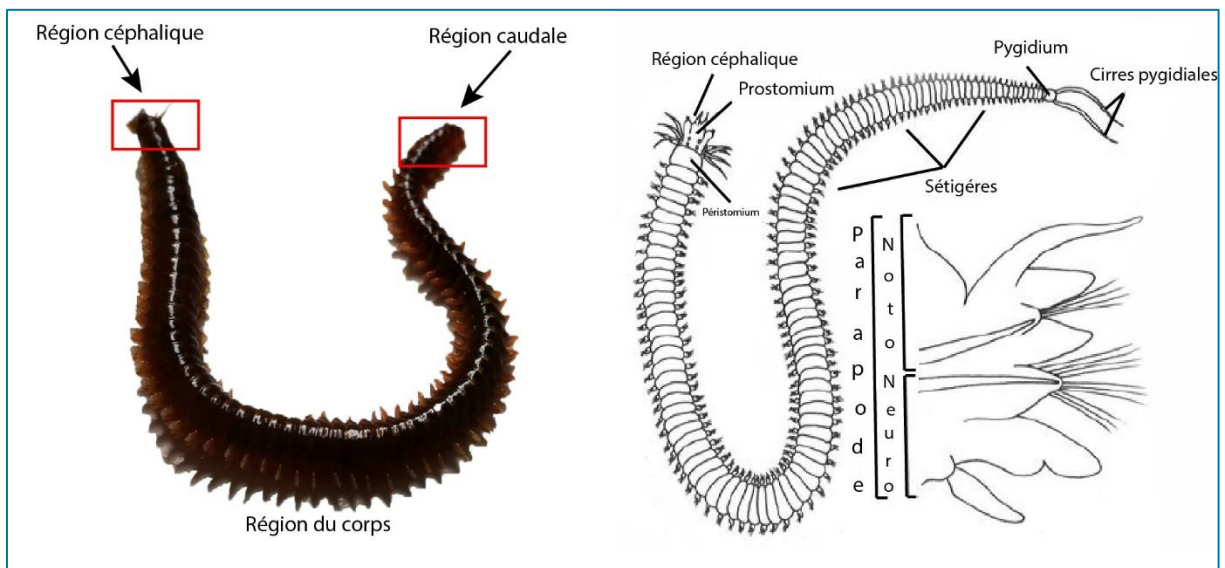


Figure 11 : Schéma montrant l'aspect général du corps d'un Nereididea (Photo personnelle, 2022).

2.2.5.2 Anatomie interne

Une coupe transversale réalisée dans un segment moyen permet de situer les différents organes (Figure 12). Sous l'épiderme se trouve une couche de muscles circulaires transversaux et quatre muscles longitudinaux. Cet ensemble musculaire permet les mouvements ondulatoires du corps qui, combinés avec l'action des muscles aciculaires s'exerçant sur les parapodes, assurent la locomotion de l'animal. Dans l'espace laissé libre par la masse musculaire, chaque segment comporte une paire de sacs coelomiques. Le tube digestif s'étend en ligne droite dans l'axe longitudinal du corps et se différencie dans sa partie antérieure en une trompe garnie de denticules cornés ou paragnathes et portant deux mâchoires. Le système circulatoire est

entièrement clos et est constitué d'un vaisseau ventral et d'un vaisseau dorsal reliés entre eux au niveau de chaque segment. Les produits génitaux sont situés dans le coelome et flottent librement dans le liquide coelomique où ils poursuivent leur développement. Arrivés à maturité, les produits génitaux seront libérés dans l'eau de mer où s'effectuera la fécondation. Les animaux ne survivent pas à la suite de l'émission des produits sexuels, ils sont donc dits sémelpares.

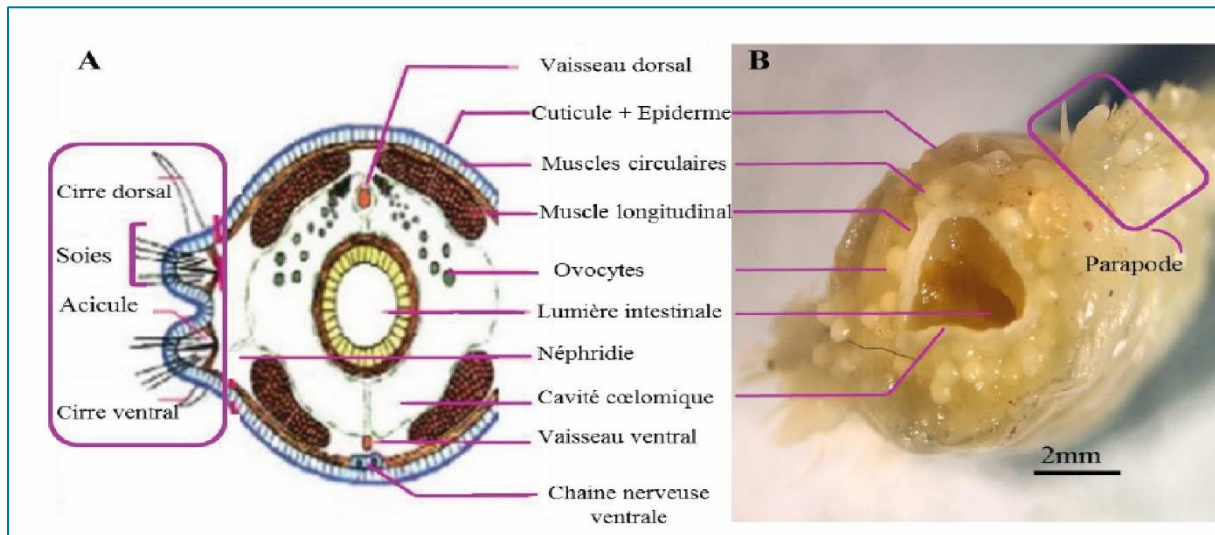


Figure 12 : Coupe transversale d'un segment moyen du corps de *P. cultrifera*, schéma explicatif (Younsi, 2014) (A) ; observation sous loupe binoculaire (Ramdani, 2016) (B).

2.2.6 Critères d'identification

L'identification du matériel biologique est basée seulement sur la forme, et la répartition des paragnathes, élément clé de description du genre *Perinereis* ; les caractères morphologiques des parapodes, et de la structure des soies peuvent être également examinés (Figure 13). La première étape était d'abord d'isoler les Nereididae des autres Polychètes, ils sont reconnus par leur corps allongé et segmenté, et plus précisément par la présence simultanée de deux antennes, deux palpes, et quatre yeux sur un prostomium bien individualisé, de quatre paires de cirres tentaculaires, et une paire de mâchoires de 4-6 denticules ; enfin des parapodes biramés, et des soies composées, comme cité dans la description de la famille Nereididae dans Fauchald (1977). La deuxième étape était de passer à l'identification à des niveaux plus précis, qui était plus complexe, selon l'examen de la répartition du nombre de paragnathes qui présentent des formes particulières. D'après Fauvel (1923), les parapodes biramés portent des soies composées en arête homogompe sur le notopode, et des soies en serpe hétérogompe en plus de celles en arête homogompe et hétérogompe sur le neuropode de *P. cultrifera*.

Tableau 4 : Taxonomie et principaux critères d'identification de *P. cultrifera* selon la forme et la répartition des paragnathes au niveau des deux anneaux maxillaire et oral, de la région céphalique selon Fauvel (1923).

Anneaux	Aires	Caractéristiques des paragnathes
Anneau maxillaire	I	1 à 3 paragnathes en ligne longitudinale.
	II	Amas à rangs obliques.
	III	Amas rectangulaires à 2 rangs.
	IV	Amas triangulaires.
Anneau oral	V	3 en triangle.
	VI	De chaque côté un gros paragnathe coupant transversal.
	VII-VIII	Une double rangée transversale.

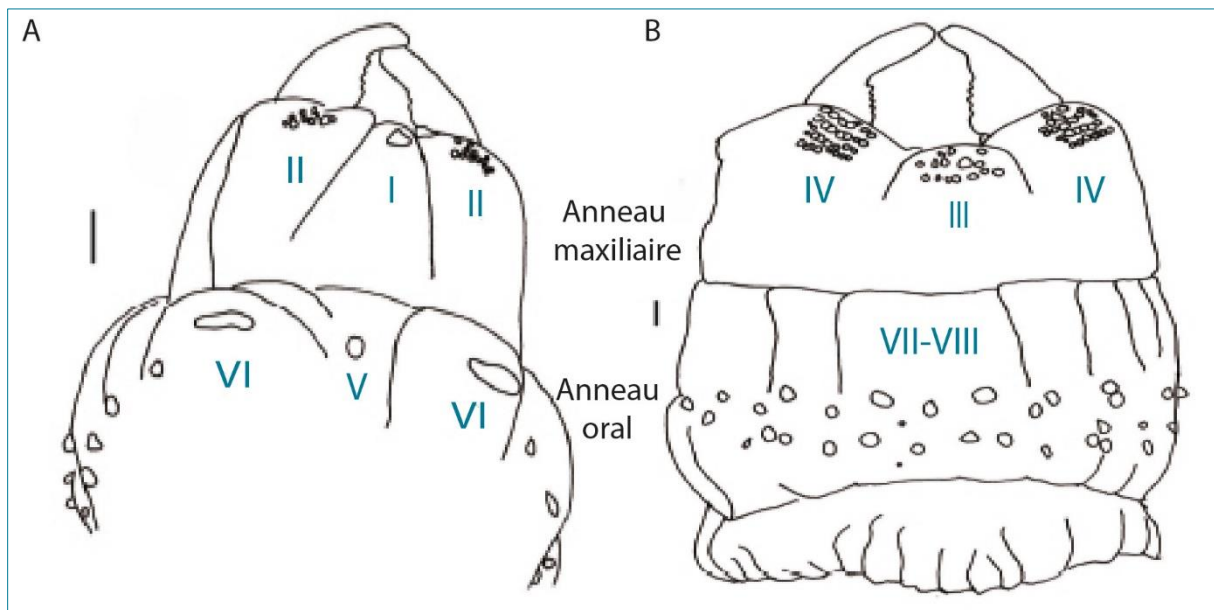


Figure 13 : Taxonomie et identification de *P. cultrifera* (Fauvel, 1923) ; répartition des paragnathes sur la face dorsale (A) ; répartition des paragnathes sur la face ventrale (B).

2.2.7 Cycle biologique

Le cycle de vie de certaines espèces d'annélides polychètes est caractérisé par des transitions écologiques qui s'opèrent à deux niveaux (Porchet, 1996), une transition liée au développement et à la croissance des adultes et, une autre liée à la reproduction (dissémination de l'espèce). Chez *P. cultrifera*, la structure dimensionnelle de la population a été mise en évidence grâce aux travaux de Scaps (1992) (Figure 14). Les vers juvéniles, localisés principalement dans le haut de la zone à *Fucus serratus*, migrent au cours de la phase de croissance et de différenciation sexuelle vers le bas de cette même zone où s'accomplissent les transformations morpho-anatomiques liées à l'épitoquie. Les adultes benthiques quittent leur galerie et montent dans la colonne d'eau la nuit pour libérer leurs gamètes. Cette libération des gamètes est synchrone. La fécondation se fait dans la colonne d'eau (fécondation externe), le zygote se dépose et adhère

au substrat (blocs ou galets). La libération des gamètes se fait par éclatement de la paroi du corps et entraîne la mort des individus, il s'agit donc d'une espèce sémelpare. [Cazaux \(1965\)](#) a parfaitement décrit le cycle de vie de cette espèce dans le bassin d'Arcachon et a souligné son caractère « benthos pélagique » à phase semi-pélagique brève. La fécondation est externe et a lieu dans l'eau de mer. L'œuf fécondé subit un développement embryonnaire qui conduit à une larve trochophore lécitotrophe qui se métamérise en métatrochophore. L'éclosion a lieu au stade erpochète (3 sétigères, 10 jours). Les larves dont les couronnes ciliaires peu développées limitent l'entraînement en pleine eau, rampent le plus souvent sur le fond « phase semi-pélagique » ou demeurent dans le tube parental dans le cas de la forme atoque. Au terme de la phase semi-pélagique, la sédentarisation a lieu au stade erpochète 4 sétigères (obtenu après 19 jours sous conditions expérimentales dans une eau à 12°C. Les erpochètes perdent leur ciliature et deviennent totalement benthiques. Le juvénile, jeune ver de 10 à 11 sétigères, adopte le mode de vie de l'adulte. D'après [Scaps \(2000\)](#), le comportement des larves de *P. cultrifera*, dont les couronnes ciliaires extrêmement peu développées limitent leur entraînement en pleine eau, favorise l'isolement géographique des individus présents d'une part en Manche-Atlantique et d'autre part en Méditerranée, ce qui aurait mené à terme à une spéciation allopatrique ([Figure 14](#)).

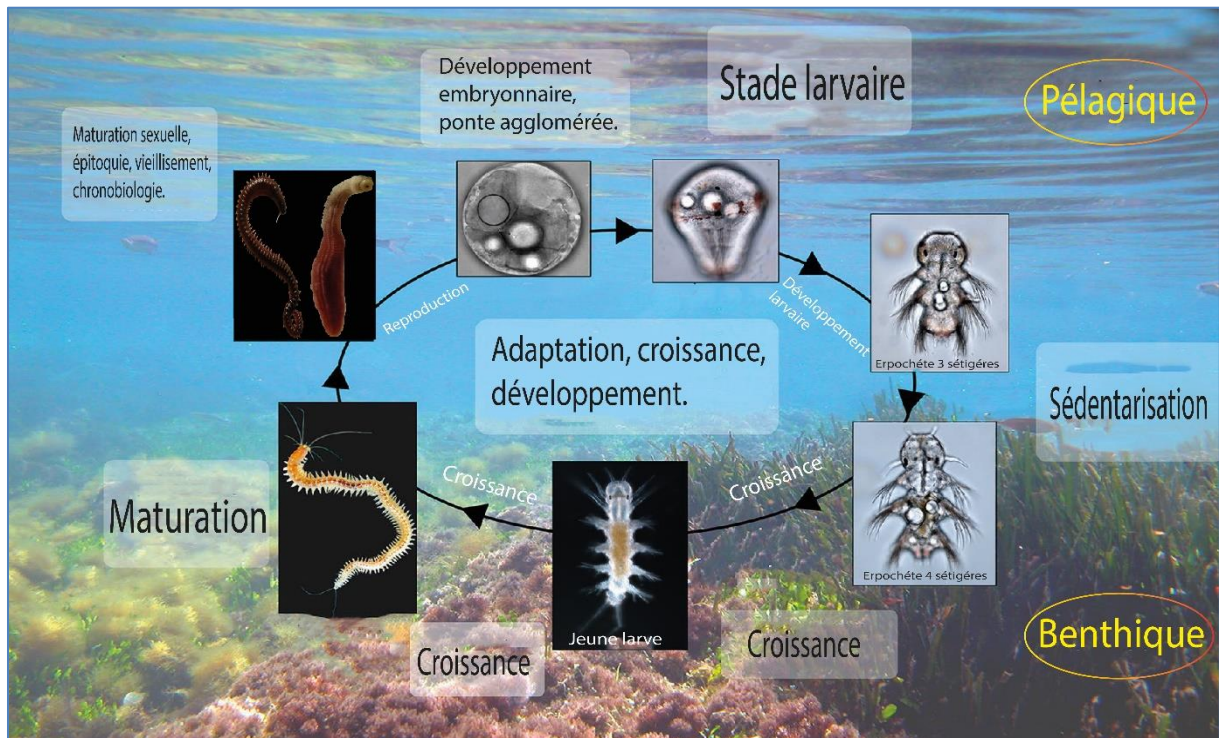


Figure 14 : Cycle de développement chez *Perinereis* (Photo personnelle, 2022).

2.3 Analyses morphométrique et pondérale

2.3.1 Paramètres morphométriques

Une fois au laboratoire et après l'extraction de tous les animaux des algues et des sédiments adhérents, on les place dans un bassin rempli d'eau de mer afin d'entamer l'identification (les vers coupés n'ont pas été pris en compte). L'identification de *P. cultrifera* est basée sur la forme et la répartition des paragnathes, éléments clés de la description du genre *Perinereis* (Fauvel, 1923). On place d'abord les vers un par un sous loupe binoculaire « ZEISS STEMI DV4 », pour cela, deux pinces sont indispensables, la première sert à immobiliser l'individu et la seconde à le forcer à faire sortir la trompe grâce à une légère pression au niveau du prostomium. Une fois la trompe extroversée, l'observation de petits cônes en forme de triangle dans la zone V qui représente le milieu de la face dorsale de l'anneau oral est caractéristique de l'espèce *cultrifera*, l'observation d'un gros paragnathe en forme de barre transversale (ou sourcil) dans la zone VI qui représente les côtés de la même face est caractéristique du genre *Perinereis* (Fauvel, 1923) (Figure 15).

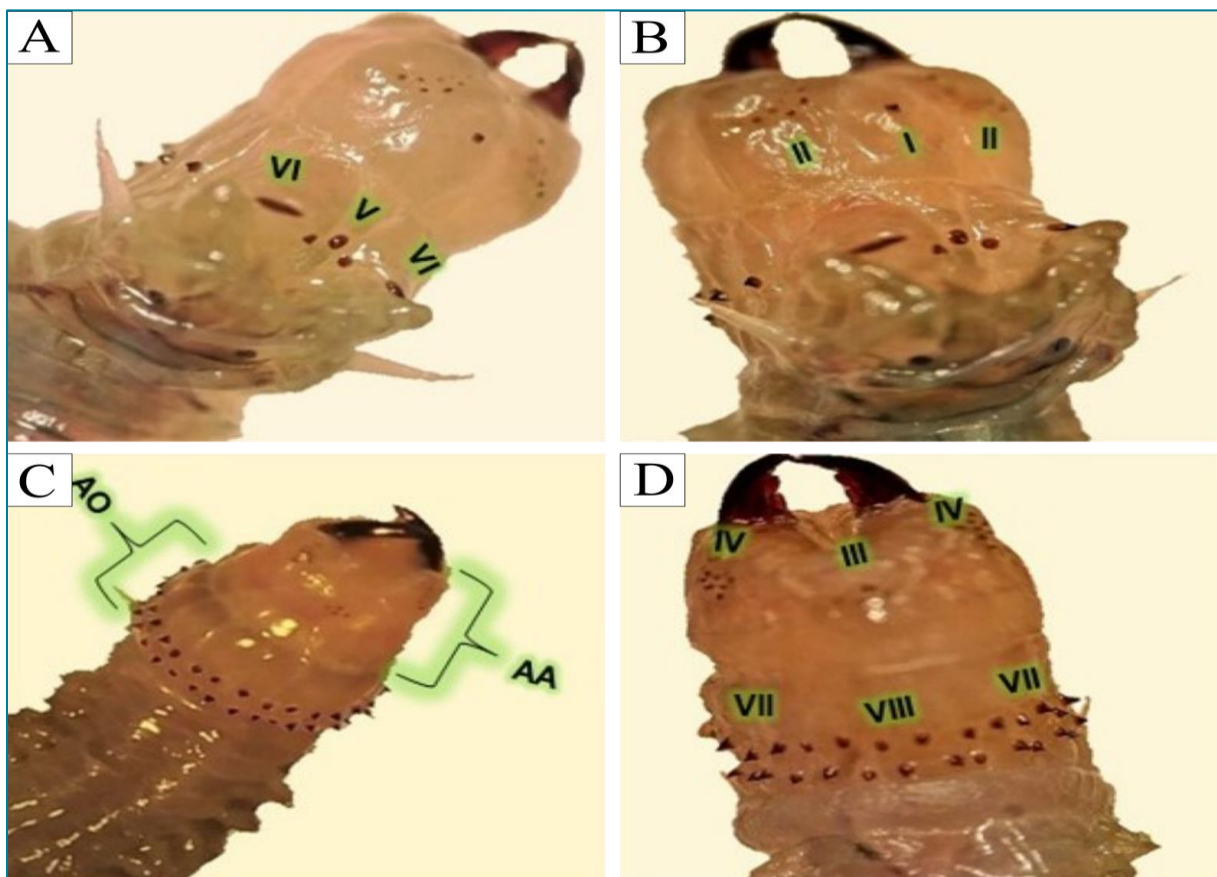


Figure 15 : Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes (Face dorsale : A et B ; Face ventrale : C et D ; AA : Anneau Auxiliaire, AO : Anneau Orale) chez *P. cultrifera* (A, B, D, GRx32) (C, GRx80), (Photo personnelle, 2020).

Après identification des vers, on procède aux mensurations de la taille (en cm avec un papier millimétré), au pesage (en g avec une balance de type « KERN ABJ-NM/ABS-N ») et au comptage du nombre de sétigères (sous loupe binoculaire de type « ZEISS Stemi DV4 ») (Figure 16).

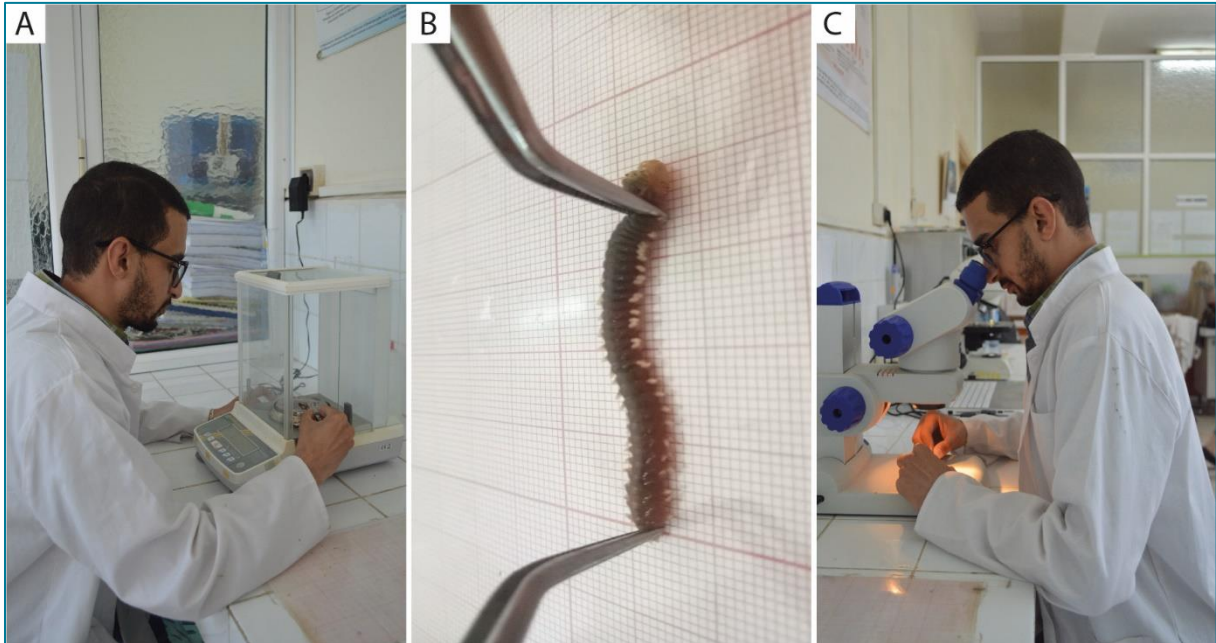


Figure 16 : Balance de précision modèle « KERN ABJ-NM/ABS-N » (A) ; Papier millimétré (B) ; Loupe binoculaire modèle « ZEISS STEMI DV4 » (C) (Photo personnelle, 2022).

2.4 Analyse de la reproduction

2.4.1 Mode de reproduction

Les Polychètes représentent une composante majeure de la classe des Annélides regroupant plus de 5000 espèces. C'est la raison pour laquelle une littérature abondante concernant notamment la physiologie de la reproduction est disponible (P. J. Olive *et al.*, 1997; P. L. W. Olive, 1999). Celle-ci est sous le contrôle de facteurs environnementaux et endocriniens (J.-C. Andries, 2001).

Au sein des polychètes, la famille des Néréidés est la mieux connue ; ces connaissances reposent surtout sur des expérimentations au laboratoire (J.-C. Andries, 2001). Parmi les différentes espèces de Néréidés (*Nereis pelagica*, *Perineris cultifera* notamment), certaines subissent des changements morphologiques en période de reproduction (épitoquie). Chez ces espèces, l'effort de reproduction est important.

Perinereis cultrifera est une espèce gonochorique, selon la distribution géographique des populations, la reproduction s'effectue sans modifications morphologiques (Atoque) ou s'accompagnant de transformations somatiques (Épitoquie) (Durchon, 1967), en présentant

d'importantes modifications morphologiques (augmentation de la taille des yeux, élargissement des parapodes, acquisition de soies en palettes) liées à une adaptation à la vie pélagique ces transformations somatiques désignées sous le nom d'épitoque sont contrôlées, de même que l'évolution des cellules germinales, par une hormone d'origine cérébrale (Durchon, 1952) et le degré d'évolution de l'épitoque peut être appréciée par les modifications morphologiques des parapodes (développement des lamelles, apparition des soies en palettes) (Dakhama *et al.*, 1985). Le passage de l'état atoque à l'état épitoque se caractérise en particulier par l'acquisition, dans une partie du corps seulement, d'un équipement locomoteur parapodial hautement perfectionné (lamelles parapodiales et soies hétéronéréidiennes) et dont le rôle est capital au moment de l'essaimage. En outre, au cours de cette évolution, un dimorphisme sexuel apparaît à la fois au niveau de certains cirres parapodiaux et sur le pygidium. Les *Nereis* épitoques ou *Heteronereis* mâles développent des crénelures sur les cirres parapodiaux dorsaux de la région transformée, des renflements sur les cirres parapodiaux dorsaux et ventraux des premiers segments du corps et des papilles sur le pygidium. Les *Heteronereis* femelles ne différencient que des renflements sur les cirres parapodiaux dorsaux et ventraux des premiers segments du corps et le plus souvent sur un nombre de segments différent de celui du mâle. Les caractères sexuels somatiques des Néréidiens se différencient dans les conditions naturelles au moment du passage de la forme juvénile (néréidienne ou atoque) à la forme adulte (hétéronéréidienne ou épitoque). Ce moment est déterminé par l'intervention de divers facteurs externes tels que la température (Durchon & Porchet, 1971), et la lumière (Hauenschild, 1955, 1960) ou interne tel que le mécanisme de feed-back exercé par les produits génitaux (Porchet & Cardon, 1976), mais correspondant dans tous les cas à la levée de l'inhibition cérébrale.

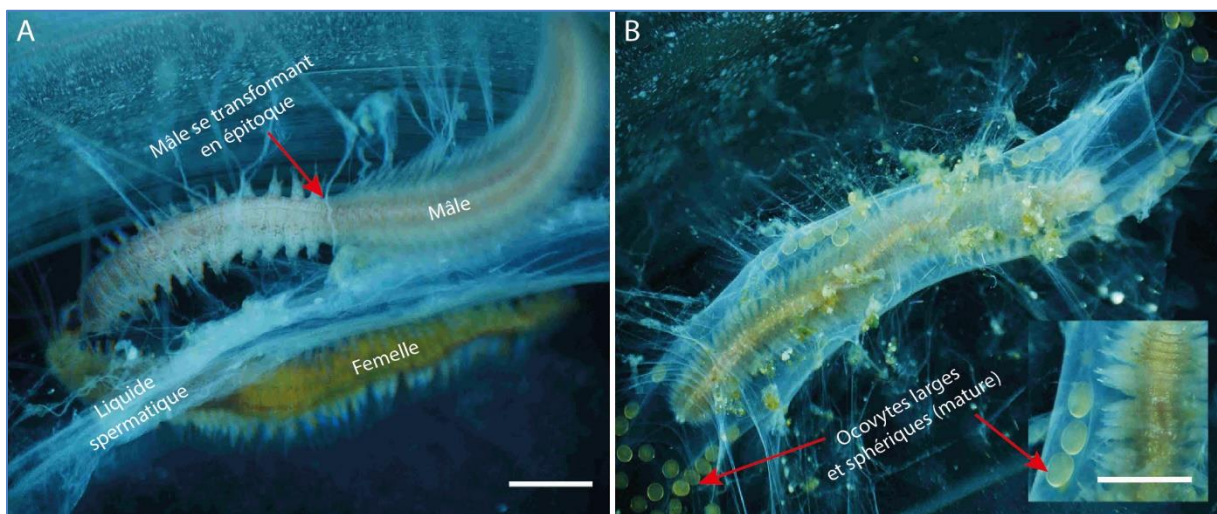


Figure 17 : Mode de reproduction chez les Néréides (A), des ovocytes clairement visibles à travers la paroi du corps d'une femelle (B et C), échelle : 0,5 mm, (Lucy *et al.*, 2015).

2.4.1.1 Vitellogénèse et aspects cytologiques

(A) Pré-vitellogénèse nommée aussi une première croissance

Elle commence immédiatement après la prophase de méiose. Les jeunes ovocytes montrent alors un cytoplasme très basophile, sans aucune inclusion, mais dont le volume s'accroît par rapport à celui du noyau. Les formations de réticulum subissent un certain accroissement. Ce stade coïncide avec le début de la période d'accroissement des ovocytes (Baert, 1986).

La croissance ovocytaire s'échelonne sur deux ans environ pour le genre *Perinereis*. Pendant cette période d'accroissement, la taille de l'ovocyte augmente considérablement : de 30 à 40 μm , les cellules atteignent un diamètre supérieur à 200 μm à la maturité. Cette croissance n'est cependant pas constante en fonction du temps. Au début de la première année de la croissance ovocytaire, les jeunes ovocytes de *P. cultrifera* présentent un diamètre moyen de 40 μm . Dans un premier temps (première année), le développement de ces cellules est relativement faible : leur diamètre double pour atteindre environ 80 μm . Une augmentation de taille considérable est observée durant la deuxième année de croissance et plus particulièrement pendant les mois d'hiver (décembre à mars). Ainsi les ovocytes matures atteignent une taille proche de 260 μm (Baert, 1986).

(B) Vitellogénèse ou synthèse du vitellus

Elle recouvre donc la période de croissance dite "lente" de l'ovocyte. Durant cette étape du développement ovocytaire, la cellule germinale femelle accumule des substances de réserve désignées "vitellus" et destinées au développement embryonnaire. Ces éléments de nature essentiellement glycoprotéique se présentent sous la forme de granules qui sont encore rares dans l'ovocyte jeune (Dhainaut, 1970a). Par contre, lorsque la cellule atteint un diamètre de 50-60 μm , le nombre de globules vitellins s'accroît considérablement ; dans le même temps, des globules lipidiques apparaissent et s'accumulent également dans le cytoplasme. Dans le cytoplasme d'un ovocyte en vitellogénèse, les formations membranaires (réticulum endoplasmique et appareil de Golgi) se localisent essentiellement dans la zone corticale de la cellule (Baert, 1986).

(C) Corticogénèse ou synthèse des alvéoles corticaux

Elle correspond à la période de croissance ovocytaire "rapide" qui s'échelonne sur les mois d'hiver précédant la reproduction, d'où la dénomination "stade du grand accroissement". Pendant le grand accroissement, l'ovocyte "submature" voit apparaître et se développer un nouveau type d'inclusion cytoplasmique : les alvéoles corticaux. Ceux-ci, délimités par une membrane et présentant un aspect très fibreux, apparaissent entre les globules vitellins et lipidiques et se trouvent disséminés dans tout le cytoplasme jusque dans la zone périnucléaire.

(D) Maturité

A ce stade cytologique, aucune inclusion cytoplasmique nouvelle n'apparaît. La cellule germinale semble cesser la synthèse de ses substances de réserve. Par contre un profond remaniement des structures cytoplasmiques s'effectue. Les alvéoles corticaux migrent vers le chorion cellulaire et constituent une gangue muqueuse épaisse de 40 à 50 μm . Les ribonucléoprotéines se concentrent en une auréole péri nucléaire contenant quelques lames de réticulum allongées et des mitochondries localisées au stade précédent à proximité des dictyosomes. Le vitellus occupe une position intermédiaire ainsi que les lobules lipidiques. Les corps de Golgi se retrouvent quant à eux à l'intérieur de la couche muqueuse et présentent une activité phosphatase acide (Porchet, 1974).

Bien que chaque espèce présente des caractéristiques particulières, il est possible de distinguer ces différents stades dans le développement des ovocytes quelque soit le type de Néréidien étudié (Dhainaut, 1970 a, b ; Porchet, 1976).

2.4.1.2 Aspects ovogénétiques

On peut rencontrer deux types fondamentaux d'ovogenèse : Ovogenèse extra-ovarienne et Ovogenèse intra-ovarienne. Dans le premier cas, les cellules germinales quittent l'ovaire précocement, au cours de la prévitellogenèse, et subissent l'ovogenèse dans le coelome. Dans le cas de l'ovogenèse intraovarienne, les ovocytes restent dans l'ovaire, où se déroule la plus grande partie de la vitellogenèse. Ces derniers, une fois évacués dans le liquide coelomique, vont subir un accroissement et la différenciation. L'ovogenèse peut être synchrone, comme le cas de la plupart des Polychètes, telles que *Nereis diversicolor* et *Perinereis cultrifera* ou chez le même individu, les ovocytes se trouvent au même stade de vitellogenèse.

A la fin de la gamétogénèse, la maturité sexuelle se traduit par des modifications morphologiques et anatomiques caractéristiques de l'épitoquie, ainsi, on assiste à une augmentation de la taille des yeux, un élargissement des parapodes, formations de soies hétéronéridiennes disposées en éventail (Bauchot-Boutin & Bobin, 1954), modifications musculaires dans les segments correspondants à l'exception du 19 ou 20ème segment antérieur où ils sont tassés les uns contre les autres, ce qui rend l'animal plus court, plus large et aplati à épitoquie médiane et postérieure (Durchon, 1967). Cette métamorphose permet à l'animal, qui devient hétéronérien, une adaptation à une vie pélagique courte (Herbert *et al.*, 2008) afin de nager vers la surface au moment de l'essaimage qui s'effectue à des périodes bien déterminées avec le cycle lunaire (Gambi & Cigliano, 2006) caractérisé par ce qu'on appelle la danse nuptiale. La fécondation est externe, la reproduction chez *P. cultrifera* est strictement simple,

les géniteurs meurent dans les jours qui suivent l'essaimage et l'évacuation des gamètes se fait par lyse de la paroi du corps (Prevedelli & Simonini, 2003).

Chez les Nereidae, l'âge auquel les individus immatures (atoquie) entrent en gamétogénèse et passent à la maturité, et enfin à la reproduction est sous le contrôle de facteurs environnementaux tels que la température, la photopériode et le cycle lunaire (en plus du contrôle endocrinien) (Hardege *et al.*, 1990; P. J. Olive *et al.*, 1997).

L'observation des données sur les populations étudiées sur le littoral Algérien montre que le mode de reproduction et la durée de vie varient en fonction de la localisation géographique, Ainsi à Alger, la durée de vie des individus ne dépasse pas probablement deux ans et se reproduisent par atoquie (L. Rouabah *et al.*, 2008a); tandis qu'à Annaba, A. Rouabah & Scaps (2003) indiquent que leur durée de vie est de trois ans, et se reproduisent exclusivement par épitoquie (Daas *et al.*, 2011).

2.4.2 Différenciation des sexes

Le sexe de tous les spécimens de *Perinereis cultrifera* prélevés à partir des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) a été déterminé par examen macroscopique du contenu coelomique. Une courte incision (3-4 mm) à l'aide d'une épingle aux environs du 30ème sétigères derrière la tête a été effectuée au niveau de la ligne médio-ventrale du corps. Selon l'absence, ou bien la présence de gamètes dans le liquide coelomique, trois catégories d'individus ont été identifiées:

- L'absence de gamètes : les vers sont dits indifférenciés, ou bien asexués. Cette classe correspond aux individus de petite taille qui n'ont pas encore acquis la maturité sexuelle.
- La présence de gamètes sphériques de couleur jaune clair (les ovocytes), indiquant le sexe femelle. Chez ce dernier, les ovocytes mature de grande taille (Figure 18 A), sont clairement visibles à travers la paroi du corps.
- La détection d'amas spermatiques, ou celles de spermatozoïdes, de couleur blanc laiteux correspondant au sexe mâle. Le liquide spermatique est mieux observé lorsque les vers sont placés sur un fond noir (Figure 18 B).

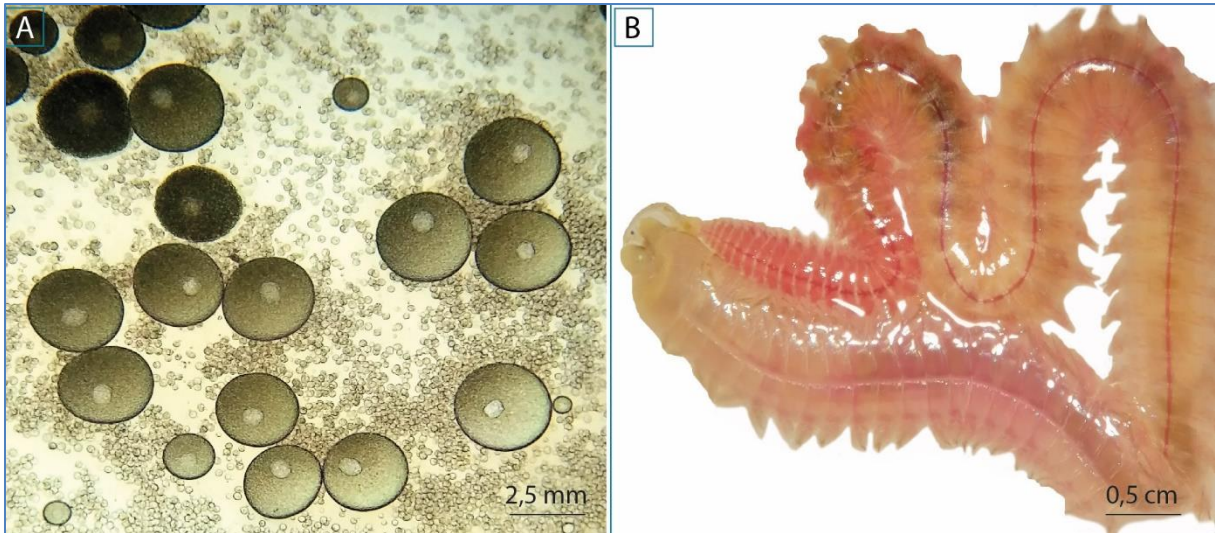


Figure 18 : Différenciation des sexes chez *Perinereis cultrifera* par visualisation des ovocytes (A) ; amas spermatiques (B) contenus dans le liquide coelomique (Photo personnelle, 2022).

2.4.3 Diamètre ovocytaire

Pour déterminer le diamètre ovocytaire moyen (μm), la procédure se fait par un examen d'une ponction coelomique suite à une dissection des femelles de *P. cultrifera* récoltées à El Kala, Annaba et Skikda et sélectionnées de préférence de grande taille sur une lame et sous un microscope spécialisé liée à un ordinateur « Leica suite LAS EZ LEICA dm 500 » (Figure 19), l'observation microscopique montre des cellules sphériques sombres de diamètres différents qui sont les ovocytes.



Figure 19 : Microscope optique de type « Leica DM500 » relié à un ordinateur muni d'un logiciel utilisé pour les mensurations du diamètre ovocytaire (Photo personnelle, 2022).

2.4.4 Distribution des fréquences de taille ovocytaire

Le diamètre des ovocytes présents dans la cavité cœlomique a été utilisé comme indicateur des étapes de maturation chez *P. cultrifera*, ces éléments germinatifs avaient un large éventail de dimensions, de sorte que sept groupes d'ovocytes ont été identifiés en utilisant une taille d'intervalle de classe de 50 µm. Les ovocytes ayant complété la vitellogenèse mesuraient 250-350 µm. Les femelles avec de petits ovocytes (diamètre inférieur à 50 µm) étaient présentes tout au long de l'étude. Pour l'analyse des fréquences de taille ovocytaire, le diamètre des ovocytes de 10 femelles matures a été mesuré sous un microscope "Leica DM500". Le pourcentage d'ovocytes de chaque mois est égal :

$$(\text{Nombre d'ovocytes pour chaque classe} / \text{nombre total d'ovocytes}) \times 100$$

2.4.5 Indice de maturité sexuelle (IMS)

Chez la plupart des annélides polychètes le sexe ratio est grandement en faveur des femelles (environ 80 %) (Olive & Garwood, 1981; Mettam *et al.*, 1982), l'indice de maturité sexuelle permet d'évaluer la fécondité des femelles selon leur stade de développement (Tableau 5). A l'aide d'un scalpel, une incision est effectuée derrière la tête jusqu'au segment 30. Le contenu cœlomique doit être étalé sur une lame, l'opération est effectuée sur 7 femelles. L'indice de maturité sexuelle a été évalué selon la formule de Durou & Mouneyrac (2007).

$$SIM = [(1 * n1) + (2 * n2) + (3 * n3) + (4 * n4)] / N$$

Où nx représente le nombre d'individus au stade x et N représente la somme de nx.

Tableau 5 : Description du stade de développement de la maturité sexuelle chez les femelles de *Perinereis cultrifera*

Stade de coefficient	Stade de développement	Aspect des produits sexuels femelles	Intervalle de diamètre ovocytaires (µm)
1	Indifférencié	Absence d'ovocytes dans la cavité cœlomique.	—
2	Prolifération	Ovocytes de petite taille dans la cavité cœlomique.	15–60
3	Croissance	Ovocytes en croissance en suspension libre dans le liquide cœlomique.	65–190
4	Mature	Vitellogénèse Ovocytes larges et sphériques. Ovocytes matures	250–450

2.5 Analyse biochimique

2.5.1 Le liquide cœlomique et constituants

Coel signifie cavité, chez un animal coelomate, le mésoderme se creuse d'une ou de plusieurs cavités, ces dernières sont complètement entourées de mésoderme ; c'est les cavités cœlomiques. L'ensemble des cavités cœlomiques d'un individu forme le cœlome. Le cœlome confère plusieurs avantages aux animaux. Il laisse un espace où les organes peuvent croître. Le fluide qu'il contient facilite la circulation, et peut servir à tamponner les variations de températures et à absorber les chocs. Il permet de construire un squelette hydrostatique efficace. Le fluide où baigne les organes internes peut être filtré pour éliminer les déchets métaboliques. Enfin, il permet au tube digestif de se mouvoir indépendamment du corps de l'animal. D'après [Fontaine \(1982\)](#), chez les Annélides Polychètes, la cavité générale ou cœlome, est spacieuse. Elle est tapissée intérieurement, ainsi que tous les organes qu'elle renferme, par un endothélium péritonéal qui est une très mince membrane à cellules aplaties.

Cette membrane péritonéale forme un mésentère dorsal et un mésentère ventral soutenant le tube digestif. Elle présente des régions plus ou moins abondamment garnies de cils vibratiles qui déterminent des courants dans la lymphe périviscérale (ou liquide cœlomique). La cavité générale est distincte de l'appareil circulatoire qui est clos, sang et liquide cœlomique ne se mélangeant pas. C'est dans cette cavité générale que va s'accomplir la maturation des produits génitaux qui se détachent précocement, y flottent en grande quantité. Mais outre les gamètes, on trouve aussi d'autres cellules : des Protozoaires parasites et surtout une catégorie de cellules cœlomiques particulièrement intéressante, les éléocytes. Ces éléocytes se sont vus attribués différents noms : lymphocytes, leucocytes, amibocytes, phagocytes, granulocytes, cellules chloragogènes ... ([Fauvel, 1959](#)). Mais on a pu montrer, notamment chez *Sabella spallanzani* et *Amphitrite johnstoni* ([Dales, 1961-1964](#)), que ces cellules constituent les étapes de la vie d'un même type cellulaire. D'après [Dehorne \(1930\)](#), c'est [Romieu \(1923\)](#) qui a employé le premier le terme d'éléocytes, car il avait observé dans ces cellules des gouttelettes colorables au Soudan III et au Tetroxyde d'osmium, donc riches en graisses non saturées. Dans notre étude, il serait plus correct de parler de cœlomocytes, terme plus général qualifiant tous les éléments libres du cœlome autres que les gamètes. C'est dans le milieu intérieur chez les Annélides Polychètes où se fait la maturation des gamètes. Comme a pu l'écrire [Porchet \(1974\)](#) au moment de la reproduction, le corps des *hétéronereis* est presque réduit à l'état d'un sac bourré de produits génitaux mûrs. Ainsi, remarque-t-il, chez les *P. cultrifera* épitoques le contenu cœlomique des femelles (ovocytes, liquide cœlomique et cœlomocytes) représente plus de la moitié du poids total de l'animal, alors que le "cœlome" du ver sexuellement indifférencié n'en constitue que

10% environ. [Durchon & Lafon \(1951\)](#) notent que la multiplication et la maturation des cellules germinales se font aux dépens des éléocytes et s'accompagnent de changements importants dans la composition chimique du liquide cœlomique.

Tableau 6 : Caractéristiques et fonctions des différentes cellules cœlomiques.

Cellules	Caractéristiques
Les chloragocytes	Cellules caractéristiques se forment dans le tissu chloragogène, situés dans une dépression caractéristique de l'intestin dorsal appelée typhlosolis accolée à la paroi du tube digestif et des vaisseaux sanguins.
	Lors d'une réponse à une menace bactérienne, deux protéines défensives importantes sont produites et libérées dans le liquide cœlomique : la lysénine et la fétidine.
	Elles collectent des nutriments à travers l'épithélium digestif et sont impliquées dans leur stockage et leur transport vers les organes et jouent un rôle métabolique et de distribution.
Les Granulocytes	Elles interviennent dans la prise en charge des déchets et leur transport en direction des organes excréteurs, les métanéphridies, en particulier chez les Polychètes.
	Font partie du système immunitaire inné des annélides et de nombreux autres invertébrés, Elles se produisent dans le liquide cœlomique de ces organismes.
	Sont impliqués dans les réactions de défense, y compris non-auto-reconnaissance, cytotoxicité, phagocytose, encapsulation d'objets étrangers et sécrétion de composés antimicrobiens sont présents pendant toutes les phases du cycle de vie.
Les leucocytes (cœlomocytes non pigmentés)	A l'aide d'anticorps monoclonaux, trois types (G1 à G3) ont été identifiés qui coopèrent lors de la réaction d'encapsulation de matière étrangère le type G2 a été identifié comme une cellule tueuse naturelle cytotoxique, tandis que le type G3 a montré une capacité pour la synthèse et la mélanisation de la phénoloxylase.
	Proviennent de l'épithélium cœlomique et possèdent des propriétés phagocytaires, sont impliqués dans l'élimination de corps étrangers présents dans le liquide cœlomique, jouant un rôle similaire à celui des globules blancs des Vertébrés.
	Ont été décrits chez les annélides oligochètes et polychètes, chez certains Oligochètes, les leucocytes peuvent être déversés hors de l'organisme et former une couche protectrice autour de l'animal. Chez les annélides marins, les éléocytes n'ont pas de fonction défensive connue et assurent des fonctions clés dans la croissance et le développement des cellules germinales.
Les leucocytes (cœlomocytes non pigmentés)	Leurs propriétés biochimiques et physiologiques n'ont pas été étudiées en dehors des Néréidides, pendant la phase de reproduction, les éléocytes s'accumulent en grand nombre dans les Néréidides. Ceci est lié à leurs fonctions reproductives chez les éléocytes synthétisent la protéine de stockage, vitellogénine.
	Les éléocytes synthétisent et stockent également de grandes quantités de tri- et diacylglycérides, et contiennent une grande vacuole (pour les nucléotides puriques, acides aminés et produits de dégradation de l'hème).

Le cœlome, en tant que compartiment liquidien, met en relation les organes corporels et joue un rôle de distribution et de drainage. Il est également le siège de réactions métaboliques et de

défense. Il constitue ainsi un environnement favorable à la formation des cellules reproductrices. L'analyse du fluide cœlomique a également conduit à des découvertes récentes liées à la médecine, des applications telles que l'identification de peptides analgésiques et anti-inflammatoires (Li *et al.*, 2017) et l'activité antitumorale et les effets apoptotiques ainsi qu'une activité antifongique de protéines de fluide cœlomique encore inconnues, là encore trouvé chez les vers de terre (Fiołka, Czaplewska, *et al.*, 2019; Fiołka, Rzymowska, *et al.*, 2019).

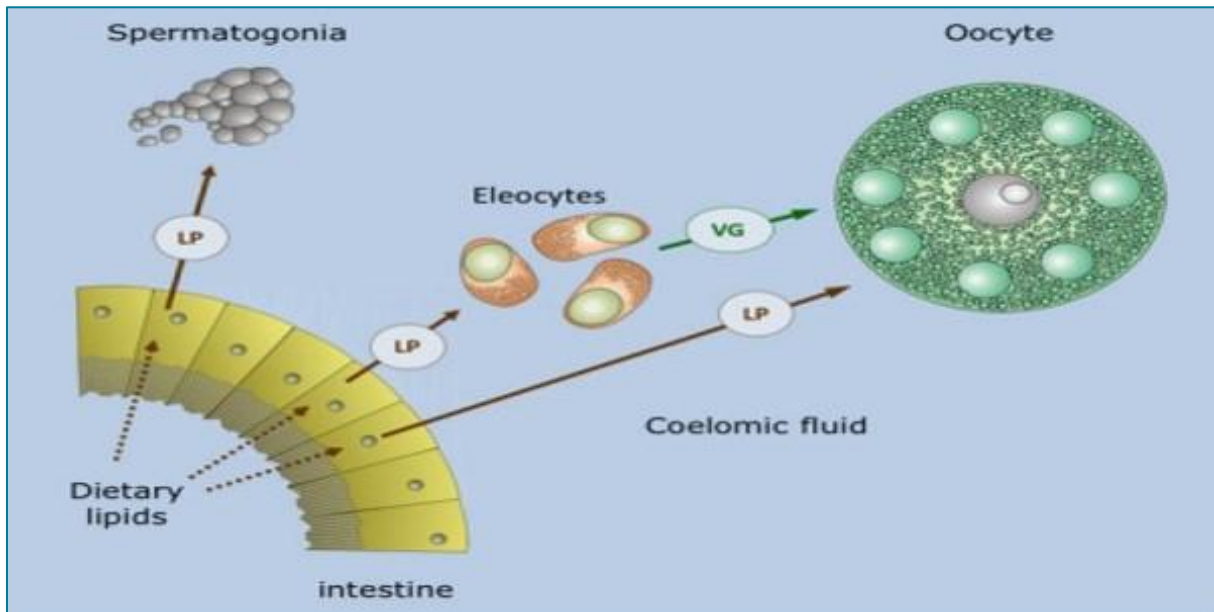


Figure 20 : Schéma proposé pour l'échange de lipoprotéine dans le fluide cœlomique d'un Annelide Polychète (Schenk & Hoeger, 2020).

2.5.1.1 La séparation des constituants cœlomiques

Toutes les opérations portant sur l'animal sont faites selon les techniques de Durchon (1955). Le contenu cœlomique de *P. cultrifera*, est prélevé par ponction intracœlomique. Les ponctions sont effectuées par des micropipettes (La pipette Pasteur), dont nous veillons à ce que l'extrémité soit suffisamment effilée, est introduite dans le cœlome. Le contenu cœlomique monte de lui-même dans notre micropipette, tant par capillarité que sous l'effet de la pression intracœlomique. Le contenu cœlomique ainsi prélevé est constitué du liquide cœlomique, d'ovocytes, d'éléocytes et d'autres cellules. Il nous faudra donc séparer ces différents éléments, nous avons utilisé la méthode de séparation des constituants cœlomiques décrite par Porchet (1974). Une première centrifugation (5000 tours/min, 10 mn) nous donne un culot constitué par les éléments figurés, le surnageant étant le liquide cœlomique. Nous recueillons ce liquide cœlomique. Le culot subit ensuite 4 lavages à l'eau de mer. A chaque lavage on effectue une légère centrifugation : chaque fois le surnageant est recueilli. Finalement on obtient un culot

d'ovocytes. Un examen cytologique peut nous permettre de nous assurer que le culot ovocytaire est débarrassé de tout autre élément figuré, c'est la "fraction ovocytaire" ou "ovocytes".

2.5.2 Dosage des vitellogénines et des vitellines

2.5.2.1 Technique d'extraction des vitellogénines et des vitellines

- La préparation de la solution mère de Tris-HCl, consiste à diluer 3.02g de Tris (0.5M) dans 300 ml d'eau distillée, et ajouter à cette solution à pH 7.4 de l'HCl concentré et la compléter à 500 ml d'eau distillée.
- Pour réaliser le tampon complet

Diluer 2.9g de NaCl (0.5 M) dans 10 ml de la solution mère de Tris-HCl et compléter à 100 ml d'eau distillée.

Les échantillons ovariens conservés, sont broyés aux ultrasons grâce au désintégrateur « Sonifer B-30 » pendant 30 secondes à 2 répétitions l'homogénéat obtenu est centrifugé à 5000 tours/min pendant 10 minutes à l'aide d'une centrifugeuse « SIGMA-2-16PK ». Il en résulte 3 couches distinctes, une couche de surnageant qui représente les lipides, un culot contenant des glycoprotéines et une couche intermédiaire renfermant les vitellogénines et les vitellines (Fabre *et al.*, 1990).

Cette dernière est récupérée à l'aide d'une simple seringue médicale, déposée dans un autre eppendorf, puis maintenue au congélateur jusqu'au dosage.

2.5.2.2 Réalisation de la gamme d'étalonnage

La gamme d'étalonnage a été réalisée à partir d'une solution mère de BSA (1mg/ml) selon la technique de Bradford (1976).

2.5.2.3 Détermination de la concentration en vitellogénines et vitellines dans les échantillons biologiques

Prendre 100 µl de la couche intermédiaire, obtenue après centrifugation, y additionner 4 ml de BBC, bien agiter puis passer à la lecture des densités optiques au spectrophotomètre «GENESYSTM8» à une longueur d'onde de 595 nm contre un blanc de gamme. Les résultats sont exprimés en µg/mg d'ovocytes.

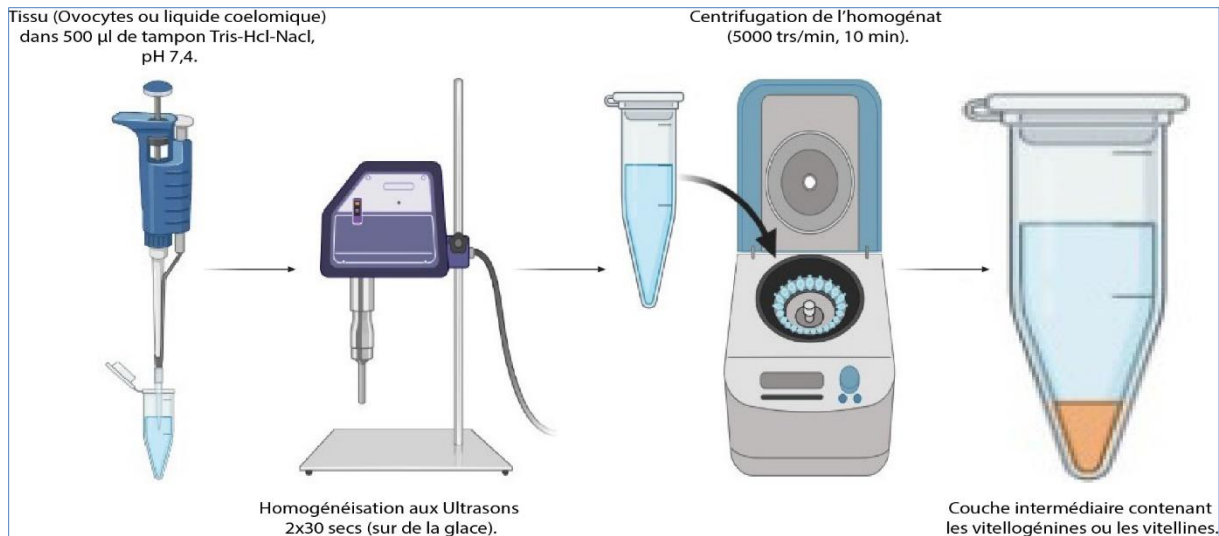


Figure 21 : Extraction des vitellogénines et vitellines (adaptée aux centipèdes) Descamps (1996) à partir de Fabre *et al.*, (1990).

2.5.3 Dosage quantitatif des protéines corporelles et ovocytaires

2.5.3.1 Stockage des échantillons biologiques

Pour le stockage de nos échantillons, on a choisi des femelles de *P. cultrifera* de grande taille, où le poids a été déterminé, une partie des femelles (corps entiers) a été stockée dans des tubes eppendorf dans 1ml de l'acide trichloroacétique TCA (20%). L'autre partie comportant les fractions ovocytaires obtenues pesés au préalable a été également conservée dans 1ml de TCA (20%).

2.5.3.2 Extraction des Protéines

L'extraction des protéines corporelles et ovocytaires de *P. cultrifera* a été réalisée selon le procédé de Shibko *et al.*, (1966) (Figure 22). Les échantillons biologiques sont broyés et homogénéisés dans 1ml d'acide de TCA à 20%, dans un bécher contenant de la glace, à l'aide d'un homogénéiseur à ultrason « Sonifer B-30 » afin de rompre les membranes cellulaires sans détérioration des organites (cette opération doit être effectuée à basse température (0-4 °C) et le plus rapidement possible, pour minimiser les phénomènes de dégradations chimiques liés à la libération d'enzymes à partir d'organites détériorés), l'homogénat (extrait acellulaire) passe à la centrifugation à 5000 tours/min pendant 10 mn, à l'aide d'une centrifugeuse « SIGMA-2-16PK ». Ensuite, ajouter 1ml du mélange éther/chloroforme (1v/1v) au culot I ; la deuxième centrifugation à 5000 tours/min pendant 10 mn. Il en résulte un culot II recueilli dans un 1ml de NaOH pour le dosage des protéines selon Bradford (1976).

2.5.3.3 Dosage des protéines corporelles et ovocytaires

Les protéines ont été quantifiées selon la méthode de Bradford (1976). Après réalisation de la gamme d'étalonnage, une fraction aliquote de 100 µl est ajoutée à 4ml de réactif BBC. La lecture des densités optiques est obtenue par spectrophotométrie à une longueur d'onde de 595 nm. Les résultats sont exprimés en µg/mg de tissu et µg/mg de d'ovocytes.

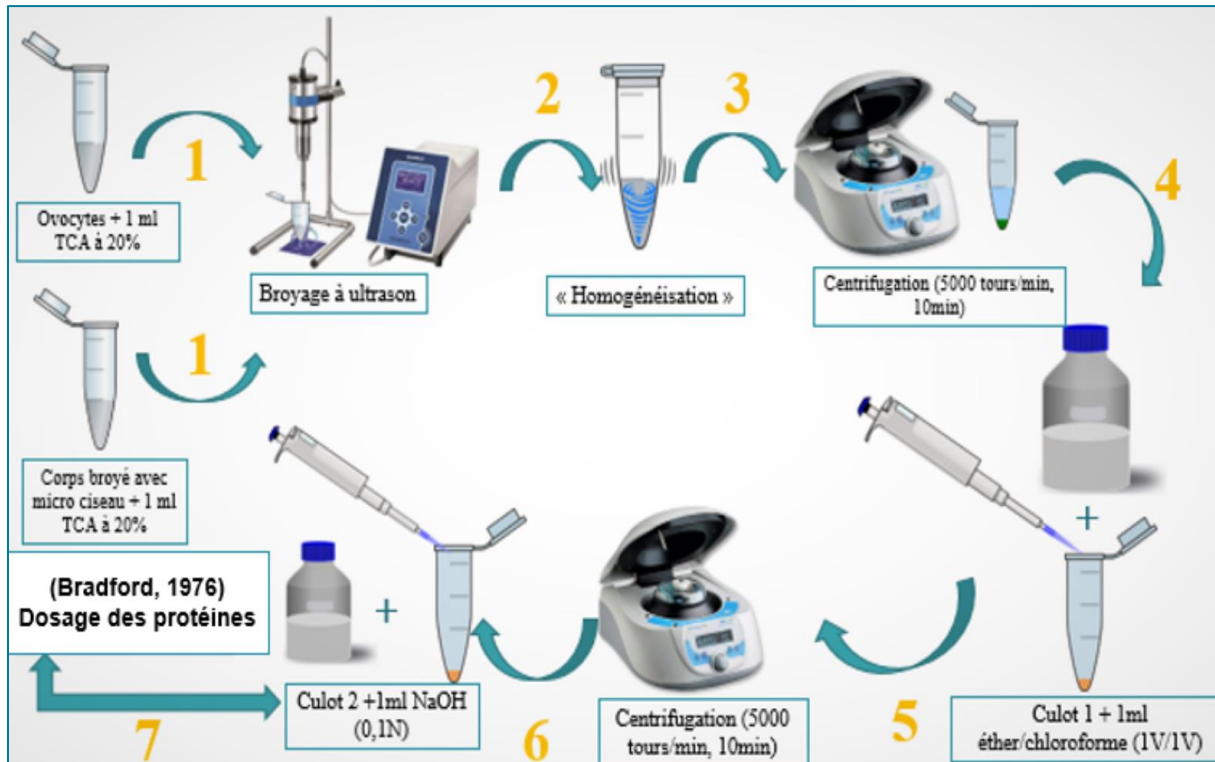


Figure 22 : Principales étapes d'extraction des protéines corporelles et ovocytaires : selon le procédé de Shibko *et al.*, (1966).

2.5.4 Dosage quantitatif des lipides corporelles et ovocytaires

La concentration des lipides totaux a été estimée selon Goldsworthy *et al.*, (1971) utilisant le réactif sulfophosphanillinique (0,38 g de vanilline, 55 ml d'eau distillée et 195 ml d'acide orthophosphorique à 85%). La solution mère des lipides est préparée en utilisant l'huile de table selon la procédure suivante : 25 mg d'huile de table pesés dans un tube eppendorf ; cette quantité est ensuite reprise dans 10 ml du mélange (éther / chloroforme) (1V/1V).

Après évaporation des prises aliquotes de 100µl de surnageant II dans un bain à sec à 40°C, on additionne 1ml d'acide sulfurique concentré (96%), les tubes fermés sont agités et chauffés dans un bain à sec à 100°C pendant 10 minutes. Après refroidissement, prélever 200µl de chaque tube auxquels on ajoute 2,5 ml de réactif sulfophosphanillinique et on agite. Après 30 minutes à l'obscurité, le complexe se colore en rose. La densité optique est lue sur un spectrophotomètre « GENESYSTEM8 » à une longueur d'onde de 530 nm.

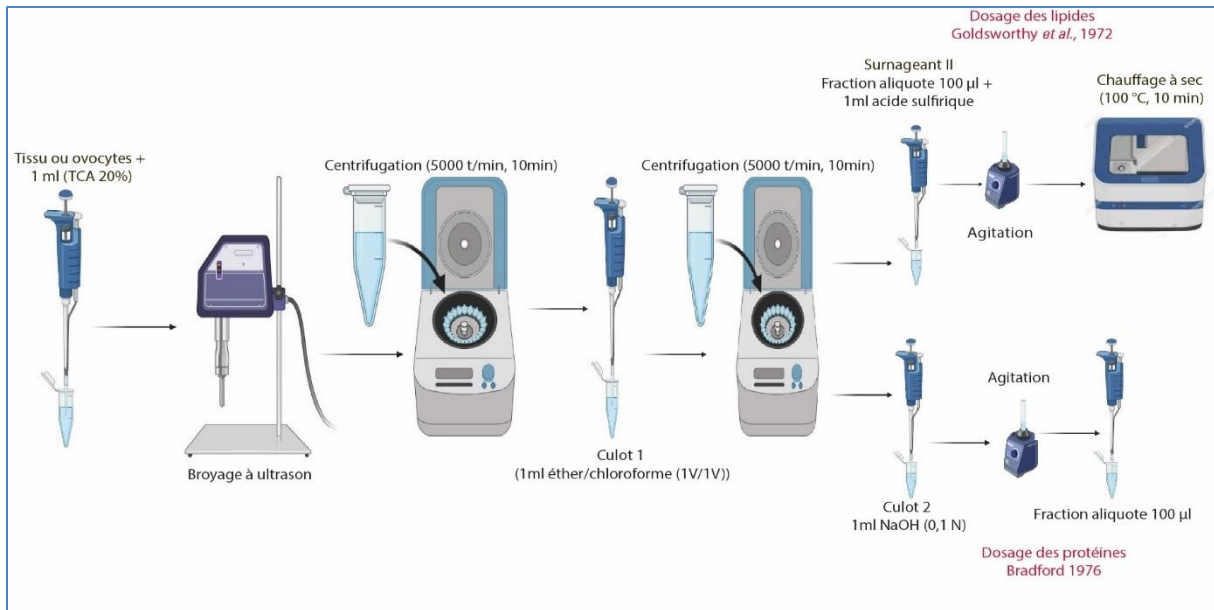


Figure 23 : Extraction et Dosage des métabolites selon [Schibko et al., \(1966\)](#).

2.6 Analyse écotoxicologique

Récemment, la notion de biosurveillance est apparue en tant que suivi de l'état sanitaire d'un écosystème moyennant des paramètres biologiques. Elle se base sur l'étude de la réponse biologique vis-à-vis des polluants qui peut être assimilée à des indicateurs biologiques ([Lafaurie et al., 1992](#)). L'approche biologique trouve sa fiabilité dans le fait qu'elle constitue l'interface de plusieurs disciplines, mettant en jeu la maîtrise et la connaissance de l'ensemble des mécanismes de toxicité des organismes vivants ([Figure 24](#)). Deux approches biologiques complémentaires sont utilisées de nos jours : la première est basée sur les communautés ou populations, il s'agit notamment des indices biocénétiques, qui de par la présence ou l'absence de telle ou telle espèce, nous renseignent sur l'état de santé d'un milieu ([Ramade, 1979](#) ; [Timbrell, 2001](#)), mais malheureusement à posteriori. La seconde approche est plus prédictive sur l'état de santé du milieu, elle se situe au niveau de l'individu et concerne l'utilisation de biomarqueurs.

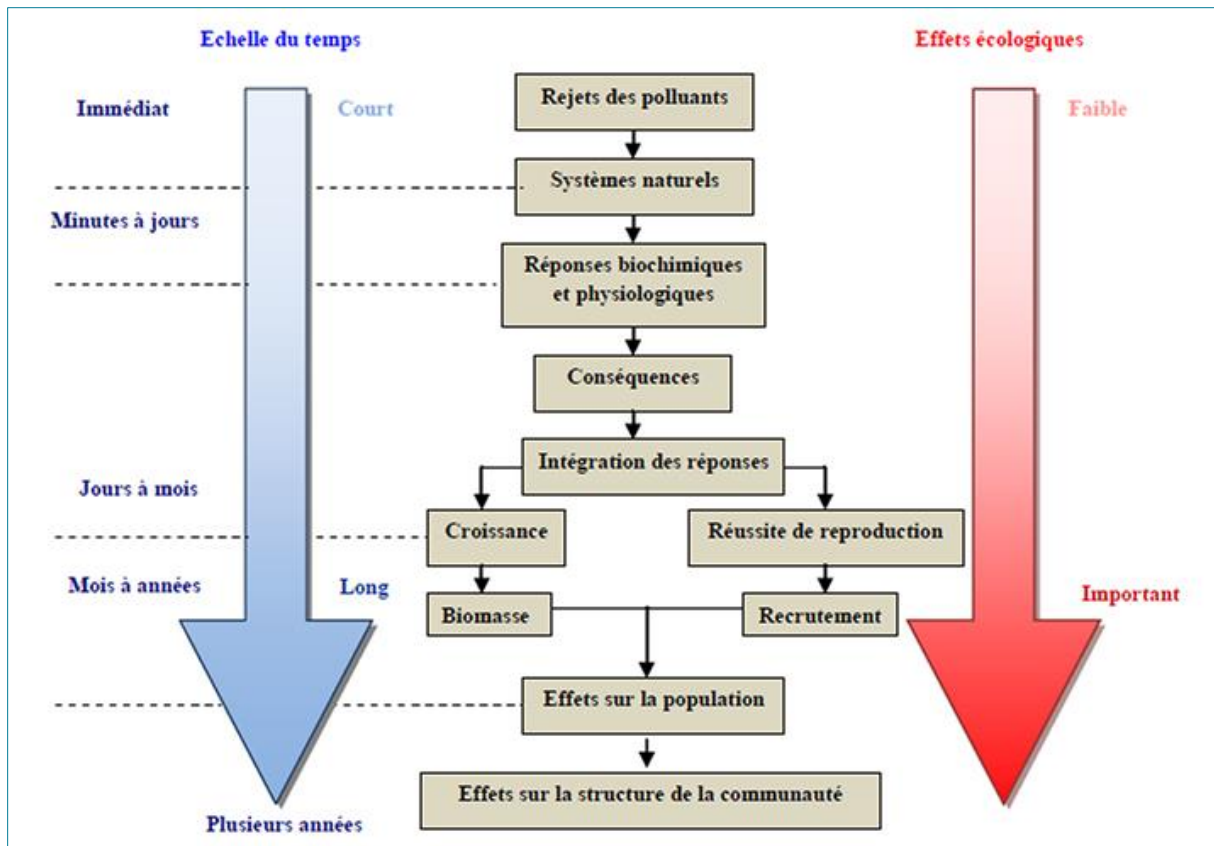


Figure 24 : Représentation de l'ordre chronologique des différentes atteintes induites au sein de l'organisation des systèmes biologiques (Von Der Oost *et al.*, 2003).

Au début des années 80, la notion de biomarqueur est apparue et désigne les changements observables ou mesurables de certains paramètres moléculaires, biochimiques, cellulaires ou physiologiques qui révèlent une exposition présente ou passée de l'organisme à au moins une substance à caractère polluant (Lagadic *et al.*, 1997 ; Peña-Llps *et al.*, 2003). Les biomarqueurs représentent un nouvel outil qui n'est pas destiné à copier ou à remplacer la surveillance chimique, mais qui sont intégrés dans les programmes de surveillance. Complémentaires des indicateurs écologiques, les indicateurs biochimiques peuvent être des systèmes d'alarme précoces d'une contamination dont les effets sont encore réversibles. Il existe deux types de biomarqueurs : les biomarqueurs d'exposition et les biomarqueurs d'effet. Les biomarqueurs d'exposition, sont des changements moléculaires ou cellulaires intervenant à un moment précoce pour atténuer ou inhiber les effets des xénobiotiques. Ils sont en général impliqués dans les métabolismes de détoxification des xénobiotiques (cytochromes P450) ou dans les mécanismes de défense cellulaire (enzymes antioxydantes). Les biomarqueurs d'effets sont des changements moléculaires ou cellulaires résultant des effets xénobiotiques et utilisés pour évaluer les dommages cellulaires. Les biomarqueurs peuvent être aussi classés selon leur degré de spécificité à une classe particulière d'un contaminant. On distingue les biomarqueurs

spécifiques, utilisés pour la détection d'un polluant bien déterminé et les biomarqueurs non spécifiques qui intègrent les effets de différents facteurs de stress.

2.6.1 L'acétylcholinestérase : biomarqueur de neurotoxicité

Dans les jonctions neuromusculaires et inter-neuronales, la terminaison nerveuse libère un médiateur chimique, l'acétylcholine, qui permet la transmission de l'influx nerveux. Lorsque l'acétylcholine est libérée des terminaisons nerveuses dans l'espace synaptique, elle se fixe sur l'un des récepteurs cholinergiques qui se trouvent sur la membrane post-synaptique (nerfs, muscles lisses ou glandes). L'interaction de l'acétylcholine avec le récepteur provoque une dépolarisation de la membrane post-synaptique, générant ainsi un potentiel d'action qui assure la transmission du signal nerveux. L'AChE, en inactivant rapidement l'acétylcholine, permet au système de revenir immédiatement à son état de repos. Le rôle de l'AChE est d'hydrolyser rapidement l'acétylcholine afin de stopper rapidement la stimulation du récepteur, et par conséquent le transfert du signal par repolarisation de la membrane. L'inhibition de l'AChE par de nombreux neurotoxiques, dont les pesticides organophosphorés et les carbamates, provoque l'accumulation de l'acétylcholine et une transmission permanente de l'influx nerveux. En effet, lorsque l'AChE est inhibée, l'acétylcholine reste fixée à son récepteur et de ce fait, maintient la dépolarisation de la membrane. Si la fixation de l'acétylcholine à son récepteur se prolonge excessivement, l'ensemble de la membrane post-synaptique se dépolarise, et la synapse s'en trouve bloquée. Le blocage de toutes les synapses du système nerveux central conduit rapidement à la mort. Le blocage des synapses des jonctions neuromusculaires conduit à la tétanie puis la mort de l'animal (Bocquené *et al.*, 1997).

2.6.1.1 Évaluation de l'activité enzymatique de L'acétylcholinestérase (AChE)

La méthode de dosage de l'AChE la plus courante et celle d'Ellman *et al.*, (1961); elle consiste à fournir à l'enzyme (AChE), un substrat artificiel, l'acétylthiocholine, dont l'hydrolyse catalysée par l'AChE libère de la thiocholine et de l'acide acétique. La quantité de thiocholine obtenue est proportionnelle à l'activité enzymatique révélée grâce à une méthode colorimétrique faisant intervenir le DTNB (acide 5-5- dithio-bis-2-nitrobensoïque) qui se lie avec la thiocholine pour former un complexe de couleur jaune, le DTNB (acide 5-thio-2 nitrobensoïque) qui est dosé. L'activité spécifique de l'AChE est évaluée à partir des corps entiers des individus femelles de *P. cultrifera* récolté dans les trois sites (El-Kala, Annaba et Skikda) d'étude. Les individus sont homogénéisés dans 1 ml de solution détergente (solution D) [38,03 mg EGTA (acide éthylène glycol-bis, β -aminoéthyl éther NNN'N' tétra-acétique), 1ml Triton X 100%, 5,845 g NaCl (chlorure de sodium), 80 ml tampon tris (10 mM, pH 7)], puis centrifugés (9000

trs/mn, 15 mn). Le surnageant récupéré servira comme source d'enzyme. Le dosage de l'activité AChE est réalisé sur une fraction aliquote de 100 µl à laquelle on ajoute 100 µl de DTNB préparé extemporanément [39,6 mg DTNB, 15 mg CO₃HNa (bicarbonate de sodium), 10 ml tampon tris (0,1 M, pH 7)] et 1 ml de tampon tris (0,1 M, pH 7). Après 3 à 5 minutes, 100 µl de substrat acétylthiocholine préparé extemporanément [23,6 mg ASCh, 1 ml eau distillée] sont ajoutés. La lecture des absorbances s'effectue toutes les 4 mn pendant 20 mn à une longueur d'onde de 412 nm contre un blanc où 100 µl de la solution détergente remplace les 100 µl du surnageant. La concentration en protéines totales des différents échantillons biologiques (homogénat) a été préalablement déterminée, par un dosage selon la technique de [Bradford \(1976\)](#). L'activité spécifique de l'AChE est exprimée en nMol/min/mg de protéine.

L'activité spécifique de l'AChE est déterminée d'après la formule d'[Ellman et al., \(1961\)](#)

$$AChE \left(\frac{nM}{min} \text{ de protéines} \right) = \frac{\Delta Do \times Vt}{1,36 \times Vs} / mg \text{ de protéines}$$

AChE : nanomole de substrat hydrolysé par minute et par mg de protéines (nM / min / mg de protéines).

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

1,36 : coefficient d'extinction molaire du DTNB.

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

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

Mg de protéines : quantité de protéines exprimées en mg.

2.6.2 Les glutathion S-transférases (GST) : marqueurs de métabolisation de phase II

Dans le mécanisme de détoxification, les enzymes de phase II ont pour rôle de coupler un groupement hydrosoluble à un xénobiotique préalablement modifié ou non par les enzymes de phase I afin de le rendre lui-même plus hydrosoluble et donc plus facilement excrétable par l'organisme. Parmi les enzymes de phases II, les glutathion S-transférases (GST) seront déployés dans ce travail. Les GST catalysent la conjugaison d'un tripeptide, le glutathion réduit (glutamylcystéinyl-glycine : GSH) qui possède un groupement nucléophile-SH, à une grande variété de substrats hydrophobes (porteurs de groupements électrophiles) pour les rendre plus hydrosolubles permettra ainsi leur élimination ([Habig et al., 1974](#)). Les GST ont été mises en évidence dans la plupart des êtres vivants tels que la levure ([Foley & Sheehan, 1998](#)), les

bivalves (Vidal *et al.*, 2002), les vers de terre (Borgeraas *et al.*, 1996), les crustacés (Gowland *et al.*, 2002), les insectes (Prapanthadara *et al.*, 1996), les poissons (Pérez-López *et al.*, 2002), les mammifères (Bolton & Ahokas, 1997) et les plantes (Smith *et al.*, 2004). Les GST peuvent détoxifier un large spectre de xénobiotiques initialement électrophiles ou devenus électrophiles après métabolisation. Ces composés peuvent être des pesticides (thiocarbamates, organophosphates), des amines aromatiques, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (benzo(a)pyrène), des toxines (aflatoxine B1) ou des substances pharmaceutiques (paracétamol, nitroglycérine, bromosulfophthaléine). Parmi ces xénobiotiques, certains peuvent être à l'origine de composés cancérigènes comme le BaP. Ce dernier est métabolisé par des monooxygénases à cytochrome P450 et des époxydes hydrolases en composés hautement réactifs capables de réagir avec à l'ADN et l'ARN (exemple le 7,8-diol-9,10- époxyde). Les GST sont capables de conjuguer ces métabolites et leurs dérivés et constituent donc un système essentiel de protection (Hinson & Kadlubar, 1988). Cependant, la conjugaison de certains substrats avec le GSH peut parfois conduire à la formation de composés encore plus réactifs et toxiques que le composé initial. Les xénobiotiques modifiés par les enzymes de phase II (et/ou de phase I) peuvent ensuite être expulsés de la cellule par les systèmes de phase III. Les GST possèdent un rôle capital dans les mécanismes de protection de l'organisme vis-à-vis des effets néfastes du stress oxydant. Certains GST peuvent en effet métaboliser les peroxydes lipidiques résultant de la peroxydation lipidique. Les produits finaux de lipoperoxydation tels que les aldéhydes, le malondialdéhyde, les hydroxyalkénals peuvent également être métabolisés par certaines isoenzymes. Outre leur fonction de protection, les GST participent à la biosynthèse de molécules biologiquement actives tels que les prostaglandines et les leukotriènes (Fitzpatrick *et al.*, 1995).

2.6.2.1 Évaluation de l'activité enzymatique de la Glutathion S-transférase (GST)

La mesure de l'activité de la glutathion S-transférase (GST) est déterminée selon 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) et mesurée à une longueur d'onde de 340 nm dans un spectrophotomètre « GENESYSTM8 ». Les échantillons (corps entier) des femelles de *P. cultrifera* récoltées au niveau des trois sites (El-Kala, Annaba et Skikda) sont homogénéisés dans 1 ml de tampon phosphate (0.1M, pH 6). L'homogénat est centrifugé à 14000 tours/min pendant 30 mn et le surnageant récupéré servira comme source d'enzyme. Le dosage consiste à faire réagir 200µl du surnageant avec 1.2 ml du mélange CDNB (1mM) /GSH (5mM) [20.26 mg CDNB, 153.65 mg GSH, 1ml éthanol, 100ml tampon phosphate (0.1M, PH6)]. La lecture des absorbances est effectuée toutes les 1mn pendant 5

minutes à une longueur d'onde de 340 nm contre un blanc contenant 200µl d'eau distillée remplaçant la quantité du surnageant. Une quantification des protéines a été réalisée selon Bradford (1976), (technique citée précédemment).

L'activité spécifique de GST est déterminée d'après la formule d'Habig *et al.*, (1974)

$$GST \left(\frac{\mu M}{min}{mg} \text{ de protéines} \right) = \left(\frac{\Delta DO/min}{e} \times \frac{Vt}{Vs} \right) / mg \text{ de protéines}$$

X : micromole de substrat hydrolysé par minute et par mg de protéines (nM/mn/mg de protéines).

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

e : coefficient d'extinction molaire du CDNB (mM⁻¹ cm⁻¹).

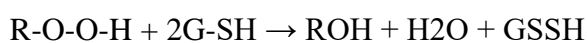
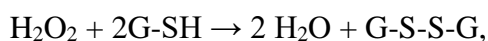
Vt : volume total dans la cuve : 1,4 ml [0,2 ml surnageant + 1.2 ml du mélange CDNB/GSH].

Vs : volume du surnageant dans la cuve : 0,2 ml.

mg de protéines : quantité de protéines exprimée en mg.

2.6.3 La glutathion peroxydase (GPx)

La glutathion peroxydase (GPx) est une enzyme localisée dans le cytosol et les mitochondries. Elle intervient avec la catalase dans la neutralisation de l'H₂O₂ par le glutathion (tripeptide constitué de glutamate, cystéine et glycine) (Blum & Fridovich, 1985; Labrot *et al.*, 1996) et aussi dans la destruction des hydroperoxydes lipidiques issus de la peroxydation des acides gras polyinsaturés (Valko *et al.*, 2006) selon les réactions respectives :



2.6.3.1 Évaluation de l'activité enzymatique de la glutathion peroxydase (GPx)

L'activité GPx totale a été mesurée à 412 nm comme indiqué par Flohé & Günzler (1984). L'activité de cette enzyme est déterminée via la formation du glutathion oxydé (GSSG) à partir du glutathion réduit (GSH). Un volume de surnageant protéique (1v) a été mélangé avec deux volumes (2v) du GSH (1 mM). La réaction est initiée par l'ajout du H₂O₂ et est bloquée au bout de 10 min par l'addition d'acide trichloroacétique (TCA) à 1%. Après centrifugation, du dissodium hydrogène phosphate Na₂HPO₄ (320 mM) et le réactif d'Ellman (acide 5,5'-dithiobis-(2-nitrobenzoïque)) (DNTB) (1 mM) ont été ajoutés au surnageant. L'activité GPx a été exprimée en µmoles de GSH oxydé/min/mg de protéine.

2.6.4 La peroxydation lipidique

La peroxydation lipidique ou lipoperoxydation (LPO) est une réaction radicalaire en chaîne pouvant provoquer une altération structurale et fonctionnelle des membranes (Garcia Martinez & Livingstone, 1995). Elle consiste en trois réactions de type radicalaire (Kappus, 1991) :

La réaction d'initiation consiste à l'élimination d'un atome d'hydrogène au niveau d'un groupement allylique CH₂ d'un acide gras polyinsaturé par une espèce hautement réactive, en l'occurrence un radical hydroxyle (.OH), alkoxy (RO.) ou peroxy (ROO.) pour donner un radical alkyle (R.). Il s'ensuit un réarrangement moléculaire permettant l'obtention d'un diène conjugué. Puis ce dernier réagit avec une molécule d'oxygène pour former un radical peroxy très réactif (ROO).

La réaction de propagation où le radical peroxy peut à son tour attaquer une nouvelle chaîne d'acide gras polyinsaturé donnant naissance à un nouveau radical alkyle et à un hydroperoxyde lipidique (ROOH).

La réaction de terminaison où le processus de peroxydation se poursuit jusqu'à ce que deux radicaux réagissent entre eux ou qu'une molécule antioxydante intervienne.

Le processus complexe de décomposition des hydroperoxydes lipidiques aboutit, d'une part, à la formation de radicaux alkoxy et peroxy capables d'initier de nouvelles chaînes de lipoperoxydation et d'autre part, à de multiples produits de dégradation : alcools, cétones, aldéhydes, éthers, acides et alcanes. Parmi les aldéhydes formés, le malondialdéhyde (MDA) est souvent pris en considération pour évaluer le degré de peroxydation lipidique. Il se forme à partir d'acides gras polyinsaturés possédant au moins trois doubles liaisons successives. Le MDA est un agent alkylant puissant capable de réagir avec les macromolécules biologiques. Le dosage de ce composé présente donc un intérêt certain, comme biomarqueurs de stress oxydant, chez les organismes soumis à des contaminations multiples (Narbonne *et al.*, 1991). Le dosage du taux de malondialdéhyde (MDA) cellulaire est largement utilisé chez les bivalves (Cajarville *et al.*, 2000; Banni *et al.*, 2009) et les poissons (Di Giulio *et al.*, 1993). L'étude de Banni *et al.*, (2014) a montré l'existence de fortes teneurs en MDA chez des moules *Mytilus galloprovincialis* après 4 jours d'exposition au nickel. La mesure la plus utilisée est la mesure d'un chromophore, produit par réaction du malondialdéhyde avec l'acide 2-thiobutirique (TBA) (Goel *et al.*, 1988; Depledge & Fossi, 1994). La peroxydation lipidique est estimée également par la mesure de l'activité des enzymes antioxydantes (Rodri'guez *et al.*, 2002).

2.6.4.1 Dosage du Malondialdéhyde

Les taux du Malondialdéhyde (MDA) sont dosés selon la méthode de Draper & Hadley (1990), basée sur la mesure colorimétrique de la réaction entre l'acide thiobarbiturique (TBA) avec le malondialdéhyde (MDA), donnant un produit rouge brun dont l'intensité de la coloration mesurée est proportionnelle à la concentration en MDA. Le dosage est réalisé à partir de 500 µl du surnageant, additionnés à 2,5 ml de TCA, après chauffage au bain marie à 100°C pendant 15 min et refroidissement dans de la glace ; une deuxième centrifugation est effectuée (10000 tours/min, 10 min), une fraction aliquote de 2 ml du surnageant est alors prélevée, à laquelle on ajoute 1 ml d'acide thiobarbiturique (TBA) ; après un second chauffage (100 °C, 15 min) et refroidissement, 1,5 ml de butanol sont rajoutés ; après agitation, une dernière centrifugation (10000 tours/min, 10 min) est réalisée et le surnageant récupéré est constitué de 1 ml de butanol renfermant le complexe TBA-MDA ; la lecture des absorbances se fait, contre un blanc, à une longueur d'onde de 532 nm, en utilisant un spectrophotomètre « GENESYSTM8 ».

Le taux de MDA est exprimé en micromole par milligramme de protéines, selon la formule suivante :

$$MDA \left(\frac{\mu M}{mg} \text{ de protéines} \right) = \frac{\frac{\Delta Do}{e} \times \frac{Vt}{Vs}}{mg \text{ de protéines}}$$

DO : densité optique obtenue après hydrolyse du substrat à 532 nm ;

e : coefficient d'extinction molaire de la TBA : 156 mM 1 cm 1;

Vt : volume total de la cuve : 1ml;

Vs : volume du surnageant utilisé : 0,5 ml;

mg de protéines : quantité de protéines exprimée en mg.

2.7 Analyse histologique

2.7.1 Etapes histologiques expérimentales (Laboratoire ELRAYEN)

Fixation : Cette étape a pour but la conservation des structures, le durcissement des pièces, l'immobilisation des constituants tissulaires et cellulaires ; prévenant ainsi de la putréfaction bactérienne. La fixation doit inactiver les molécules qui pourraient changer la morphologie tissulaire, telles que les enzymes, pour éviter la destruction des protéines du tissu. Elle doit se faire immédiatement après le prélèvement, par immersion du matériel dans un grand volume de liquide fixateur. Nos échantillons biologiques extraits des femelles de *P. cultrifera* récoltées à partir des trois sites d'études (El-Kala, Annaba et Skikda) pendant Mars, Avril et Mai, ont été conservés dans du formol à 9% pendant au moins 48 heures.

Inclusion : Le principe de l'inclusion consiste à traiter les pièces dans un ordre déterminé par différents solvants de manière à faire pénétrer dans le tissu, à l'origine hydraté, une substance hydrophobe, qui maintiendra les constituants structuraux en place lors de la coupe ; ceci implique que la pièce soit soumise à une série de traitements successifs par des mélanges dont chacun est destiné à préparer la pénétration de celui qui le suivra et à éliminer celui qui la précède. Nos échantillons ont été déposés dans deux bains de formol (10%) pendant une heure puis dans six bains d'alcool (70%, 80% et 100%) pendant une heure et demi chacun suivi de deux bains de xylène pendant une heure et demi avant de passer à l'imprégnation dans deux bains de paraffine pendant deux heures. Ce procédé est assuré par l'automate à 12 bains (Thermo) (Figure 25).



Figure 25 : Automate à 12 bains, (Photo personnelle, 2019).

Mise en bloc : Elle consiste en l'enrobage des échantillons biologiques, déposés de manière transversale dans des moules en inox remplis de paraffine liquide (72 °C) et laisser refroidir sur une plaque refroidissante à -12°C (Figure 26).



Figure 26 : Mise en bloc des coupes, (Photo personnelle, 2019).

Coupe : Les coupes des échantillons biologiques ont été réalisées à l'aide d'un microtome (Thermo) après réglage de l'épaisseur à $3\mu\text{m}$ (Figure 27).



Figure 27 : Réalisation des coupes fines au microtome Thermo, (Photo personnelle, 2019).

Étalement des coupes : Les rubans ont été étalés grâce à de l'eau gélifiée sur des lames porte objets préalablement nettoyés.

Séchage : Les lames ont d'abord été séchées sur une plaque chauffante de type (Thermo) à 45C° pendant quelques minutes (Figure 28).

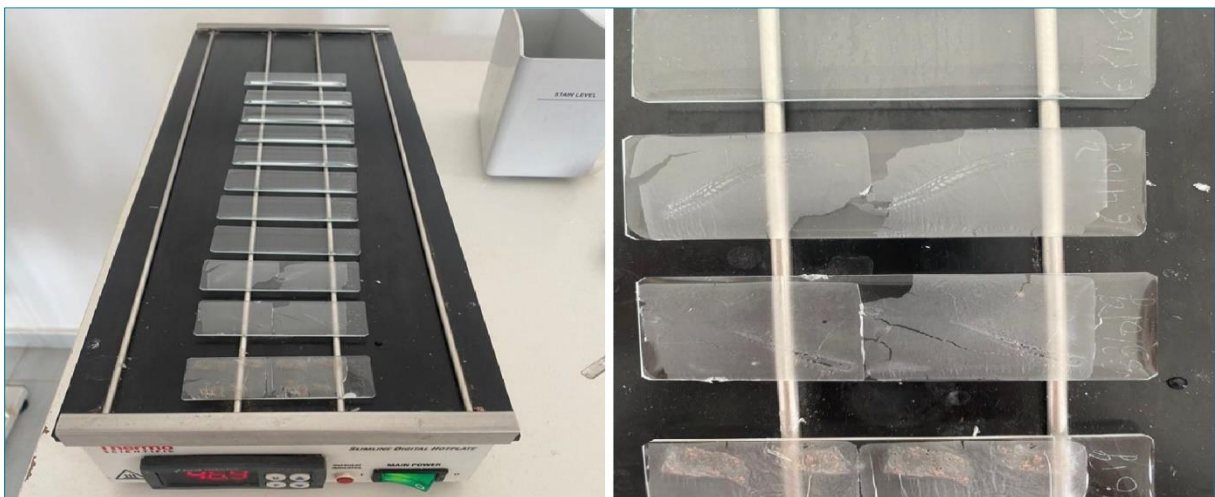


Figure 28 : Étalement des coupes et séchage, (Photo personnelle, 2019).

Déparaffinage et coloration : Nos lames ont été débarrassées de la paraffine en les déposant manuellement grâce à un porte lames dans trois bains d'xylène pendant quinze minutes pour les deux premiers bains et pendant cinq minutes pour le troisième suivi de deux bains d'alcool (100%) pendant huit minutes pour le premier et sept minutes pour le deuxième avant d'être

rincées à l'eau courante pendant 4 minutes. La coloration des coupes a été réalisée avec une solution d'hématoxyline de Meyer pendant trois minutes, rincées à l'eau pendant huit minutes puis recolorées avec de l'éosine à 2% dont la concentration est de 10g/L d'eau, pendant trois minutes suivies d'un autre rinçage pendant huit minutes. Les lames sont ensuite passées dans un bain d'alcool (100%) pendant une minute (Figure 29).



Figure 29 : Coloration aux bains d'hématoxyline de Meyer et de l'éosine, (Photo personnelle, 2019).

Montage : Les lames colorées doivent être protégées par des lamelles ; il est donc nécessaire d'interposer entre lame et lamelle un milieu de montage (goutte d'E-KIT) afin d'éviter le dessèchement et d'assurer la meilleure conservation possible.

Observation : Les lames ainsi prêtes, l'observation a pu être faite facilement sous microscope optique (Figure 30).



Figure 30 : Observation sous microscope optique, (Photo personnelle, 2019).

2.8 Analyse statistique et traitement des données

Les résultats obtenus sont représentés par la moyenne suivie de l'écart type ($m \pm s$). La régression linéaire ainsi que l'analyse de la variance à un et deux critères de classification ont été réalisées respectivement. L'analyse de la variance à un critère de classification (ANOVA) a été utilisée afin de comparer les moyennes deux à deux. Cette analyse a été appuyée par le test de Tukey. La comparaison des effets (mois, site) a été effectuée par l'analyse de la variance (ANOVA) à un et deux critères de classification. La relation entre les différents paramètres a été effectuée par l'analyse de corrélation de Pearson. Les tests statistiques ont été effectués grâce aux logiciels **SPSS 26 (IBM® SPSS® Statistics 26)**, **R version 4.2.1 (R Core Team, 2022)** et **RStudio (RStudio Team, 2022)** d'analyse et de traitement statistique des données.

RÉSULTATS

3 RÉSULTATS

3.1 Analyse physico-chimique de l'eau de mer

L'examen des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer a été effectué *in situ* au niveau des trois sites d'étude suivants : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons de l'année 2019 : Hiver, Printemps, Été et Automne (Tableau 7 ; Figures 31, 32, 33, 34).

Tableau 7 : Traitement statistique des paramètres physico-chimiques : Température (°C), salinité (ppt), oxygène dissout (mg/l), et pH de l'eau de mer, au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2019 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).

Paramètre	Saison	Site			P
		El-Kala	Annaba	Skikda	
Température	Hiver	14,50 ± 0,31 A	14,21 ± 0,55 A	14,13 ± 0,53 A	0,407 ^{NS}
	Printemps	17,38 ± 0,26 A	17,20 ± 0,62 A	17,08 ± 0,57 A	0,606 ^{NS}
	Été	23,56 ± 0,34 A	23,48 ± 0,41 A	23,33 ± 0,39 A	0,584 ^{NS}
	Automne	18,70 ± 0,55 A	18,53 ± 0,43 A	18,43 ± 0,51 A	0,659 ^{NS}
Salinité	Hiver	31,13 ± 0,12 A	31,00 ± 0,46 A	31,15 ± 0,36 A	0,722 ^{NS}
	Printemps	34,26 ± 0,18 A	34,43 ± 0,19 A	34,45 ± 0,43 A	0,512 ^{NS}
	Été	36,41 ± 0,34 A	36,26 ± 0,45 A	36,25 ± 0,18 A	0,660 ^{NS}
	Automne	32,05 ± 0,31 A	31,95 ± 0,39 A	32,15 ± 0,25 A	0,582 ^{NS}
Oxygène dissout	Hiver	8,35 ± 0,31 A	7,50 ± 0,27 B	7,46 ± 0,10 B	0,000 ^{***}
	Printemps	7,23 ± 0,22 A	6,85 ± 0,13 B	6,51 ± 0,14 C	0,000 ^{***}
	Été	6,26 ± 0,22 A	4,98 ± 0,11 B	3,76 ± 0,30 C	0,000 ^{***}
	Automne	7,75 ± 0,10 A	7,36 ± 0,13 B	7,33 ± 0,18 B	0,000 ^{***}
pH	Hiver	8,55 ± 0,28 A	8,40 ± 0,26 A	8,48 ± 0,18 A	0,594 ^{NS}
	Printemps	8,21 ± 0,17 A	8,35 ± 0,10 A	8,31 ± 0,07 A	0,188 ^{NS}
	Été	8,56 ± 0,44 A	8,33 ± 0,13 AB	8,11 ± 0,11 B	0,040 [*]
	Automne	8,18 ± 0,14 A	8,05 ± 0,18 A	8,16 ± 0,12 A	0,293 ^{NS}

NS : non significative ($P > 0,05$) ; * : très Significative ($P < 0,05$) ; ** : hautement significative ($P < 0,01$) ; *** : très hautement significative ($P < 0,001$).

Les températures de l'eau de mer fluctuent d'une manière similaire au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda), celles enregistrées au niveau d'El-Kala (La Montagne) sont légèrement supérieures à celles relevées au niveau d'Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini). Les valeurs enregistrées en saison Hivernale annoncent une importante diminution, où les températures sont de $14,50 \pm 0,31$ °C à El-Kala (La Montagne), $14,21 \pm 0,55$ °C à Annaba (Saint-Cloud) et $14,13 \pm 0,53$ °C à Skikda (Bikini), une augmentation progressive est observée, d'abord au Printemps, puis en Été durant lequel les températures atteignent leurs pics avec $23,56 \pm 0,34$ °C à El-Kala (La Montagne), $23,48 \pm 0,41$ °C à Annaba (Saint-Cloud) et $23,33 \pm 0,39$ °C à Skikda (Bikini) (Tableau 7 ; Figure 31).

L'analyse ANOVA à un seul facteur contrôlé ne montre aucune différence significative entre les moyennes de température, au niveau des différents sites d'étude ($P > 0,05$), durant les quatre saisons (Tableau 7).

Le test de Tukey nous a permis de classer les trois sites en un seul groupe A au cours de toutes les saisons d'étude (Tableau 7).

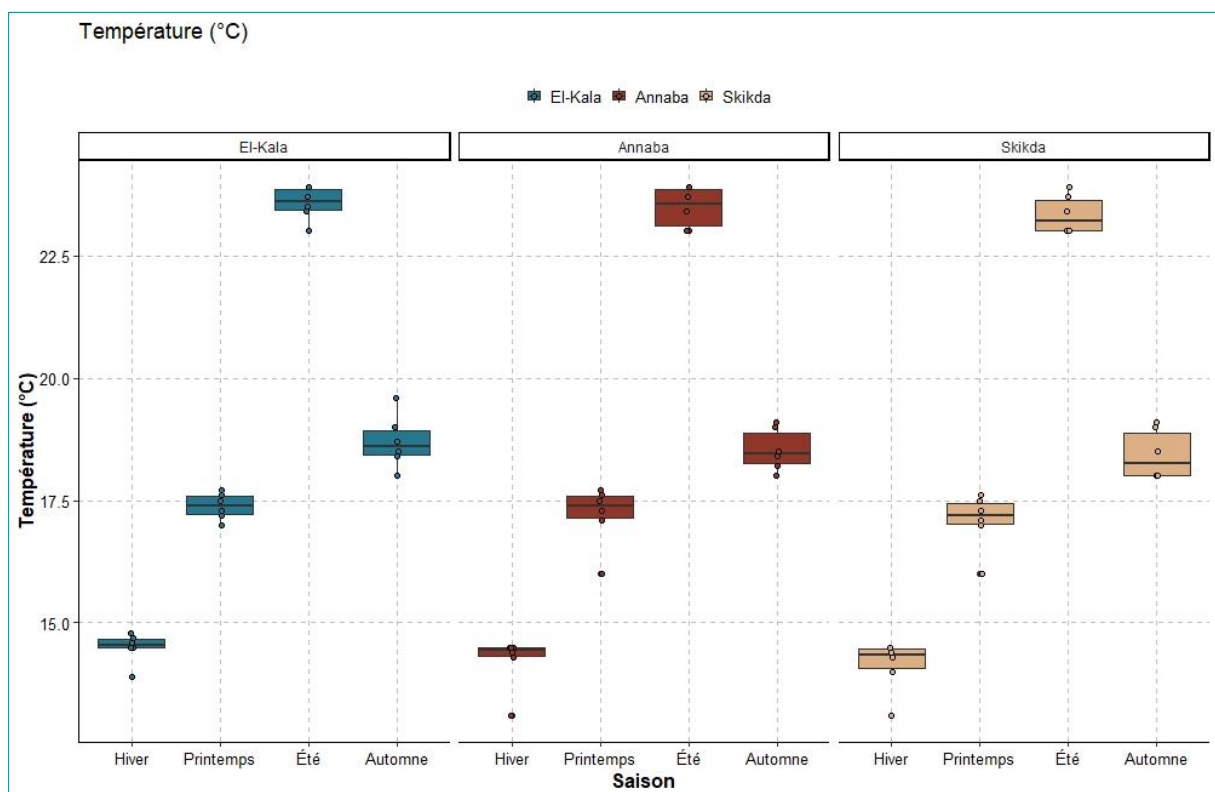


Figure 31 : Variations saisonnières de la température (°C) de l'eau de mer prélevée au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2019.

Les mesures de la salinité (ppt) montrent des fluctuations spatiotemporelles similaires, les basses salinités sont observées en Hiver où nous avons enregistrées une diminution des valeurs avec un minimum au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) $31,00 \pm 0,46$ (ppt), suivi du site d'El-Kala (La Montagne) $31,13 \pm 0,12$ (ppt) puis celui de Skikda (Bikini) $31,15 \pm 0,36$ (ppt). La salinité croît régulièrement durant la saison printanière puis estivale où elle atteint des valeurs maximales illustrées par un pic de $36,41 \pm 0,34$ (ppt) au niveau d'El-Kala (La Montagne) (Tableau 7 ; Figure 32).

L'analyse ANOVA à un seul facteur contrôlé ne montre aucune différence significative entre les moyennes de la salinité, au niveau des différents sites d'étude ($P > 0,05$), durant les quatre saisons (Tableau 7).

Le test de Tukey nous a permis de classer les trois sites en un seul groupe A au cours de toutes les saisons d'étude (Tableau 7).

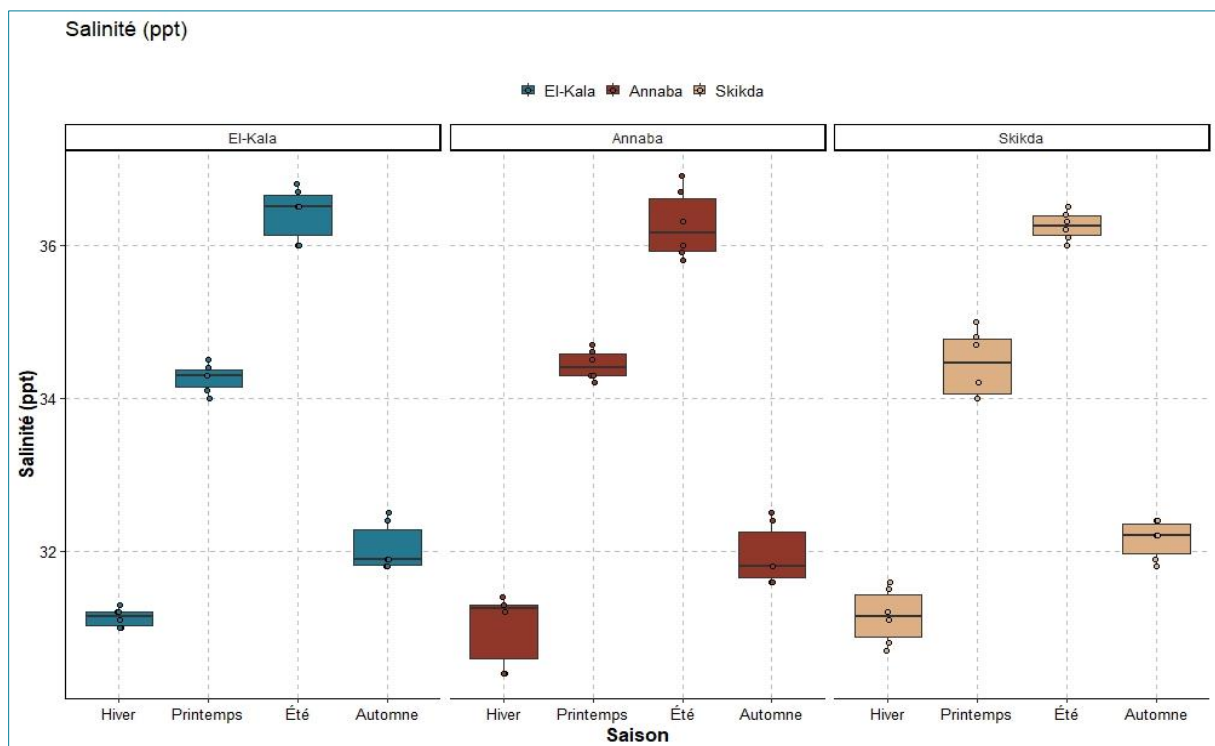


Figure 32 : Variations saisonnières de la salinité (ppt) de l'eau de mer prélevée au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2019.

Les concentrations en oxygène dissout (mg/l) fluctuent de façon considérable au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda), les valeurs enregistrées durant la saison Hivernale déclinent en saison printanière et estivale pour les trois sites d'étude (El-Kala,

Annaba et Skikda), par la suite on remarque une forte augmentation des valeurs en saison Automnale.

Durant la période d'étude le site d'El-Kala (La Montagne) présente les concentrations les plus élevées en oxygène dissout avec un pic de $8,35 \pm 0,31$ (mg/l) atteint durant la saison Hivernale tandis que les plus faibles concentrations ont été observées au niveau de Skikda (Bikini) avec un minimum de $3,76 \pm 0,30$ (mg/l) enregistré en Été (Tableau 7 ; Figure 33).

L'analyse de la variance (ANOVA) à un seul facteur de contrôle indique une différence très hautement significative entre les moyennes de l'oxygène dissout, au niveau des différents sites d'étude ($P < 0,001$) durant toute la période d'étude (Tableau 7).

Le test de Tukey nous a permis de classer les différents sites d'étude en deux et trois groupes selon la saison ; durant l'Hiver et l'automne deux groupes sont identifiés, la saison Hivernale et Automnale sont représentées par le groupe A au niveau d'El-Kala (La Montagne) et le groupe B au niveau d'Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini). En revanche, on classe trois groupes durant le Printemps et l'Été : A pour El-Kala (La Montagne), B pour Annaba (Saint-Cloud) et C pour Skikda (Bikini) (Tableau 7).

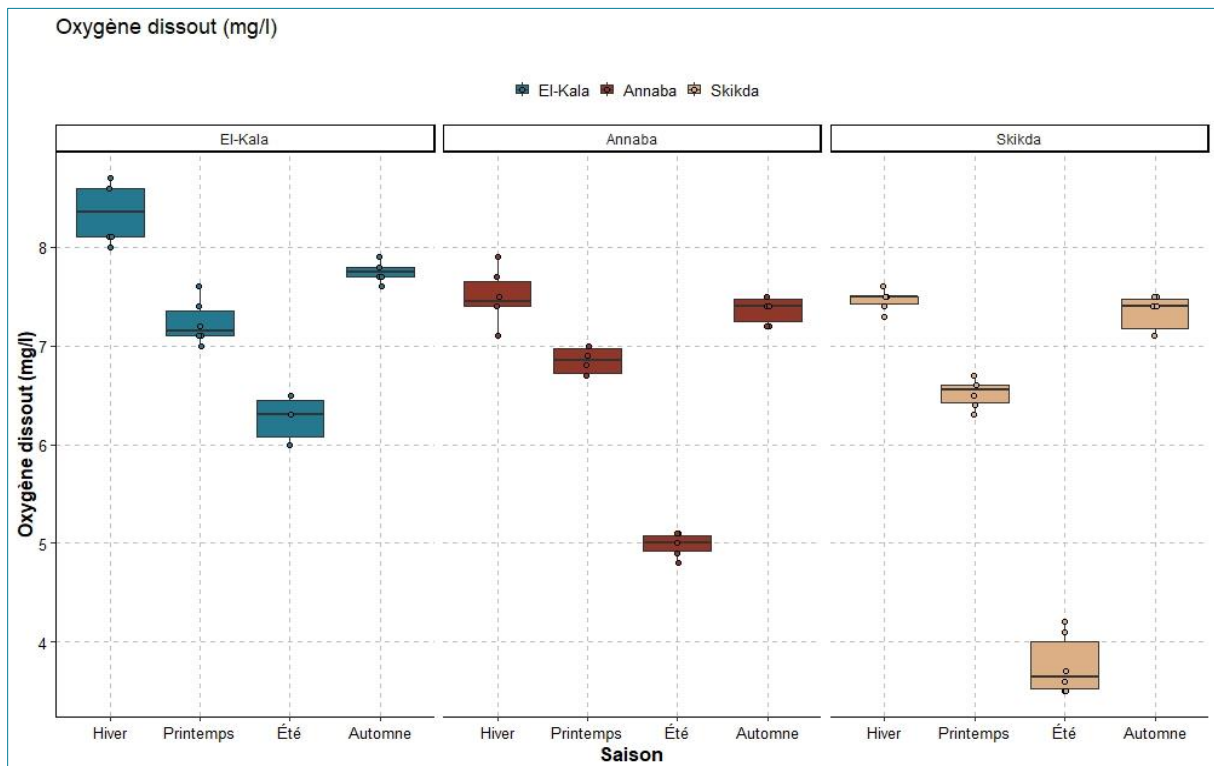


Figure 33 : Variations saisonnières de la concentration en oxygène dissout (mg/l) de l'eau de mer prélevée au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2019.

Les valeurs du pH indiquent des variations relativement proches au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda), avec un pH légèrement alcalin inférieur au niveau d'Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) par rapport à celles enregistrées au niveau d'El-Kala (La Montagne) à l'exception des valeurs observées à Annaba (Saint-Cloud) en saison Printanière où on constate l'inverse. Les valeurs les plus faibles sont de $8,05 \pm 0,18$ et $8,11 \pm 0,11$ détectées respectivement au niveau d'Annaba (Saint-Cloud) et de Skikda (Bikini) (Tableau 7 ; Figure 34).

L'analyse de la variance (ANOVA) à un seul facteur contrôlé ne montre aucune différence significative entre les moyennes de pH, au niveau des trois sites d'étude ($P > 0,05$) durant les saisons d'Hiver, Printemps et Automne, et une différence significative durant la saison d'Été ($P < 0,05$) (Tableau 7).

Le test de Tukey nous a permis de classer les trois sites (El-Kala, Annaba et Skikda) en un seul groupe A durant les saisons d'Hiver, Printemps et Automne, et en trois groupes durant la saison d'Été où le groupe A représente le site d'El-Kala (La Montagne), le groupe AB correspond au site d'Annaba (Saint-Cloud) et le groupe B celui de Skikda (Bikini) (Tableau 7).

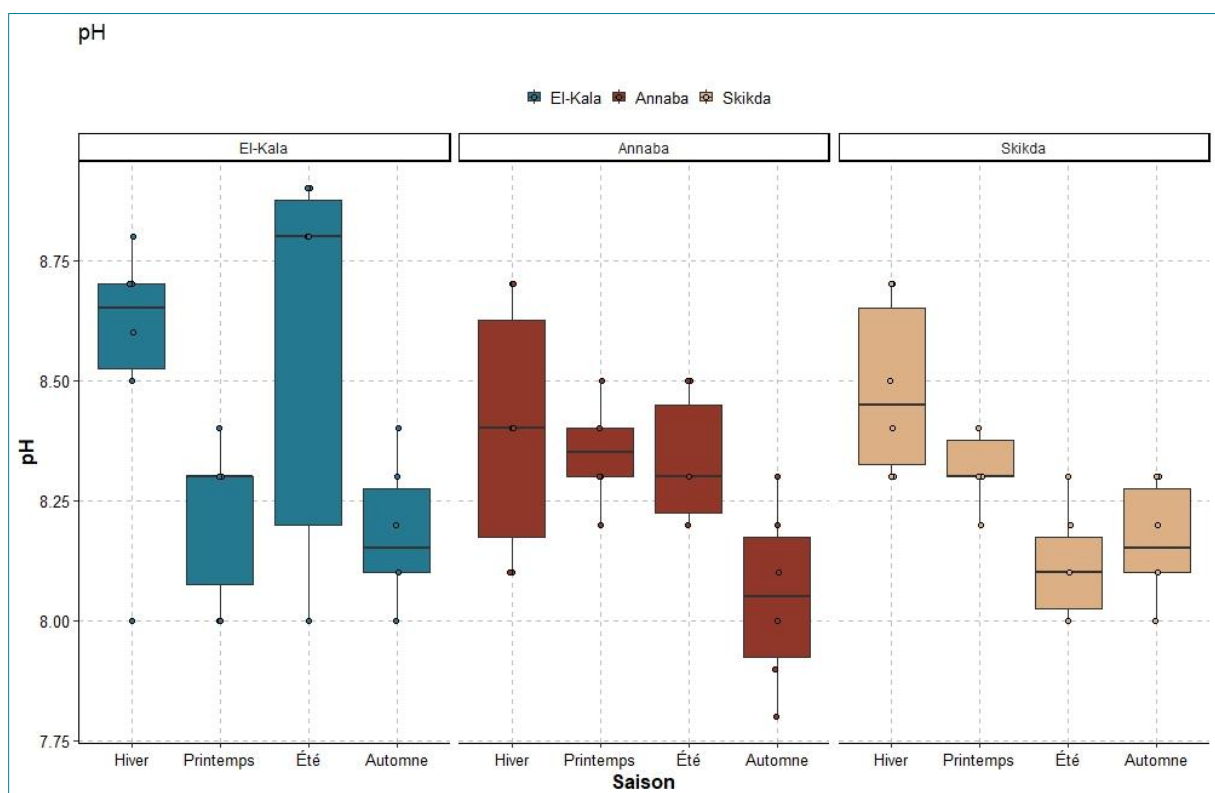


Figure 34 : Variations saisonnières du pH de l'eau de mer prélevée au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2019.

3.2 Inventaire et biodiversité

Dans l'objectif de réaliser un inventaire faunistique et floristique des trois sites d'étude : El-Kala (la Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini), nous avons identifié les différents groupes zoologiques et botaniques récoltés durant la période d'étude qui s'étale de Janvier à Décembre de l'année 2019. Les Nereididae sont d'abord isolés des autres Polychètes, ils sont caractérisés par leur corps allongé et segmenté, et plus précisément par la présence simultanée de deux antennes, deux palpes, et quatre yeux sur un prostomium bien individualisé, de quatre paires de cirres tentaculaires, et une paire de mâchoires de 4-6 denticules ; en fin des parapodes biramés, et des soies composées, comme cité dans la description de la famille Nereididae dans [Fauchald \(1977\)](#).

L'identification du genre *Perinereis* a été basée sur les éléments clé décrit par [Fauvel \(1923\)](#), à savoir la forme, et la répartition des paragnathes au niveau des deux anneaux : maxillaire (I, II, III, IV), et oral (V, VI, VII, VIII) ; les caractères morphologiques des parapodes, et de la structure des soies ont également été examinés.

En outre, l'identification des autres espèces de Nereididae a été basée uniquement sur la forme, et la répartition des paragnathes au niveau des anneaux (maxillaire et oral). Nous nous sommes intéressés dans cette étape au deux zones (VI et V) du fait qu'ils sont caractéristiques du genre et de l'espèce respectivement. Cela nous a permis d'identifier les taxons suivants de la faune et flore présentés respectivement ([Figures 35 à 62 et 63 à 71](#)), et de dresser des listes taxonomiques correspondantes ([Tableaux 8 et 9](#)).

Le [Tableau 8](#) montre la répartition des différentes espèces macrobenthiques, nous avons observé une répartition des espèces qui est assez homogène au niveau des deux sites : Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini), mais une appréciable diversification et abondance a été observé au niveau du site d'El-Kala (La Montagne). Nous avons recensé 30 espèces de macroinvertébrés au niveau d'El-Kala (la Montagne) contre 19 à Annaba (Saint-Cloud) et 17 à Skikda (Bikini).

Tableau 8 : Espèces de macroinvertébrés identifiées et recensées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019.

Famille	Espèce	Site		
		El-Kala	Annaba	Skikda
Nereidae	<i>Perinereis cultrifera</i>	+	+	+
	<i>Perinereis floridana</i>	+	+	-
	<i>Perinereis macropus</i>	+	-	-
	<i>Perinereis marioni</i>	+	+	+
	<i>Perinereis oliveira</i>	+	-	-
	<i>Pseudonereis anômala</i>	+	-	-
	<i>Platynereis dumerilii</i>	+	-	-
	<i>Nereis falsa</i>	+	+	+
	<i>Nereis virens</i>	+	-	-
Patellidae	<i>Patella rustica</i>	+	+	+
	<i>Patella caerulea</i>	+	+	+
	<i>Cymbula safiana</i>	+	+	+
Muricidae	<i>Stramonita haemastoma</i>	+	+	+
Siphonariidae	<i>Siphonaria pectinata</i>	+	+	+
Fissurellidae	<i>Diodora graeca</i>	+	+	+
Eriphiidae	<i>Eriphia verrucosa</i>	+	+	+
Grapsidae	<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	+	+	+
Cirolanidae	<i>Eurydice pulchra</i>	+	+	+
Arbaciidae	<i>Arbacia lixula</i>	+	+	+
Parechinidae	<i>Paracentrotus lividus</i>	+	-	-
Polynoidae	<i>Lepidonotus clava</i>	+	-	-
Pisinae	<i>Pisa sp</i>	+	-	-
Majidae	<i>Maja sp</i>	+	-	-
Mytilidae	<i>Mytilus sp</i>	+	+	+
Chitonidae	<i>Acanthochitona sp</i>	+	-	-
Trochidae	<i>Gibbula sp</i>	+	+	+
Gammaridae	<i>Amphipoda sp</i>	+	+	+
Acriniidae	<i>Anemonia viridis</i>	+	-	-
Phascolosomatidae	<i>Phascolosoma sp</i>	+	+	+
Holothuroidea	Espèce d'holothurie	+	+	-

3.2.2 Les Nereididae

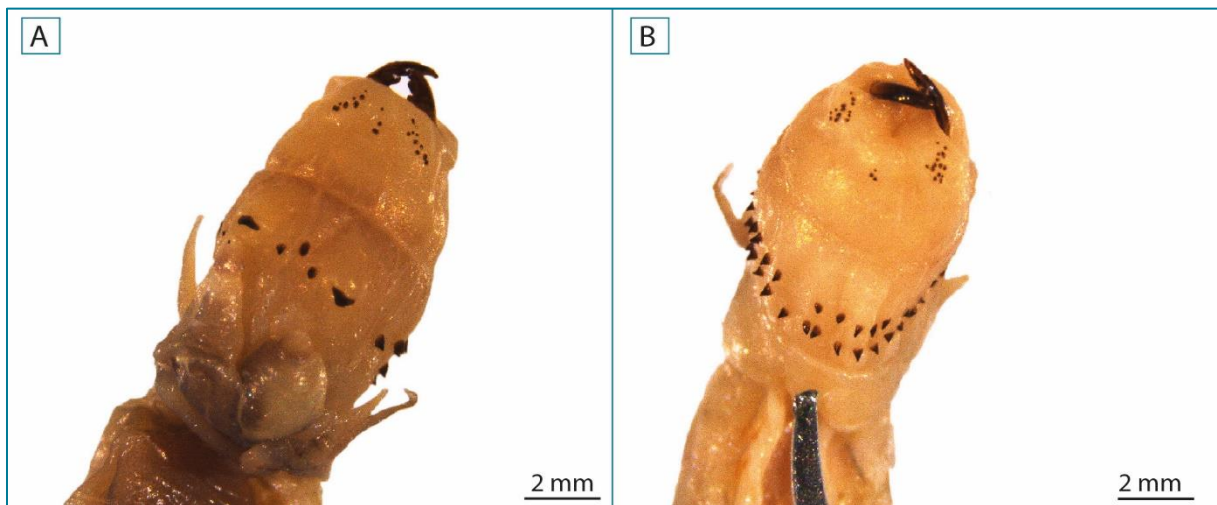


Figure 35 : *Perinereis cultrifera* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

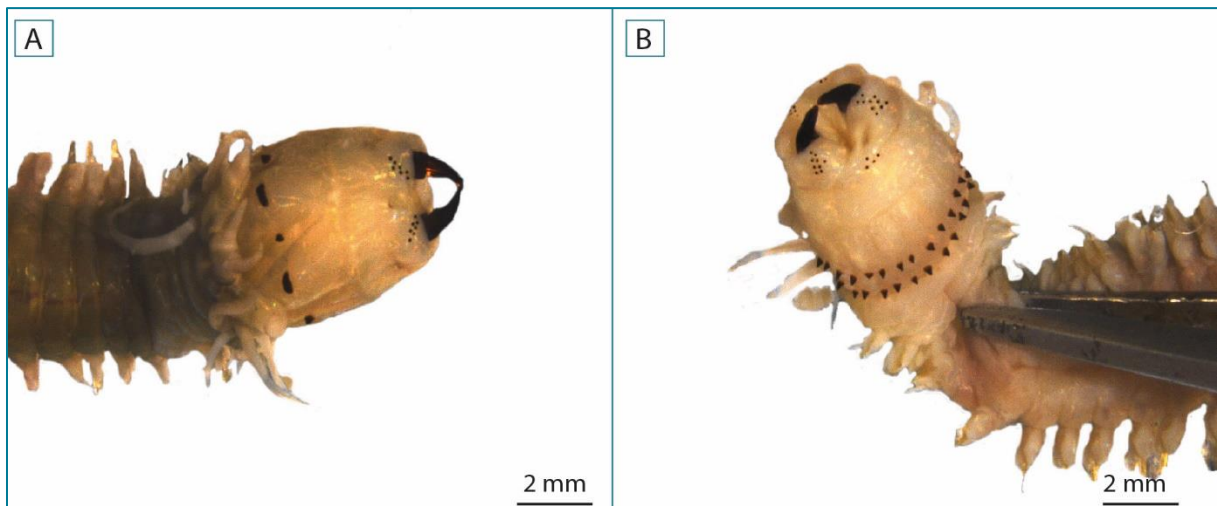


Figure 36 : *Perinereis floridana* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

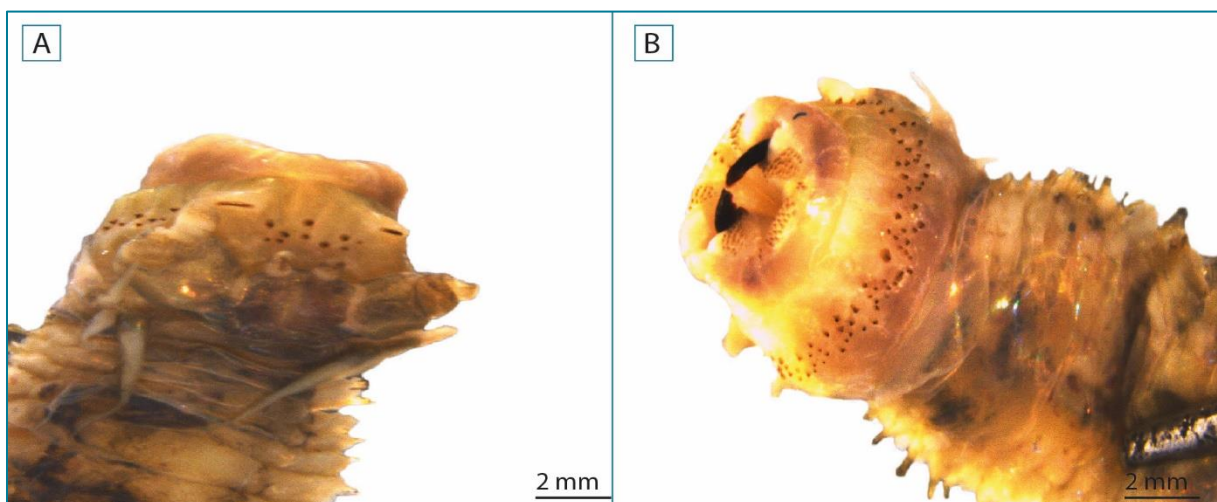


Figure 37 : *Perinereis macropus* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

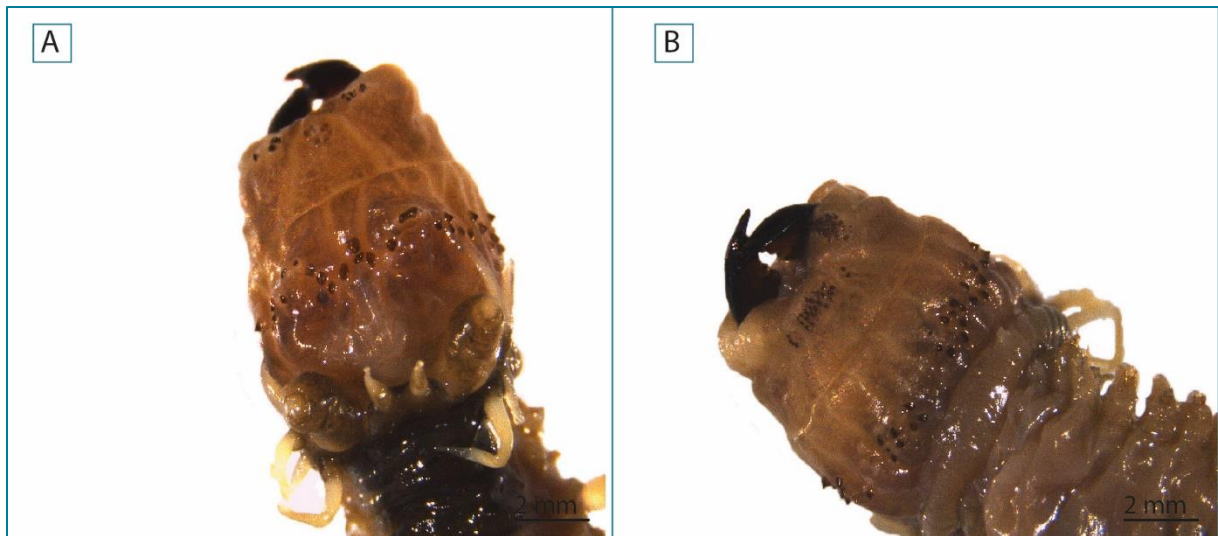


Figure 38 : *Perinereis marioni* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

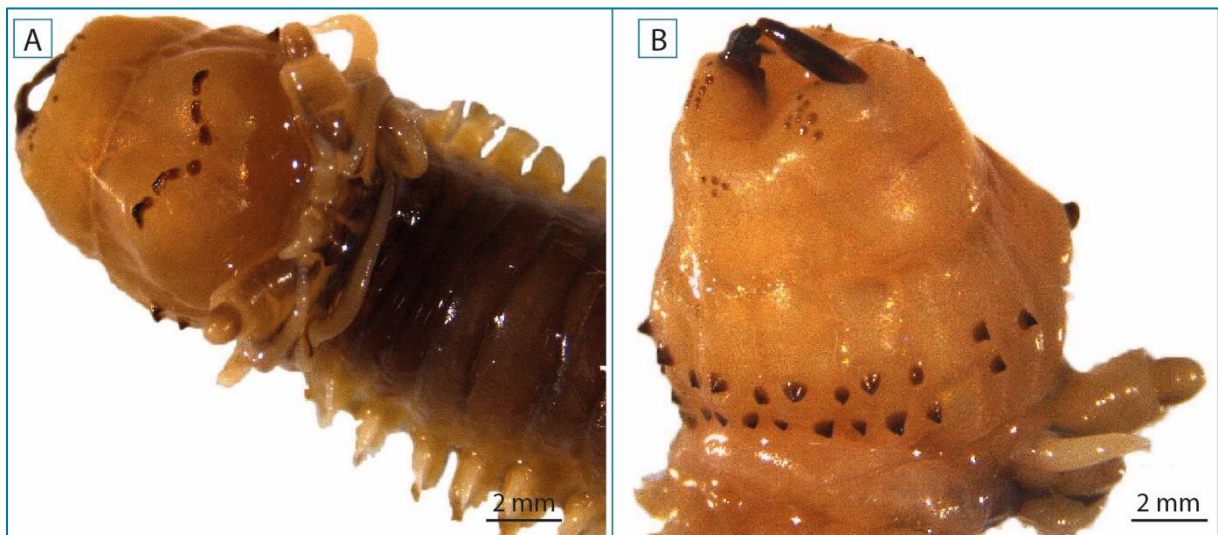


Figure 39 : *Perinereis oliveira* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

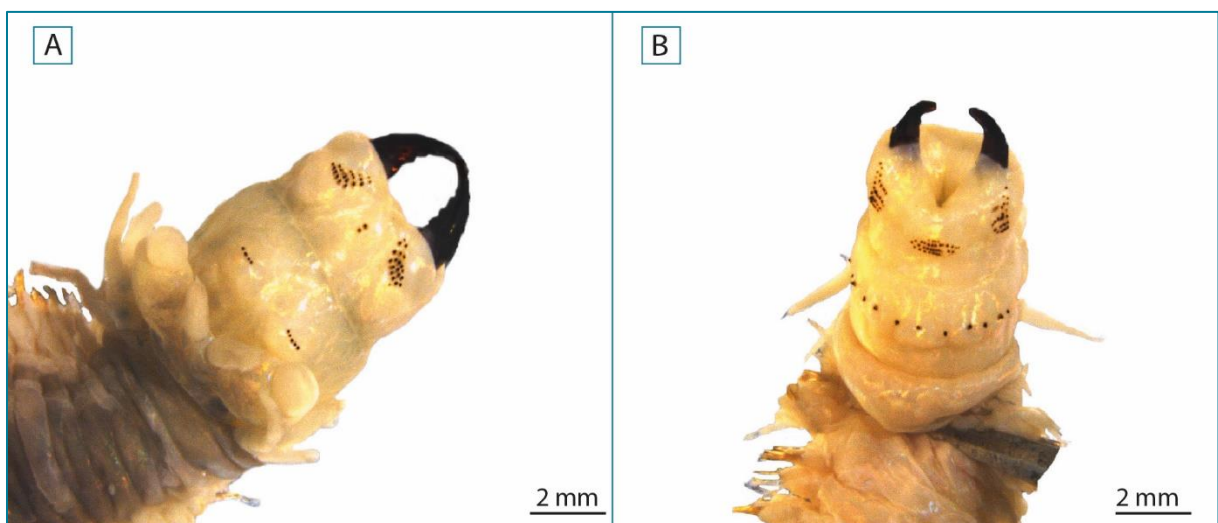


Figure 40 : *Pseudonereis anomala* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

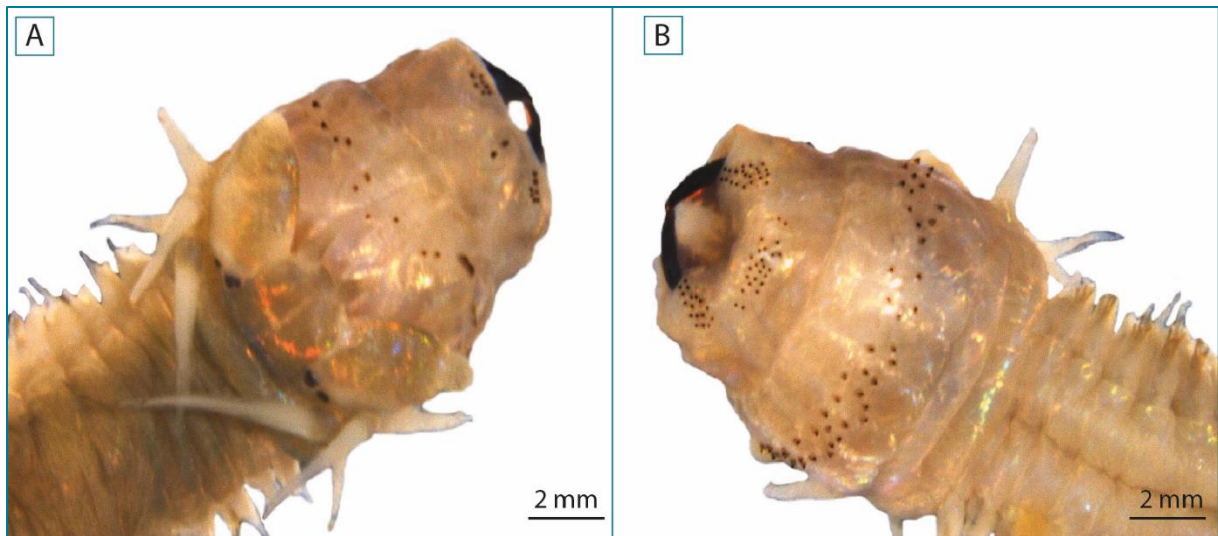


Figure 41 : *Platynereis dumerelii* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

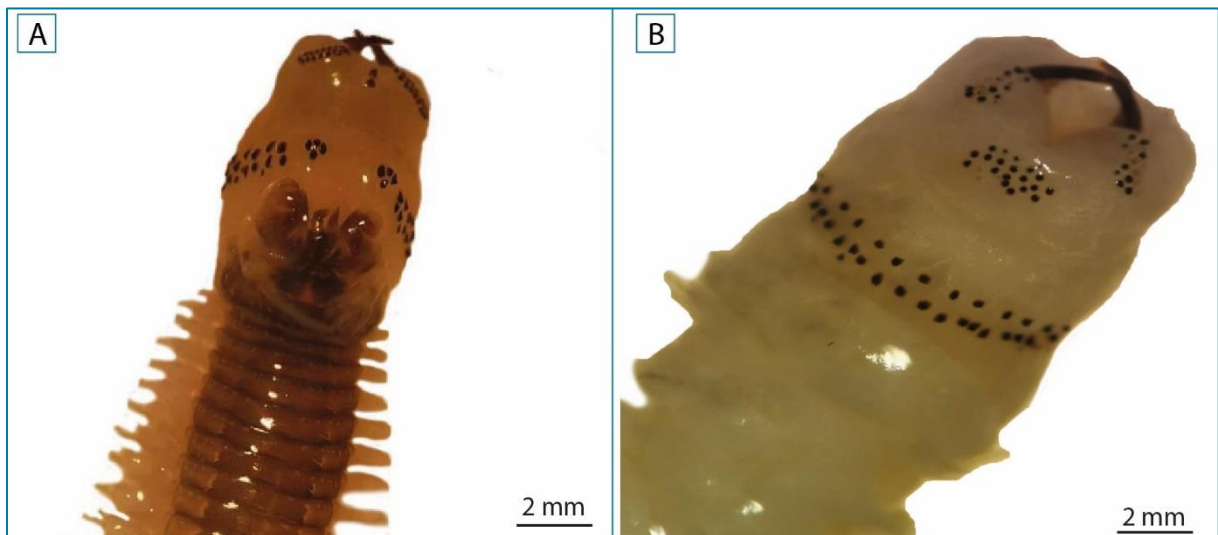


Figure 42 : *Nereis falsa* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

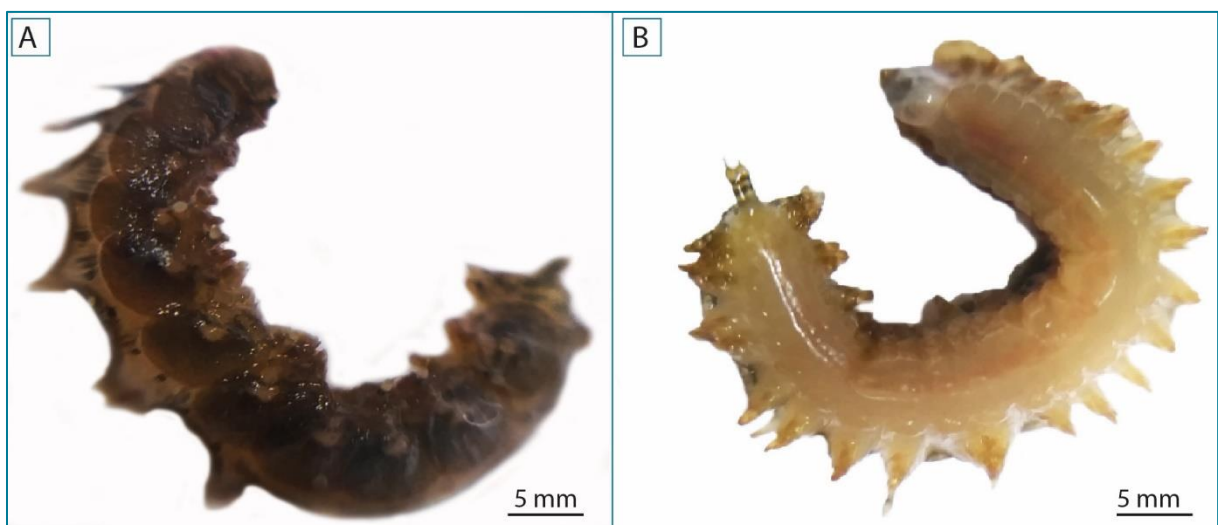


Figure 43 : *Lepidonotus clava* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

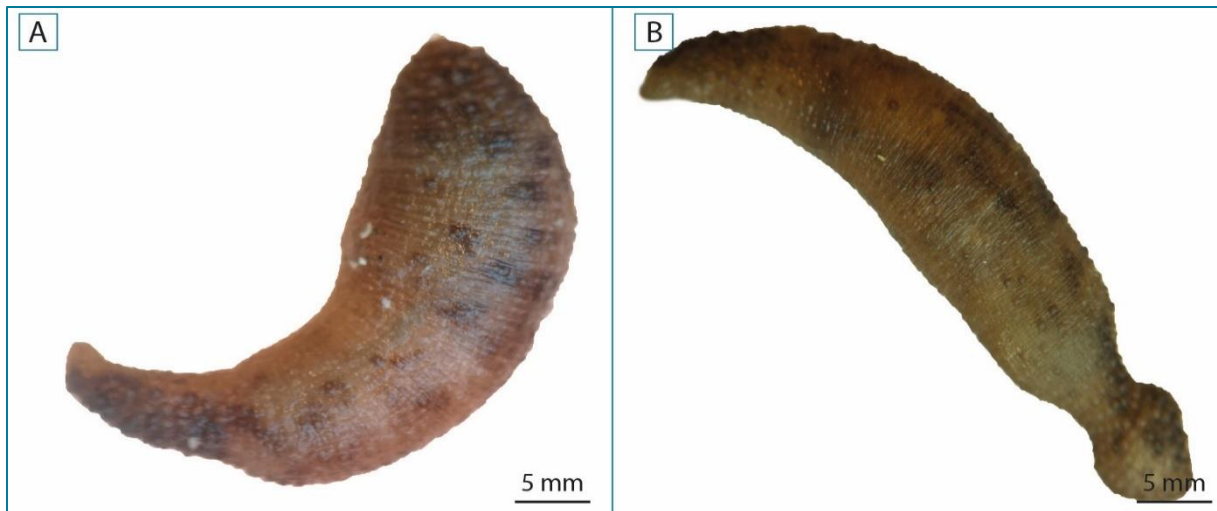


Figure 44 : *Phascolosoma* sp : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2022).

3.2.3 La Faune associée

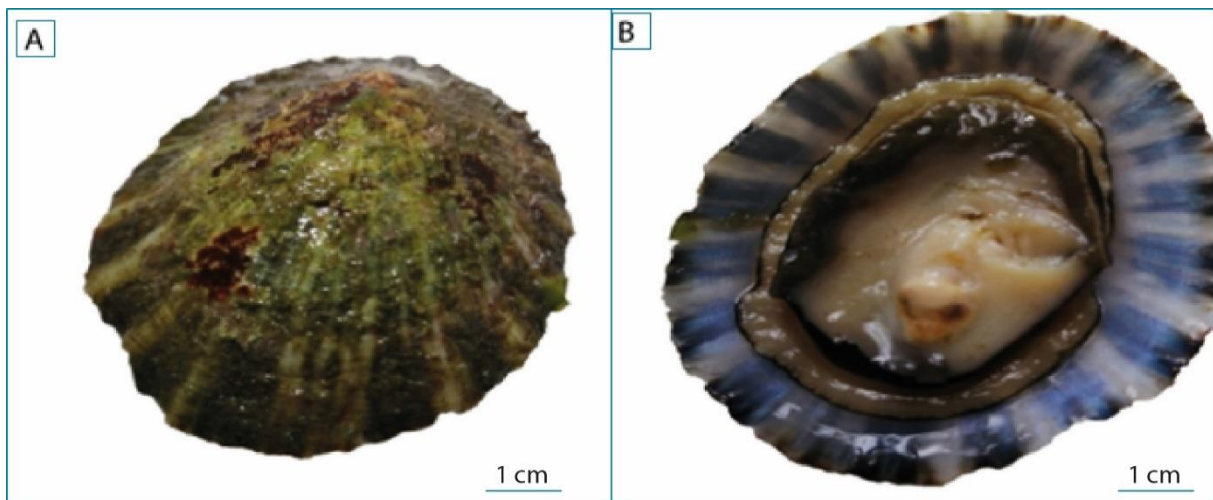


Figure 45 : *Patella rustica* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2022).

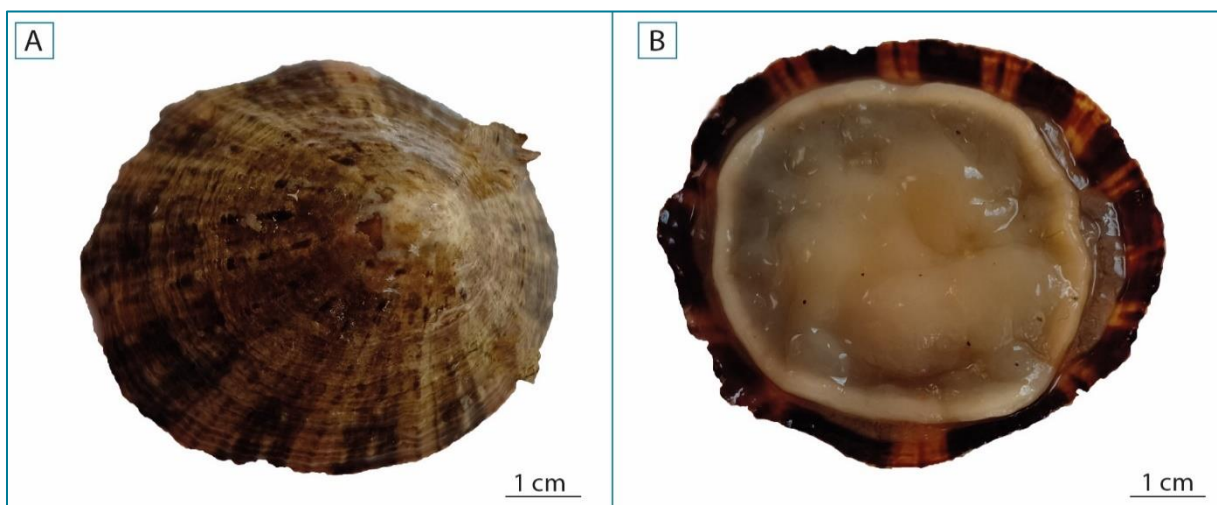


Figure 46 : *Patella caerulea* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

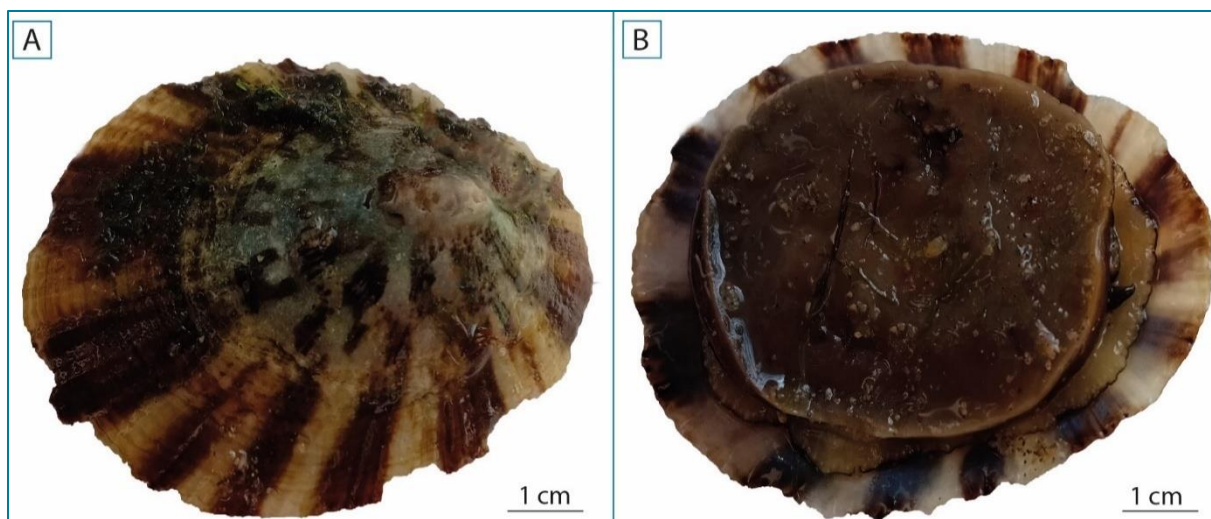


Figure 47 : *Cymbula safiana* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

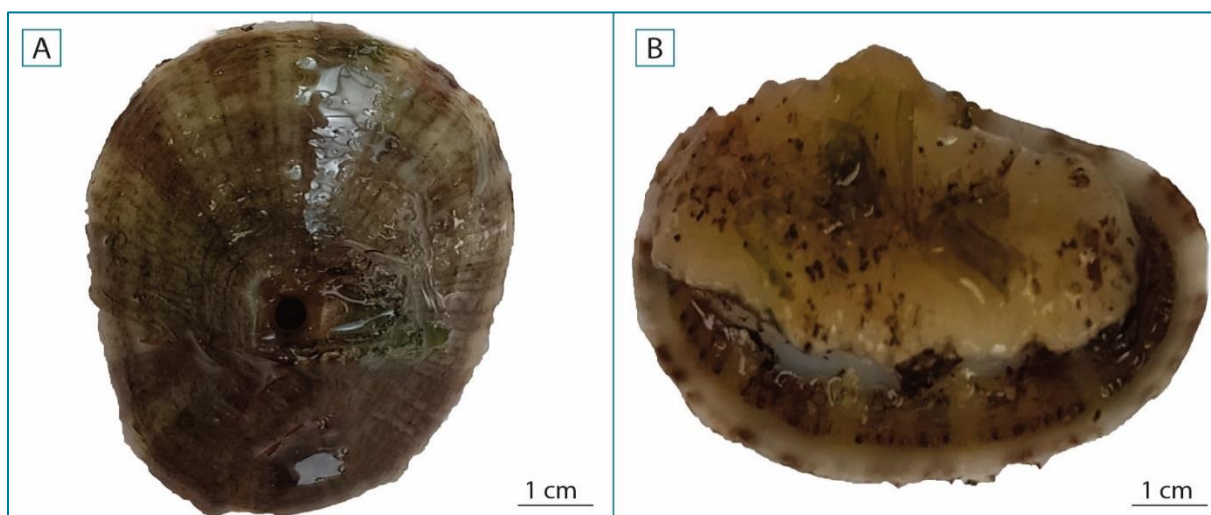


Figure 48 : *Diodora greaca* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

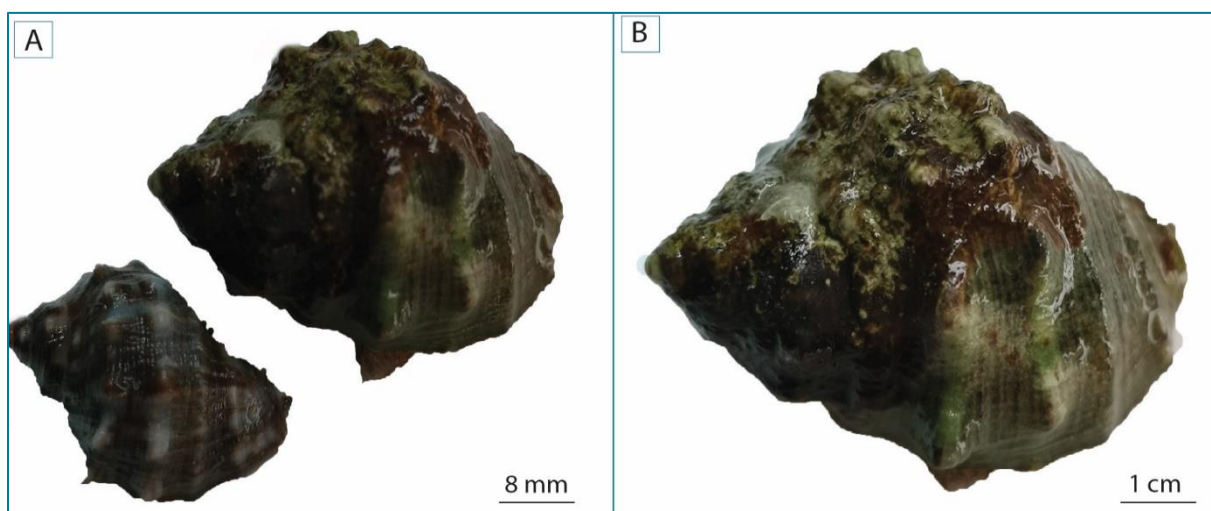


Figure 49 : *Stramonita haemastoma* : Aspect général des individus adultes (A, B), (Photo personnelle, 2019).

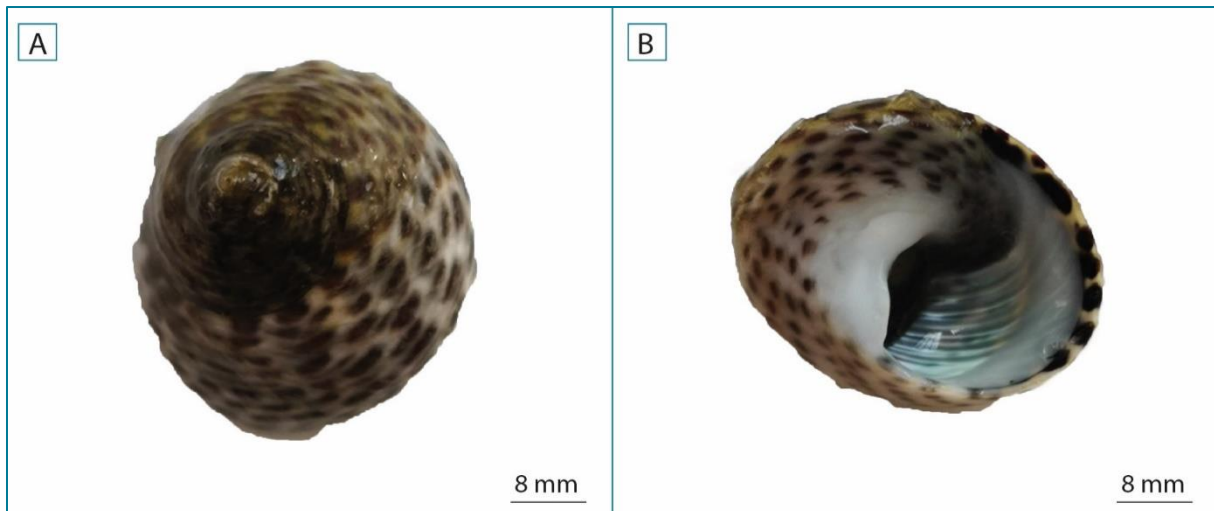


Figure 50 : *Gibbula sp* : Aspect dorsal (A) et ventral (B), (Photo personnelle, 2019).

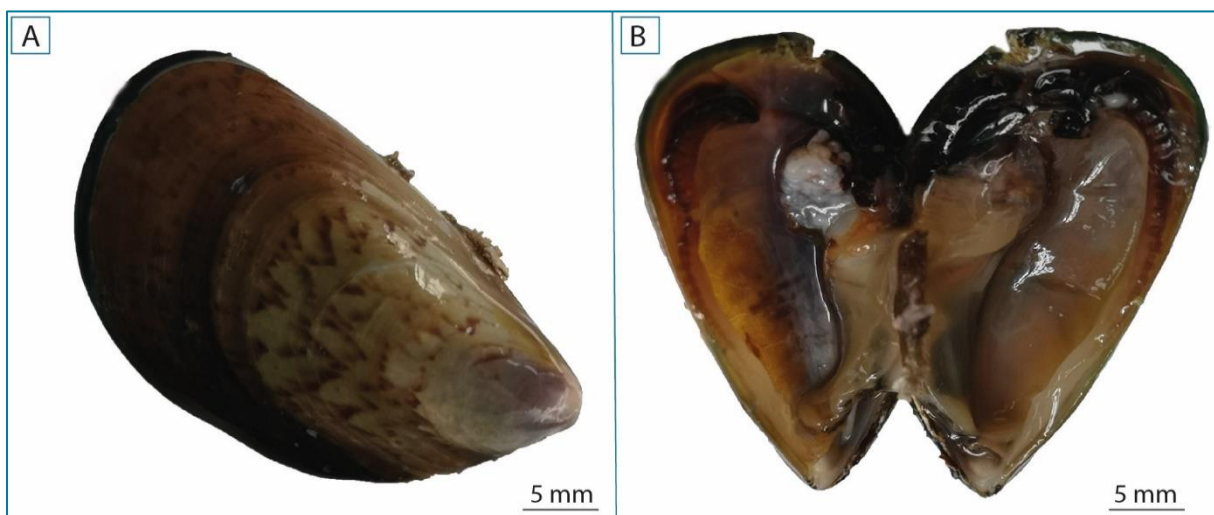


Figure 51 : *Mytilus sp* : vue de la partie extérieure de l'animal (A), vue de la partie intérieure de la coquille (B), (Photo personnelle, 2019).

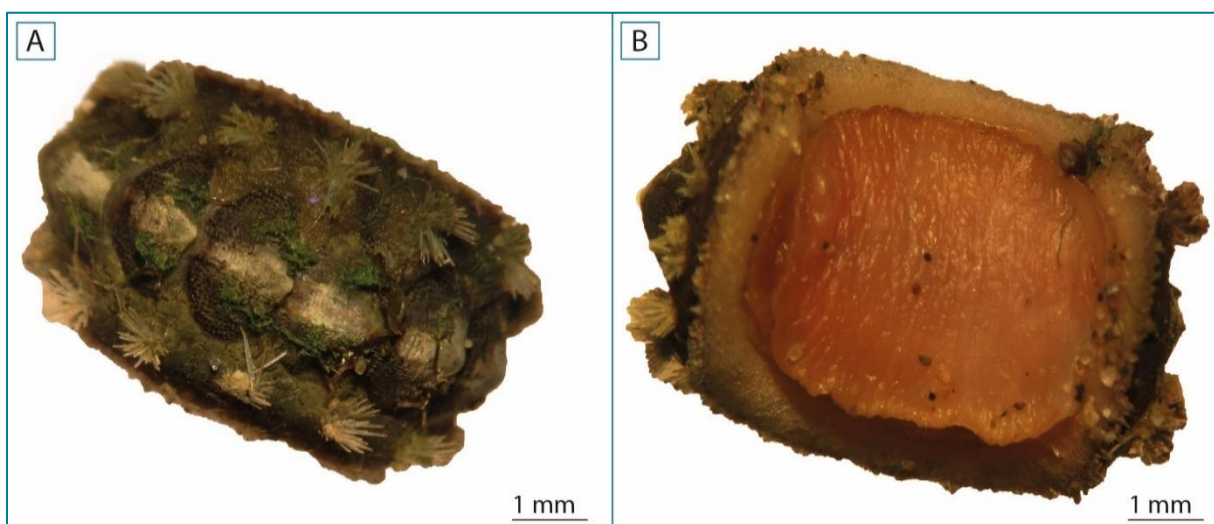


Figure 52 : *Acanthochitona sp* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

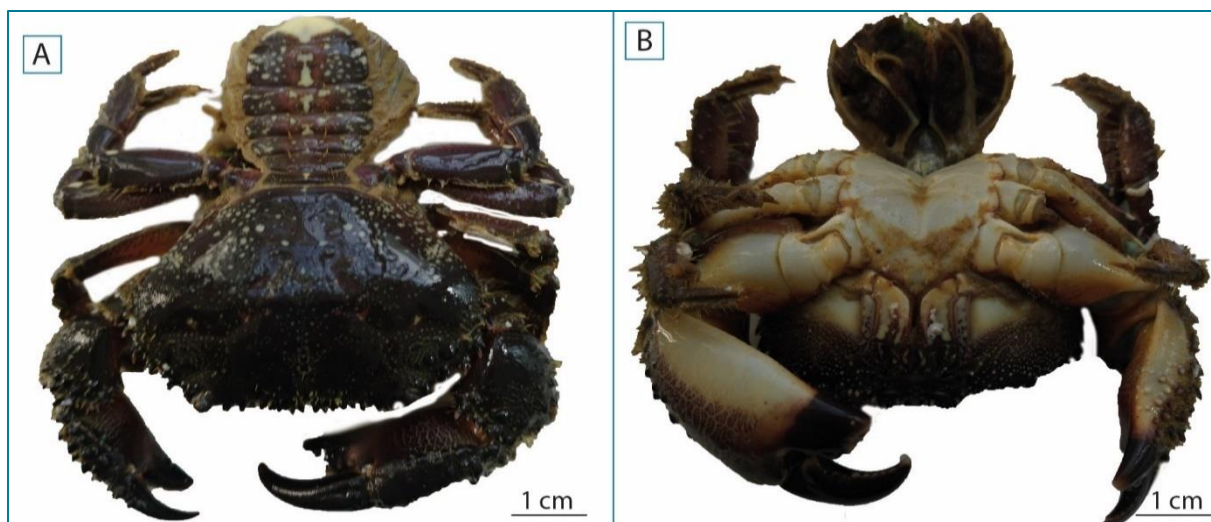


Figure 53 : *Eriphia verrucosa* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

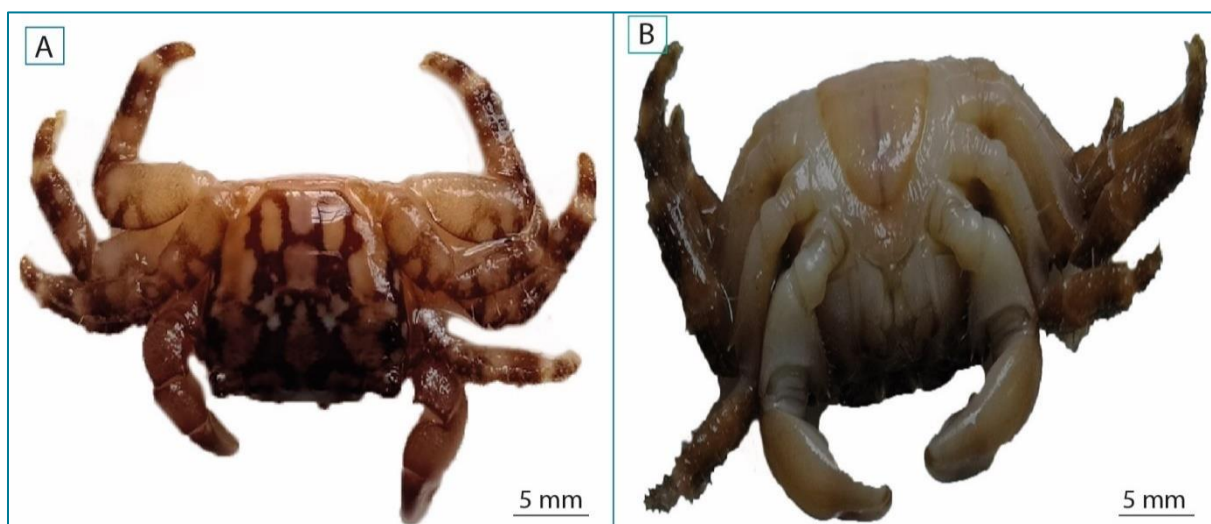


Figure 54 : *Pachygrapsus marmoratus* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

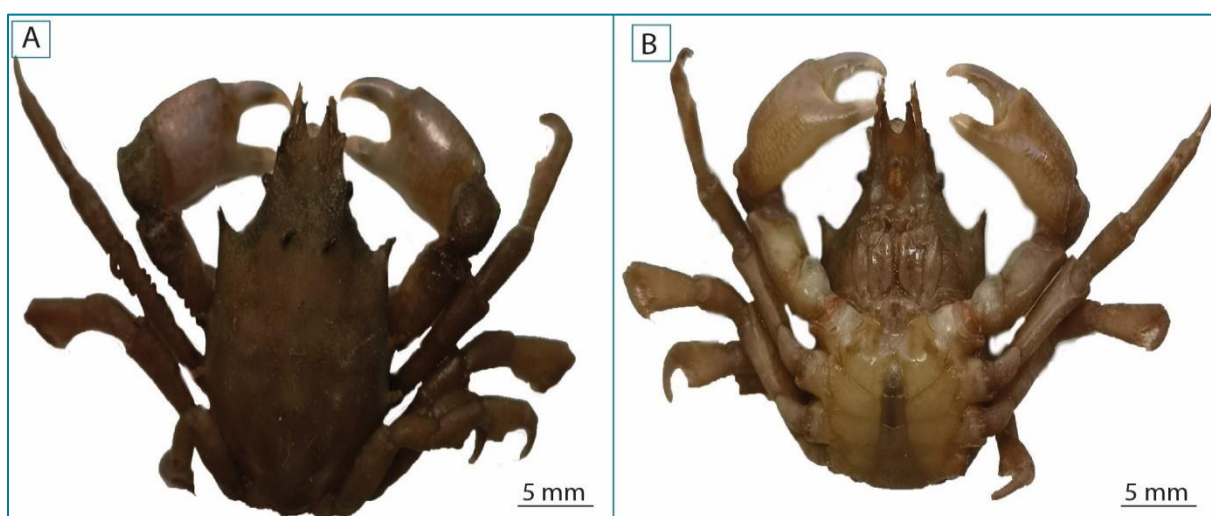


Figure 55 : *Pisa sp.* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

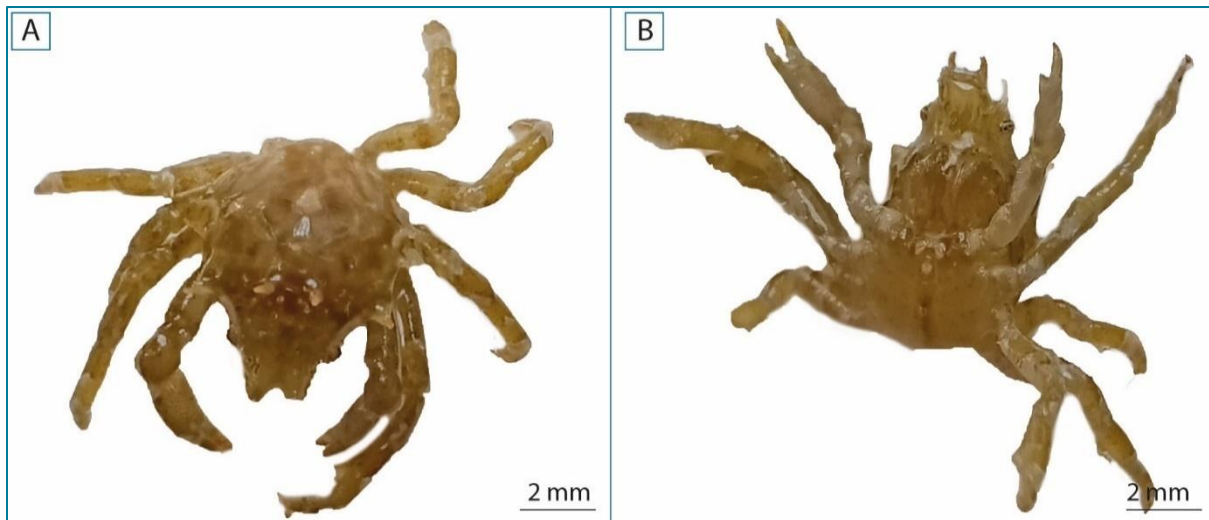


Figure 56 : *Maja sp* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

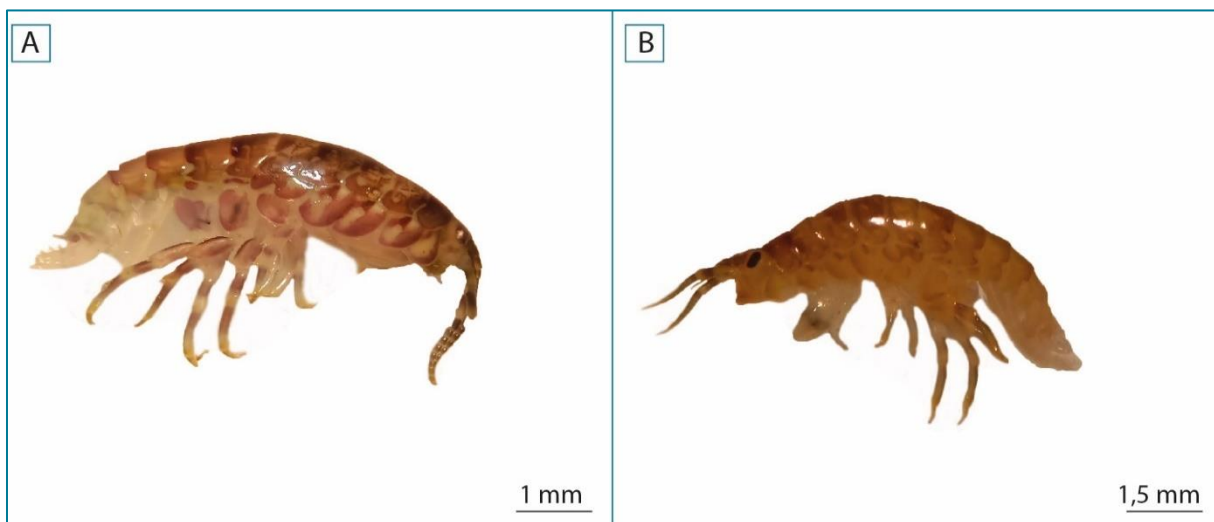


Figure 57 : *Amphipoda sp* : Aspect général de l'animal (A, B), (Photo personnelle, 2019).

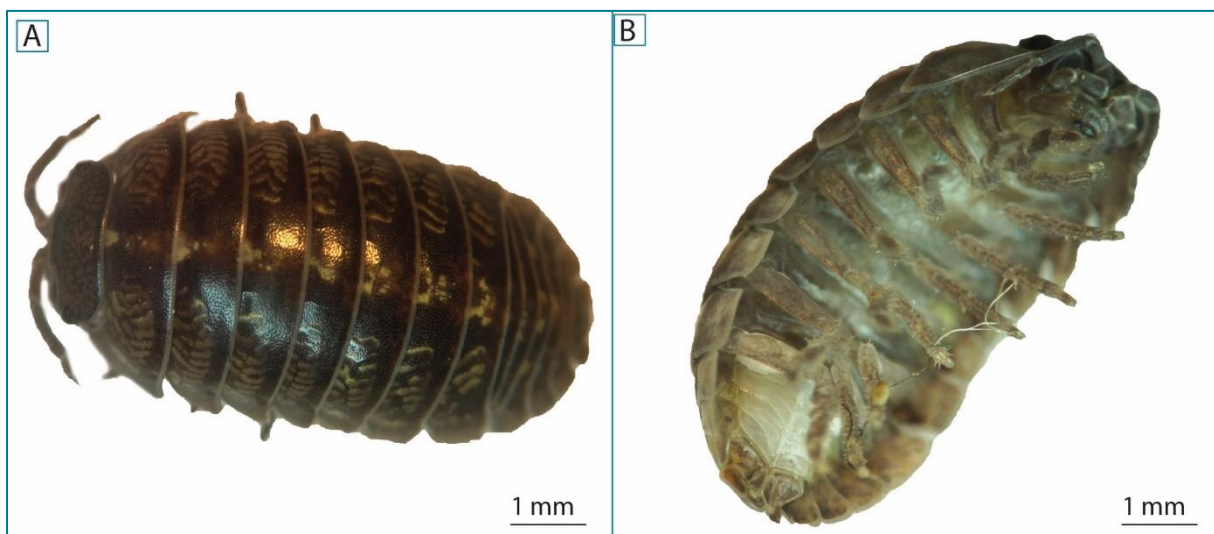


Figure 58 : *Eurydice pulchra* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

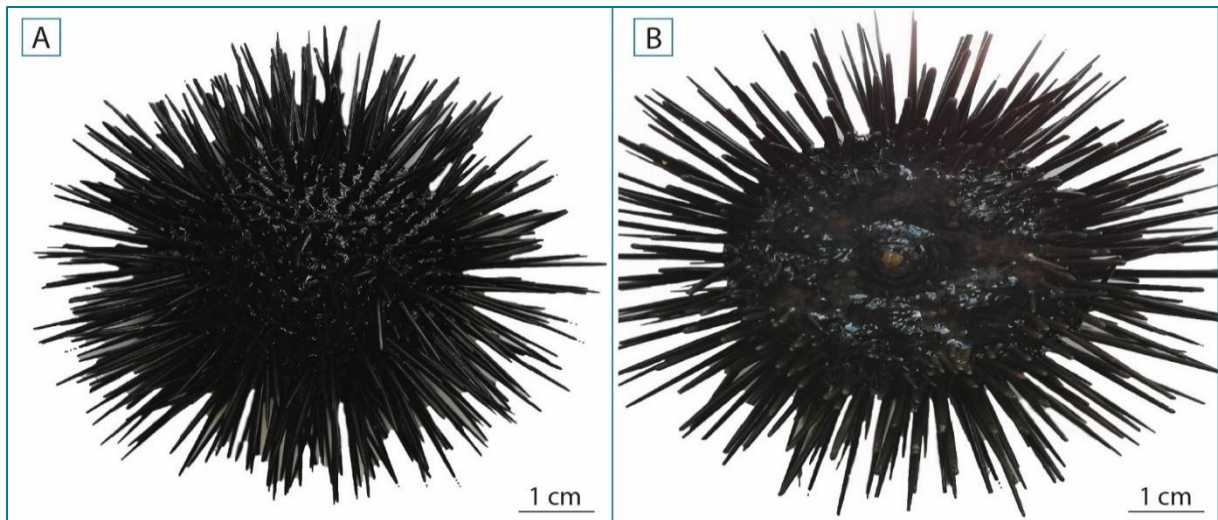


Figure 59 : *Arbacia lixula* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

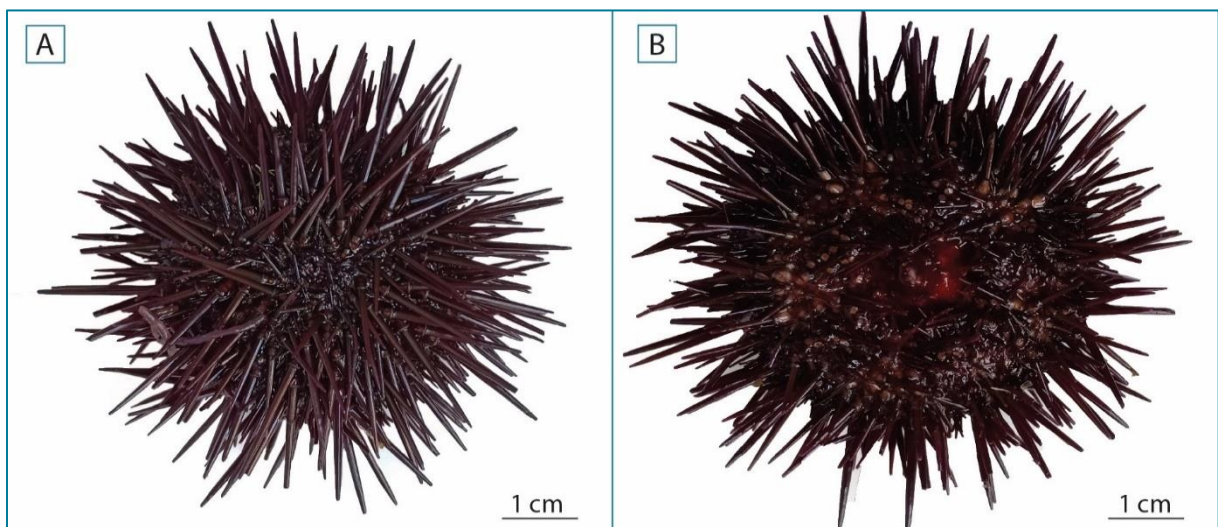


Figure 60 : *Paracentrotus lividus* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

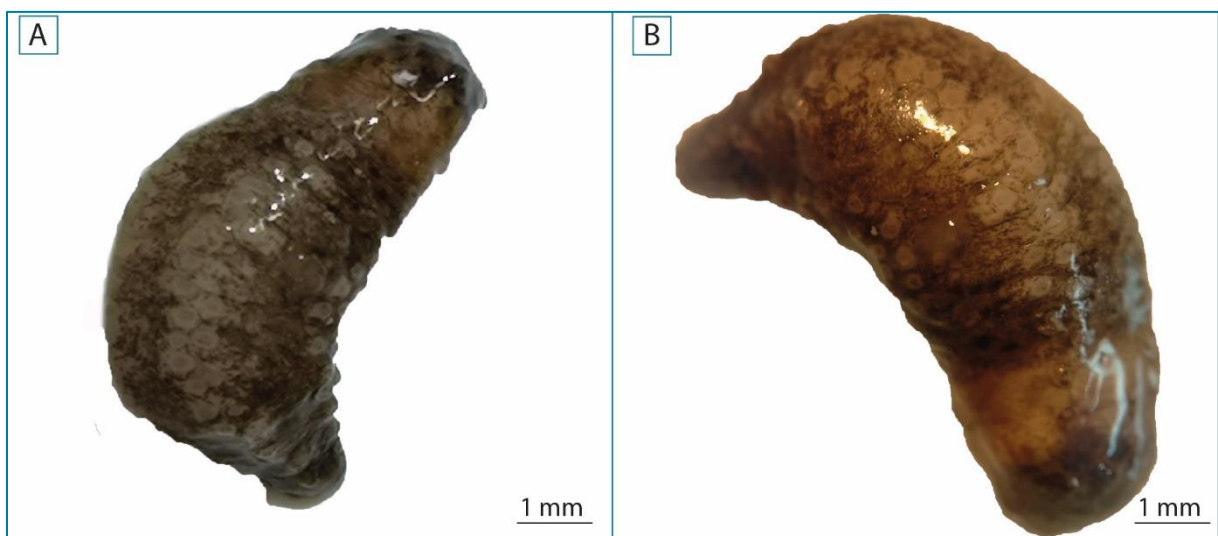


Figure 61 : Espèce d'holothurie : Aspect général de l'animal (A, B), (Photo personnelle, 2019).

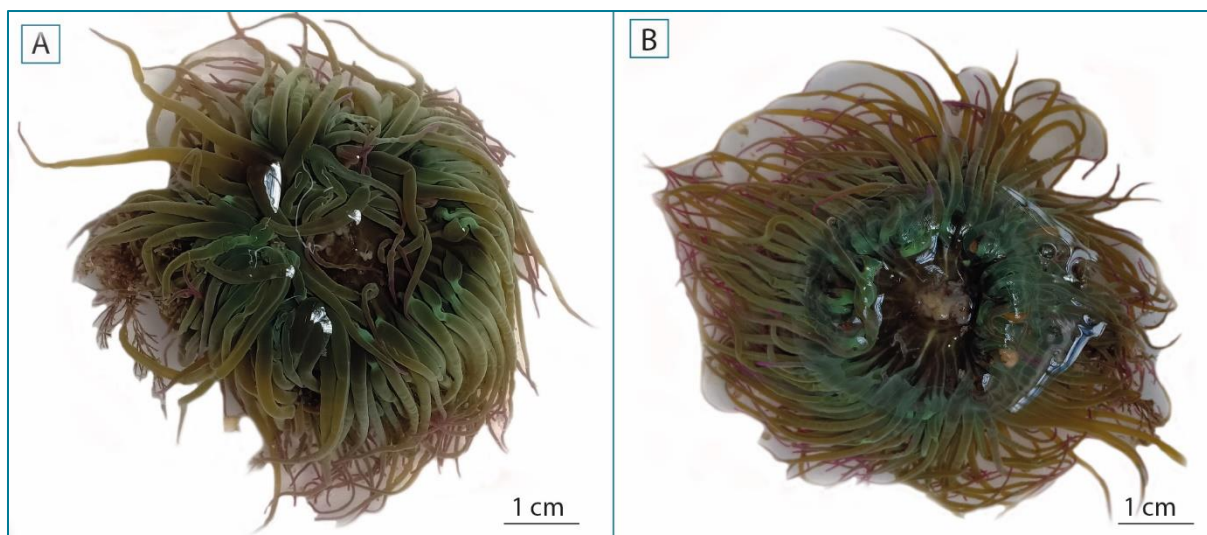


Figure 62 : *Anemonia viridis* : Face dorsale (A) et face ventrale (B), (Photo personnelle, 2019).

3.2.4 La Flore associée

Le **Tableau 9** représente la répartition des différentes espèces d'algues, nous avons observé une répartition hétérogène des espèces au niveau des trois sites : El-Kala, Annaba et Skikda. Nous avons recensé 9 espèces d'algues au niveau d'El-Kala (La Montagne) durant la période d'étude contre 4 espèces au niveau d'Annaba (Saint-Cloud) et 3 au niveau de Skikda (Bikini).

Tableau 9 : Espèces floristiques identifiées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019.

Famille	Espèce	Site		
		El-Kala	Annaba	Skikda
Ulvaceae	<i>Ulva rigida</i>	+	+	+
	<i>Sargassum sp</i>	+	-	-
Sargassaceae	<i>Cystoseira sp</i>	+	-	-
	<i>Cystoseira compressa</i>	+	-	-
Dictyotaceae	<i>Podina povonica</i>	+	-	-
Scytosiphonaceae	<i>Colpomenia sinuosa</i>	+	+	+
Corallinaceae	<i>Corallina caespitosa</i>	+	+	+
Rhodomelacea	<i>Laurencia sp</i>	+	-	-
Posidoniaceae	<i>Posidonia oceanica</i>	+	+	-



Figure 63 : *Ulva rigida* : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).

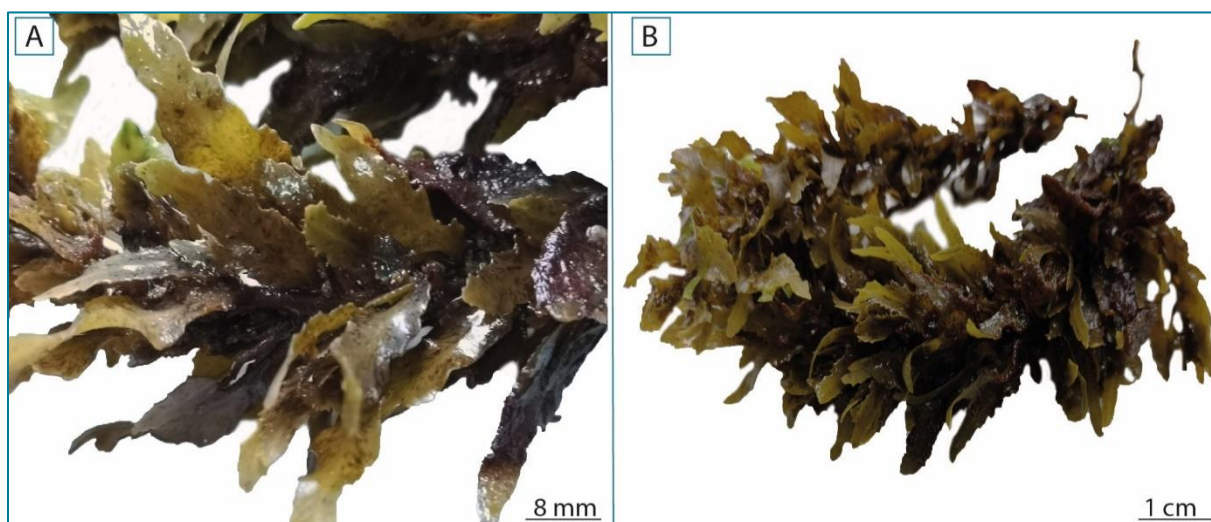


Figure 64 : *Sargassum sp* : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).

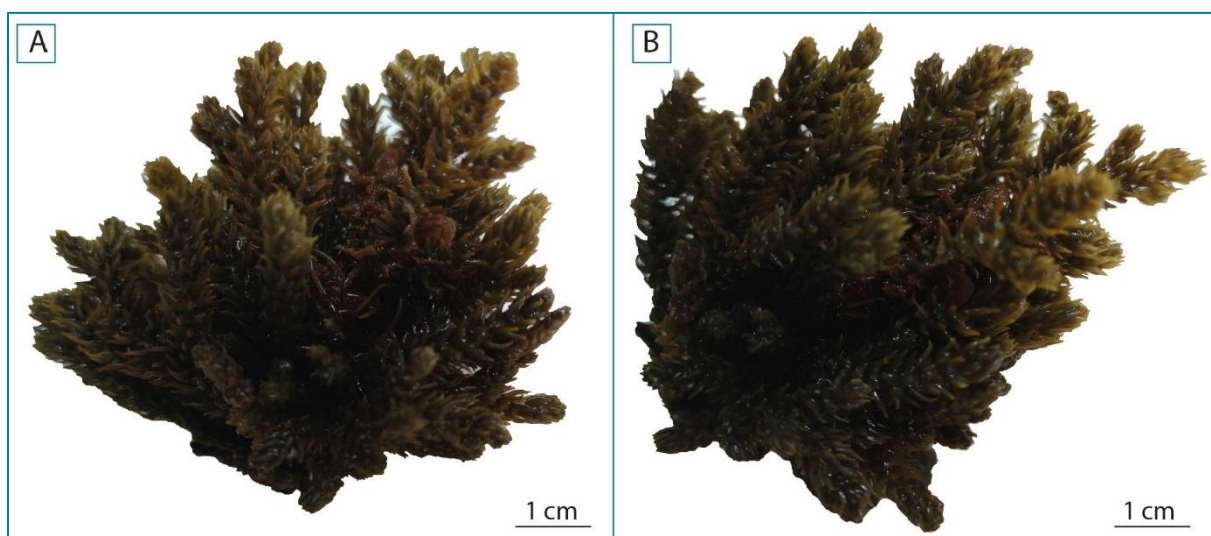


Figure 65 : *Cystoseira sp* : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).

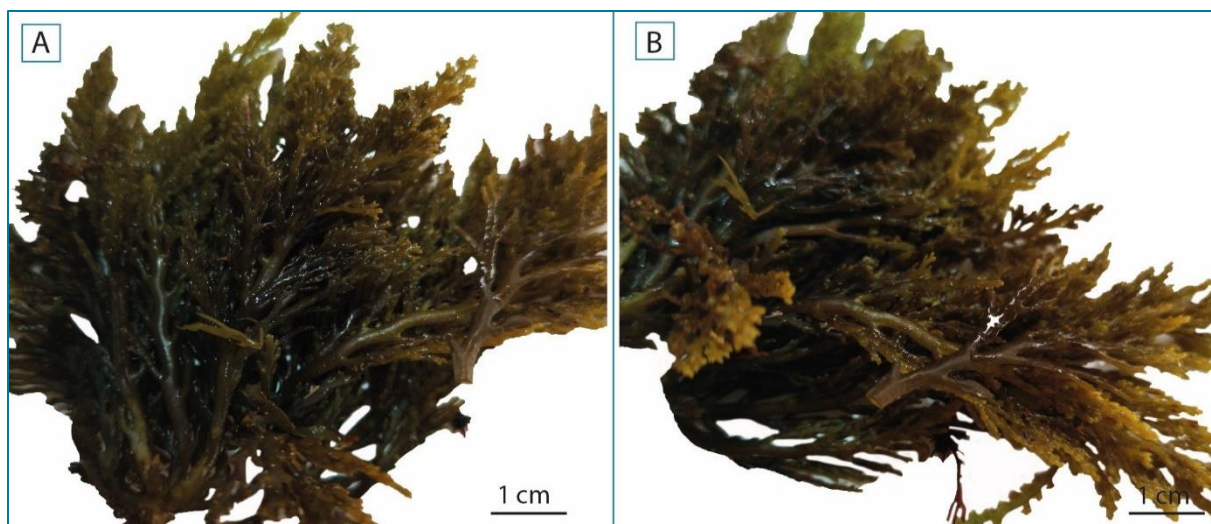


Figure 66 : *Cystoseira compressa* : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).



Figure 67 : *Padina pavonica* : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).

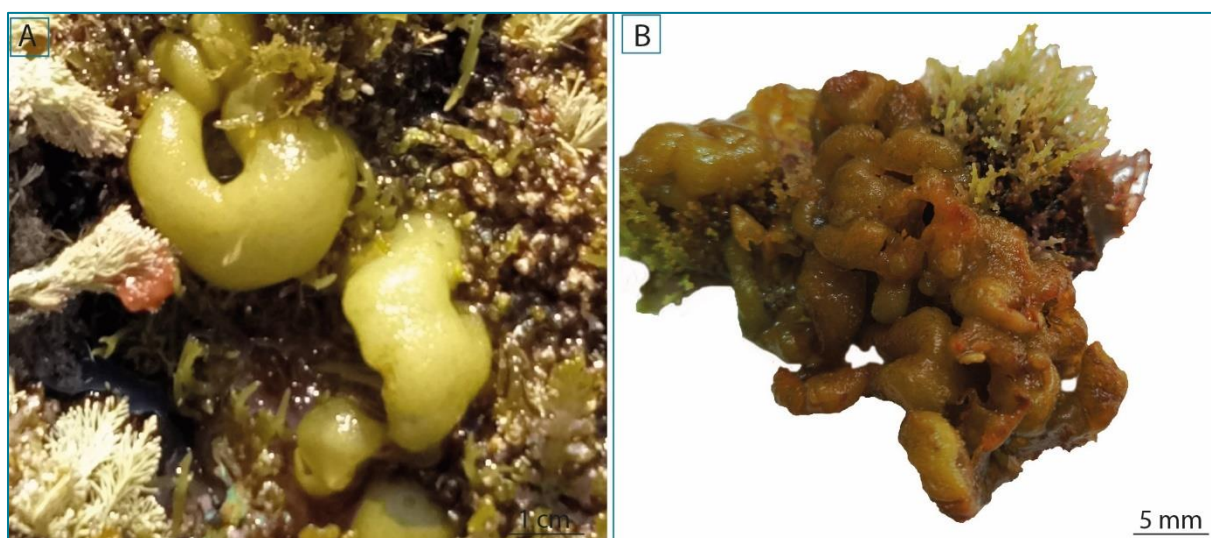


Figure 68 : *Colpomenia sinuosa* : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).

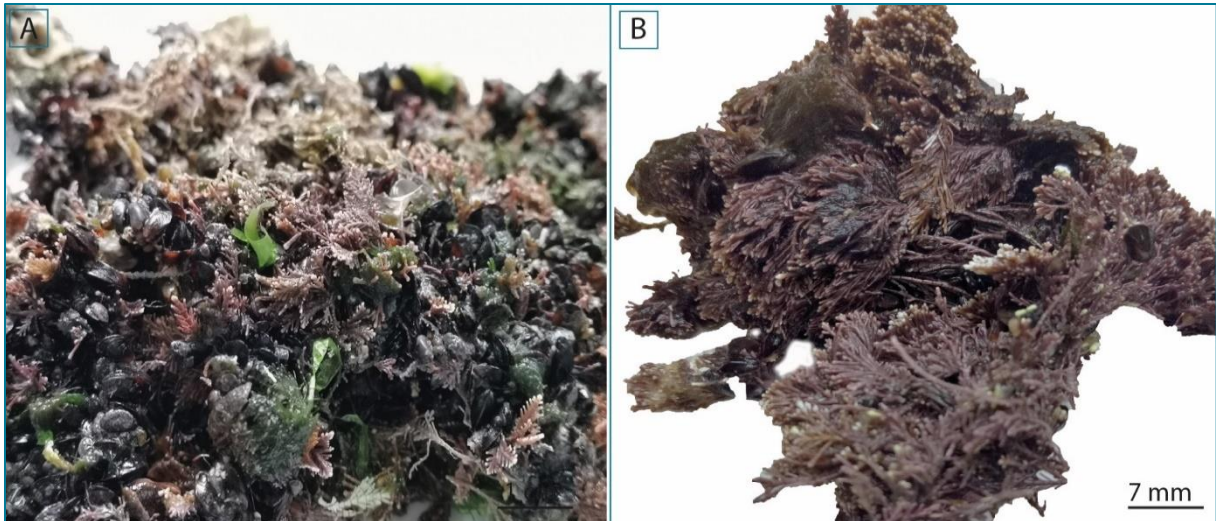


Figure 69 : *Corallina caespitosa* : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).



Figure 70 : *Laurencia sp* : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).



Figure 71 : *Posidonia oceanica* : Aspect général de l'algue (A, B), (Photo personnelle, 2019).

3.3 Indices écologiques

Les indices écologiques étudiés sont : Les Indices de composition (Abondance absolue, abondance relative et fréquence d'occurrence) et les indices de structure (l'indice de Shannon-Weaver, l'indice d'équitabilité de Pielou (J'), l'indice de Simpson, l'indice de Margalef, la similarité de Jaccard (J) et enfin la similarité de Sorensen (Cs).

3.3.1 L'abondance

Le nombre d'individus des différentes espèces est très fluctuant, Pour la famille des Nereidae, l'espèce *Perinereis cultrifera* est retrouvée en grand nombre dans les trois sites (El-Kala, Annaba et Skikda) durant toute la période d'étude. *Nereis falsa*, est retrouvé également dans les trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) mais présente une faible abondance au niveau du site d'El Kala (La Montagne) et de Skikda (Bikini). *Perinereis marioni* est aussi retrouvée au niveau des trois sites d'étude mais avec un nombre moins important au niveau des sites d'Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini). En revanche, *Perinereis floridana* est retrouvé uniquement au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) et celui d'Annaba (Saint-Cloud). *Perinereis macropus*, *Perinereis oliveira*, *Pseudonereis anomala*, *Platynereis dumerilii* et *Nereis virens* ont été trouvé exclusivement au niveau du site d'El Kala (La Montagne).

Concernant la faune associée, les mollusques représentés par les *Mytilidae* et les *Patellidae* sont les plus abondants au niveau des trois sites (El-Kala, Annaba et Skikda) ; néanmoins chez les Arthropodes, les Gammaridae et les Cirolanidae sont les plus abondants, enfin les échinodermes et les cnidaires sont les moins abondants au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) (Tableau 10).

Tableau 10 : Nombre d'individus des différentes espèces récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019.

Famille	Espèce	Site		
		El-Kala	Annaba	Skikda
Nereidae	<i>Perinereis cultrifera</i>	516	396	276
	<i>Perinereis floridana</i>	53	19	0
	<i>Perinereis macropus</i>	17	0	0
	<i>Perinereis marioni</i>	14	3	3
	<i>Perinereis oliveira</i>	12	0	0
	<i>Pseudonereis anômala</i>	8	0	0
	<i>Platynereis dumerilii</i>	9	0	0
	<i>Nereis falsa</i>	95	172	69
	<i>Nereis virens</i>	7	0	0
Total		731	590	348
Patellidae	<i>Patella rustica</i>	111	79	58
	<i>Patella caerulea</i>	39	23	17
	<i>Cymbula safiana</i>	33	23	23
Muricidae	<i>Stramonita haemastoma</i>	64	33	21
Siphonariidae	<i>Siphonaria pectinata</i>	27	17	7
Fissurellidae	<i>Diodora graeca</i>	19	5	3
Eriphiidae	<i>Eriphia verrucosa</i>	18	9	4
Grapsidae	<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	28	18	7
Cirolanidae	<i>Eurydice pulchra</i>	30	17	9
Arbaciidae	<i>Arbacia lixula</i>	24	7	3
Parechinidae	<i>Paracentrotus lividus</i>	11	0	0
Polynoidae	<i>Lepidonotus clava</i>	17	0	0
Pisinae	<i>Pisa sp</i>	6	0	0
Majidae	<i>Maja sp</i>	3	0	0
Mytilidae	<i>Mytilus sp</i>	423	387	306
Chitonidae	<i>Acanthochitona sp</i>	34	0	0
Trochidae	<i>Gibbula sp</i>	99	36	17
Gammaridae	<i>Amphipoda sp</i>	155	105	73
Acriniidae	<i>Anemonia viridis</i>	3	0	0
Phascolosomatidae	<i>Phascolosoma sp</i>	63	31	13
Holothuroidea	Espèce d'holothurie	6	3	0
Total		1213	793	561
Abondance		1944	1383	909

3.3.2 Dominance de la macrofaune benthique

3.3.2.1 Dominance de la macrofaune benthique présente au niveau d'El Kala (La Montagne)

Sept cent trente-et-un individu appartenant à la famille des Nereidae ont été récoltés, les résultats obtenus montrent une dominance de *P. cultrifera* avec un pourcentage de 70,58%, celle-ci partage son milieu avec 8 autres espèces à savoir, *N. falsa* 12,99%, *P. floridana* 07,25%, *P. macropus* 02,32%, *P. marioni* 01,91%, *P. oliveira* 01,64%, *P. dumerilii* 1,23%, *P. anômala* 1,09% et enfin *N. virens* avec un pourcentage de 0,95% (Tableau 11, Figure 72). En ce qui concerne la faune associée, le mollusque bivalve *Mytilus sp* est l'espèce la plus dominante avec un pourcentage de 34,87% suivi de *Amphipoda sp* avec 12,77% et *Patella rustica* 09,15%. Les arthropodes les plus répandus sont *Amphipoda sp*, *Eurydice pulchra* et *pachygrapsus marmoratus* avec des pourcentages de 12,77%, 02,47% et 02,30% respectivement (Tableau 11 ; Figure 72).

3.3.2.2 Dominance de la macrofaune benthique présente au niveau d'Annaba (Saint-Cloud)

Cinq cent quatre-vingt-dix individus appartenant à la famille des Nereidae ont été récoltés, les résultats obtenus montrent une dominance de *P. cultrifera* avec un pourcentage de 67,11% qui partage son milieu avec 3 autres espèces, *N. falsa* 29,15%, *P. floridana* 03,22% et enfin *P. marioni* avec un pourcentage de 0,50% (Tableau 12, Figure 73). En ce qui concerne la faune associée, *Mytilus sp* est l'espèce la plus dominante avec un pourcentage de 48,80%, les autres espèces de mollusques présentent un pourcentage plus faible compris entre 01,13% et 04,53%. Les arthropodes les plus répandus sont représentés par *Amphipoda sp* avec un pourcentage de 13,24% et *Eurydice pulchra* avec un pourcentage de 02,14% (Tableau 12 ; Figure 73).

3.3.2.3 Dominance de la macrofaune benthique présente au niveau de Skikda (Bikini)

Trois cent quarante-huit individus appartenant à la famille des Nereidae ont été récoltés, les résultats obtenus montrent une dominance de *P. cultrifera* avec un pourcentage de 79,31%, suivi de *N. falsa* avec 19,82% et *P. marioni* avec 0,86% (Tableau 13; Figure 74). En ce qui concerne la faune associée, *Mytilus sp* est l'espèce la plus dominante avec un pourcentage de 54,54% comparativement aux autres mollusques. Nous avons recensé trois espèces d'Arthropodes au niveau du site de Skikda, *Amphipoda sp* est l'espèce la plus abondante avec un pourcentage de 13,01% suivi de *Eurydice pulchra* et *pachygrapsus marmoratus* avec un pourcentage inférieur à 2% (Tableau 13 ; Figure 74).

Tableau 11 : Abondance absolue, relative (%) et fréquence d'occurrence (%) des différentes espèces récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) durant l'année 2019.

Famille	Espèce	Indices de composition		
		Abondance absolue	Abondance relative (%)	F.O (%)
Nereidae	<i>Perinereis cultrifera</i>	516	70,58	100
	<i>Perinereis floridana</i>	53	7,25	50
	<i>Perinereis macropus</i>	17	2,32	50
	<i>Perinereis marioni</i>	14	1,91	25
	<i>Perinereis oliveira</i>	12	1,64	25
	<i>Pseudonereis anômala</i>	8	1,09	25
	<i>Platynereis dumerilii</i>	9	1,23	25
	<i>Nereis falsa</i>	95	12,99	50
	<i>Nereis virens</i>	7	0,95	25
Total		731	100	
Patellidae	<i>Patella rustica</i>	111	09,15	100
	<i>Patella caerulea</i>	39	03,21	75
	<i>Cymbula safiana</i>	33	02,72	75
Muricidae	<i>Stramonita haemastoma</i>	64	05,27	75
Siphonariidae	<i>Siphonaria pectinata</i>	27	02,22	75
Fissurellidae	<i>Diodora graeca</i>	19	01,56	50
Eriphiidae	<i>Eriphia verrucosa</i>	18	01,48	50
Grapsidae	<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	28	02,30	75
Cirolanidae	<i>Eurydice pulchra</i>	30	02,47	50
Arbaciidae	<i>Arbacia lixula</i>	24	01,97	50
Parechinidae	<i>Paracentrotus lividus</i>	11	0,90	25
Polynoidae	<i>Lepidonotus clava</i>	17	01,40	50
Pisinae	<i>Pisa sp</i>	6	0,49	25
Majidae	<i>Maja sp</i>	3	0,24	25
Mytilidae	<i>Mytilus sp</i>	423	34,87	100
Chitonidae	<i>Acanthochitona sp</i>	34	02,80	25
Trochidae	<i>Gibbula sp</i>	99	08,16	100
Gammaridae	<i>Amphipoda sp</i>	155	12,77	100
Actiniidae	<i>Anemonia viridis</i>	3	0,24	25
Phascolosomatidae	<i>Phascolosoma sp</i>	63	05,19	75
Holothuroidea	Espèce d'holothurie	6	0,49	25
Total		1213	100	
Abondance		1944		

Tableau 12 : Abondance absolue, relative (%) et fréquence d'occurrence (%) des différentes espèces récoltées au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) durant l'année 2019.

Famille	Espèce	Indices de composition		
		Abondance absolue	Abondance relative (%)	F.O (%)
Nereidae	<i>Perinereis cultrifera</i>	396	67,11	100
	<i>Perinereis floridana</i>	19	03,22	50
	<i>Perinereis marioni</i>	3	0,50	25
	<i>Nereis falsa</i>	172	29,15	100
Total		590	100	
Patellidae	<i>Patella rustica</i>	79	09,96	75
	<i>Patella caerulea</i>	23	02,90	50
	<i>Cymbula safiana</i>	23	02,90	50
Muricidae	<i>Stramonita haemastoma</i>	33	04,16	50
Siphonariidae	<i>Siphonaria pectinata</i>	17	02,14	50
Fissurellidae	<i>Diodora graeca</i>	5	0,63	50
Eriphiidae	<i>Eriphia verrucosa</i>	9	01,13	25
Grapsidae	<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	18	02,26	50
Cirolanidae	<i>Eurydice pulchra</i>	17	02,14	25
Arbaciidae	<i>Arbacia lixula</i>	7	0,88	25
Mytilidae	<i>Mytilus sp</i>	387	48,80	100
Trochidae	<i>Gibbula sp</i>	36	04,53	75
Gammaridae	<i>Amphipoda sp</i>	105	13,24	100
Phascolosomatidae	<i>Phascolosoma sp</i>	31	03,90	50
Holothuroidea	Espèce d'holothurie	3	0,37	25
Total		793	100	
Abondance		1383		

Tableau 13 : Abondance absolue, relative (%) et fréquence d'occurrence (%) des différentes espèces récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) durant l'année 2019.

Famille	Espèce	Indices de composition		
		Abondance absolue	Abondance relative (%)	F.O (%)
Nereidae	<i>Perinereis cultrifera</i>	276	79,31	100
	<i>Perinereis marioni</i>	3	0,86	25
	<i>Nereis falsa</i>	69	19,82	75
Total		348	100	
Patellidae	<i>Patella rustica</i>	58	10,33	75
	<i>Patella caerulea</i>	17	03,03	25
	<i>Cymbula safiana</i>	23	04,09	25
Muricidae	<i>Stramonita haemastoma</i>	21	03,74	50
Siphonariidae	<i>Siphonaria pectinata</i>	7	01,24	25
Fissurellidae	<i>Diodora graeca</i>	3	0,53	25
Eriphiidae	<i>Eriphia verrucosa</i>	4	0,71	25
Grapsidae	<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	7	01,24	25
Cirolanidae	<i>Eurydice pulchra</i>	9	01,60	25
Arbaciidae	<i>Arbacia lixula</i>	3	0,53	25
Mytilidae	<i>Mytilus sp</i>	306	54,54	100
Trochidae	<i>Gibbula sp</i>	17	03,03	50
Gammaridae	<i>Amphipoda sp</i>	73	13,01	100
Phascolosomatidae	<i>Phascolosoma sp</i>	13	02,31	25
Total		561	100	
Abondance		909		

Selon la valeur de l'abondance relative, les individus sont classés de la façon suivante :

Tableau 14 : Classement des individus selon Dajoz (1982) et Faurie *et al.*, (2003)

Nereidae	Sites		
	El-Kala	Annaba	Skikda
<i>Perinereis cultrifera</i>	Abondant	Abondant	Très abondant
<i>Perinereis floridana</i>	Rare	Rare	/
<i>Perinereis macropus</i>	Rare	/	/
<i>Perinereis marioni</i>	Rare	Rare	Rare
<i>Perinereis oliveira</i>	Rare	/	/
<i>Perinereis anômala</i>	Rare	/	/
<i>Platynereis dumerilii</i>	Rare	/	/
<i>Nereis falsa</i>	Rare	Commune	Rare
<i>Nereis virens</i>	Rare	/	/

En fonction de la valeur de la fréquence d'occurrence (FO), on distingue les catégories suivantes :

Tableau 15 : Catégorie d'espèces selon la fréquence d'occurrence (FO)

Nereidae	Sites		
	El-Kala	Annaba	Skikda
<i>Perinereis cultrifera</i>	Omniprésente	Omniprésente	Omniprésente
<i>Perinereis floridana</i>	Régulière	Accecoire	/
<i>Perinereis macropus</i>	Accecoire	/	/
<i>Perinereis marioni</i>	Accesoire	Accecoire	Accecoire
<i>Perinereis oliveira</i>	Accesoire	/	/
<i>Perinereis anômala</i>	Accesoire	/	/
<i>Platynereis dumerilii</i>	Accesoire	/	/
<i>Nereis falsa</i>	Régulière	Omniprésente	Constante
<i>Nereis virens</i>	Accesoire	/	/

3.3.3 Indices de structure

L'indice de Shannon (H') des peuplements des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) au niveau du Littoral Est Algérien durant l'année 2019 varie de 2,51 Bit à El-Kala (La Montagne), de 2,06 Bit à Annaba (Saint-Cloud) et de 1,89 Bit à Skikda (Bikini) (Tableau 16).

L'indice d'équitabilité de Piélou (J') varie de 0,76 au niveau d'El Kala (La Montagne), de 0,70 au niveau d'Annaba (Saint-Cloud) et enfin de 0,66 au niveau de Skikda (Bikini) (Tableau 16).

L'Indice de Simpson varie de 0,86 au niveau d'El Kala (La Montagne), de 0,81 au niveau d'Annaba (Saint-Cloud) et enfin de 0,77 au niveau de Skikda (Bikini) (Tableau 16).

L'indice de Margalef (DMg) varie de 3,82 au niveau d'El Kala (La Montagne), de 2,48 au niveau d'Annaba (Saint-Cloud) et enfin de 2,34 au niveau de Skikda (Bikini) (Tableau 16).

Tableau 16 : L'indice de Shannon (H'), l'indice d'équitabilité de Piélou (J'), Indice de Simpson et de Margalef (DMg) du peuplement de macroinvertébrés au niveau des différents sites d'étude durant l'année 2019.

Sites	Índices de Structure			
	H'	J'	Simpson	DMg
El-Kala	2,51	0,76	0,86	3,82
Annaba	2,06	0,70	0,81	2,48
Skikda	1,89	0,66	0,77	2,34

La valeur de Jaccard (J) entre le site de d'El-Kala (La Montagne) et le site de Skikda (Bikini) est inférieur à la valeur de J entre le site d'Annaba (Saint-Cloud) et le site de Skikda (Bikini), on peut conclure que la similitude entre les sites d'El-Kala et de Skikda est plus faible ($J = 0,56$) que la similitude entre les sites d'El-Kala et Annaba ($J = 0,63$) et la similitude entre les sites d'Annaba et Skikda ($J = 0,89$) (Tableau 17).

Tableau 17 : La similarité de Jaccard (J) entre les sites d'étude durant l'année 2019.

Sites		Sites		
		El-Kala	Annaba	Skikda
Sites	Skikda	0,56	0,89	
	Annaba	0,63		
	El-Kala			

La valeur de Sorensen (Cs) entre le site de d'Annaba (Saint-Cloud) et le site de Skikda (Bikini) est supérieure à la valeur de Cs entre le site d'El-Kala (La Montagne) et le site de Skikda (Bikini), on peut conclure que la similarité entre les sites d'Annaba et de Skikda est plus similaire ($Cs = 0,94$) que la similarité entre les sites d'El-Kala et Annaba ($Cs = 0,77$) et la similarité entre les sites d'El-Kala et Skikda ($Cs = 0,72$) (Tableau 18).

Tableau 18 : La similarité de Sorensen (Cs) entre les sites d'étude durant l'année 2019.

Sites		Sites		
		El-Kala	Annaba	Skikda
Sites	Skikda	0,72	0,94	1
	Annaba	0,77	1	
	El-Kala	1		

3.4 Effets de la pollution sur les paramètres morphométrique et pondéral

L'évolution mensuelle des deux paramètres : taille corporelle (longueur totale du corps) et poids corporel (poids frais) a été suivie chez les femelles de *P. cultrifera* échantillonnées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019.

3.4.1 Taille corporelle

Une augmentation progressive de la taille corporelle chez les femelles de *P. cultrifera* a été observé au niveau des trois sites d'étude de Janvier à Avril ($5,60 \pm 0,23$; $4,90 \pm 0,58$ et $3,84 \pm 0,24$ cm) pour les sites d'El-Kala, d'Annaba et de Skikda respectivement. Une diminution de la taille a été notée au mois d'Août ($2,81 \pm 0,24$; $2,41 \pm 0,33$ et $2,09 \pm 0,41$ cm) correspondant aux sites d'El-Kala, d'Annaba et de Skikda respectivement. Une légère augmentation a été observée au mois de Décembre pour les trois sites (Figure 75).

L'analyse de la variance (ANOVA) à un critère de classification a révélé une différence très hautement significative entre les sites pendant tous les mois de l'étude ($P < 0,001$). Le test de Tukey nous a permis de classer les sites en trois groupes durant les mois de Janvier, Février, Mars, Avril, Mai, Juillet, Aout, Septembre, Octobre, Novembre et Décembre, le groupe A pour le site d'El-Kala où les valeurs moyennes de taille sont les plus élevées, le groupe B qui renferme les femelles du site d'Annaba qui présente des tailles intermédiaires entre les femelles d'El-Kala et Skikda ; le groupe C correspond au site de Skikda qui représente les valeurs les plus faibles (Tableau 19).

Le test de Tukey a permis de classer les sites en deux groupes durant le mois de Juin, le groupe A correspond au site d'El-Kala et le groupe B représente les sites d'Annaba et de Skikda où il existe une différence entre les femelles d'El-Kala et les femelles des deux autres sites, par contre aucune différence n'a été enregistrée entre les femelles d'Annaba et Skikda (Tableau 19).

Tableau 19 : Variations mensuelles de la taille corporelle (cm) des femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n=30$), échantillonnées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019, (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).

Mois	Site			P
	El-Kala	Annaba	Skikda	
Janvier	3,94 ± 0,39 A	3,21 ± 0,27 B	2,47 ± 0,25 C	0,000***
Février	4,27 ± 0,35 A	3,75 ± 0,60 B	2,71 ± 0,30 C	0,000***
Mars	4,97 ± 0,31 A	4,10 ± 0,30 B	3,27 ± 0,27 C	0,000***
Avril	5,60 ± 0,23 A	4,90 ± 0,58 B	3,84 ± 0,24 C	0,000***
Mai	4,71 ± 0,24 A	3,83 ± 0,26 B	3,13 ± 0,33 C	0,000***
Juin	4,08 ± 0,32 A	3,01 ± 0,32 B	2,91 ± 0,21 B	0,000***
Juillet	3,45 ± 0,42 A	2,76 ± 0,20 B	2,50 ± 0,36 C	0,000***
Août	2,81 ± 0,24 A	2,41 ± 0,33 B	2,09 ± 0,41 C	0,000***
Septembre	3,00 ± 0,36 A	2,76 ± 0,19 B	2,25 ± 0,18 C	0,000***
Octobre	3,50 ± 0,44 A	2,99 ± 0,27 B	2,33 ± 0,31 C	0,000***
Novembre	3,61 ± 0,41 A	3,11 ± 0,17 B	2,36 ± 0,29 C	0,000***
Décembre	3,71 ± 0,34 A	3,17 ± 0,25 B	2,43 ± 0,27 C	0,000***

NS : non significative ($P > 0,05$) ; * : très Significative ($P < 0,05$) ; ** : hautement significative ($P < 0,01$) ; *** : très hautement significative ($P < 0,001$).

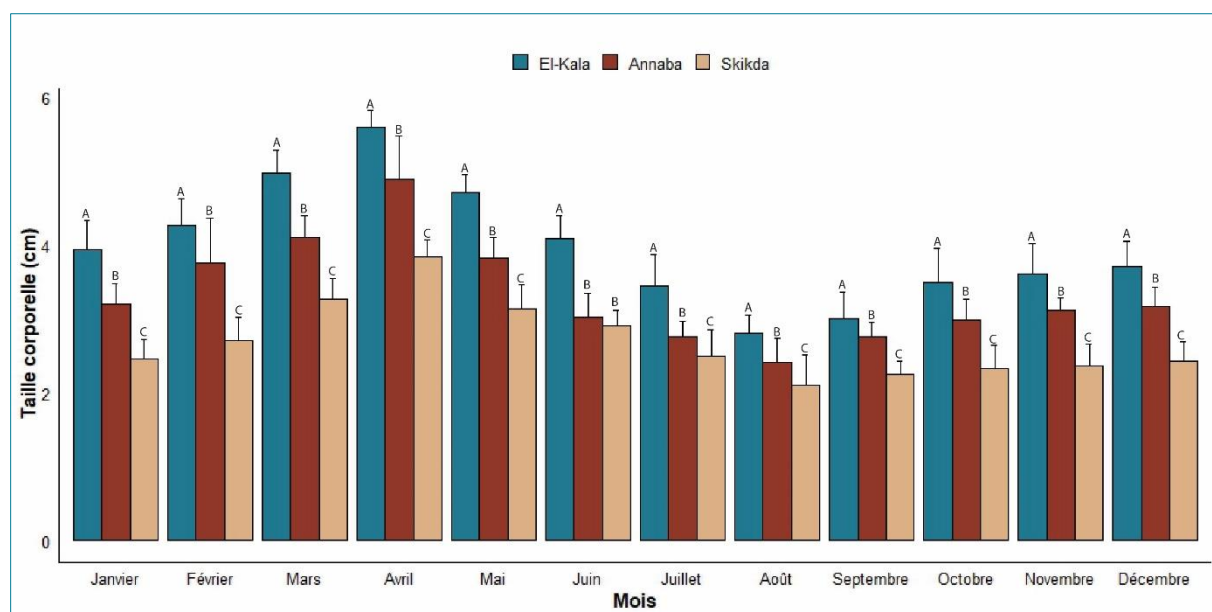


Figure 75 : Variations mensuelles de la taille totale du corps (cm) des femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n=30$), échantillonnées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019.

L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) réalisée sur les données relatives pour la taille corporelle chez les femelles de *P. cultrifera* récoltées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2019 a révélé un effet site, mois et une interaction sites/mois très hautement significatifs ($P < 0,001$) (Tableau 20).

Tableau 20 : L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) de la taille corporelle (cm) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n = 30$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs	P
Site	2	295,299	147,650	1347,235	0,000***
Mois	11	433,151	39,377	359,300	0,000***
Interaction site/mois	22	29,137	1,324	12,085	0,000***
Erreur résiduelle	1044	114,417	0,110		
Totale	1079	872,003			

DDI : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.4.2 Poids corporel

Le suivi mensuel du poids frais corporel chez les femelles de *P. cultrifera* au niveau des trois sites d'étude montre une augmentation progressive du poids corporel à partir du mois de Janvier pour atteindre un maximum au mois d'Avril ($0,36 \pm 0,03$; $0,28 \pm 0,01$ et $0,20 \pm 0,03$ g) pour les sites d'El-Kala, d'Annaba et de Skikda respectivement, les valeurs du poids corporel diminuent pour atteindre un minimum au mois d'Août ($0,12 \pm 0,02$; $0,09 \pm 0,03$ et $0,06 \pm 0,01$ g) pour les sites d'El-Kala, d'Annaba et de Skikda respectivement. D'autre part, une légère augmentation a été signalée au mois de Décembre (Figure 76).

L'analyse de la variance (ANOVA) à un critère de classification a révélé une différence très hautement significative entre les sites pendant tous les mois de l'étude ($P < 0,001$). Le test de Tukey nous a permis de classer les sites en trois groupes durant les mois de Janvier, Février, Mars, Avril, Juillet, Août, Octobre, Novembre et Décembre où le groupe A correspond au site d'El-Kala, le groupe B représente le site d'Annaba et le groupe C celui de Skikda. Durant les mois de Mai, Juin et Septembre les sites ont été classés en deux groupes. Pour les mois de Mai et Juin, le groupe A correspond aux sites d'El Kala et Annaba et le groupe B à celui de Skikda. Pour le mois de Septembre, le groupe A représente le site d'El-Kala et le groupe B correspond aux sites d'Annaba et de Skikda (Tableau 21).

Tableau 21 : Variations mensuelles du poids frais corporel total (g) des femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n=30$), échantillonnées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019, (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).

Mois	Site			P
	El-Kala	Annaba	Skikda	
Janvier	0,20 \pm 0,01 A	0,17 \pm 0,03 B	0,14 \pm 0,02 C	0,000***
Février	0,21 \pm 0,02 A	0,19 \pm 0,02 B	0,16 \pm 0,03 C	0,000***
Mars	0,27 \pm 0,02 A	0,24 \pm 0,02 B	0,17 \pm 0,05 C	0,000***
Avril	0,36 \pm 0,03 A	0,28 \pm 0,01 B	0,20 \pm 0,03 C	0,000***
Mai	0,25 \pm 0,03 A	0,23 \pm 0,03 A	0,17 \pm 0,04 B	0,000***
Juin	0,18 \pm 0,04 A	0,17 \pm 0,03 A	0,14 \pm 0,03 B	0,000***
Juillet	0,14 \pm 0,03 A	0,11 \pm 0,02 B	0,08 \pm 0,04 C	0,000***
Août	0,12 \pm 0,02 A	0,09 \pm 0,03 B	0,06 \pm 0,01 C	0,000***
Septembre	0,13 \pm 0,03 A	0,11 \pm 0,03 B	0,09 \pm 0,01 B	0,000***
Octobre	0,15 \pm 0,02 A	0,13 \pm 0,03 B	0,10 \pm 0,01 C	0,000***
Novembre	0,17 \pm 0,01 A	0,14 \pm 0,04 B	0,11 \pm 0,03 C	0,000***
Décembre	0,18 \pm 0,02 A	0,15 \pm 0,02 B	0,12 \pm 0,02 C	0,000***

NS : non significative ($P > 0,05$) ; * : très Significative ($P < 0,05$) ; ** : hautement significative ($P < 0,01$) ; *** : très hautement significative ($P < 0,001$).

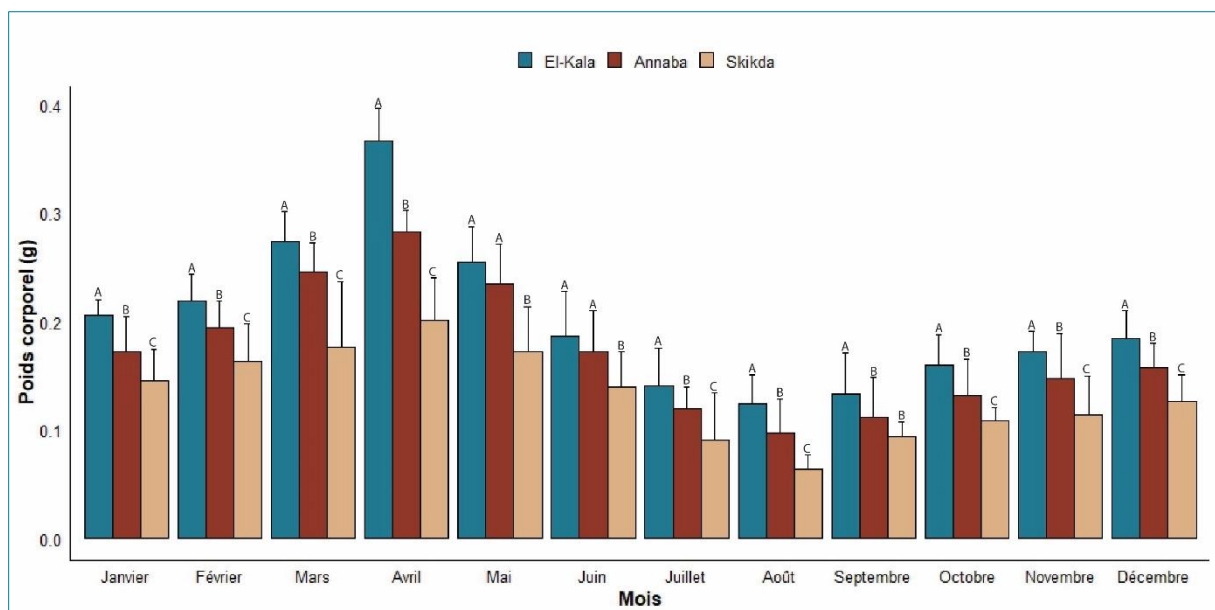


Figure 76 : Variations mensuelles du poids frais corporel (g) des femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n=30$), échantillonnées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019.

L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) réalisée sur les données relatives pour le poids frais total (g) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* récoltées au niveau des trois sites d'étude durant l'année 2019 a révélé un effet site, mois et une interaction sites/mois très hautement significatifs ($P < 0,001$) (Tableau 22).

Tableau 22 : ANOVA à deux critères de classification (Site/Mois) du poids frais total (g) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n = 30$) récoltées au niveau des trois sites d'étude El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs	P
Site	2	0,859	0,430	431,640	0,000***
Mois	11	3,053	0,278	278,789	0,000***
Interaction site/mois	22	0,207	0,009	9 ;458	0,000***
Erreur résiduelle	1044	1,039	0,001		
Totale	1079	5,158			

DDI : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.4.2.1 Modélisation des paramètres morphométriques (Taille ; Poids)

La distribution des deux paramètres (Taille ; Poids) chez *P. cultrifera* durant l'année 2019 montre en général que les individus du site d'El-Kala (La Montagne) sont plus grands que ceux de Annaba (Saint-Cloud) et de Skikda (Bikini) (Figure 77).

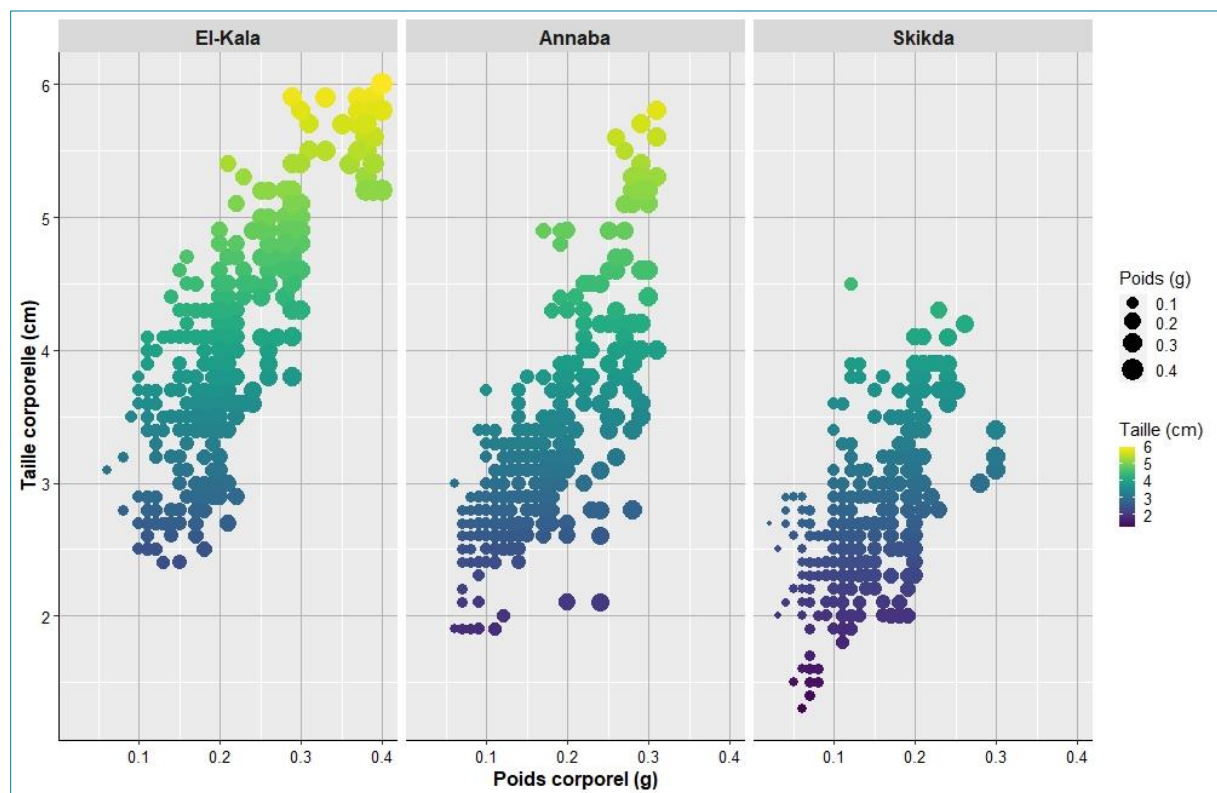


Figure 77 : Modélisation de la distribution des deux paramètres morphométriques (Taille ; Poids) chez *Perinereis cultrifera* durant l'année 2019.

3.4.2.2 Tests statistiques de corrélation entre la taille corporelle et le poids corporel

L'analyse de corrélation de Bravais-Pearson (ou Pearson) a été effectuée afin de mesurer l'intensité de liaison entre la taille corporelle (cm) le poids corporel (g) (Figure 78) étudiées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2019.

Les résultats ont montré une corrélation positive, indiquant que dans l'ensemble, une augmentation de la taille corporelle (cm) se traduit par une augmentation du poids corporel (g). Nous avons également observé des différences dans l'intensité de la corrélation entre les sites, avec la corrélation étant plus forte à El Kala et Annaba qu'à Skikda.

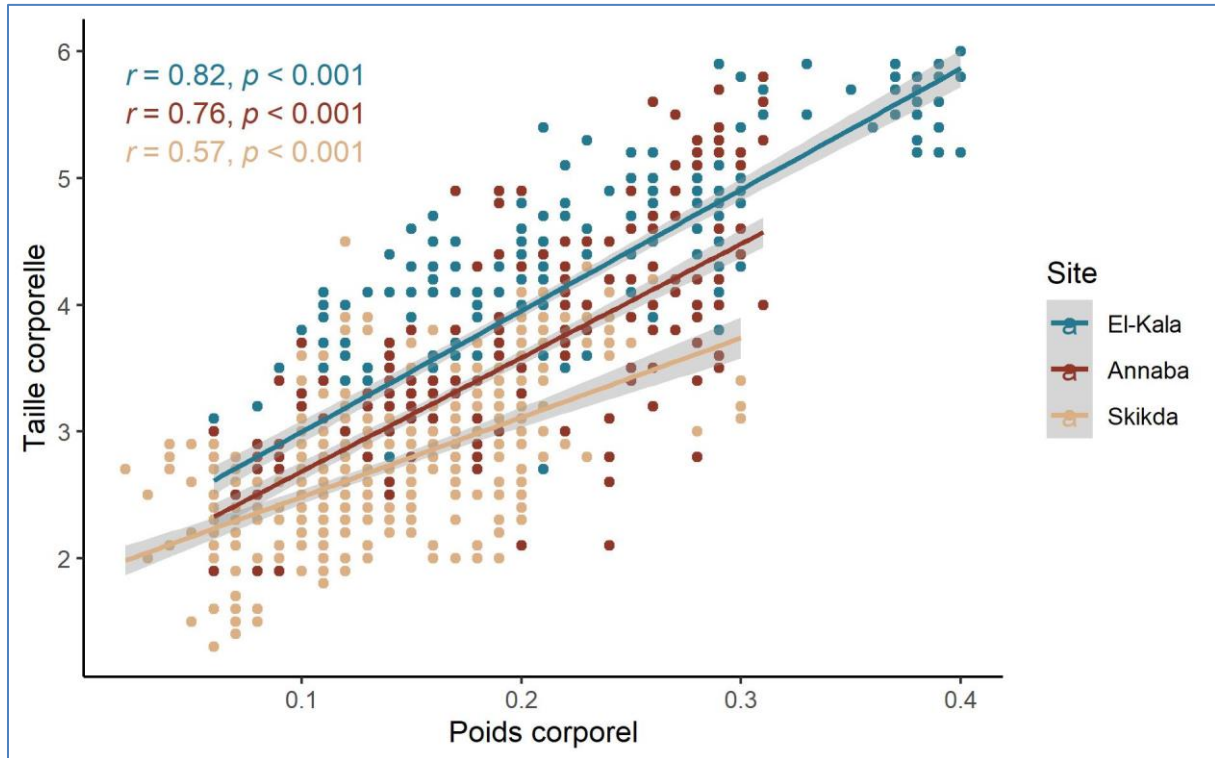


Figure 78 : Corrélation de Bravais-Pearson (ou Pearson) effectuée entre la taille corporelle (cm) et le poids corporel (g) dans les trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2019.

3.5 Taux de maturité et Sex-ratio

La différenciation sexuelle chez *P. cultrifera* a été réalisée sur des individus récoltés à partir des trois sites (El-Kala, Annaba et Skikda). L'identification a permis la reconnaissance des deux types d'individus sexués (mâles et femelles). Les variations des pourcentages des différentes catégories échantillonnées au niveau des trois sites d'étude durant l'année 2019 sont représentés par les Tableaux (23, 24 et 25) et les Figures (79, 80 et 81).

Nous remarquons une dominance des femelles par rapport aux mâles tout au long de l'année, cela est lié probablement au fait qu'il est plus facile de distinguer précocement les ovocytes plutôt que les amas spermatiques. La proportion des femelles varie fortement et l'évolution sexuelle des individus sexués en fonction du temps reflète la variation de la sex-ratio des femelles dans la population totale. La proportion des individus sexués est maximale durant la période allant de Février à Mai 2019.

Pour les populations échantillonnées au niveau des trois sites d'étude, la proportion des sexués est maximale de Février à Mai, elle est en moyenne de l'ordre de 82% à El-Kala (Tableau 23 ; Figure 79), 76% à Annaba (Tableau 24 ; Figure 80) et 73% à Skikda (Tableau 25; Figure 81). A partir du mois de Juin, la proportion des individus sexués diminue dans les trois populations récoltées, traduisant certainement la mort des individus matures épitoques, ce qui correspond à la fin de la période de reproduction. Il est à noter qu'une seconde diminution du pourcentage des individus sexués a lieu entre Juin et Aout dans les trois populations échantillonnées. Cela est la conséquence directe de l'apparition d'une nouvelle génération d'individus indifférenciés dans les populations échantillonnées au niveau des trois sites (El-Kala, Annaba et Skikda) au cours de cette période.

Tableau 23 : Taux des individus sexués par rapport à la population totale, et celle des individus mâles et femelles par rapport à la population sexuée et le taux de féminité et de masculinité de la population au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) durant l'année 2019.

Mois	État sexuel (%)			
	Indifférenciés	Sexués	Femelles	Mâles
Janvier	28,33	71,66	55,00	16,66
Février	18,75	81,25	62,50	18,75
Mars	13,43	86,56	82,08	04,47
Avril	10,00	90,00	87,14	02,85
Mai	28,78	71,21	60,60	10,60
Juin	35,18	64,81	51,85	12,96
Juillet	48,00	52,00	34,00	18,00
Aout	47,61	52,38	26,19	26,19
Septembre	46,00	54,00	48,00	06,00
Octobre	41,66	58,33	39,58	18,75
Novembre	31,03	68,96	60,34	08,62
Décembre	26,41	73,58	50,94	22,64

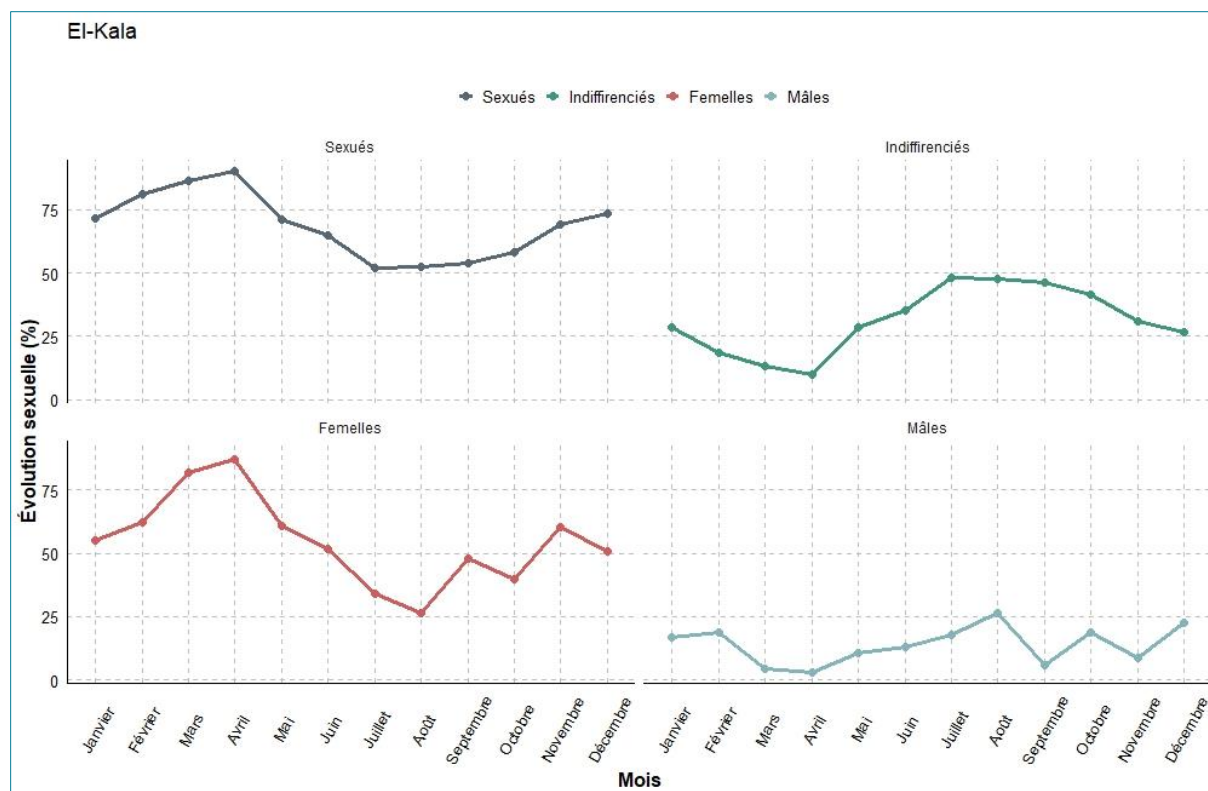


Figure 79 : Évolution mensuelle de l'état sexuel de *Perinereis cultrifera* échantillonnées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) durant l'année 2019.

Tableau 24 : Taux des individus sexués par rapport à la population totale, et celle des individus mâles et femelles par rapport à la population sexuée et le taux de féminité et de masculinité de la population au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) durant l'année 2019.

Mois	État sexuel (%)			
	Indifférenciés	Sexués	Femelles	Mâles
Janvier	34,42	65,57	49,18	16,39
Février	18,18	81,81	72,72	09,09
Mars	24,48	75,51	67,34	08,16
Avril	23,07	76,92	63,46	13,46
Mai	29,82	70,71	49,12	21,05
Juin	37,50	62,50	39,06	23,43
Juillet	45,00	55,00	32,50	22,50
Aout	42,85	57,14	45,71	11,42
Septembre	47,61	52,38	35,71	16,66
Octobre	45,45	54,54	38,18	16,36
Novembre	30,76	69,23	46,15	23,07
Décembre	38,80	61,19	32,83	28,35

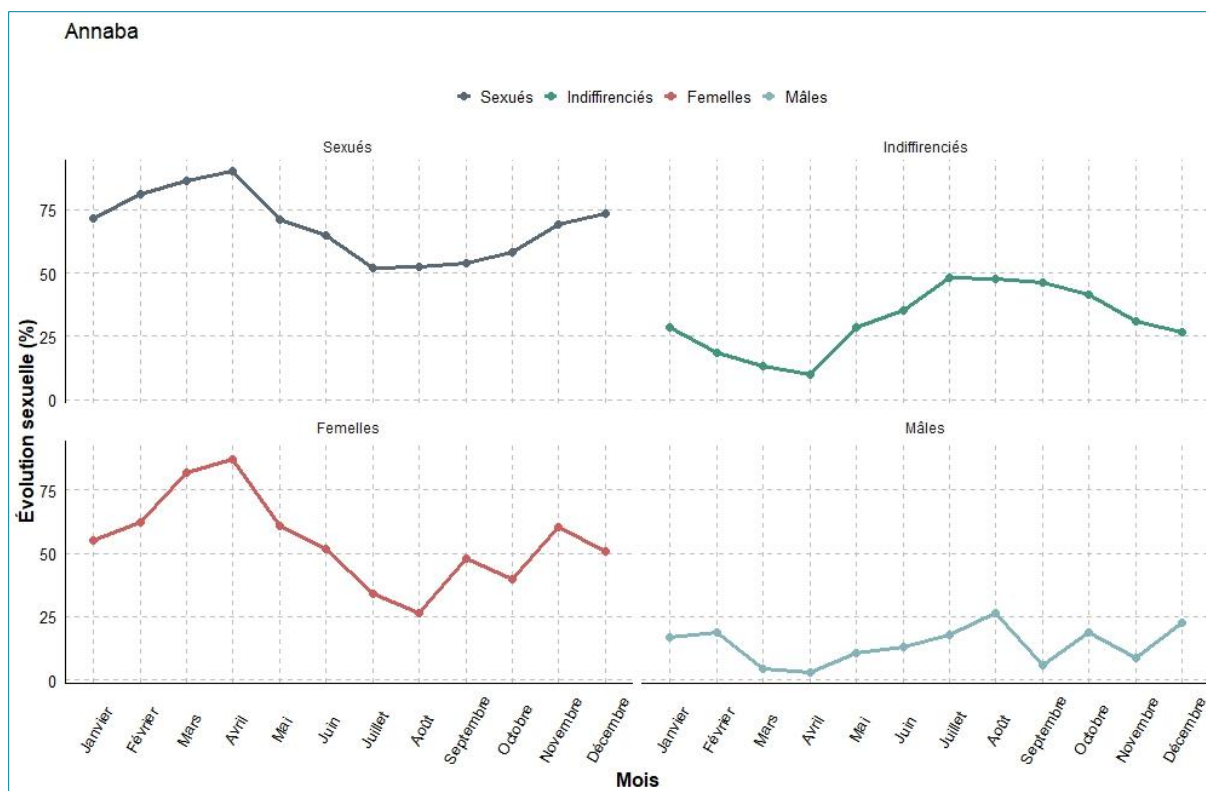


Figure 80 : Évolution mensuelle de l'état sexuel de *Perinereis cultrifera* échantillonnées au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) durant l'année 2019.

Tableau 25 : Taux des individus sexués par rapport à la population totale, et celle des individus mâles et femelles par rapport à la population sexuée et le taux de féminité et de masculinité de la population au niveau du site de Skikda (Bikini) durant l'année 2019.

Mois	État sexuel (%)			
	Indifférenciés	Sexués	Femelles	Mâles
Janvier	37,73	62,26	43,39	18,86
Février	28,33	71,66	63,33	08,33
Mars	29,03	70,96	58,06	12,90
Avril	25,39	74,60	58,73	15,87
Mai	23,52	76,47	58,82	17,64
Juin	42,00	58,00	32,00	26,00
Juillet	43,75	56,25	38,58	16,66
Aout	42,55	57,44	36,17	21,17
Septembre	36,58	63,41	39,02	24,39
Octobre	30,23	69,76	46,51	23,25
Novembre	47,05	52,94	43,13	09,80
Décembre	36,95	63,04	41,30	21,73

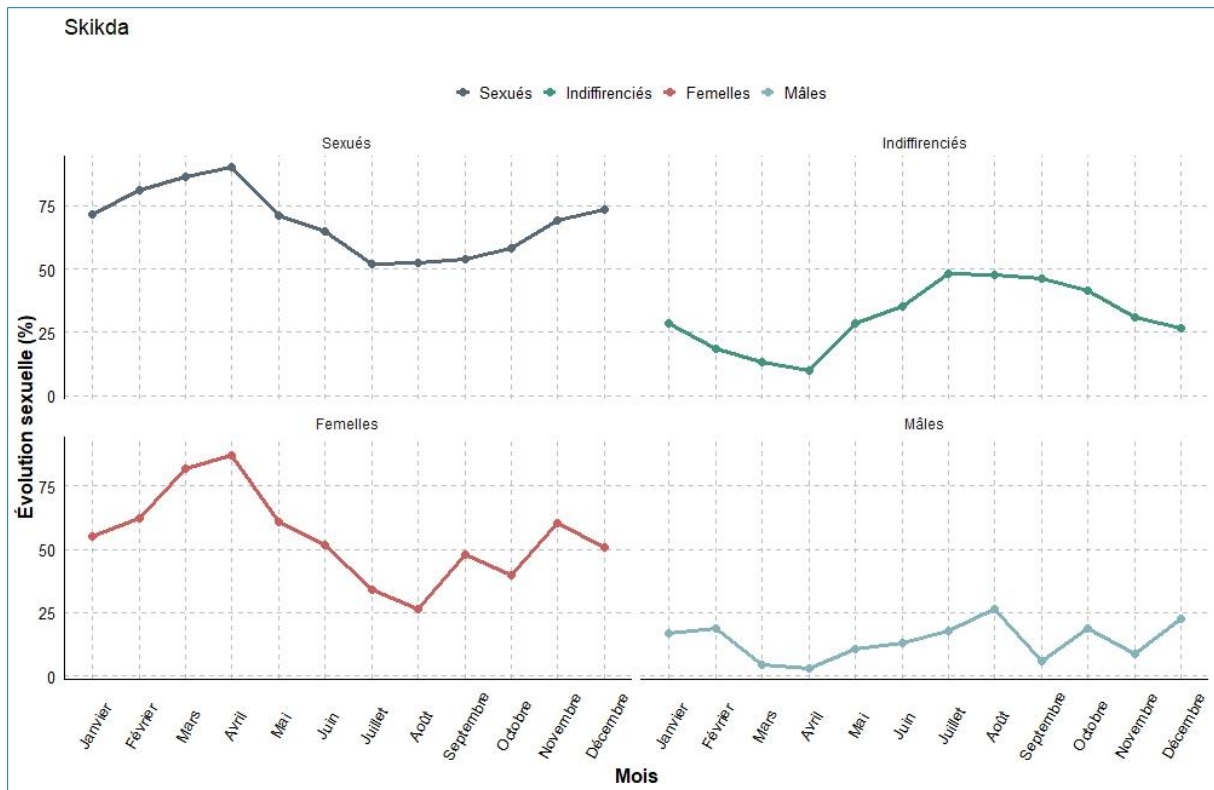


Figure 81 : Évolution mensuelle de l'état sexuel de *Perinereis cultrifera* échantillonnées au niveau du site de Skikda (Bikini) durant l'année 2019.

3.6 Étude biométrique de la croissance ovocytaire

L'examen de ponction cœlomique de chaque individu femelle a montré un aspect hétérogène où les ovocytes sont de diamètre inégal, la croissance ovocytaire est donc de type asynchrone.

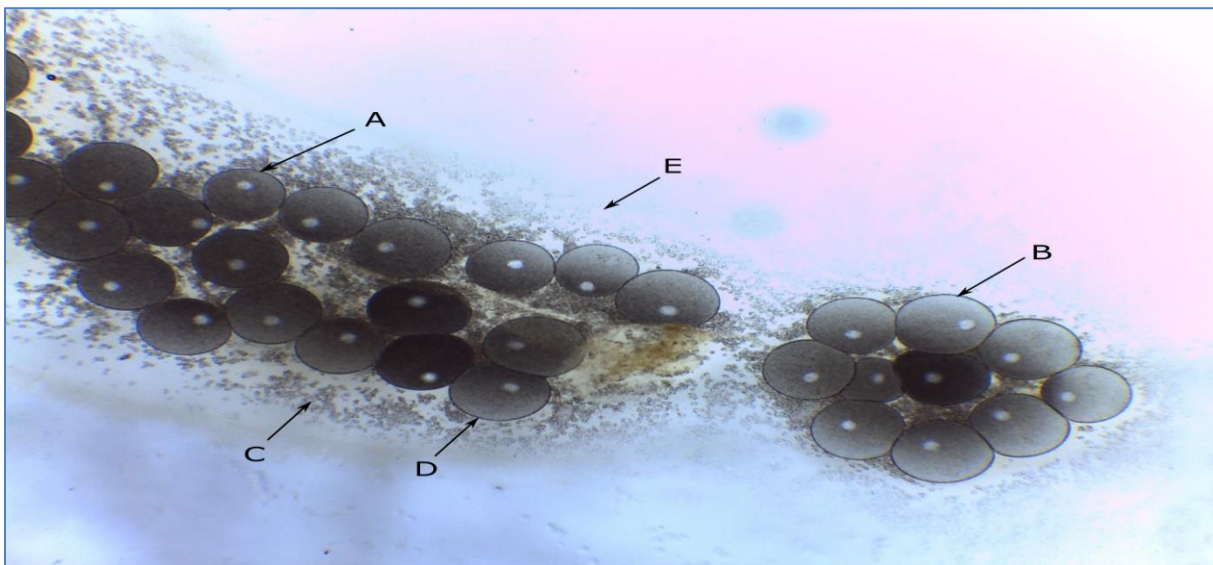


Figure 82 : Aspect d'une ponction cœlomique chez *Perinereis cultrifera* montrant des ovocytes à différents stades de développement : ovocyte immature (A) ; ovocyte mature (B) ; éléocytes (C) ; membrane vitelline (D) ; liquide cœlomique (E), (Photo personnelle, 2019).

L'évolution du diamètre ovocytaire moyen des femelles pendant la période d'étude est représentée par les [Tableaux 26, 27, 28](#) et les [Figures 83, 84, 85](#) correspondants aux populations échantillonnées à partir d'El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) respectivement. Ces courbes d'évolution relatives aux trois sites étudiés affichent pratiquement la même tendance. Nous notons une évolution progressive et continue à partir du mois de Janvier jusqu'au mois d'Avril. Cependant, durant la période s'étalant du mois de Février au mois de Mai, deux groupes de femelles sont identifiées, un premier groupe de femelles renfermant des ovocytes de petite taille et un second renfermant des ovocytes de diamètre nettement plus important ([Tableaux 26, 27 et 28](#)). Le groupe de femelles de diamètre ovocytaire moyen inférieur à 50 μm commence à apparaître au mois de Janvier puis disparaît graduellement, au fur et à mesure que les ovocytes évoluent vers la maturité, pour atteindre des tailles de plus en plus grandes. Au cours de la période allant de Mars à Mai, la taille des ovocytes atteint son maximum. Cependant, le diamètre moyen des ovocytes matures est de l'ordre de 250 à 300 μm . En outre, à partir du mois de Juin de l'année d'étude, les femelles de grand diamètre ovocytaire disparaissent ; cela ne peut être expliqué que par la mort des femelles reproductrices. La courbe d'évolution du diamètre ovocytaire moyen en fonction du temps, montre que le développement ovocytaire s'étale donc sur une période de 16 mois, et ce, chez les trois populations ([Figures 83, 84 et 85](#)).

L'analyse comparative des mensurations du diamètre ovocytaire moyen chez les femelles récoltées à partir des trois sites montre que ce dernier est plus élevé au niveau du site sain d'El-Kala (La Montagne), suivi de celui d'Annaba (Saint-Cloud) puis de Skikda (Bikini) au cours du mois d'Avril chez la première population. En revanche, le diamètre minimum des ovocytes chez cette même population au niveau des trois sites est atteint à Skikda (Bikini), suivi de Annaba (Saint-Cloud) puis d'El-Kala (La Montagne), et ce, au cours du mois de Juin.

Tableau 26 : Evolution mensuelle du diamètre ovocytaire (Cohorte 1, Cohorte 2) des femelles *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n=30$) récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) de Janvier à Décembre de l'année 2019.

Mois	Diamètre ovocytaire	
	Cohorte 1	Cohorte 2
Janvier	232,00 \pm 24,53	39,76 \pm 17,75
Février	241,59 \pm 14,67	50,03 \pm 19,38
Mars	254,86 \pm 28,13	73,10 \pm 24,43
Avril	304,11 \pm 24,34	97,36 \pm 21,60
Mai	271,49 \pm 30,75	111,46 \pm 19,49
Juin	210,36 \pm 22,40	131,10 \pm 26,43
Juillet		134,96 \pm 15,36
Août		143,80 \pm 16,60
Septembre		167,86 \pm 16,81
Octobre		173,66 \pm 16,83
Novembre		183,63 \pm 15,34
Décembre		210,40 \pm 28,09

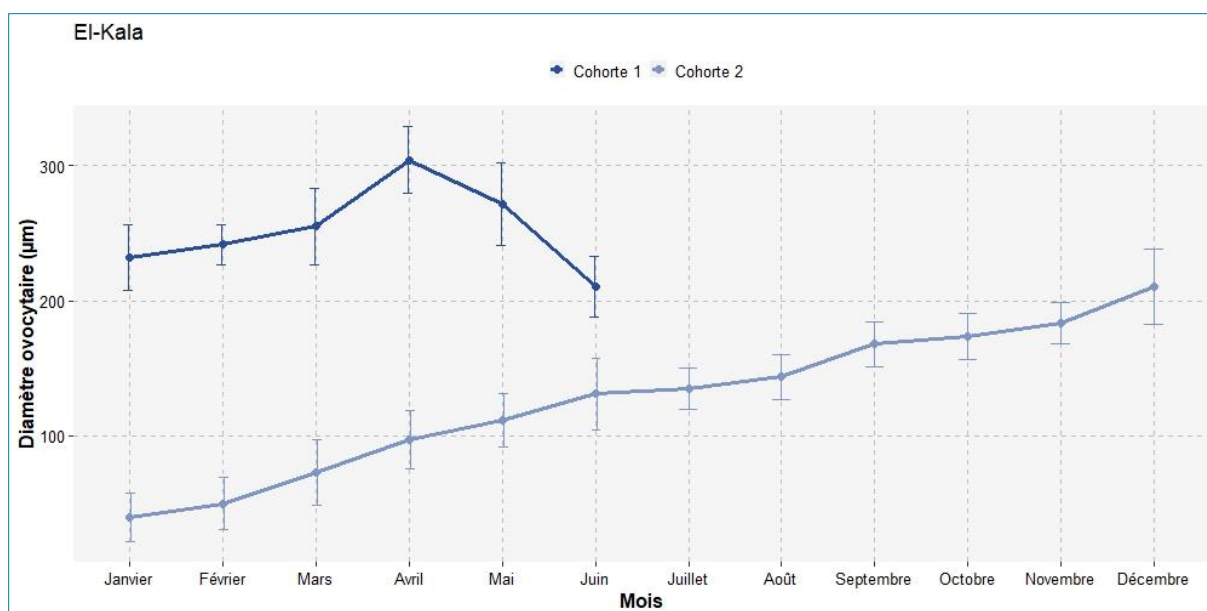


Figure 83 : Evolution mensuelle du diamètre ovocytaire des femelles *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n=30$) récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) de Janvier à Décembre de l'année 2019.

Tableau 27 : Evolution mensuelle du diamètre ovocytaire (Cohorte 1, Cohorte 2) des femelles *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n=30$) récoltées au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) de Janvier à Décembre de l'année 2019.

Mois	Diamètre ovocytaire	
	Cohorte 1	Cohorte 2
Janvier	205,78 \pm 24,02	29,63 \pm 15,01
Février	223,03 \pm 22,13	37,96 \pm 21,49
Mars	234,33 \pm 26,29	60,76 \pm 24,68
Avril	289,95 \pm 20,61	81,26 \pm 23,77
Mai	256,48 \pm 27,27	91,00 \pm 21,78
Juin	185,20 \pm 32,79	105,30 \pm 18,97
Juillet		123,33 \pm 27,00
Août		134,99 \pm 27,50
Septembre		138,13 \pm 15,99
Octobre		154,00 \pm 23,71
Novembre		179,46 \pm 14,04
Décembre		190,16 \pm 35,14

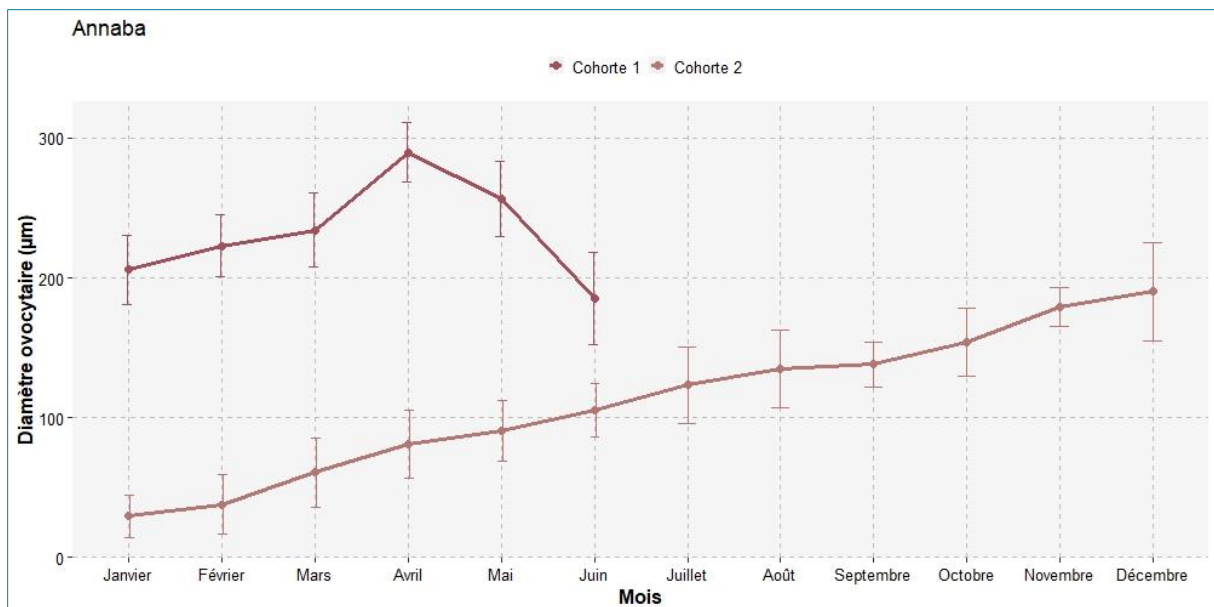


Figure 84 : Évolution mensuelle du diamètre ovocytaire des femelles *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n=30$) récoltées au niveau du site d'Annaba (Saint-cloud) de Janvier à Décembre de l'année 2019.

Tableau 28 : Évolution mensuelle du diamètre ovocytaire (Cohorte 1, Cohorte 2) des femelles *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n=30$) récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) de Janvier à Décembre de l'année 2019.

Mois	Diamètre ovocytaire	
	Cohorte 1	Cohorte 2
Janvier	183,59 ± 26,58	25,96 ± 15,26
Février	200,46 ± 18,94	36,20 ± 17,89
Mars	219,59 ± 35,44	52,83 ± 25,94
Avril	245,27 ± 26,22	64,66 ± 20,81
Mai	227,77 ± 25,70	79,03 ± 21,92
Juin	162,93 ± 21,40	86,90 ± 19,39
Juillet		109,10 ± 20,45
Août		123,09 ± 25,84
Septembre		127,30 ± 15,64
Octobre		140,76 ± 17,33
Novembre		147,82 ± 36,38
Décembre		178,03 ± 15,68

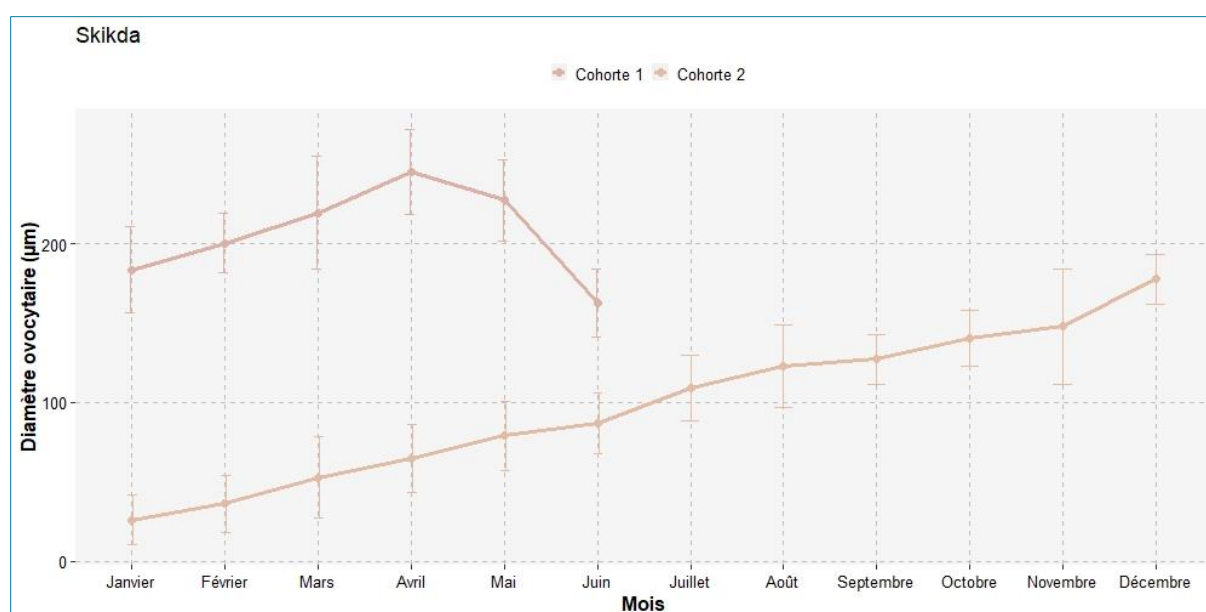


Figure 85 : Evolution mensuelle du diamètre ovocytaire des femelles *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n=30$) récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) de Janvier à Décembre de l'année 2019.

Pour la première cohorte : L'analyse de la variance (ANOVA) à un critère de classification a révélé une différence très hautement significative ($P < 0,001$) entre les sites. Durant les mois de Janvier, Février et Juin, le test de Tukey nous a permis de classer les sites en trois groupes, le groupe A présente le site d'El-Kala (La Montagne), où les valeurs moyennes du diamètre ovocytaire sont les plus élevées, le groupe B qui renferme les femelles du site d'Annaba (Saint-Cloud) qui présentent des valeurs intermédiaires entre les femelles d'El-Kala (La Montagne) et de Skikda (Bikini) et le groupe C renferme les femelles provenant du site de Skikda (Bikini) et qui présente les valeurs les plus faibles (Tableau 29 ; Figure 86).

Durant les mois de Mars, Avril et Mai, le test de Tukey nous a permis de classer les sites en deux groupes, Pour les mois d'Avril et Mai, le groupe A correspond aux sites d'El-Kala (La Montagne) et d'Annaba (Saint-Cloud) et le groupe B correspond au site de Skikda (Bikini). Pour le mois de Mars, le groupe A correspond au site d'El-Kala (La Montagne) et le groupe B correspond aux sites d'Annaba (Saint-Cloud) et de Skikda (Bikini).

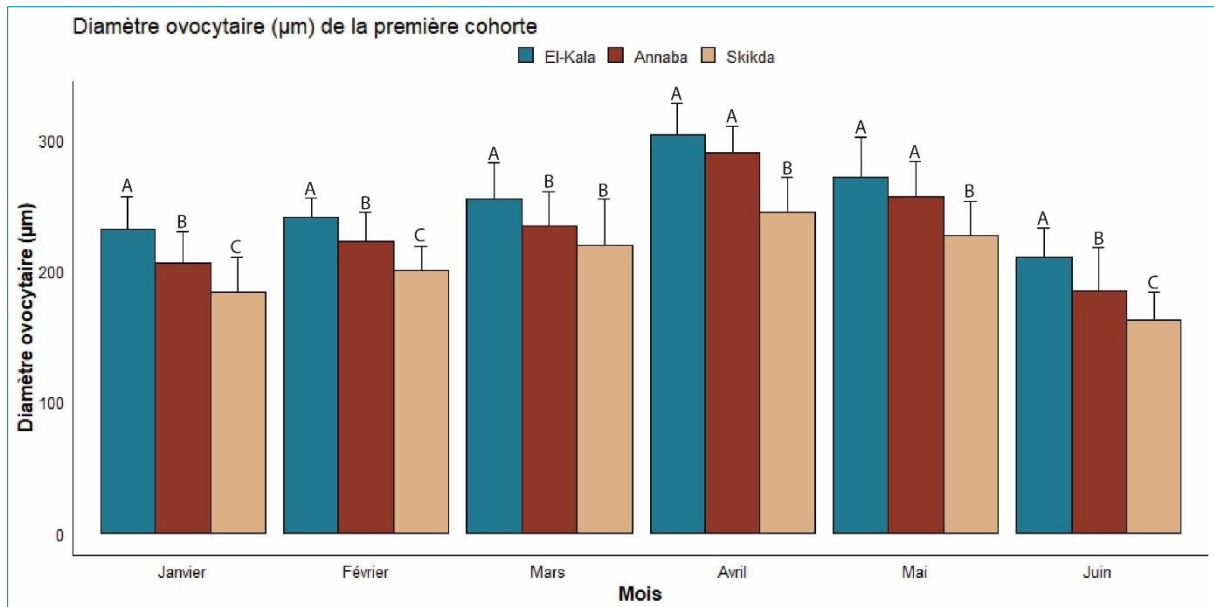


Figure 86 : Evolution mensuelle du diamètre ovocytaire des femelles *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n=30$) de la première cohorte récoltée au niveau des trois sites d'étude, El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) de Janvier à Juin de l'année 2019.

Pour la seconde cohorte : L'analyse de la variance (ANOVA) à un critère de classification a révélé une différence très hautement significative ($P < 0,001$) pour les mois d'Avril, Mai, Juin, Juillet, Septembre, Octobre, Novembre et Décembre ; une différence hautement significative ($P < 0,01$) a été signalée aux mois de Janvier, Mars et Août et une différence très significative ($P < 0,05$) a été révélée au mois de Février (Tableau 29 ; Figure 87).

Le test de Tukey nous a permis de classer les sites en trois groupes, le groupe A présente le site d'El-Kala (La Montagne), le groupe AB qui renferme les femelles du site d'Annaba (Saint-Cloud) et le groupe B qui représente les femelles du site de Skikda (Bikini) durant les mois de Février, Mars et Aout. Pour les mois d'Avril, Juin, Septembre et Octobre, le groupe A présente le site d'El-Kala (La Montagne), le groupe B renferme les femelles du site d'Annaba (Saint-Cloud) et le groupe C représente les femelles du site de Skikda (Bikini). Durant les mois de Janvier, Mai, Juillet, Novembre et Décembre, le test de Tukey nous a permis de classer les sites en deux groupes. Pour les mois de Juillet et Novembre, le groupe A représente les deux sites

d'El-Kala (La Montagne) et d'Annaba (Saint-Cloud) et le groupe B correspond au site de Skikda (Bikini). Pour les mois de Janvier, Mai et Décembre, le groupe A représente le site d'El-Kala (La Montagne) et le groupe B correspond aux deux sites d'Annaba (Saint-Cloud) et de Skikda (Bikini) (Tableau 29 ; Figure 87).

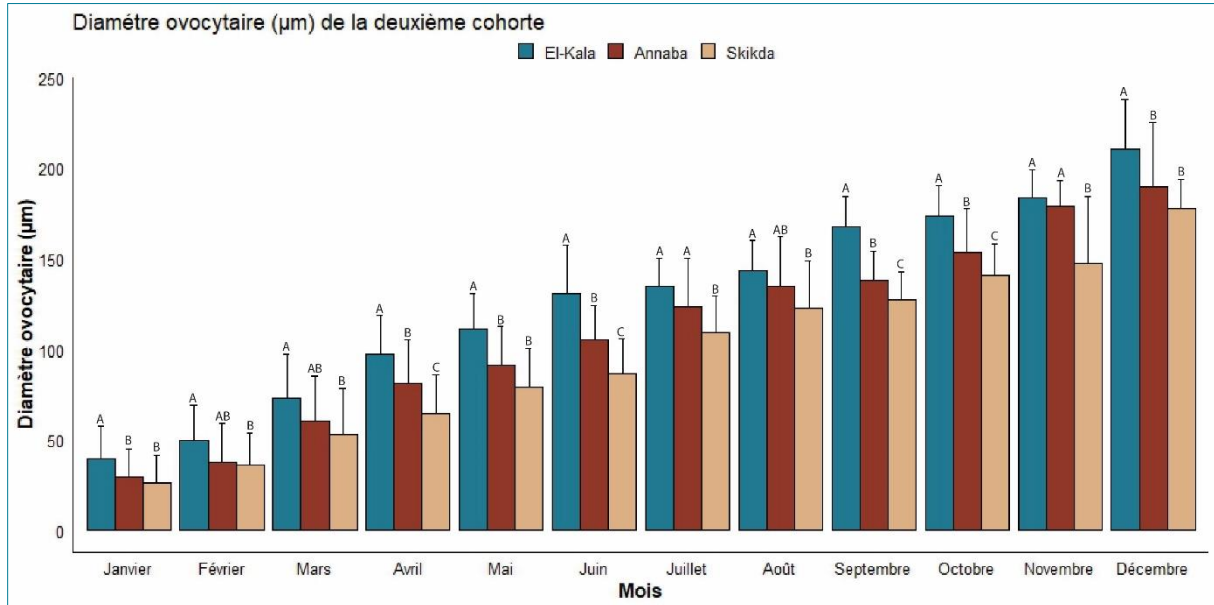


Figure 87 : Evolution mensuelle du diamètre ovocytaire des femelles *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n=30$) de la deuxième cohorte récoltée au niveau des trois sites d'étude, El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) de Janvier à Décembre de l'année 2019.

Tableau 29 : L'analyse de la variance (ANOVA) à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey du diamètre ovocytaire chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n=30$) au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) de Janvier à Décembre de l'année 2019.

	Mois	Site			P
		El-Kala	Annaba	Skikda	
Cohorte 1	Janvier	A	B	C	0,000***
	Février	A	B	C	0,000***
	Mars	A	B	B	0,000***
	Avril	A	A	B	0,000***
	Mai	A	A	B	0,000***
	Juin	A	B	C	0,000***
Cohorte 2	Janvier	A	B	B	0,004**
	Février	A	AB	B	0,015*
	Mars	A	AB	B	0,009**
	Avril	A	B	C	0,000***
	Mai	A	B	B	0,000***
	Juin	A	B	C	0,000***
	Juillet	A	A	B	0,000***
	Août	A	AB	B	0,005**
	Septembre	A	B	C	0,000***
	Octobre	A	B	C	0,000***
	Novembre	A	A	B	0,000***
	Décembre	A	B	B	0,000***

NS : non significative ($P > 0,05$) ; * : très Significative ($P < 0,05$) ; ** : hautement significative ($P < 0,01$) ; *** : très hautement significative ($P < 0,001$).

L'analyse de la variance (ANOVA) a deux critères de classification (Site/Mois) réalisée sur la première cohorte à révélé un effet site et mois très hautement significatifs ($P < 0,001$) mais aucun effet pour l'interaction sites/mois n'a été révélé ($P > 0,05$) (Tableau 30).

Tableau 30 : L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) du diamètre ovocytaire chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n=30$) de la première cohorte récoltée au niveau des trois sites d'étude El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs	P
Site	2	122054	94917,822	144,012	0,000***
Mois	5	271665	99176,573	150,473	0,000***
Interaction site/mois	10	7359	966,216	1,466	0,149 ^{NS}
Erreur résiduelle	522	247225	659,098		
Totale	539	648303			

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : test de Fisher ; P : seuil de signification.

L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) réalisée sur la seconde cohorte à révèle un effet site, mois et une interaction sites/mois très hautement significatifs ($P < 0,001$) (Tableau 31).

Tableau 31 : L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) du diamètre ovocytaire chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n=30$) de la seconde cohorte récoltée au niveau des trois sites d'étude El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant l'année 2019.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs	P
Site	2	149729,613	74864,807	156,901	0,000***
Mois	11	2585429,375	235039,034	492,593	0,000***
Interaction sites/mois	22	23261,822	1057,365	2,216	0,001***
Erreur résiduelle	1044	498141,369	477,147		
Totale	1079	325662,179			

DDI : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.6.1 Tests statistiques de corrélation entre le diamètre ovocytaire et le poids corporel

L'analyse de corrélation de Bravais-Pearson (ou Pearson) a été effectuée afin de mesurer l'intensité de liaison entre le diamètre ovocytaire (μm) le poids corporel (g) (Figure 88) étudiées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2019.

Les résultats ont montré une corrélation positive, indiquant que dans l'ensemble, une augmentation du diamètre ovocytaire (μm) se traduit par une augmentation du poids corporel (g). Nous avons également observé des différences dans l'intensité de la corrélation entre les sites, avec la corrélation étant plus forte à El Kala et Annaba qu'à Skikda.

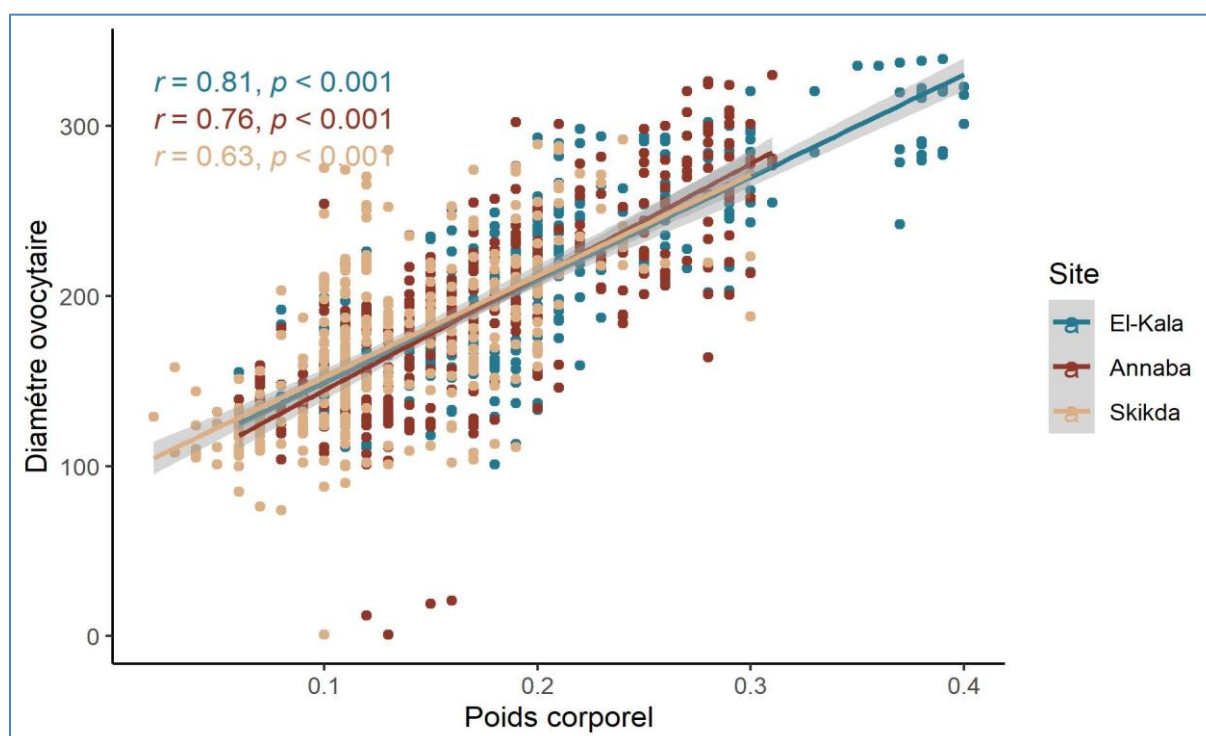


Figure 88 : Corrélation de Bravais-Pearson (ou Pearson) effectuée entre le diamètre ovocytaire (μm) et le poids corporel (g) dans les trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2019.

3.7 Fréquences de tailles ovocytaires

L'examen du contenu cœlomique des femelles récoltées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) a montré un aspect hétérogène où les ovocytes avaient présenté des diamètres inégaux. En raison de la présence d'ovocytes en prévitellogénèse mais aussi en stade avancé de la vitellogénèse et parfois matures dans le cœlome des femelles, nous avons déduit que *P. cultrifera* avait une ovogénèse asynchrone. Pour cette raison, l'étude biométrique de la croissance des ovocytes était essentielle afin de déterminer la période de reproduction ainsi que la saison d'essaimage. Le diamètre des ovocytes présents dans la cavité cœlomique a été utilisé comme indicateur des stades de maturation. Chez *P. cultrifera*, ces ovocytes avaient des dimensions très diverses, de sorte que sept des groupes d'ovocytes en augmentation ont été identifiés à l'aide d'une taille d'intervalle de classe de 50 μm (Figure 89).

Les ovocytes ayant complété la vitellogénèse mesuraient 300-400 μm . Les femelles ayant des ovocytes de petite taille (diamètre inférieur à 50 μm) étaient présentes toute l'année. Le liquide cœlomique des femelles prélevées au mois d'Avril contenait une majorité de gros ovocytes, ce qui indique que cette période correspondait à la période de reproduction la plus intense. À partir du mois d'Avril, la réduction drastique du nombre d'ovocytes matures dans la cavité cœlomique a été liée à l'émission des produits génitaux lors de l'essaimage. Une proportion relativement élevée de femelles contenant des ovocytes matures a été trouvée aux mois de Mars, Avril et Mai chez les femelles collectées à El-Kala 42/52/38%, 17/46/24% chez les femelles collectées à Annaba et 17/36/32% chez les femelles collectées à Skikda. Par ailleurs durant les périodes d'hiver et d'été, nous avons trouvé une forte proportion de femelles contenant des ovocytes petits et moyens (Tableaux 32, 33 et 34 ; Figures 90, 91 et 92).

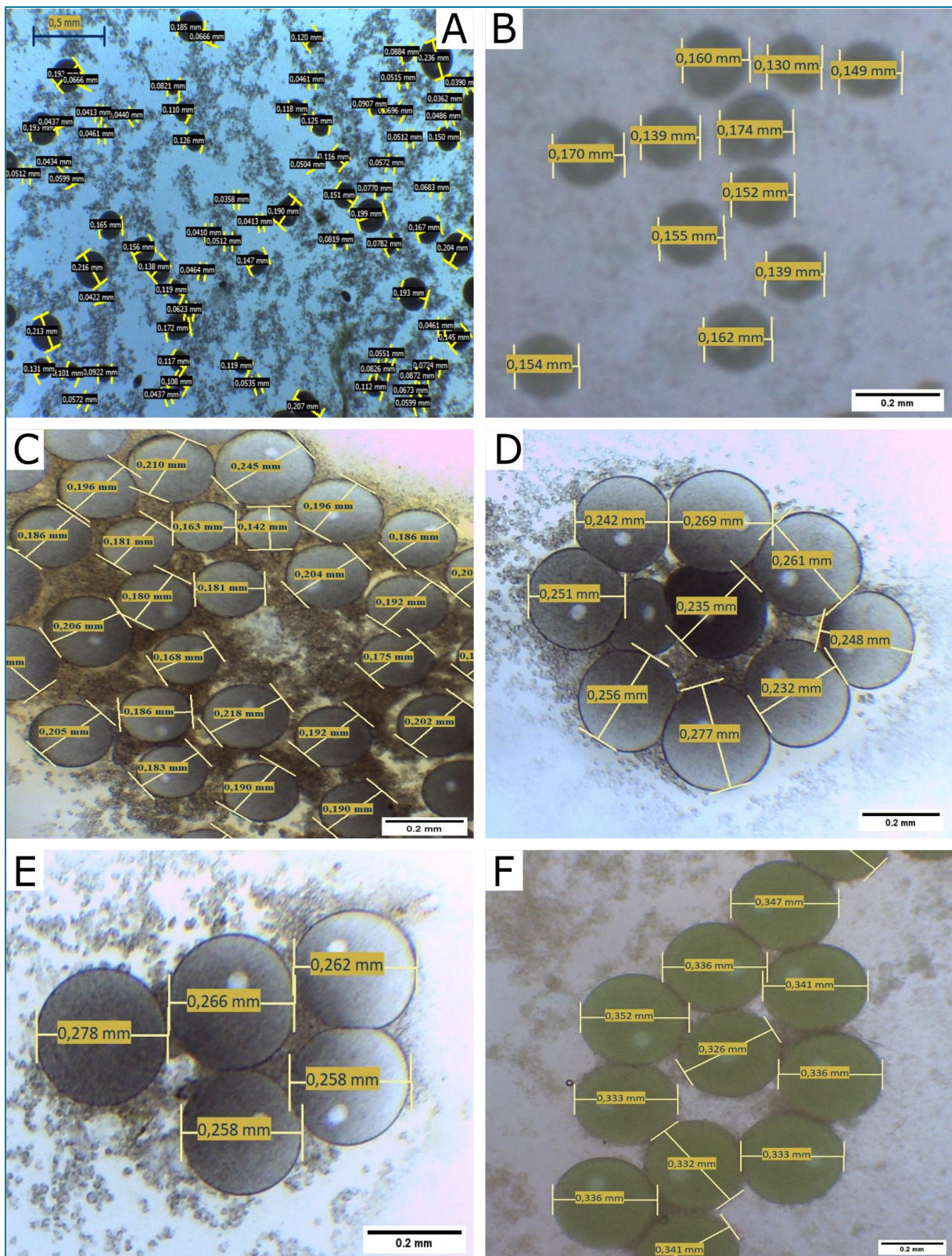


Figure 89 : Mensurations ovocytaires chez les femelles *Perinereis cultrifera* présentant des intervalles de taille compris entre 0-100 μ m (A), 100-150 μ m (B), 150-200 (C), 200-250 (D), 250-300 (E), 300-350 (F), (Photo personnelle, 2019).

Tableau 32 : Variations mensuelles des fréquences de taille ovocytaire (%) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) durant l'année 2019.

Mois	Classe de taille (μm) (%)							
	0-50	50-100	100-150	150-200	200-250	250-300	300-350	350-400
Janvier	04,03	14,16	17,07	23,80	38,53	02,38	0	0
Février	01,31	01,50	09,32	27,48	53,85	06,51	0	0
Mars	00,02	01,04	08,11	07,51	39,45	42,69	01,04	0
Avril	0	00,49	08,61	06,55	05,42	52,37	25,62	00,92
Mai	0	00,05	06,98	19,61	24,70	38,62	10,00	0
Juin	03,96	05,80	12,07	19,03	29,72	24,78	04,60	0
Juillet	08,29	12,39	41,15	34,84	03,00	00,29	0	0
Août	07,94	11,04	35,74	39,71	05,55	0	0	0
Septembre	04,38	20,81	27,82	40,41	06,57	0	0	0
Octobre	11,77	17,40	32,09	36,21	02,51	0	0	0
Novembre	07,68	11,35	25,61	45,17	08,53	01,62	0	0
Décembre	04,86	11,14	21,68	27,52	31,36	03,40	0	0

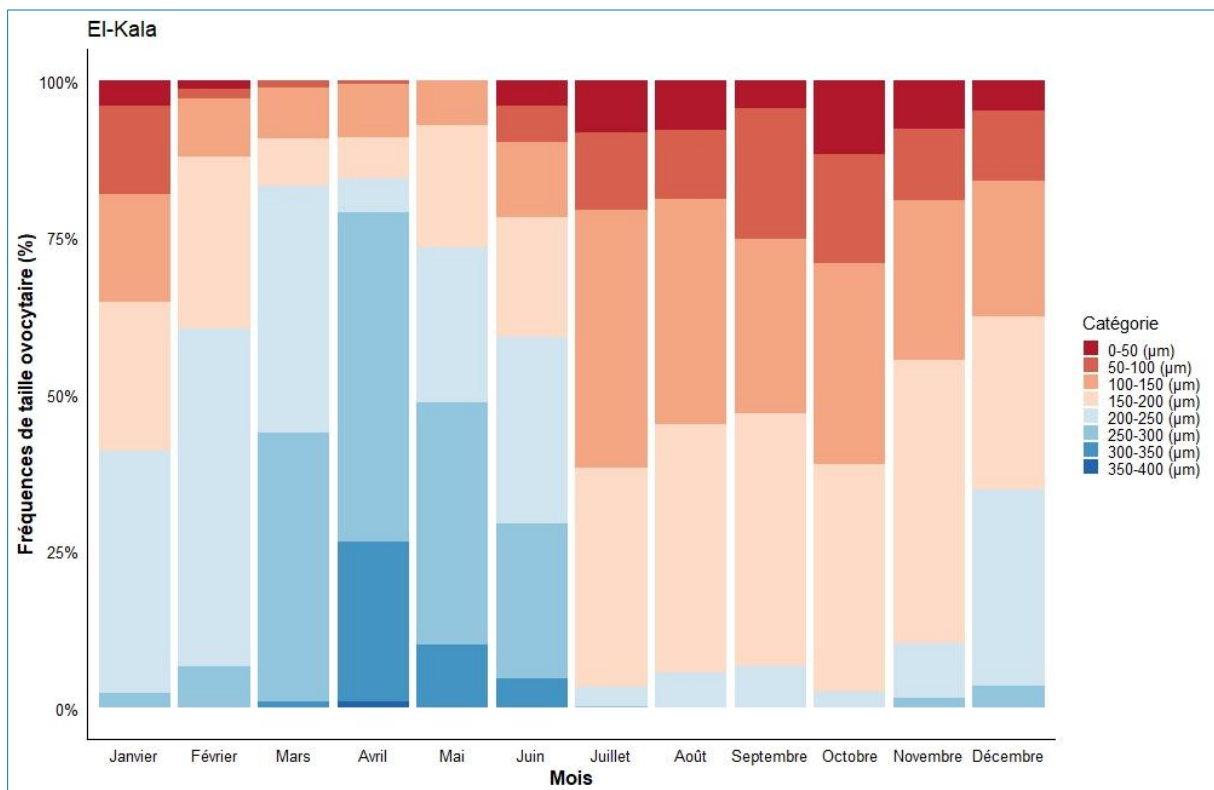


Figure 90 : Variations mensuelles des fréquences de taille ovocytaire (%) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) durant l'année 2019.

Tableau 33 : Variations mensuelles des fréquences de taille ovocytaire (%) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* récoltées au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) durant l'année 2019.

Mois	Classe de taille (μm) (%)							
	0-50	50-100	100-150	150-200	200-250	250-300	300-350	350-400
Janvier	09,35	26,73	39,21	18,44	05,34	00,89	0	0
Février	08,44	10,76	24,32	25,74	29,30	01,42	0	0
Mars	04,05	05,67	18,22	25,81	27,48	17,99	00,78	0
Avril	0	0	00,16	06,73	23,63	46,42	21,66	00,53
Mai	0	0	06,71	14,02	37,95	24,52	16,31	00,31
Juin	06,93	05,19	29,69	41,65	11,55	04,96	0	0
Juillet	13,26	23,52	49,57	12,06	01,20	00,36	0	0
Août	13,69	30,36	45,66	10,27	0	0	0	0
Septembre	07,00	28,73	52,57	11,68	0	0	0	0
Octobre	18,28	16,27	36,56	27,42	01,46	0	0	0
Novembre	11,62	13,56	32,29	38,75	02,58	01,16	0	0
Décembre	09,28	18,57	28,31	42,43	00,92	00,46	0	0

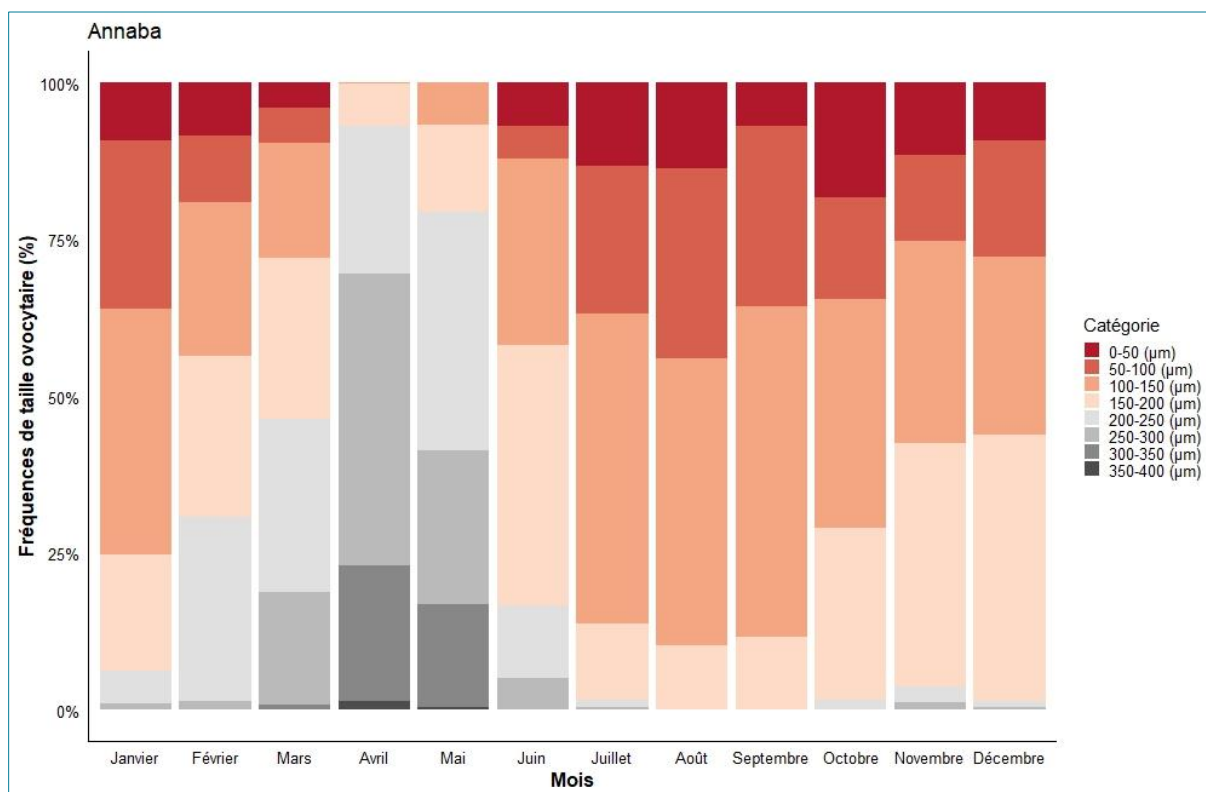


Figure 91 : Variations mensuelles des fréquences de taille ovocytaire (%) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* récoltées au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) durant l'année 2019.

Tableau 34 : Variations mensuelles des fréquences de taille ovocytaire (%) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) durant l'année 2019.

Mois	Classe de taille (μm) (%)							
	0-50	50-100	100-150	150-200	200-250	250-300	300-350	350-400
Janvier	17,78	25,06	33,71	12,93	10,50	0	0	0
Février	12,12	15,15	25,25	31,26	15,20	01,01	0	0
Mars	04,67	10,39	20,24	20,02	25,77	17,83	01,05	0
Avril	0	1,85	04,68	05,24	37,41	36,69	14,10	0
Mai	0	0	06,19	17,97	30,93	32,48	12,39	0
Juin	09,94	14,31	27,83	37,77	10,13	0	0	0
Juillet	20,83	34,72	41,66	02,77	0	0	0	0
Août	23,51	28,68	39,18	08,62	0	0	0	0
Septembre	15,55	42,22	35,18	07,03	0	0	0	0
Octobre	12,81	32,03	44,84	10,31	0	0	0	0
Novembre	19,48	32,46	45,45	02,59	0	0	0	0
Décembre	04,99	29,95	25,46	37,09	02,49	0	0	0

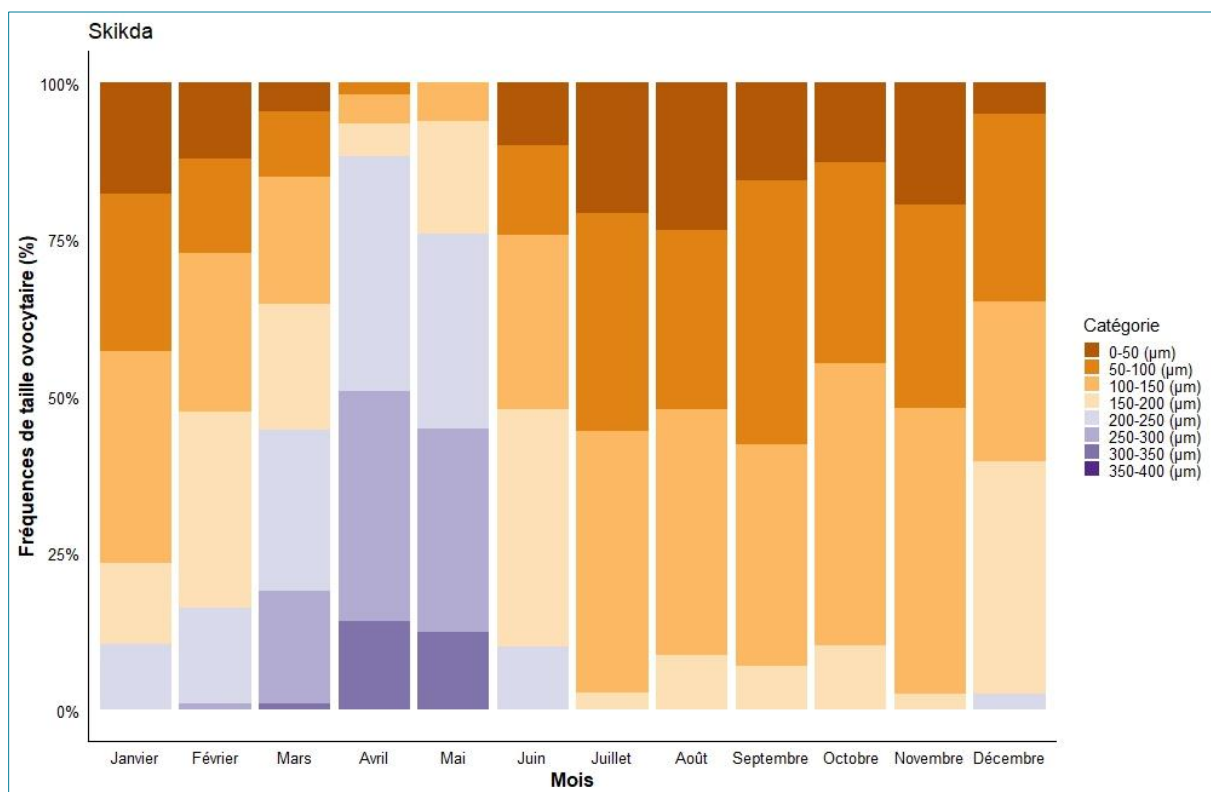


Figure 92 : Variations mensuelles des fréquences de taille ovocytaire (%) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) durant l'année 2019.

3.8 Indice de maturité sexuelle (IMS)

Le suivi mensuel de l'indice de maturité sexuelle chez les femelles de *P. cultrifera* indique des variations similaires chez les individus prélevés des trois sites (El-Kala, Annaba et Skikda). Les résultats montrent que les valeurs les plus élevées de l'indice de maturité sexuelle ont été

enregistrées en Avril (3,80 ; 2,96 et 1,93) pour les sites d'étude d'El-Kala, Annaba et Skikda respectivement (Tableau 35 ; Figure 93). Cependant, les valeurs les plus basses ont été enregistrées en Aout (1,54 ; 1,37 et 1,14) sur les trois sites d'étude d'El-Kala, d'Annaba et de Skikda respectivement.

Tableau 35 : Variations mensuelles de l'indice de maturité sexuelle chez les femelles de *Perinereis cultrifera* (N = 70) récoltées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2019.

Mois	Site		
	El-Kala	Annaba	Skikda
Janvier	2,57	1,78	1,34
Février	2,92	1,94	1,48
Mars	3,12	2,25	1,53
Avril	3,80	2,96	1,93
Mai	3,14	2,43	1,70
Juin	2,72	1,80	1,35
Juillet	1,62	1,51	1,21
Aout	1,54	1,37	1,14
Septembre	1,64	1,42	1,28
Octobre	1,81	1,57	1,38
Novembre	1,87	1,61	1,41
Décembre	1,98	1,75	1,47

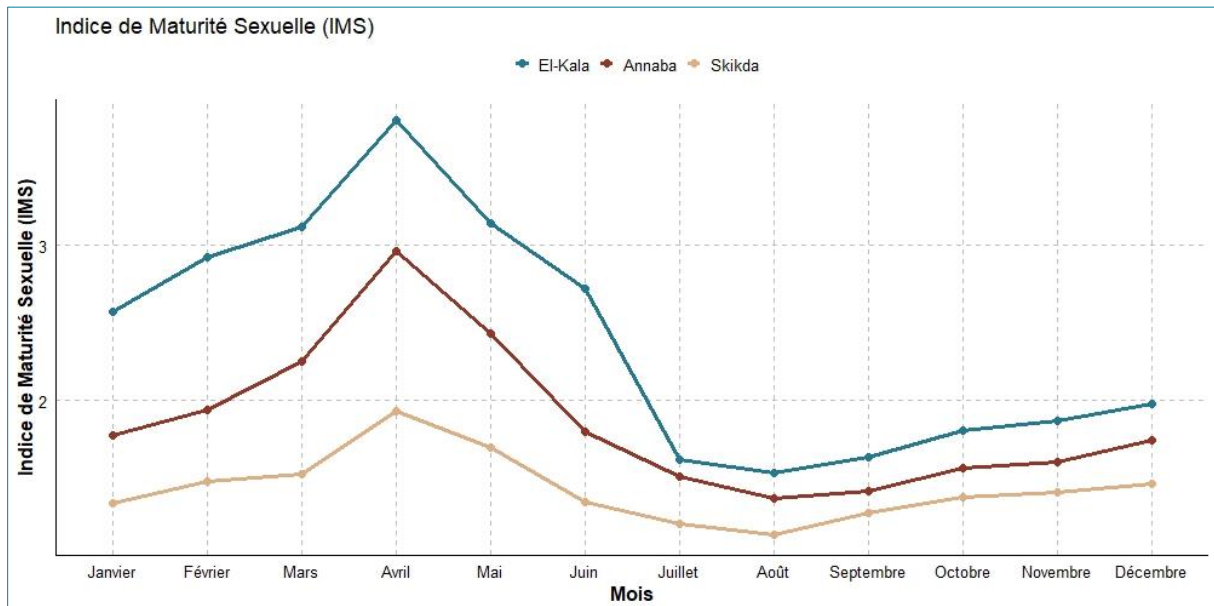


Figure 93 : Variations mensuelles de l'indice de maturité sexuelle chez les femelles de *Perinereis cultrifera* (N = 70) récoltées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2019.

3.9 Étude de l'épitoquie

Le suivi mensuel de l'épitoquie chez les femelles de *P. cultrifera* récoltées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) en période de reproduction montre deux types d'individus : les femelles épitoques et les femelles non épitoques (Figure 94). Les résultats des trois sites montrent un pic des femelles épitoques au mois d'Avril avec un pourcentage de 83% au site d'El-Kala, 78% à Annaba et 68% à Skikda, tandis que la valeur la plus faible a été observée à El-Kala au mois de Juin avec un pourcentage de 36%. Concernant les femelles non épitoques, la valeur la plus élevée a été observée au mois de Juin à El-Kala avec un pourcentage de 63% et la valeur la plus faible a été enregistrée au mois d'Avril au même site avec un pourcentage de 16% (Tableau 36 ; Figures 95, 96 et 97).

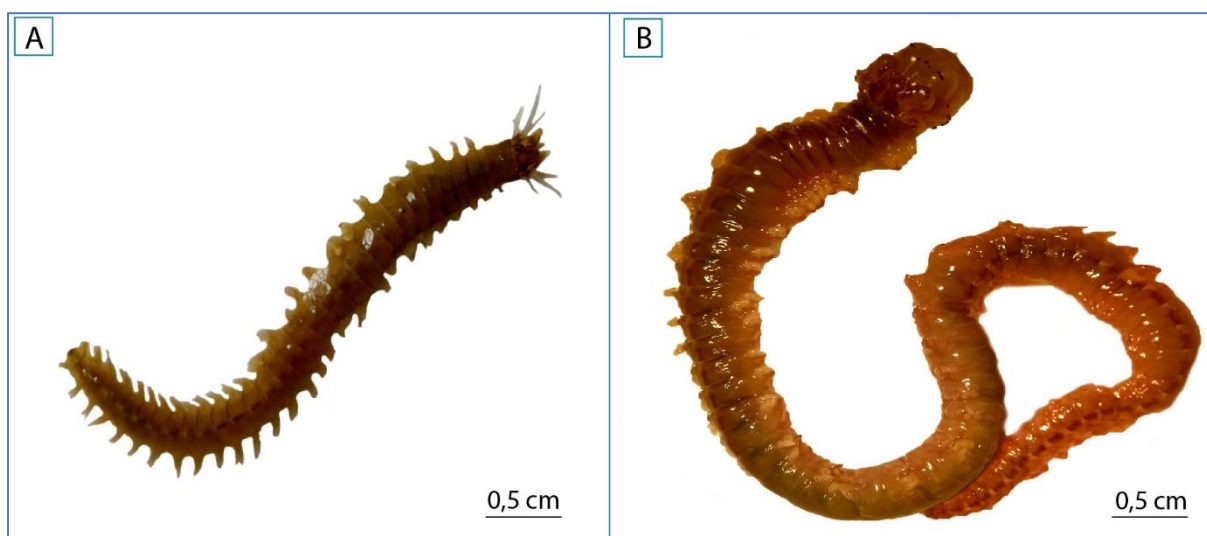


Figure 94 : Femelle de *Perinereis cultrifera* immature (Non épitoque) (A) ; femelle mature (épitoque) (B), (Photo personnelle, 2019).

Tableau 36 : Variations mensuelles de l'état d'épitoquie chez les femelles de *Perenereis cultrifera* (n=40) récoltées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant la période de reproduction de l'année 2019.

Mois	État de l'Épitoquie					
	Femelles Non Épitoques (%)			Femelles Épitoques (%)		
	Site					
	El-Kala	Annaba	Skikda	El-Kala	Annaba	Skikda
Février	55,00	58,33	61,66	45,00	41,66	38,33
Mars	36,66	40,00	46,66	63,33	60,00	53,33
Avril	16,66	21,66	31,66	83,33	78,33	68,33
Mai	28,33	35,00	43,33	71,66	65,00	56,66
Juin	63,33	58,33	51,66	36,66	41,66	48,33

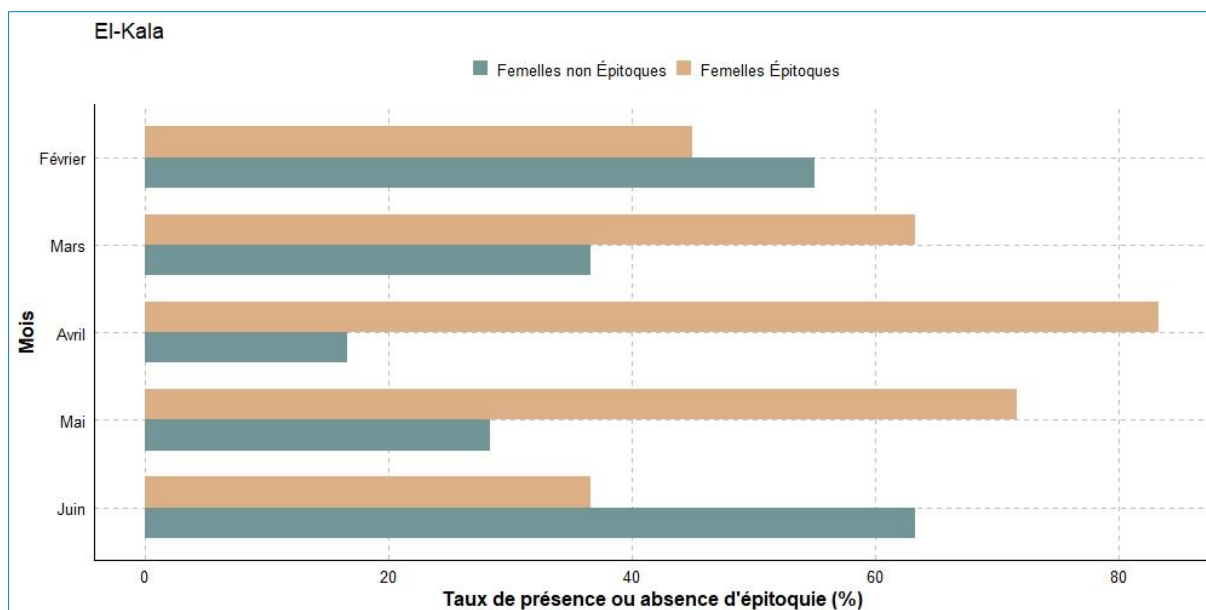


Figure 95 : Variations mensuelles de la présence ou de l'absence d'épitoque chez les femelles de *Perenereis cultrifera* (n=40) récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) durant la période de reproduction de l'année 2019.

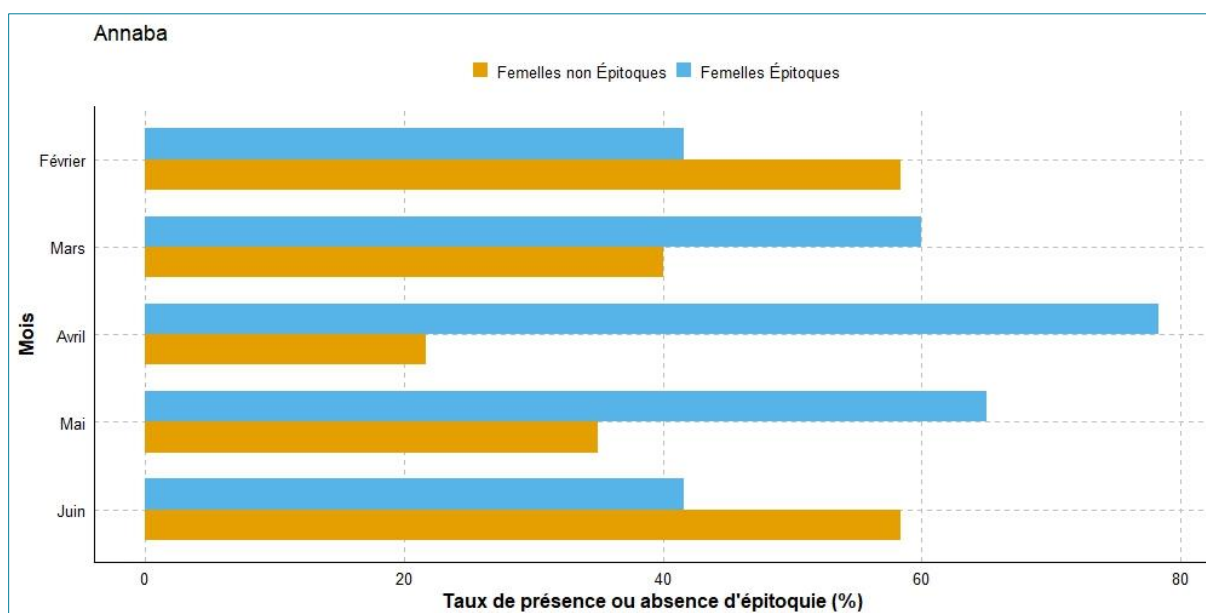


Figure 96 : Variations mensuelles de la présence ou de l'absence d'épitoque chez les femelles de *Perenereis cultrifera* (n=40) récoltées au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) durant la période de reproduction de l'année 2019.

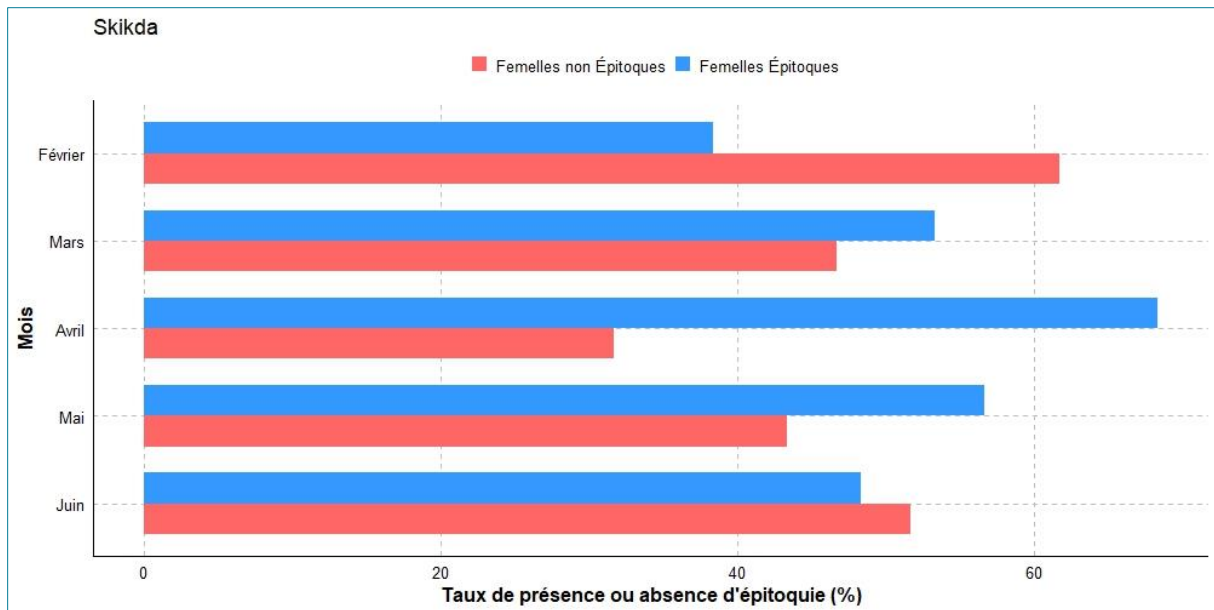


Figure 97 : Variations mensuelles de la présence ou de l’absence d’épitoque chez les femelles de *Perinereis cultrifera* (n=40) récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) durant la période de reproduction de l’année 2019.

3.9.1 Types d’épitoque chez les femelles de *Perinereis cultrifera*

Le suivi mensuel des femelles épitoques de *P. cultrifera* échantillonnés des trois sites d’étude (El-Kala, Annaba et Skikda) en période de reproduction montre deux types d’individus épitoques : les femelles dont l’épitoque est médiane et les femelles dont l’épitoque est médiane et postérieure (Figure 98). Les résultats des trois sites marquent un pic des femelles ayant une épitoque médiane au mois de Février à Skikda avec un pourcentage de 56% tandis que la valeur la plus faible a été observée à El-Kala au mois d’Avril avec un pourcentage de 18 %.

Concernant les femelles ayant une épitoque médiane et postérieure, la valeur la plus élevée a été observée au mois d’Avril à El-Kala avec un pourcentage de 82% et la valeur la plus faible a été enregistrée au mois de Mars au même site avec un pourcentage de 42 % (Tableau 37 ; Figures 99, 100 et 101).

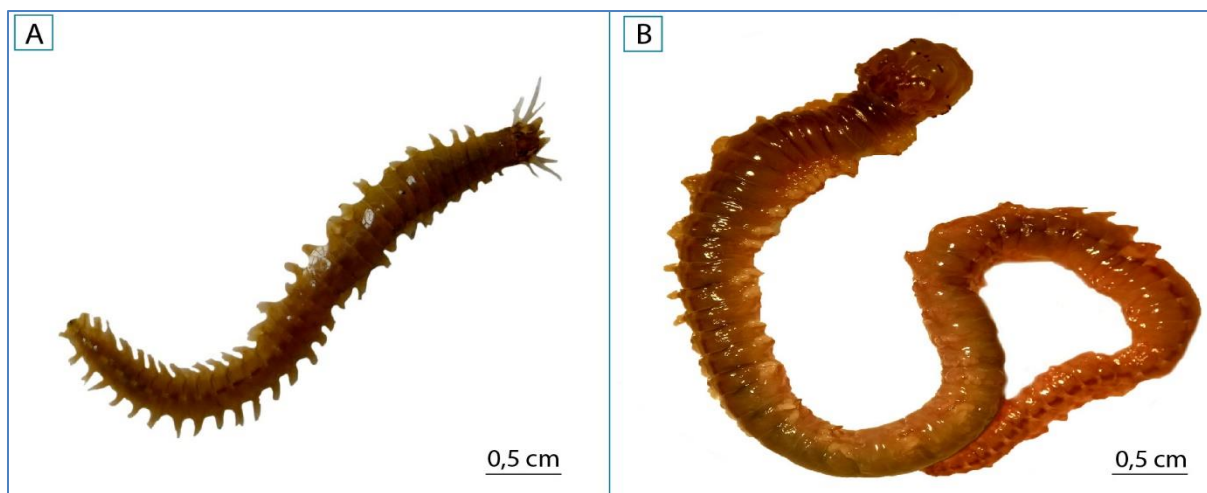


Figure 98 : Épitoque médiane chez une femelle de *Perinereis cultrifera* (A), femelles présentant une épitoque médiane et postérieure (B), (Photo personnelle, 2019).

Tableau 37 : Variations mensuelles des différents types d'épitoque chez les femelles de *Perinereis cultrifera* récoltées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant la période de reproduction de l'année 2019.

Mois	Types d'Épitoque					
	Épitoque Médiane (%)			Épitoque Médiane et Postérieure (%)		
	Site					
	El-Kala	Annaba	Skikda	El-Kala	Annaba	Skikda
Février	55,55	52,00	56,21	44,44	48,00	43,47
Mars	47,36	44,44	37,50	42,63	55,55	62,50
Avril	18,00	25,53	39,02	82,00	74,46	60,97
Mai	30,23	38,46	41,17	69,76	61,53	58,82
Juin	45,45	52,00	51,72	54,54	48,00	48,27

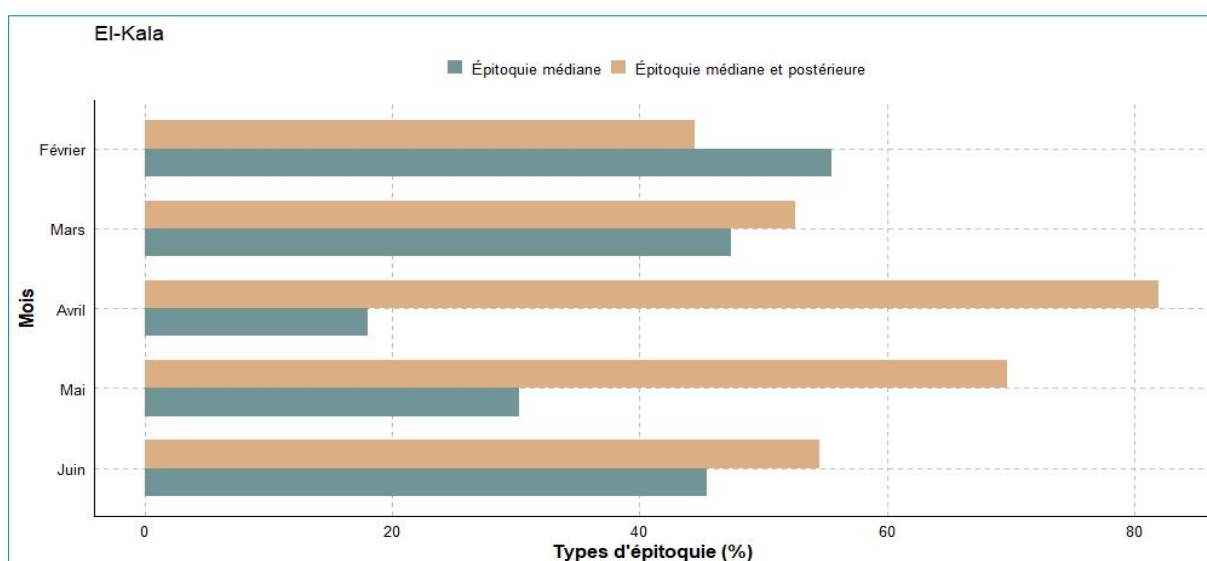


Figure 99 : Pourcentage des différents types d'épitoque chez les femelles de *Perinereis cultrifera* récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) durant la période de reproduction de l'année 2019.

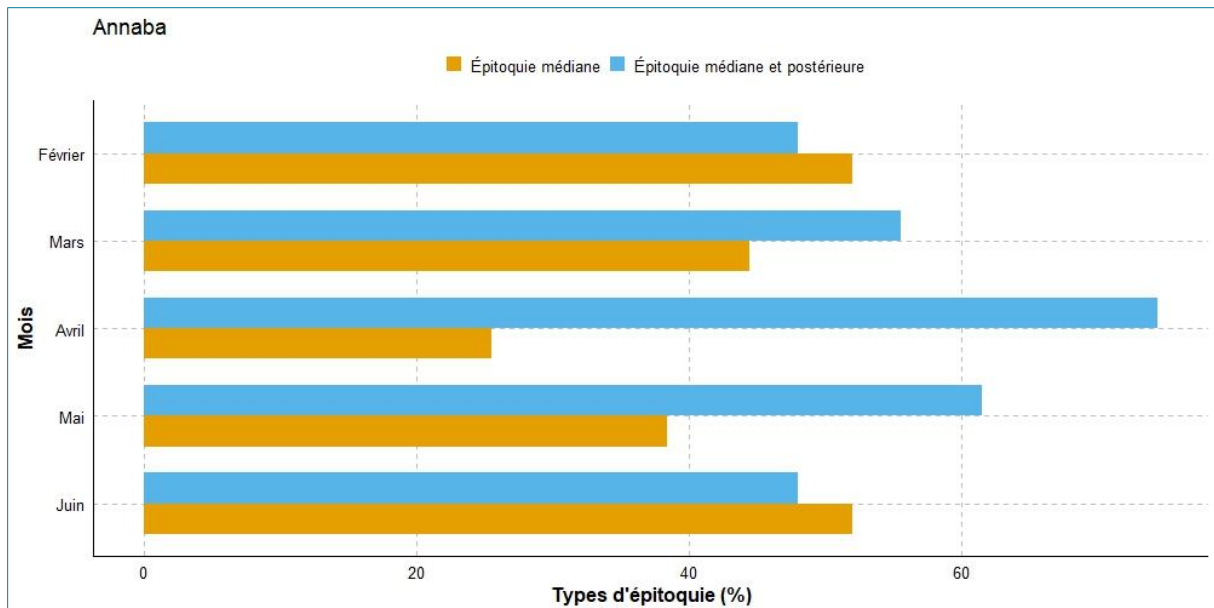


Figure 100 : Pourcentage des différents types d'épitoque chez les femelles de *Pereneis cultrifera* récoltées au niveau du site d'Annaba (Saint-Cloud) durant la période de reproduction de l'année 2019.

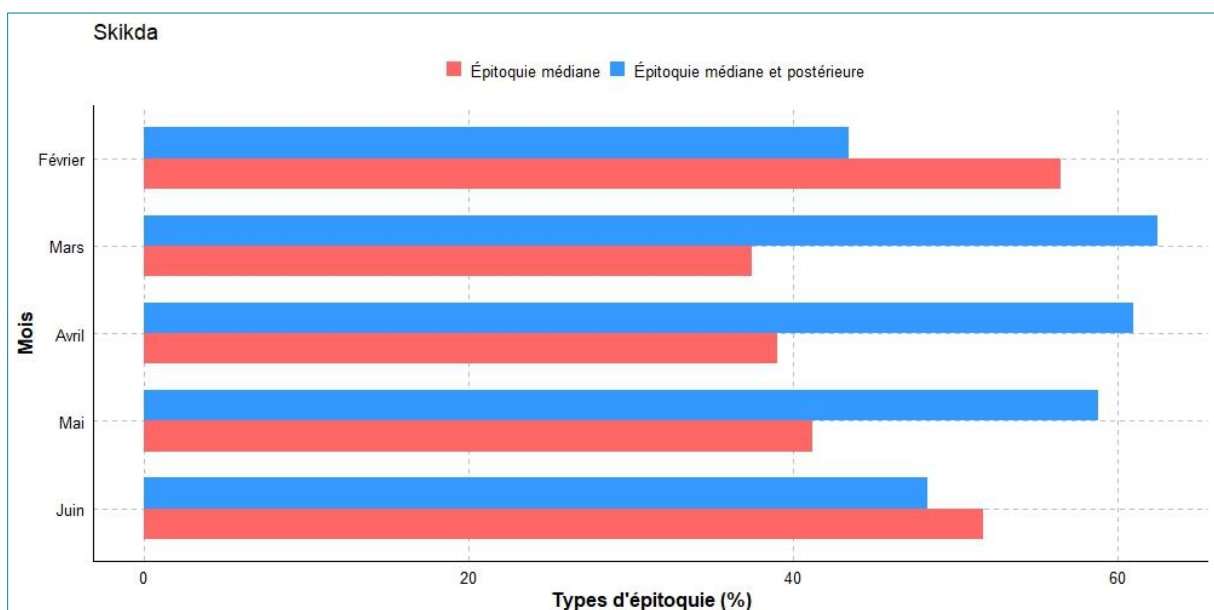


Figure 101 : Pourcentage des différents types d'épitoque chez les femelles de *Pereneis cultrifera* récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) durant la période de reproduction de l'année 2019.

3.10 Analyse quantitative des vitellogénines et des vitellines

La teneur en vitellogénine et en vitellines a été mesurée respectivement au niveau du liquide cœlomique et dans les ovocytes des femelles de *P. cultrifera* récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2019.

3.10.1 Évaluation du taux de vitellogénines

Le suivi mensuel des variations du taux de vitellogénines dans le liquide cœlomique indique une valeur maximale chez les femelles récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) au mois d'Avril avec $5,33 \pm 0,25 \mu\text{g}/\mu\text{l}$ de liquide cœlomique tandis que la valeur minimale a été signalée chez les femelles récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) au mois de Mai avec $1,50 \pm 0,19 \mu\text{g}/\mu\text{l}$ de liquide cœlomique (Tableau 38 ; Figure 102).

L'analyse de la variance (ANOVA) à un critère de classification du taux de vitellogénines ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$ de liquide cœlomique) a révélé une différence très hautement significative entre les sites durant toute la période d'étude ($P < 0,001$) (Tableau 38).

Le test de Tukey nous a permis de classer les sites en trois groupes durant les trois mois d'étude (Mars, Avril et Mai) où le groupe A représente le site d'El-Kala, le groupe B correspond au site d'Annaba et le groupe C celui de Skikda (Tableau 38).

Tableau 38 : Taux de vitellogénines ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$ de liquide cœlomique) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=5$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2019 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).

Mois	Site			P
	El-Kala	Annaba	Skikda	
Mars	$4,57 \pm 0,23$ A	$3,60 \pm 0,12$ B	$1,82 \pm 0,24$ C	0,000***
Avril	$5,33 \pm 0,25$ A	$4,25 \pm 0,25$ B	$2,27 \pm 0,28$ C	0,000***
Mai	$3,54 \pm 0,19$ A	$2,79 \pm 0,26$ B	$1,50 \pm 0,19$ C	0,000***

NS : non significative ($P > 0,05$) ; * : très Significative ($P < 0,05$) ; ** : hautement significative ($P < 0,01$) ; *** : très hautement significative ($P < 0,001$).

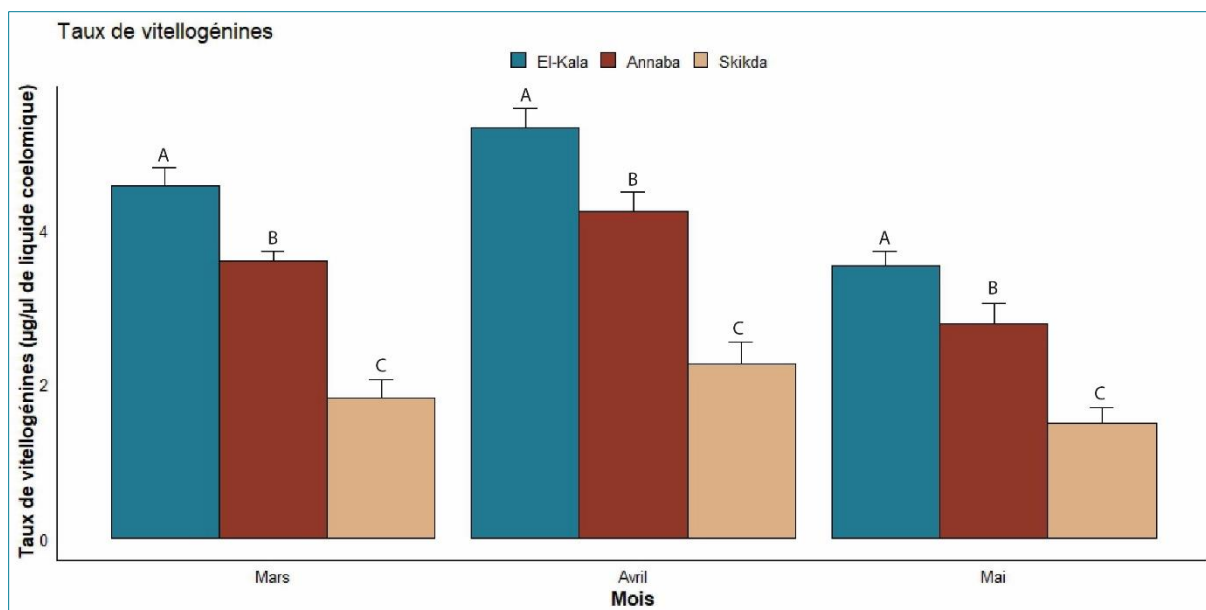


Figure 102 : Variations du taux de vitellogénines ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$ de liquide coelomique) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=5$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2019.

L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) a révélé un effet site, mois et une interaction site/mois très hautement significatifs ($P < 0,001$) (Tableau 39).

Tableau 39 : L'analyse de la variance (ANOVA) a deux critères de classification (Site/Mois) du taux vitellogénines ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$ de liquide coelomique) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=5$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2019.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs	P
Site	2	52,824	26,412	484,242	0,000***
Mois	2	13,535	6,767	124,072	0,000***
Interaction site/mois	4	1,442	0,360	6,608	0,000***
Erreur résiduelle	36	1,964	0,055		
Totale	44	69,764			

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.10.2 Évaluation du taux de vitellines

Le suivi mensuel des variations du taux de vitellines en période de reproduction dans les ovocytes indique une valeur maximale chez les femelles de *P. cultrifera* récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) durant le mois d'Avril avec $4,44 \pm 0,20 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes et une valeur minimale au mois de Mai avec $1,03 \pm 0,20 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes à Skikda (Bikini) (Tableau 40 ; Figure 103).

L'analyse de la variance (ANOVA) à un critère de classification du taux de vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) a révélé une différence très hautement significative entre les sites durant toute la période d'étude ($P < 0,001$) (Tableau 40).

Le test de Tukey nous a permis de classer les sites en trois groupes durant les trois mois d'étude (Mars, Avril et Mai) où le groupe A représente le site d'El-Kala, le groupe B correspond au site d'Annaba et le groupe C celui de Skikda (Tableau 40).

Tableau 40 : Taux de vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=5$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2019 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).

Mois	Site			P
	El-Kala	Annaba	Skikda	
Mars	$3,36 \pm 0,11$ A	$2,59 \pm 0,14$ B	$1,15 \pm 0,15$ C	0,000***
Avril	$4,44 \pm 0,20$ A	$2,92 \pm 0,10$ B	$1,61 \pm 0,18$ C	0,000***
Mai	$2,27 \pm 0,10$ A	$1,81 \pm 0,12$ B	$1,03 \pm 0,20$ C	0,000***

NS : non significative ($P > 0,05$) ; * : très Significative ($P < 0,05$) ; ** : hautement significative ($P < 0,01$) ; *** : très hautement significative ($P < 0,001$).

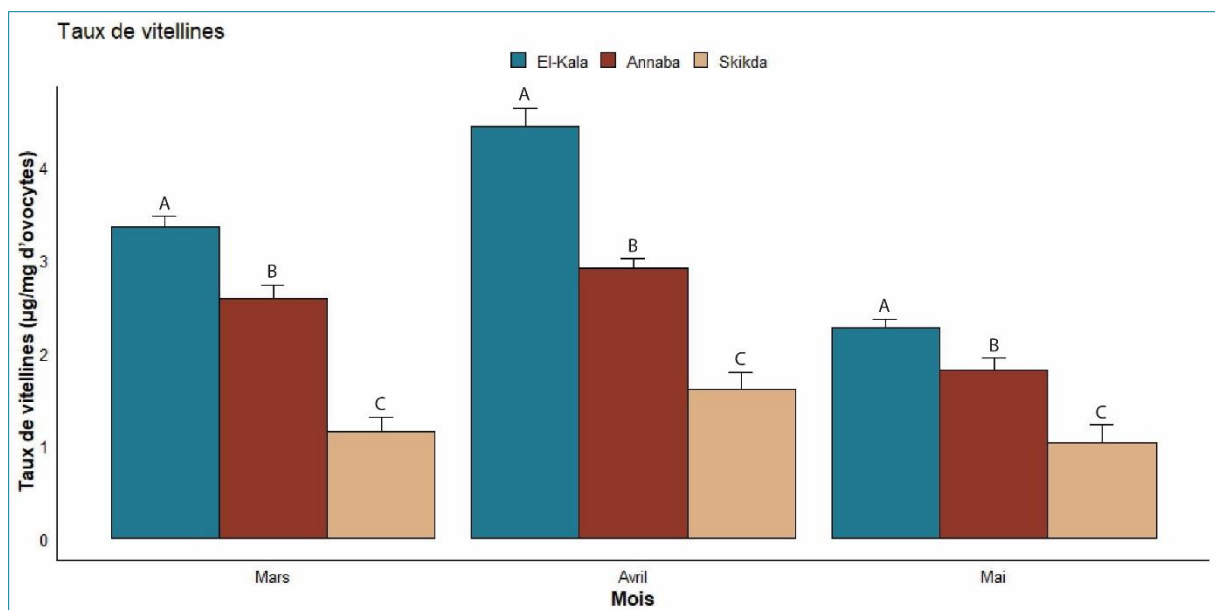


Figure 103 : Variations du taux de vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=5$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2019.

L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) a révélé un effet site, mois et une interaction site/mois très hautement significatifs ($P < 0,001$) (Tableau 41).

Tableau 41 : L'analyse de la variance (ANOVA) a deux critères de classification (Site/Mois) du taux de vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=5$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2019.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs	P
Site	2	33,118	16,559	698,858	0,000***
Mois	2	12,445	6,223	262,621	0,000***
Interaction site/mois	4	3,542	0,886	37,373	0,000***
Erreur résiduelle	36	0,853	0,024		
Totale	44	49,959			

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.10.2.1 Tests statistiques de corrélation entre les vitellogénines ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$) et les vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$)

L'analyse de corrélation de Bravais-Pearson (ou Pearson) a été effectuée afin de mesurer l'intensité de liaison entre les vitellogénines ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$) et les vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$) (Figure 104) étudiées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2019.

Les résultats ont montré une corrélation positive, indiquant que dans l'ensemble, une augmentation du taux de vitellogénines ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$) se traduit par une augmentation du taux de vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$). Nous avons également observé des différences dans l'intensité de la corrélation entre les sites, avec la corrélation étant plus forte à El Kala et Annaba qu'à Skikda.

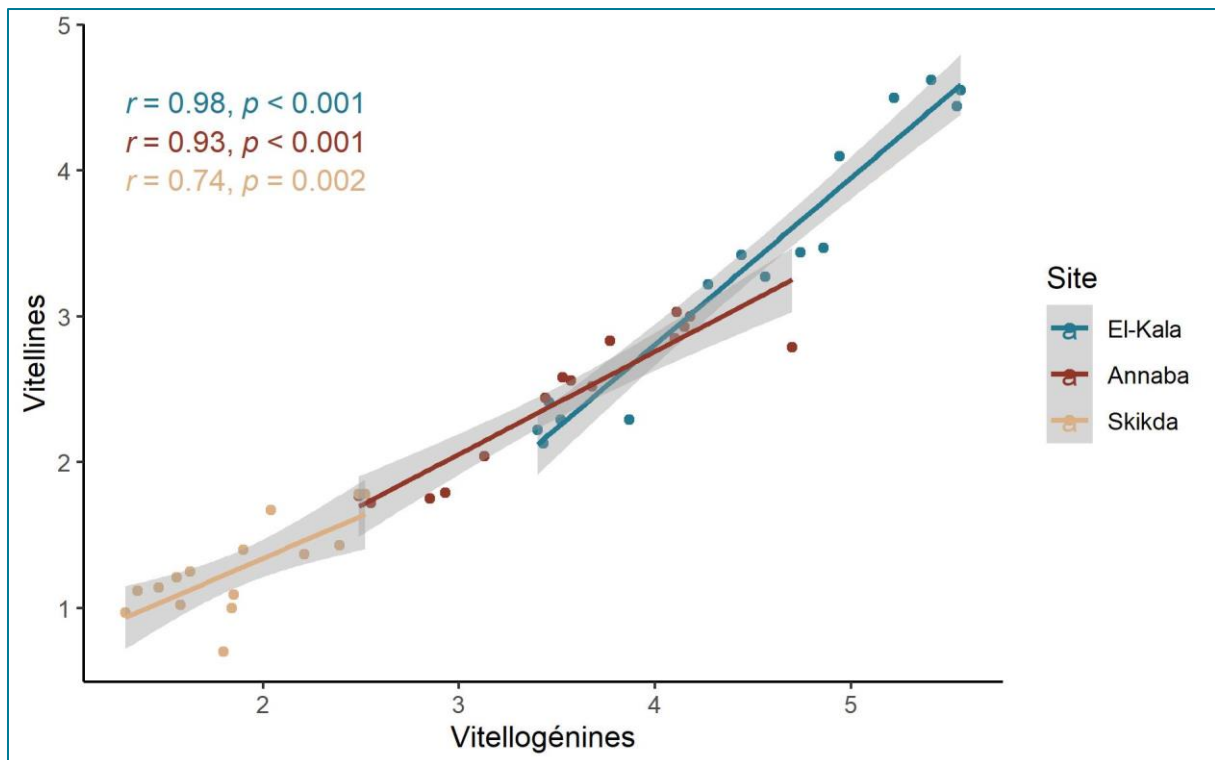


Figure 104 : Corrélation de Bravais-Pearson (ou Pearson) effectuée entre les vitellogénines ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$) et les vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$) chez les femelles prélevées dans les trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2019.

3.11 Analyse quantitative des protéines corporelles et ovocytaires

La quantification des teneurs en protéines corporelles et ovocytaires a été déterminée mensuellement dans le tissu et les ovocytes des femelles de *P. cultrifera* échantillonnées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.

3.11.1 Taux de protéines corporelles

Les concentrations en protéines corporelles chez les femelles de *P. cultrifera* des trois sites d'étude durant toute la période d'étude suivent presque la même tendance. Le suivi mensuel du taux de protéines corporelles indique une valeur maximale chez les femelles récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) au mois d'Avril avec $24,47 \pm 0,81 \mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu tandis que la valeur minimale a été signalée chez les femelles récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) au mois de Mars avec $10,03 \pm 0,50 \mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu (Tableau 42 ; Figure 105).

L'analyse de la variance (ANOVA) à un critère de classification du taux de protéines corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) a révélé une différence très hautement significative entre les sites durant les mois d'Avril et Mai ($P < 0,001$) et une différence hautement significative au mois de Mars ($P < 0,01$) (Tableau 42).

Le test de Tukey nous a permis de classer les sites en trois groupes durant les mois d'Avril et Mai où le groupe A représente le site d'El-Kala, le groupe B correspond au site d'Annaba et le groupe C celui de Skikda et en deux groupes durant le mois de Mars, le groupe A correspond au site d'El-Kala et le groupe B représente les sites d'Annaba et de Skikda (Tableau 42).

Tableau 42 : Taux de protéines corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).

Mois	Site			P
	El-Kala	Annaba	Skikda	
Mars	13,69 \pm 0,53 A	11,32 \pm 1,06 B	10,03 \pm 0,50 B	0,003**
Avril	24,47 \pm 0,81 A	21,41 \pm 0,80 B	13,73 \pm 0,70 C	0,000***
Mai	18,66 \pm 1,26 A	15,59 \pm 0,78 B	10,56 \pm 1,34 C	0,000***

NS : non significative ($P > 0,05$) ; * : très Significative ($P < 0,05$) ; ** : hautement significative ($P < 0,01$) ; *** : très hautement significative ($P < 0,001$).

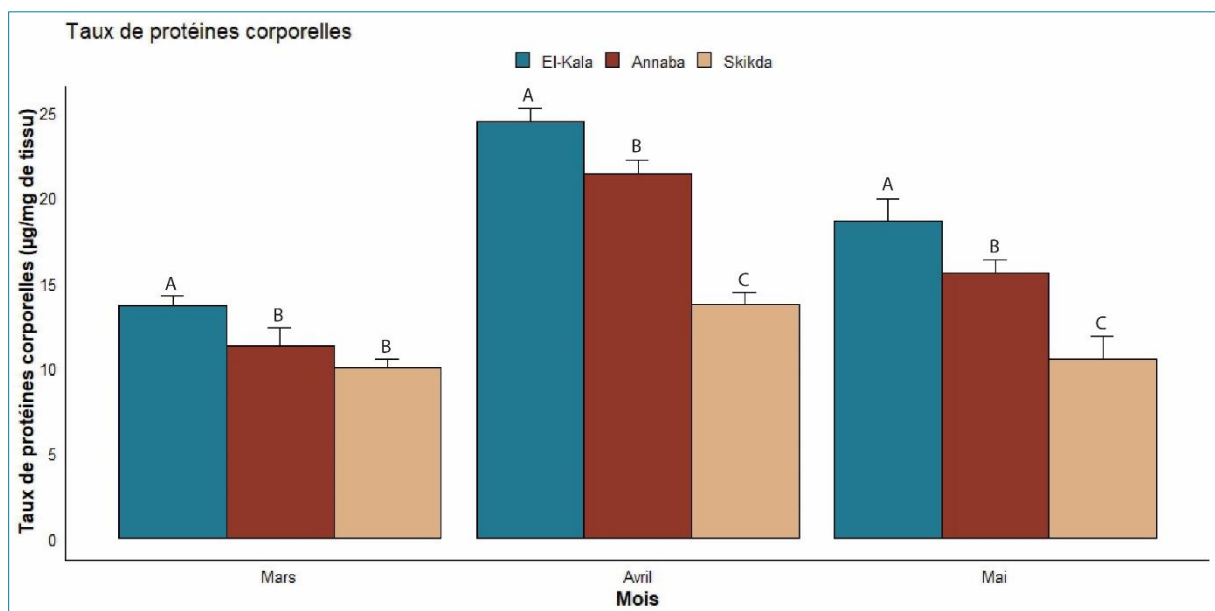


Figure 105 : Variations du taux de protéines corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.

L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) a révélé un effet Site, Mois et une interaction Sites/Mois très hautement significatifs ($P < 0,001$) (Tableau 43).

Tableau 43 : L'analyse de la variance (ANOVA) a deux critères de classification (Site/Mois) du taux de protéines corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs	P
Site	2	257,971	128,986	154,767	0,000***
Mois	2	305,982	152,991	183,571	0,000***
Interaction sites/mois	4	46,568	11,642	13,969	0,000***
Erreur résiduelle	18	15,002	0,833		
Totale	26	625,523			

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.11.2 Taux de protéines ovocytaires

Les concentrations en protéines ovocytaires chez les femelles de *P. cultrifera* des trois sites d'étude durant toute la période d'étude suivent presque la même tendance. Le suivi mensuel du taux de protéines ovocytaires indique une valeur maximale chez les femelles récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) au mois d'Avril avec $21,76 \pm 0,55 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes tandis que la valeur minimale a été signalée chez les femelles récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) au mois de Mars avec $07,06 \pm 0,65 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes (Tableau 44 ; Figure 106).

L'analyse de la variance (ANOVA) à un critère de classification du taux de protéines ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) a révélé une différence très hautement significative entre les sites durant toute la période d'étude qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021 ($P < 0,001$) (Tableau 44).

Le test de Tukey nous a permis de classer les sites en trois groupes durant les mois d'Avril et Mai où le groupe A représente le site d'El-Kala, le groupe B correspond au site d'Annaba et le groupe C celui de Skikda et en deux groupes durant le mois de Mars, le groupe A correspond aux sites d'El-Kala et d'Annaba, le groupe B représente le site de Skikda (Tableau 44).

Tableau 44 : Taux de protéines ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).

Mois	Site			P
	El-Kala	Annaba	Skikda	
Mars	$11,24 \pm 0,86$ A	$09,75 \pm 0,67$ A	$07,06 \pm 0,65$ B	0,001***
Avril	$21,76 \pm 0,55$ A	$16,94 \pm 0,98$ B	$13,81 \pm 0,66$ C	0,000***
Mai	$16,65 \pm 0,68$ A	$14,41 \pm 0,76$ B	$09,03 \pm 0,95$ C	0,000***

NS : non significative ($P > 0,05$) ; * : très Significative ($P < 0,05$) ; ** : hautement significative ($P < 0,01$) ; *** : très hautement significative ($P < 0,001$).

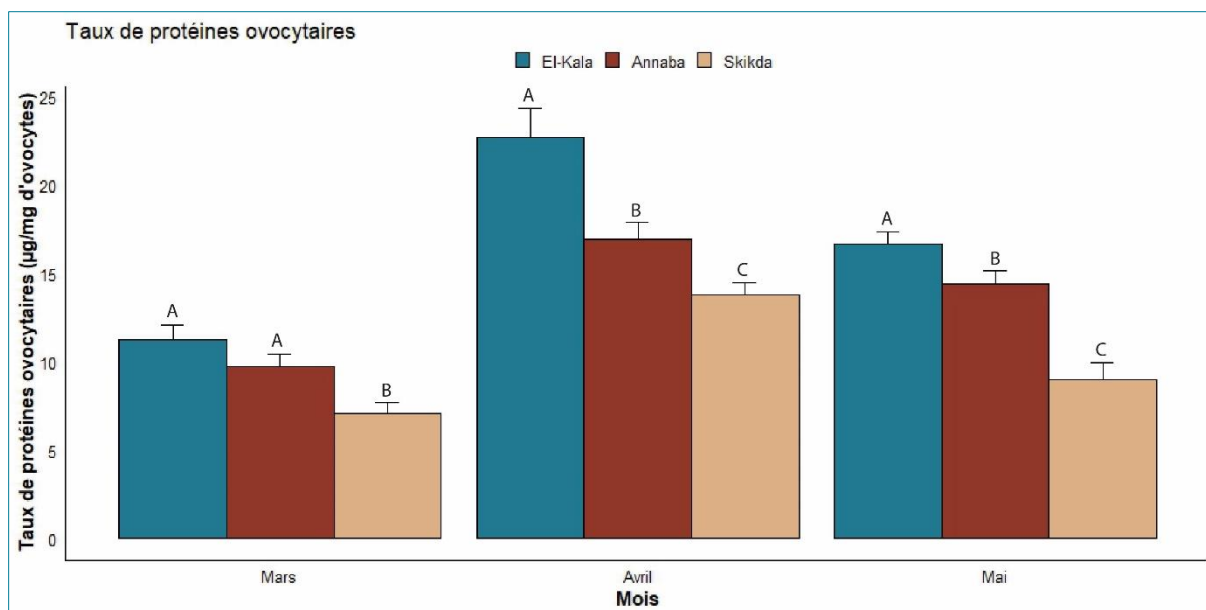


Figure 106 : Variations du taux de protéines ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.

L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) a révélé un effet Site, Mois et une interaction Sites/Mois très hautement significatifs ($P < 0,001$) (Tableau 45).

Tableau 45 : L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) du taux de protéines ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs	P
Site	2	196,246	98,123	166,337	0,000***
Mois	2	298,912	149,456	253,356	0,000***
Interaction sites/mois	4	18,995	4,749	8,050	0,001***
Erreur résiduelle	18	10,618	0,590		
Totale	26	524,771			

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.11.2.1 Tests statistiques de corrélation entre les protéines corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) et les protéines ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes)

L'analyse de corrélation de Bravais-Pearson (ou Pearson) a été effectuée afin de mesurer l'intensité de liaison entre les protéines corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) et les protéines ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) (Figure 107) étudiés au niveau des trois sites d'étude durant l'année 2021. Les résultats ont montré une corrélation positive, indiquant que dans l'ensemble, une augmentation du taux de protéines corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) se traduit par une augmentation

du taux de protéines ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes). Nous avons également observé des différences dans l'intensité de la corrélation entre les sites, avec la corrélation étant plus forte à El Kala et Annaba qu'à Skikda.

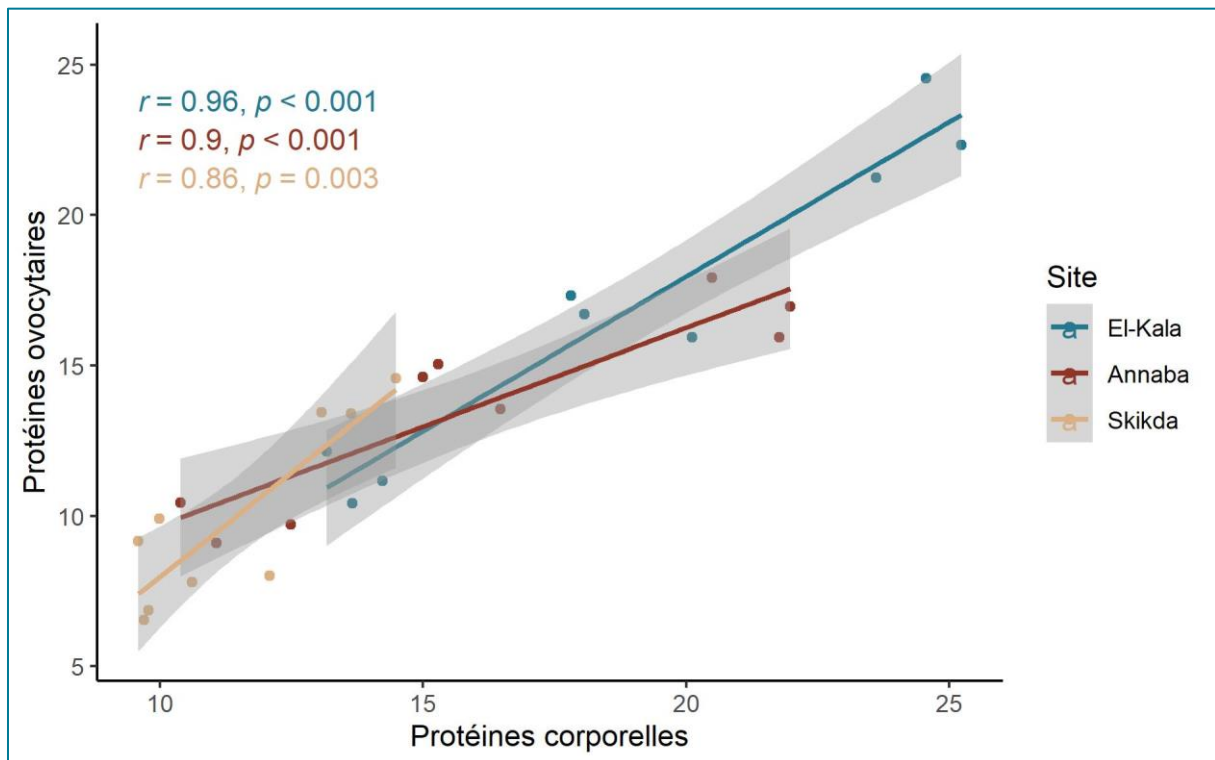


Figure 107 : Corrélation de Bravais-Pearson (ou Pearson) effectuée entre les protéines corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) et les protéines ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) dans les trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2021.

3.12 Analyse quantitative des lipides corporelles et ovocytaires

La quantification des teneurs en lipides corporelles et ovocytaires a été déterminée mensuellement dans le tissu et les ovocytes des femelles de *P. cultrifera* échantillonnées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.

3.12.1 Évaluation du taux de lipides corporelles

Les concentrations en lipides corporelles chez les femelles de *P. cultrifera* des trois sites d'étude durant toute la période d'étude suivent presque la même tendance. Le suivi mensuel du taux de lipides corporelles indique une valeur maximale chez les femelles récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) au mois d'Avril avec $21,48 \pm 0,55 \mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu tandis que la valeur minimale a été signalée chez les femelles récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) au mois de Mars avec $08,84 \pm 0,47 \mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu (Tableau 46 ; Figure 108).

L'analyse de la variance (ANOVA) à un critère de classification du taux de lipides corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) a révélé une différence très hautement significative entre les sites durant toute la période d'étude qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021 ($P < 0,001$) (Tableau 46).

Le test de Tukey nous a permis de classer les sites en trois groupes durant les mois d'Avril et Mai où le groupe A représente le site d'El-Kala, le groupe B correspond au site d'Annaba et le groupe C celui de Skikda et en deux groupes durant le mois de Mars, le groupe A correspond aux sites d'El-Kala et Annaba, le groupe B représente le site de Skikda (Tableau 46).

Tableau 46 : Taux de lipides corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).

Mois	Site			P
	El-Kala	Annaba	Skikda	
Mars	11,15 \pm 0,16 A	10,65 \pm 0,48 A	08,84 \pm 0,47 B	0.001 ***
Avril	21,48 \pm 0,55 A	17,49 \pm 0,30 B	13,69 \pm 0,56 C	0.000 ***
Mai	16,68 \pm 0,75 A	14,08 \pm 0,67 B	09,94 \pm 0,94 C	0.000 ***

NS : non significative ($P > 0,05$) ; * : très Significative ($P < 0,05$) ; ** : hautement significative ($P < 0,01$) ; *** : très hautement significative ($P < 0,001$).

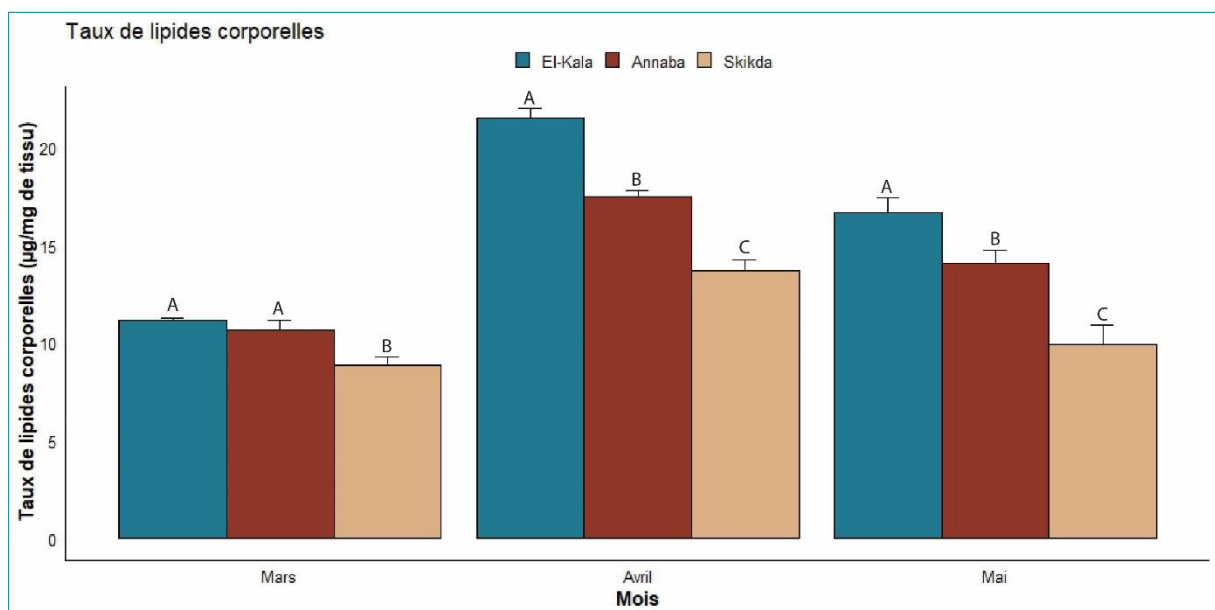


Figure 108 : Variations du taux de lipides corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.

L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) a révélé un effet Site, Mois et une interaction Sites/Mois très hautement significatifs ($P < 0,001$) (Tableau 47).

Tableau 47 : L'analyse de la variance (ANOVA) a deux critères de classification (Site/Mois) du taux de lipides corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s, n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs	P
Site	2	143,072	71,536	205,591	0,000***
Mois	2	243,111	121,556	349,345	0,000***
Interaction sites/mois	4	26,341	6,585	18,926	0,000***
Erreur résiduelle	18	6,263	0,348		
Totale	26	418,787			

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.12.2 Évaluation du taux de lipides ovocytaires

Les concentrations en lipides ovocytaires chez les femelles de *P. cultrifera* des trois sites d'étude durant toute la période d'étude suivent presque la même tendance. Le suivi mensuel du taux de lipides ovocytaires indique une valeur maximale chez les femelles récoltées au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) au mois d'Avril avec $16,86 \pm 1,09 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes tandis que la valeur minimale a été signalée chez les femelles récoltées au niveau du site de Skikda (Bikini) au mois de Mars avec $06,94 \pm 0,72 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes (Tableau 48 ; Figure 109).

L'analyse de la variance (ANOVA) à un critère de classification du taux de lipides ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) a révélé une différence hautement significative entre les sites durant les mois de Mars et Avril ($P < 0,01$) et une différence très hautement significative au mois de Mai ($P < 0,001$) (Tableau 48).

Le test de Tukey nous a permis de classer les sites en trois groupes durant les mois de Mars et Mai. Durant le mois de Mars, le groupe A représente le site d'El-Kala, le groupe AB correspond au site d'Annaba et le groupe C celui de Skikda. Durant le mois de Mai, le groupe A représente le site d'El-Kala, le groupe B correspond au site d'Annaba et le groupe C celui de Skikda. Pour le mois d'Avril, les sites ont été classés en deux groupes, le groupe A correspond au site d'El-Kala et le groupe B représente les sites d'Annaba et de Skikda (Tableau 48).

Tableau 48 : Taux de lipides ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s, n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).

Mois	Site			P
	El-Kala	Annaba	Skikda	
Mars	10,23 \pm 0,28 A	08,77 \pm 1,03 AB	06,94 \pm 0,72 B	0,005**
Avril	16,86 \pm 1,09 A	14,04 \pm 0,35 B	12,18 \pm 0,94 B	0,002**
Mai	14,67 \pm 0,97 A	12,73 \pm 0,53 B	09,03 \pm 0,58 C	0,000***

NS : non significative ($P > 0,05$) ; * : très Significative ($P < 0,05$) ; ** : hautement significative ($P < 0,01$) ; *** : très hautement significative ($P < 0,001$).

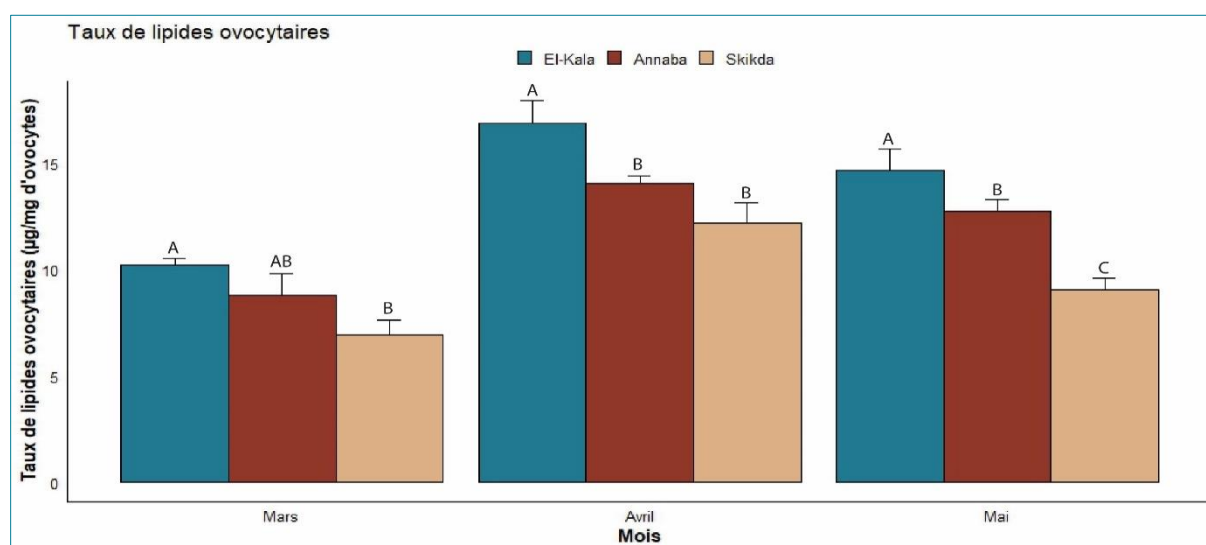


Figure 109 : Variations du taux de lipides ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s, n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.

L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Mois) a révélé un effet site et mois très hautement significatifs ($P < 0,001$) mais aucun effet pour l'interaction site/mois n'a été révélé ($P > 0,05$) (Tableau 49).

Tableau 49 : L'analyse de la variance (ANOVA) a deux critères de classification (Site/Mois) du taux de lipides ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s, n=3$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant la période de reproduction qui s'étale de Mars à Mai de l'année 2021.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs	P
Site	2	92,939	46,470	76,432	0,000***
Mois	2	149,403	74,702	122,867	0,000***
Interaction site/mois	4	6,043	1,511	2,485	0,080 ^{NS}
Erreur résiduelle	18	10,944	0,608		
Totale	26	259,329			

DDI : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.12.2.1 Tests statistiques de corrélation entre les lipides corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) et les lipides ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes)

L'analyse de corrélation de Bravais-Pearson (ou Pearson) a été effectuée afin de mesurer l'intensité de liaison entre les lipides corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) et les lipides ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) (Figure 110) étudiées au niveau des trois sites d'étude durant l'année 2021. Les résultats ont montré une corrélation positive, indiquant que dans l'ensemble, une augmentation du taux de lipides corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) se traduit par une augmentation du taux de lipides ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes). Nous avons également observé des différences dans l'intensité de la corrélation entre les sites, avec la corrélation étant plus forte à El Kala et Annaba qu'à Skikda.

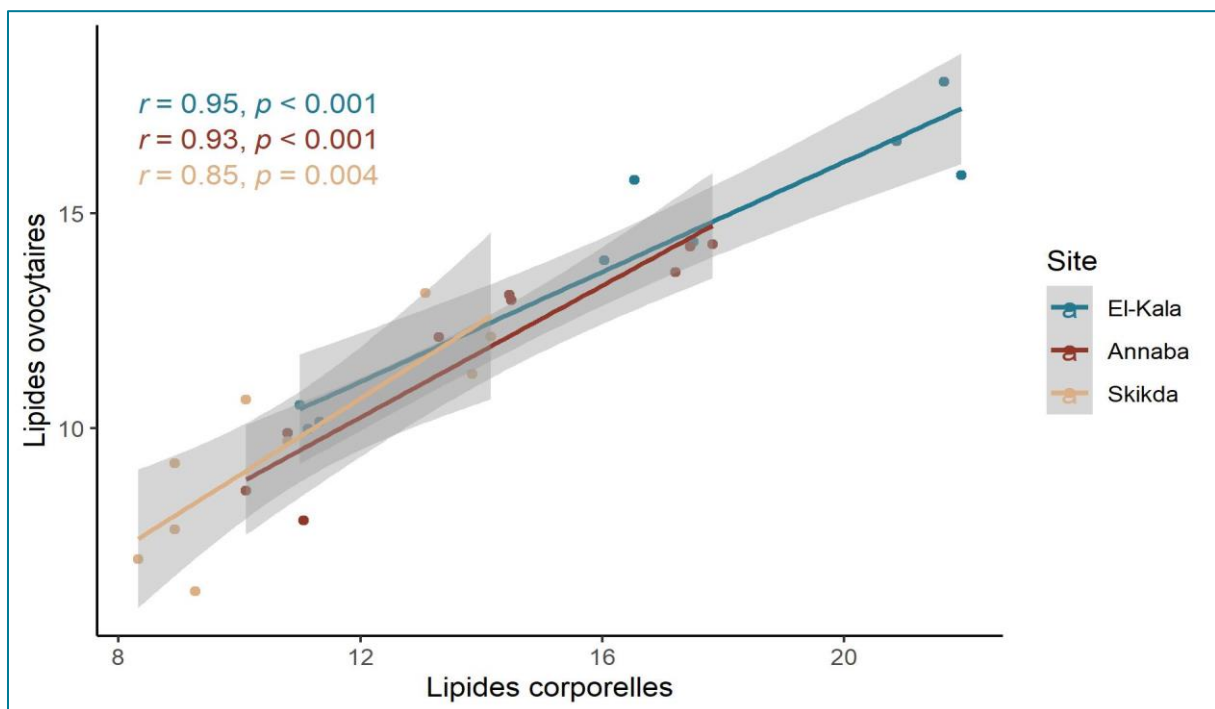


Figure 110 : Corrélation de Bravais-Pearson (ou Pearson) effectuée entre les lipides corporelles ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) et les lipides ovocytaires ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovocytes) dans les trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2021.

3.13 Évaluation de l'activité enzymatique de l'acétylcholinestérase (AChE)

Les variations de l'activité enzymatique de l'acétylcholinestérase chez les femelles de *P. cultrifera* récoltées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) montre une baisse durant l'Été, suivie par une induction durant l'Automne et l'Hiver. Durant la saison du Printemps, l'activité enzymatique de l'AChE atteint son maximum au niveau des trois sites d'étude (Tableau 50 ; Figure 111).

L'activité enzymatique la plus élevée de l'acétylcholinestérase chez les femelles de *P. cultrifera* a été observée durant le Printemps avec un pic atteignant $33,50 \pm 1,30$ nM/mn/mg de protéines au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) ; tandis que la valeur la plus faible a été enregistrée durant l'Été avec $13,43 \pm 1,11$ nM/mn/mg de protéines au niveau du site de Skikda (Bikini) (Tableau 50 ; Figure 111).

L'analyse de la variance (ANOVA) à un critère de classification de l'activité enzymatique de l'AChE a révélé une différence très hautement significative entre les sites durant toute la période d'étude ($P < 0,001$) (Tableau 50).

Le test de Tukey nous a permis de classer les sites en trois groupes durant les saisons de l'Hiver, le Printemps et l'Automne où le groupe A correspond au site d'El-Kala, le groupe B représente le site d'Annaba et le groupe C celui de Skikda. Durant la saison d'Été, Le test de Tukey nous a permis de classer les sites en deux groupes, le groupe A correspond aux sites d'El-Kala et d'Annaba tandis que le groupe B représente le site de Skikda (Tableau 50).

Tableau 50 : Activité enzymatique de l'acétylcholinestérase (nM/mn/mg de protéines) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).

Saison	Site			P
	El-Kala	Annaba	Skikda	
Hiver	$28,52 \pm 0,97$ A	$24,49 \pm 1,41$ B	$18,31 \pm 0,96$ C	0,000***
Printemps	$33,50 \pm 1,30$ A	$27,72 \pm 1,34$ B	$23,74 \pm 1,17$ C	0,000***
Été	$21,70 \pm 1,29$ A	$18,26 \pm 1,69$ A	$13,43 \pm 1,11$ B	0,001***
Automne	$25,54 \pm 1,38$ A	$22,20 \pm 0,66$ B	$16,06 \pm 0,56$ C	0,000***

NS : non significative ($P > 0,05$) ; * : très Significative ($P < 0,05$) ; ** : hautement significative ($P < 0,01$) ; *** : très hautement significative ($P < 0,001$).

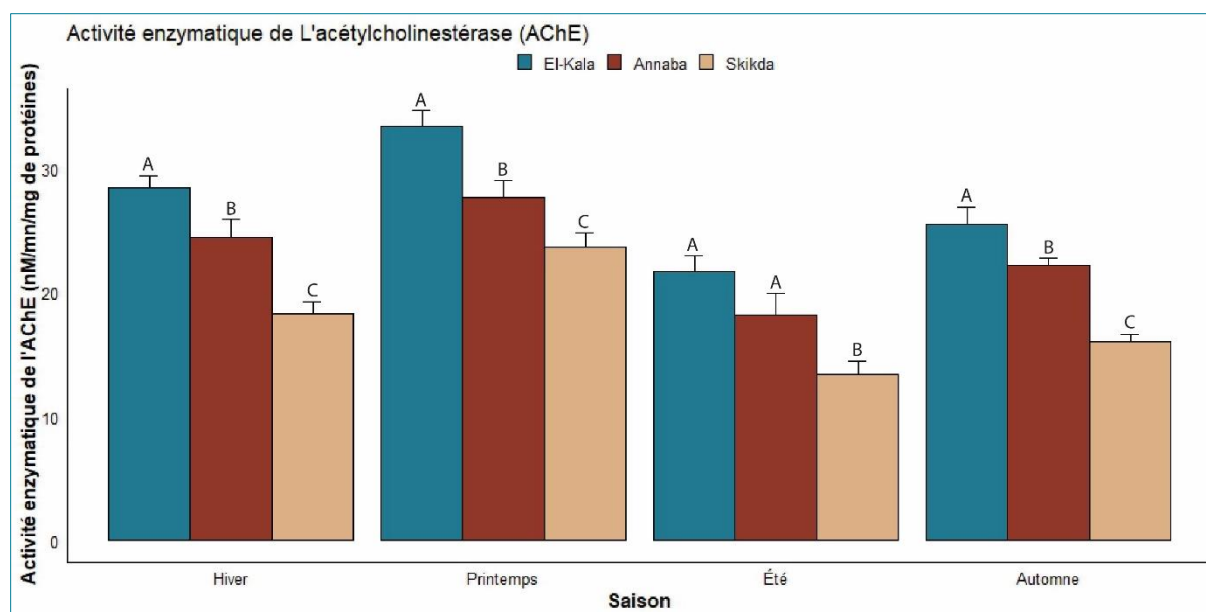


Figure 111 : Variations saisonnières de l'activité enzymatique de l'acétylcholinestérase (nM/mn/mg de protéines) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.

L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Saison) réalisée sur les données relatives aux trois sites d'étude a révélé un effet site et saison très hautement significatifs ($P < 0,001$) mais aucun effet pour l'interaction site/saison n'a été révélé ($P > 0,05$) (Tableau 51).

Tableau 51 : L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Saison) de l'activité enzymatique de l'acétylcholinestérase (nM/mn/mg de protéines) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs	P
Site	2	536,612	268,306	186,762	0,000***
Saison	3	528,854	176,285	122,708	0,000***
Interaction sites/saison	6	9,329	1,555	1,082	0,401 ^{NS}
Erreur résiduelle	24	34,479	1,437		
Totale	35	1109,274			

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.14 Évaluation de l'activité enzymatique de la Glutathion S-transférase (GST)

Les variations de l'activité enzymatique de la Glutathion S-Transférase chez les femelles de *P. cultrifera* récoltées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) montre une baisse durant l'Hiver, suivie par une induction durant le Printemps. Durant la saison d'Été on

assiste à une augmentation de l'activité enzymatique de la GST au niveau des trois sites d'étude, suivi d'une légère baisse durant l'Automne (Tableau 52 ; Figure 112).

L'activité enzymatique la plus élevée de la Glutathion S-Transférase chez les femelles de *P. cultrifera* a été observée durant l'Été avec un pic atteignant $9,87 \pm 0,12 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines au niveau du site de Skikda (Bikini) ; tandis que la valeur la plus faible a été enregistrée durant l'Automne avec $4,02 \pm 0,14 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) (Tableau 52 ; Figure 112).

L'analyse de la variance (ANOVA) à un critère de classification de l'activité enzymatique de la GST a révélé une différence très hautement significative entre les sites durant toute la période d'étude ($P < 0,001$) (Tableau 52).

Le test de Tukey nous a permis de classer les sites en trois groupes durant toute la période d'étude où le groupe A correspond au site d'El-Kala, le groupe B représente le site d'Annaba et le groupe C celui de Skikda (Tableau 52).

Tableau 52 : Activité enzymatique de la Glutathion S-Transférase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).

Saison	Site			P
	El-Kala	Annaba	Skikda	
Hiver	$4,40 \pm 0,22$ A	$5,52 \pm 0,26$ B	$7,48 \pm 0,11$ C	0,000***
Printemps	$5,24 \pm 0,16$ A	$7,41 \pm 0,10$ B	$9,29 \pm 0,12$ C	0,000***
Été	$5,44 \pm 0,23$ A	$8,29 \pm 0,15$ B	$9,87 \pm 0,12$ C	0,000***
Automne	$4,02 \pm 0,14$ A	$6,33 \pm 0,14$ B	$8,57 \pm 0,16$ C	0,000***

NS : non significative ($P > 0,05$) ; * : très Significative ($P < 0,05$) ; ** : hautement significative ($P < 0,01$) ; *** : très hautement significative ($P < 0,001$).

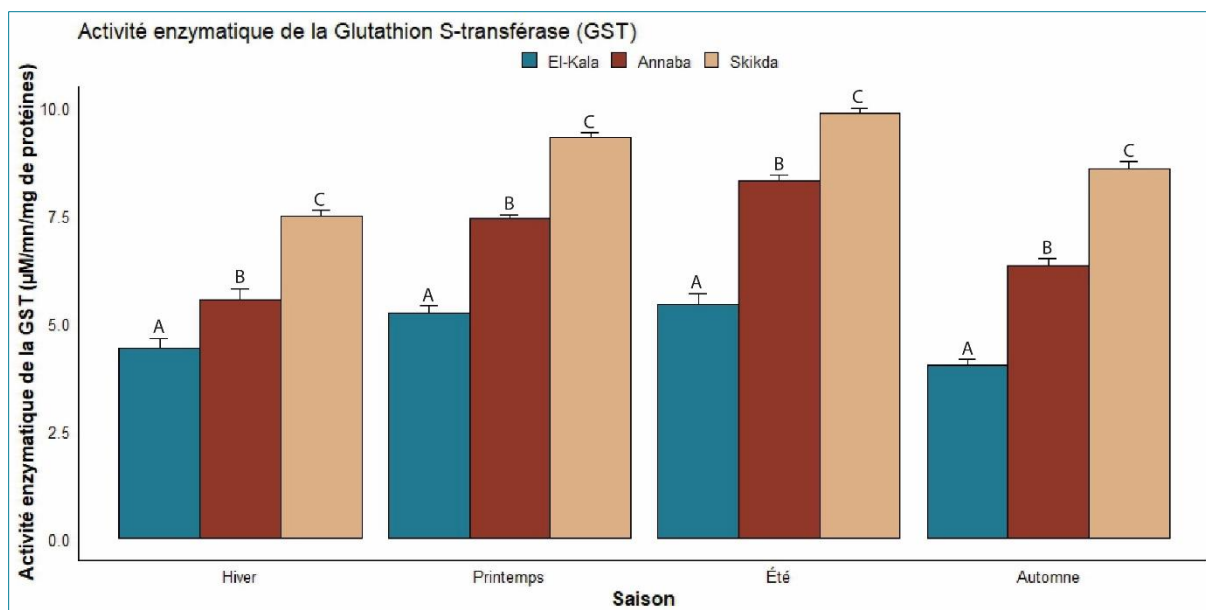


Figure 112 : Variations saisonnières de l'activité enzymatique de la Glutathion S-Transférase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.

L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Saison) réalisée sur les données relatives aux trois sites d'étude a révélé un effet site, saison et une interaction sites/saison très hautement significatifs ($P < 0,001$) (Tableau 53).

Tableau 53 : L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Saison) de l'activité enzymatique de la Glutathion S-Transférase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs	P
Site	2	97,407	48,703	1648,255	0,000***
Saison	3	23,663	7,888	266,939	0,000***
Interaction sites/saison	6	3,136	0,523	17,690	0,000***
Erreur résiduelle	24	0,709	0,030		
Totale	35	124,915			

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.15 Évaluation de l'activité enzymatique de la Glutathion peroxydase (GPx)

Les variations de l'activité enzymatique de la Glutathion peroxydase chez les femelles de *P. cultrifera* récoltées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) montre une baisse durant l'Hiver, suivie par une induction durant le Printemps. Durant la saison d'Été on assiste à une augmentation de l'activité enzymatique de la GPx au niveau des trois sites d'étude, suivi d'une légère baisse durant l'Automne (Tableau 54 ; Figure 113).

L'activité enzymatique la plus élevée de la Glutathion peroxydase chez les femelles de *P. cultrifera* a été observée durant l'Été avec un pic atteignant $10,17 \pm 0,24 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines au niveau du site de Skikda (Bikini) ; tandis que la valeur la plus faible a été enregistrée durant l'Hiver avec $4,14 \pm 0,17 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines au niveau du site d'El-Kala (La Montagne) (Tableau 54 ; Figure 113).

L'analyse de la variance (ANOVA) à un critère de classification de l'activité enzymatique de la GPx a révélé une différence très hautement significative entre les sites durant toute la période d'étude ($P < 0,001$) (Tableau 54). Le test de Tukey nous a permis de classer les sites en trois groupes durant toute la période d'étude où le groupe A correspond au site d'El-Kala, le groupe B représente le site d'Annaba et le groupe C celui de Skikda (Tableau 54).

Tableau 54 : Activité enzymatique de la Glutathion peroxydase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).

Saison	Site			P
	El-Kala	Annaba	Skikda	
Hiver	$4,14 \pm 0,17$ A	$7,16 \pm 0,34$ B	$10,05 \pm 0,40$ C	0,000***
Printemps	$4,52 \pm 0,36$ A	$8,27 \pm 0,29$ B	$11,18 \pm 0,22$ C	0,000***
Été	$6,90 \pm 0,33$ A	$10,17 \pm 0,24$ B	$12,32 \pm 0,23$ C	0,000***
Automne	$6,14 \pm 0,31$ A	$10,05 \pm 0,58$ B	$11,03 \pm 0,28$ C	0,000***

NS : non significative ($P > 0,05$) ; * : très Significative ($P < 0,05$) ; ** : hautement significative ($P < 0,01$) ; *** : très hautement significative ($P < 0,001$).

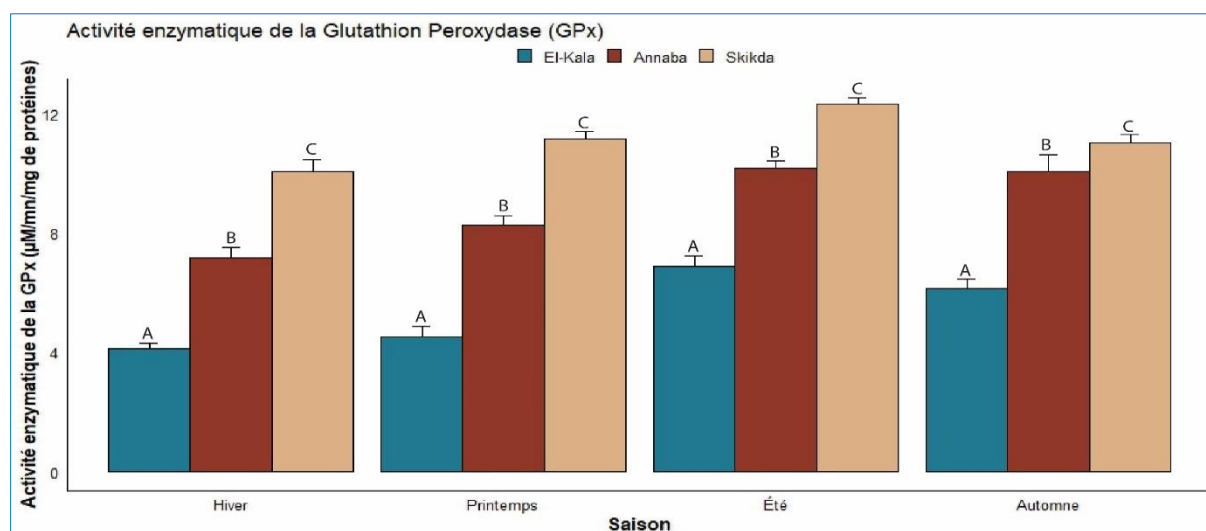


Figure 113 : Variations saisonnières de l'activité enzymatique de la Glutathion peroxydase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.

L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Saison) réalisée sur les données relatives aux trois sites d'étude a révélé un effet site, saison et une interaction site/saison très hautement significatifs ($P < 0,001$) (Tableau 55).

Tableau 55 : L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Saison) de l'activité enzymatique de la Glutathion peroxydase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs	P
Site	2	598,763	299,382	2684,704	0,000***
Saison	3	113,069	37,690	337,983	0,000***
Interaction sites/saison	6	13,992	2,332	20,911	0,000***
Erreur résiduelle	96	10,705	0,112		
Totale	107	736,530			

DDL : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; Fobs : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.16 Variations du taux du Malondialdéhyde (MDA)

Les variations du taux d'accumulation du Malondialdéhyde chez les femelles de *P. cultrifera* récoltées au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) montre une baisse durant l'Hiver, suivie par une induction durant le Printemps. Durant la saison d'Été on assiste à une augmentation du taux de la MDA au niveau des trois sites d'étude, suivi d'une légère baisse durant l'Automne.

Le plus haut niveau du MDA est de l'ordre de $0.041 \pm 0.004 \mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines a été signalé en Été chez les individus provenant de Skikda (Bikini) ; tandis que le plus faible de l'ordre de $0.012 \pm 0.002 \mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines a été enregistré chez les individus prélevées d'El Kala (La Montagne) pendant l'Hiver (Tableau 56 ; Figure 114).

L'analyse de la variance (ANOVA) à un critère de classification du taux de MDA a révélé une différence très hautement significative entre les sites durant toute la période d'étude ($P < 0,001$) (Tableau 56).

Le test de Tukey nous a permis de classer les sites en trois groupes durant toute la période d'étude ou le groupe A correspond au site d'El-Kala, le groupe B représente le site d'Annaba, et le groupe C celui de Skikda (Tableau 56).

Tableau 56 : Taux du Malondialdéhyde ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021 ; (ANOVA à un seul facteur contrôlé, appuyée par la classification de Tukey).

Saison	Site			P
	El-Kala	Annaba	Skikda	
Hiver	0,012 \pm 0,002 A	0,021 \pm 0,002 B	0,030 \pm 0,003 C	0,000***
Printemps	0,019 \pm 0,001 A	0,024 \pm 0,003 B	0,036 \pm 0,004 C	0,000***
Été	0,024 \pm 0,003 A	0,030 \pm 0,003 B	0,041 \pm 0,004 C	0,000***
Automne	0,022 \pm 0,002 A	0,029 \pm 0,004 B	0,035 \pm 0,002 C	0,000***

NS : non significative ($P > 0,05$) ; * : très Significative ($P < 0,05$) ; ** : hautement significative ($P < 0,01$) ; *** : très hautement significative ($P < 0,001$).

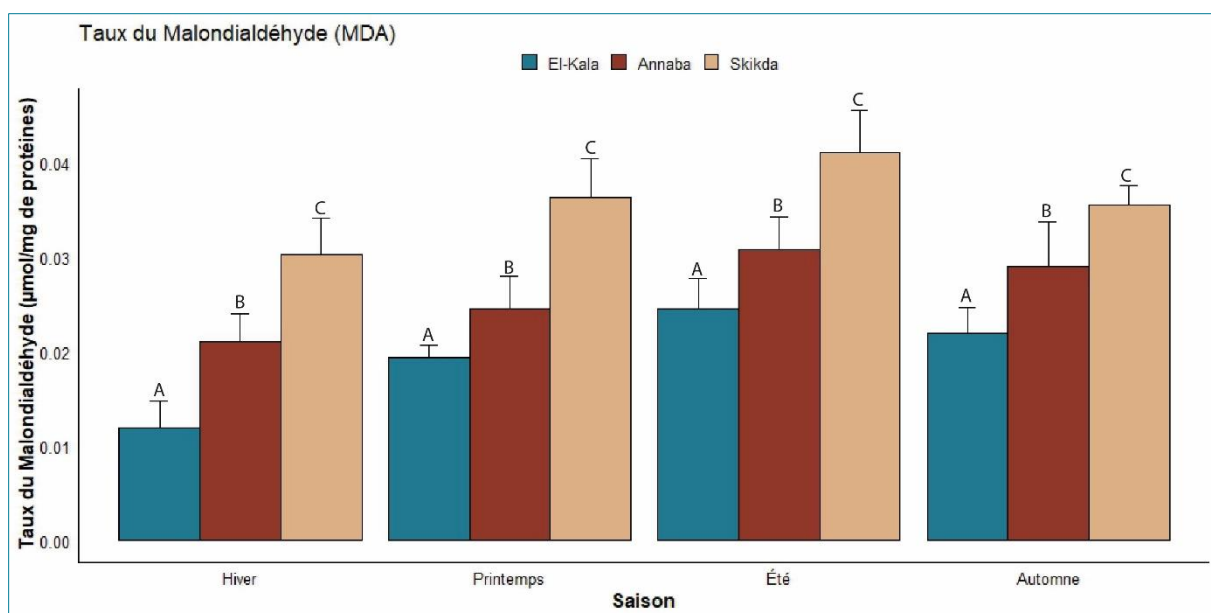


Figure 114 : Taux du Malondialdéhyde (MDA) ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$; $n = 4$) au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.

L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Saison) réalisée sur les données relatives aux trois sites d'étude a révélé un effet site et saison très hautement significatifs ($P < 0,001$) mais aucun effet pour l'interaction site/saison n'a été révélé (Tableau 57).

Tableau 57 : L'analyse de la variance (ANOVA) à deux critères de classification (Site/Saison) du taux de Malondialdéhyde ($\mu\text{mol/mg}$ de protéines) chez les femelles de *Perinereis cultrifera* ($m \pm s$, $n=4$) récoltées au niveau des trois sites d'étude : El-Kala (La Montagne), Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) durant les quatre saisons : Hiver, Printemps, Été et Automne de l'année 2021.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs	P
Site	2	0,005	0,002	211,494	0,000 ^{***}
Saison	3	0,002	0,001	50,228	0,000 ^{***}
Interaction site/saison	6	0,000	1,725 ^E -5	1,502	0,186 ^{NS}
Erreur résiduelle	96	0,001	1,148 ^E -5		
Totale	107	0,008			

DDL : degré de liberté ; *SCE* : somme des carrés des écarts ; *CM* : carré moyen ; *Fobs* : test de Fisher ; *P* : seuil de signification.

3.17 Interprétation de la structure ovocytaire chez les femelles récoltées à partir des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba, Skikda)

Les coupes histologiques réalisées au niveau de la partie médiane du corps des femelles matures montrent que l'ovogenèse est asynchrone où les ovocytes baignant dans le liquide cœlomique se trouvent à des différents stades de la vitéllogénèse, ces cellules sont entourées par d'autres cellules de plus petite taille appelées cœlomocytes et plus précisément les éléocytes dont le rôle est primordialement nourricier. Les ovocytes provenant des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) sont à un stade avancé de la vitéllogénèse et sont de forme sphérique entourées d'une fine membrane appelée membrane vitelline.

La comparaison de la structure des ovocytes issus des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) montre que ceux des femelles récoltées à partir du site d'El-Kala (La Montagne) présentent une activité vitellogénique intense grâce à la présence de globules vitellins très denses et bien colorés concentrés surtout à la périphérie de la membrane vitelline et répartis également sur toute la surface cytoplasmique entourant le noyau qui apparaît volumineux témoignant d'une intense activité nucléaire, le nucléole est également bien apparent dans certains ovocytes. Ces ovocytes sont prêts à faire rompre le tégument afin d'être libérés (épitoquie) se préparant à l'essaimage et par où à la fécondation (Figure 115 A et B).

En revanche, les ovocytes issus des femelles matures provenant des deux sites pollués d'Annaba (Saint-Cloud) (Figure 115 C et D) et de Skikda (Bikini) (Figure 115 E et F) sont légèrement de plus faible diamètre et les signes de la vitéllogénèse sont de faible intensité témoignant d'un ralentissement de celle-ci car les globules vitellins sont moins fréquents et moins concentrés à la périphérie et répartis moins uniformément au niveau de la masse cytoplasmique ; la membrane vitelline est fine et le noyau en plus du nucléole sont moins volumineux témoignant d'une activité plus ralentie.

Ces observations confirment les résultats biométriques où les paramètres mesurés le justifient (poids et diamètre ovocytaire) qui s'avèrent plus faibles au niveau des ovocytes provenant du site affecté par la pollution, par ailleurs, la somme des résultats obtenus sur le plan histologique nous ont permis de constater que la croissance ovocytaire et par où la vitélogénèse ont été sensiblement perturbées.

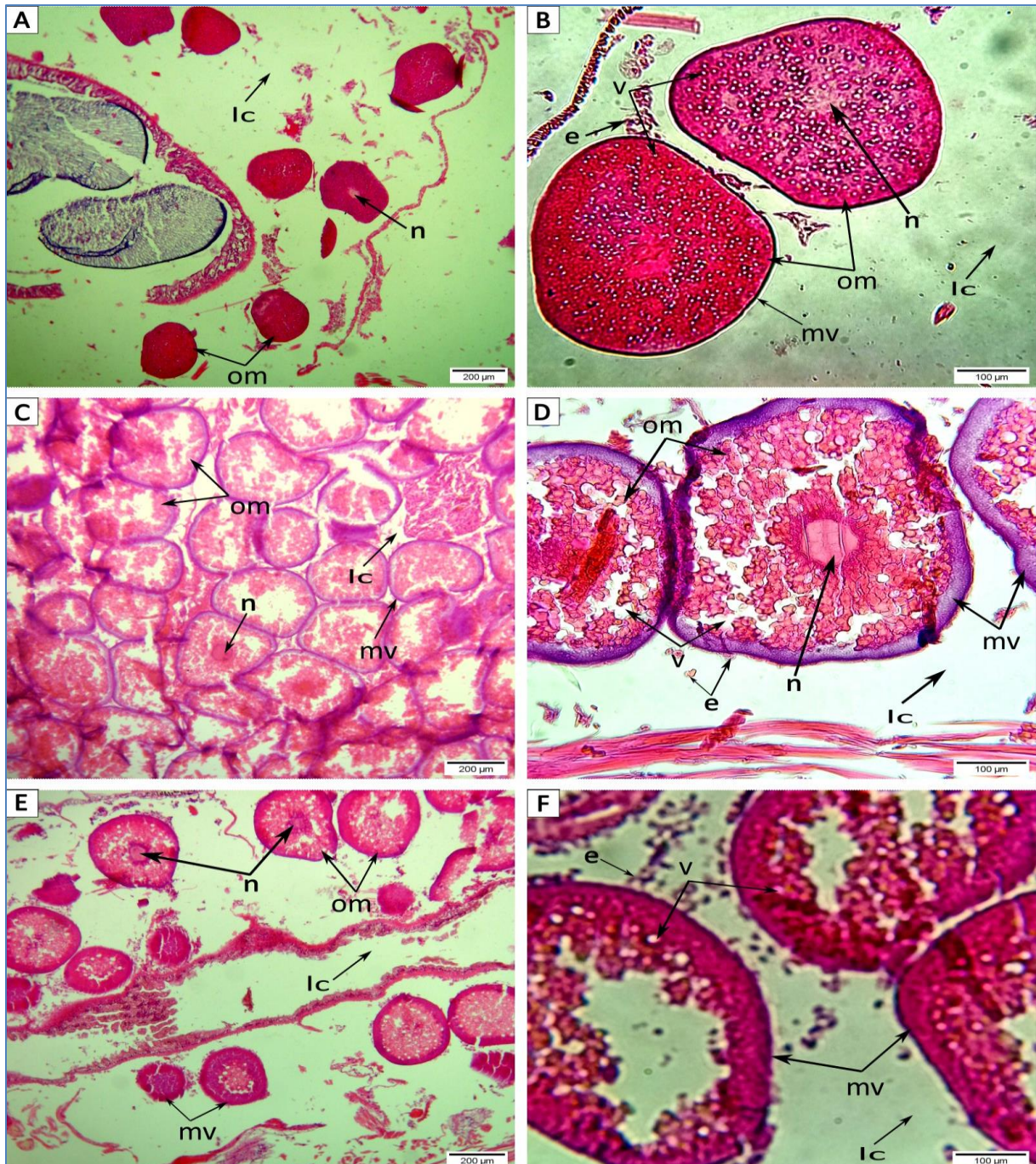


Figure 115 : Coupe histologique sagittale de femelles de *Perinereis cultrifera* provenant d'El-Kala (A, B), Annaba (C, D) et Skikda (E, F) montrant : Ovocytes en maturation (A, C, E) ; ovocytes matures (B, D, F), lc, liquide cœlomique ; e, éléocytes ; om, ovocytes matures ; n, noyau ; v, vitellin ; mv, membrane vitelline, (Photo personnelle, 2019).

3.18 Interprétation de la structure de l'épithélium intestinal en période de reproduction chez les femelles récoltées à partir des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda)

Lors de la reproduction, des transformations anatomiques internes ont lieu dans le tube digestif qui se traduisent par une dégénérescence de l'épithélium intestinal, ainsi qu'une interruption de l'alimentation. Ces altérations sont connues sous le nom d'épitoquie.

La **Figure 116** montre un épithélium irrégulier où les cellules intestinales sont très dégénérées et ont complètement perdu leurs microvillosités, entraînant une hernie dans la lumière intestinale qui est appauvrie en nutriments. Cela indique que le phénomène de l'épitoquie a commencé chez les individus récoltés à El-Kala (**Figures 116 A et B**).

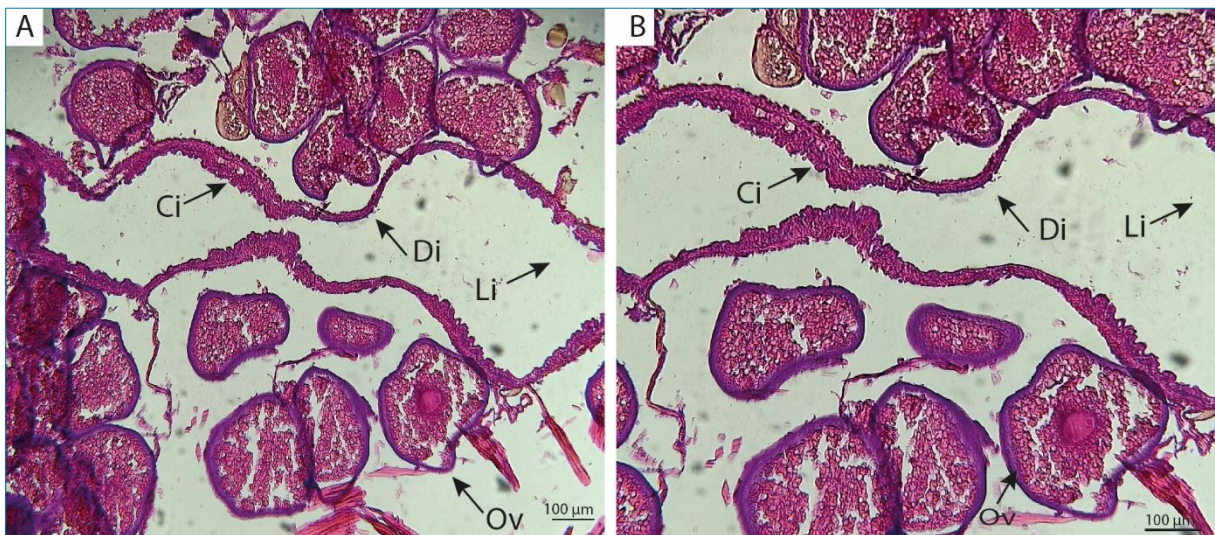


Figure 116 : Coupe histologique d'une partie du tube digestif chez *Perinereis cultrifera* d'El-Kala ; A, B : montrant un épithélium intestinal en plein épitoquie, Li, Lumière intestinale ; Ov, Ovocyte ; Ci, Cellules intestinales ; Di, Dégénérescence intestinale, (Photo personnelle, 2019).

Les **Figures 117 et 118** montrent un épithélium intestinal régulier avec des entérocytes clairement visibles et bien séparés alignés le long d'une lame basale distinguée. La lumière intestinale est remplie de divers nutriments, ce qui permet une alimentation normale. Cependant, ces coupes histologiques révèlent que l'épitoquie n'a pas encore eu lieu à ce stade de reproduction, bien que l'ovogenèse vient juste de déclencher avec l'apparition de quelques ovocytes qui se trouvent en début de prévitellogenèse, dispersés le long de la périphérie du tube digestif, dans le coelome des individus récoltés à Annaba (**Figure 117 A, B**) et Skikda (**Figure 118 A, B**).

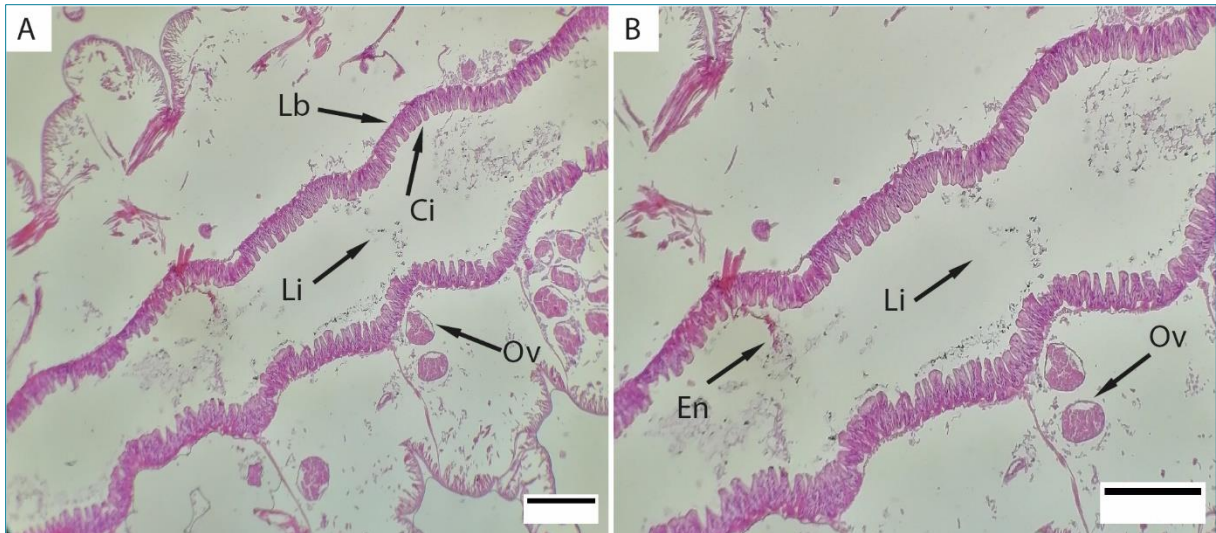


Figure 117 : Coupe histologique d'une partie du tube digestif chez *Perinereis cultrifera* ; A, B (X 60): montrant un épithélium intestinal avant épitoque d'une femelle d'Annaba ; En, Eléments nutritifs ; Lb, Lamé basale ; Ci, Cellules intestinale ; Li, Lumière intestinale ; Ov, Ovocyte, (Photo personnelle, 2019).

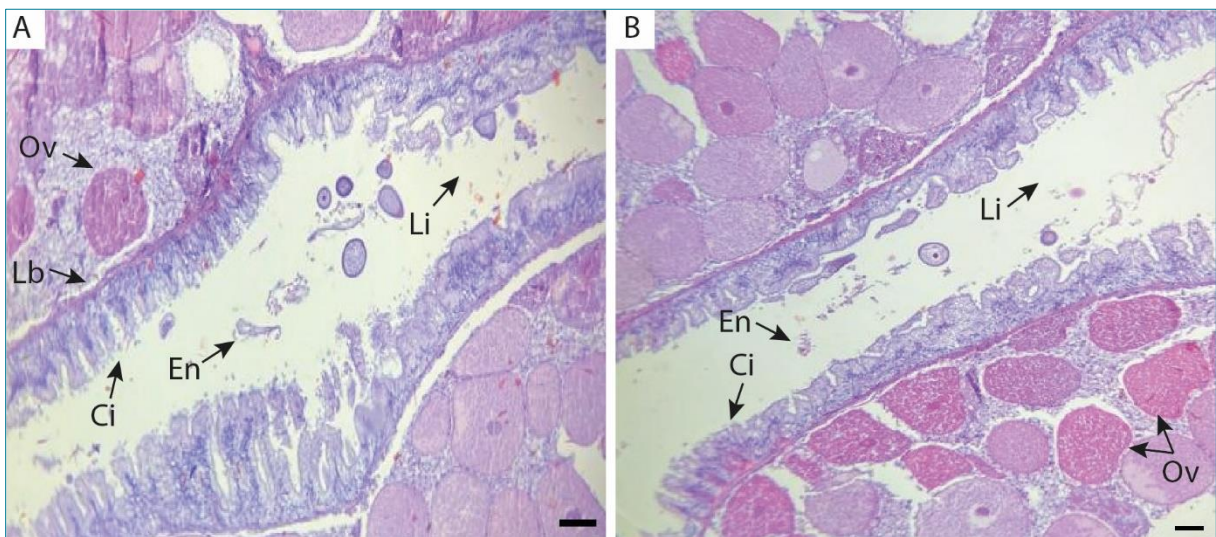


Figure 118 : Coupe histologique d'une partie du tube digestif chez *Perinereis cultrifera* ; A, B (X 150): montrant un épithélium intestinal avant épitoque d'une femelle de Skikda, En, Eléments nutritifs, ; Lb, Lamé basale ; Ci, Cellules intestinale, ; Li, Lumière intestinale, ; Ov, Ovocyte, (Photo personnelle, 2019).

DISCUSSION

4 DISCUSSION

4.1 Paramètres physico-chimiques

Le changement climatique a des conséquences écologiques et socio-économiques étendues et graves, qui devraient encore s'accroître à l'avenir (IPCC, 2018). Les effets du réchauffement climatique sur les organismes sont aggravés par l'influence de facteurs de stress supplémentaires et concomitants, ce qui entraîne des effets cumulatifs sur le biote (Crain *et al.*, 2008; Darling & Côté, 2008; Przeslawski *et al.*, 2015; Jackson *et al.*, 2016). Les effets des facteurs de stress concomitants peuvent être soit (a) additifs, où la réponse à plusieurs facteurs de stress est égale à la somme de leurs effets individuels ; (b) synergiques, où la réponse dépasse significativement la somme de leurs effets individuels ; ou (c) antagonistes, où les effets s'annulent partiellement, entraînant des effets cumulatifs inférieurs à ceux attendus des effets additifs (Gunderson *et al.*, 2016).

L'une des conséquences à fort impact les plus immédiatement visibles de l'augmentation de la température est celle liée à la biodiversité et au fonctionnement des écosystèmes (García *et al.*, 2018; Nunez *et al.*, 2019). La montée des températures crée une foule de changements supplémentaires, tels que l'élévation du niveau de la mer, l'augmentation de la stratification des océans, la diminution de l'étendue de la glace de mer et la modification des schémas de circulation océanique, des précipitations et des apports d'eau douce. En outre, le réchauffement et la modification de la circulation océanique ont pour effet de réduire les concentrations d'oxygène (O₂) de subsurface (Pecl *et al.*, 2017). Les températures élevées induisent une hypoxie, un stress oxydatif et un syndrome d'adaptation ou la mort des organismes aquatiques, comme l'ont démontré des expériences *in vitro* et *in vivo* (Garrabou *et al.*, 2009; Galli *et al.*, 2017; Guerriero *et al.*, 2002, 2018; Ouizgane *et al.*, 2018). De plus, le changement de température, étant un facteur efficace dans la reproduction, peut avoir un impact sur la durabilité des espèces (Gentilucci *et al.*, 2019). La surveillance de la température est très importante car l'augmentation de la température non seulement stresse les organismes marins indigènes, mais elle facilite également l'arrivée d'espèces exotiques, ce qui représente un stress supplémentaire pour l'écosystème marin méditerranéen (Harris & Tyrrell, 2001; García *et al.*, 2018). Les aspects biologiques ainsi que le taux de survie et la reproduction des espèces d'eau chaude dépendent du régime thermique, qui doit correspondre aux besoins physiologiques thermiques des espèces (Guerriero, 2007; Figueira & Booth, 2010; Raitzos *et al.*, 2010 ; Parisi & Guerriero, 2019). Sous l'effet du réchauffement des océans et de la nouvelle route créée par le canal de

Suez, des espèces marines tropicales et subtropicales se sont progressivement installées dans l'écosystème méditerranéen, perturbant sa stabilité écologique (Guerrero *et al.*, 2010 ; Zenetos *et al.*, 2010). Dans les trois sites d'étude, les valeurs thermiques de l'eau ne révèlent pas de grandes variations. Cependant, ils ont révélé l'existence d'une saisonnalité typiquement méditerranéenne avec des fluctuations bornées entre 14,13 en hiver et 23,56 en été. Nos résultats sont en accord avec les travaux observés dans le golf d'Annaba et d'El Kala par Laouati *et al.*, (2021). De même les variations de température observée au niveau des trois sites sont comparables à ceux trouvés dans la même région par Snani (2016); Ramdani *et al.*, 2020; Belfetmi *et al.*, 2021; Belfetmi (2022); Rezzag Mahcene *et al.*, 2022.

Dans le cadre du changement climatique, la concentration en ions des écosystèmes aquatiques évolue dans le monde entier. De nombreux écosystèmes d'eau douce sont salinisés par des apports de sel anthropiques, tandis que de nombreux écosystèmes naturellement salins sont dilués par les drainages agricoles (Valesco *et al.*, 2018). Cette évolution se produit en même temps que celle d'autres facteurs de stress, ce qui peut entraîner des effets additifs, antagonistes ou synergiques sur les organismes (Velasco *et al.*, 2018).

La salinité est l'un des facteurs abiotiques importants qui doivent être contrôlés dans l'environnement. Les facteurs saisonniers tels que la température et les précipitations sont les principaux facteurs de variation saisonnière de la salinité (Lushchak & Bagnyukova, 2006; Paital & Chainy, 2010). À son tour, elle affecte la physiologie des espèces qui y vivent. La salinité est une caractéristique physique importante qui est utilisée comme traceur de l'eau dans les eaux saumâtres et les eaux de mer. Elle indique la concentration totale d'ions inorganiques dissous et de sels. La salinité est l'une des caractéristiques décisives de l'habitat des poissons et autres organismes marins, car elle a un impact important sur les propriétés thermodynamiques des milieux aquatiques. La salinisation est définie comme un processus d'augmentation naturelle des sels solubles au-dessus d'un niveau optimal. La dégradation de la majorité des zones humides est potentiellement due à la salinisation, ce qui implique un déséquilibre dans l'écosystème et affecte ainsi la biodiversité (Herbert *et al.*, 2015). La salinisation est principalement due aux cycles glaciaires/interglaciaires, à l'altération du bassin versant, à la teneur en sel de la pluie (acquise par évaporation) et aux embruns (Herczeg *et al.*, 2001). Les valeurs de salinité ont révélé l'absence de différence entre les sites et les saisons avec une diminution en Hiver à l'arrivée de l'eau douce continentale, qui est lié à l'abondance des pluies qui diluent l'eau de mer. Nos résultats sont en accord avec les travaux observés dans le golf

d'Annaba et d'El Kala par Boukari *et al.*, (2021); Laouati *et al.*, (2021); Daas *et al.*, (2022). De même les variations de salinité observée au niveau des trois sites sont comparables à ceux trouvées dans la même région (Snani, 2016; Ramdani *et al.*, 2020; Ramdani, 2021; Belfetmi *et al.*, 2021; Belfetmi, 2022; Rezzag-Mahcene *et al.*, 2022).

Le paramètre de qualité de l'eau le plus important est probablement l'oxygène dissous (OD), dans la mesure où à des niveaux faibles, les animaux aquatiques ne se développent pas bien ou ne se nourrissent pas, et sont plus vulnérables aux infections de maladies (Dabrowski *et al.*, 2018). Le réchauffement des océans est responsable de la formation d'une désoxygénation océanique et côtière, entraînant une hypoxie marine lorsque la concentration en OD est inférieure à $2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ($62 \text{ } \mu\text{mol/L}$). Les eaux côtières, qui sont adjacentes aux zones de vie humaine, sont souvent eutrophisées, avec des charges croissantes de macronutriments, tels que le phosphate, le nitrate, le nitrite et l'ammoniac. Les événements fréquents d'eutrophisation côtière sont généralement responsables de la prolifération d'algues nuisibles. Après l'effondrement des efflorescences, les micro-organismes décomposent les résidus d'algues, consomment l'oxygène dissous et libèrent du CO_2 , ce qui entraîne une hypoxie ($\text{OD} \leq 2 \text{ mg/L}$), voire une anoxie lorsque l'oxygène dissous tombe presque à zéro. Par conséquent, les événements d'eutrophisation côtière coïncident souvent avec une désoxygénation, ce qui entraîne une hypoxie généralisée et d'autres catastrophes environnementales (Howarth, 2008). L'augmentation de la température de l'eau peut stimuler la prolifération des algues, augmentant ainsi l'occurrence et la gravité de l'hypoxie en raison de la décomposition accrue de la matière organique après la prolifération (Miyamoto *et al.*, 2019). L'OD de l'eau de mer sur le site de Skikda a montré des valeurs moyennes nettement inférieures à celles des deux autres sites El-Kala et Annaba, en particulier en été, ce qui serait apparemment lié aux charges de matières organiques biodégradables et aux rejets industriels de la plateforme pétrochimique.

L'atmosphère absorbe de grandes quantités de CO_2 provenant de sources anthropiques, ce qui entraîne un réchauffement de la planète et une dissolution croissante du CO_2 dans l'eau de mer, avec des conséquences néfastes pour les écosystèmes océaniques (Pörtner *et al.*, 2014). Selon les prévisions, l'acidification des océans entraînera une diminution du pH de l'eau de mer de 0,2 à 0,4 unité d'ici 2100 si le taux d'émission de CO_2 reste inchangé (Gattuso *et al.*, 2013).

Le pH est un paramètre qui permet la mesure de la concentration des protons H^+ dans un milieu aqueux en déduisant sa nature (acide, basique ou neutre) (Nehme, 2014), ce paramètre joue un rôle très important dans le développement de la vie aquatique. De plus, le pH influence le

comportement de certains éléments comme les métaux dont il peut diminuer ou augmenter la mise en solution et donc la toxicité en rendant les métaux biodisponibles. Le pH de l'environnement joue également un rôle clé dans le contrôle de la production d'antioxydants chez les organismes aquatiques, en particulier lorsqu'ils sont exposés à des températures changeantes (Wang *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2015; Ramírez-Duarte *et al.*, 2016). L'importance du pH dans l'interaction dynamique des antioxydants et les effets d'une exposition prolongée à des conditions acides ont été rapportés (Wang *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2015). Certains auteurs ont abordé les effets de la température et du pH sur l'activité antioxydante des animaux marins, Matozzo *et al.*, (2013) ont rapporté que les branchies et la glande digestive de la palourde *Chamelea gallina* et de la moule *Mytilus galloprovincialis* exposées à 22°C à un pH de 7,7 avaient une activité plus élevée de la SOD et de la glutathion S-transférase (GST) que celles de pH 8,1. Récemment, Gullian Klanian & Terrats Preciat (2017) ont décrit une corrélation négative entre la GPx et la SOD du fluide coelomique d'*Isostichopus badionotus* exposé à des températures suboptimales et à de faibles valeurs de pH ; ils ont signalé que l'activité de la GPx était maximale aux extrêmes des températures froides et chaudes, et que l'activité de la SOD augmentait entre 28 et 30°C. Ces résultats ont montré qu'à court terme, le pH plutôt que la température était plus important pour contrôler l'activité des antioxydants, et que plusieurs processus pouvaient être impliqués.

En outre, généralement les valeurs de pH des eaux naturelles sont comprises entre 6 et 8,5 (Derwich *et al.*, 2010). Les données collectées expriment une faible alcalinité convenable avec la survie des organismes. Il n'apparaît pas de variations saisonnières bien définies et les valeurs moyenne de pH n'ont pas indiqué de variation entre les différents sites.

4.2 Évaluation de la biodiversité

Les actions humaines ont un impact direct ou indirect sur la plupart des océans et de leur biodiversité. Seulement 13,2% de l'océan mondial peut être considéré comme encore préservé (Jones *et al.*, 2018). Cependant, Halpern *et al.*, (2015) ont déterminé que 97,7% des océans sont affectés par diverses perturbations. Le changement climatique et les phénomènes de pollution, d'invasion biologique, d'eutrophisation, de perte, de dégradation et/ou de fragmentation d'habitats, de surexploitation des ressources vivantes tendent à altérer le fonctionnement des écosystèmes et réduire les biens et services qu'ils fournissent (Halpern *et al.*, 2015; Poloczanska *et al.*, 2016; Smale *et al.*, 2019 ; Hammerschlag *et al.*, 2019).

Le littoral méditerranéen s'étend sur près de 200 000 km et offre une diversité de paysages impressionnante ainsi qu'une richesse biologique considérable, où de nombreuses espèces animales et végétales prospèrent (Cubells, 2007). Selon Coll *et al.*, (2010), il y a 17 000 espèces marines présentes en Méditerranée. La faune méditerranéenne ne forme pas une unité biogéographique, au contraire, il y a des échanges étroits avec l'océan Atlantique et le complexe mer Rouge, océan Indien et océan Pacifique (Augier, 1973). Par exemple, sur les côtes de l'Afrique du Nord, depuis la frontière Algéro-Marocaine jusqu'au Cap Bon (Tunisie), les peuplements sont caractérisés par la présence de la plupart des espèces typiquement méditerranéennes auxquelles s'ajoutent de nombreuses espèces d'origine atlantique, aussi bien sénégalaises que Nord-atlantiques (Pérès & Picard, 1964). Les intrusions d'espèces d'origine atlantique sont favorisées par le courant d'entrée par le détroit de Gibraltar, d'eau atlantique liée au caractère déficitaire en eau de la Méditerranée.

Du fait de leur mobilité permanente, de la variété des écosystèmes qu'ils englobent et des transformations qu'ils subissent, les littoraux sont des espaces particulièrement fragiles (Ghodbani & Bougherira, 2019), les activités humaines ont considérablement augmenté, causant des perturbations écologiques significatives et continuant à changer la structure des écosystèmes. Il est donc essentiel de surveiller de manière quantitative et qualitative l'environnement pour une gestion plus rationnelle et durable des ressources naturelles, y compris celles qui sont économiquement importantes (Antit *et al.*, 2018).

Les fonds des substrats infralittoraux sont une zone d'étude particulièrement intéressante en raison de leur grande richesse quantitative et qualitative et de la diversité des phénomènes biologiques qui s'y développent. Les Annélides polychètes avec les Mollusques bivalves, les Crustacés et les Échinodermes, sont les groupes dominants de la macrofaune des substrats meubles. Ils sont largement utilisés dans la plupart des études écologiques des communautés benthiques car ils apportent des informations essentielles pour comprendre les changements importants qui affectent actuellement les écosystèmes marins et agir en conséquence pour limiter les dégâts. Ces organismes sont largement utilisés comme indicateurs des conditions écologiques des écosystèmes marins et côtiers (Gibson *et al.*, 2000). En général, ces organismes relativement sédentaires ont des cycles vitaux longs qui leur permettent d'intégrer les effets des perturbations accidentelles et chroniques (Reiss & Kröncke, 2005) et présentent différents degrés de tolérance au stress (Torres-Gavila, 2008).

En effet, la macrofaune benthique est un outil efficace pour évaluer la qualité du milieu marin. Elle est un bon indicateur de l'état de santé des écosystèmes et de la variabilité des conditions environnementales. D'une part, le macrozoobenthos est une composante clé de l'organisation trophique car il est corrélé aux conditions écologiques prévalant dans le sédiment et la colonne d'eau sus-jacente où se manifestent les effets de l'enrichissement et de la pollution des milieux (Borja *et al.*, 2000; Morrisey *et al.*, 2003; Salas *et al.*, 2004). D'autre part, il est également une source de nourriture pour de nombreux consommateurs (Chaouti & Bayed, 2011).

La biodiversité marine en Algérie est riche (Grimes, 2004; Dauvin, 2013; Boumaza *et al.*, 2021), avec un grand nombre d'habitats le long des côtes de 1622,48 km (Bouroumi *et al.*, 2017). Il est crucial de surveiller l'évolution de cette biodiversité au fil du temps pour détecter les impacts de l'activité humaine à court terme, de la dynamique naturelle à moyen terme et des changements climatiques à long terme (Vela, 2017). Il est donc important de dresser un inventaire de la biodiversité locale et de suivre son évolution dans le temps pour évaluer les pertes potentielles de biodiversité causées principalement par les changements climatiques en Méditerranée (Cramer *et al.*, 2018).

Notre étude a permis de dresser un inventaire aussi exhaustif que possible des différents organismes présents dans la zone d'étude, ce qui a contribué à élargir la liste de la biodiversité algérienne. La technique utilisée dans notre étude permet de collecter à la fois l'endofaune et l'épifaune, ce qui a augmenté le nombre d'espèces récoltées. Au cours des campagnes de prélèvement, nous avons recensé un total de 4.236 individus répartis en 5 groupes de faune (Annélides, Mollusques, Arthropodes, Cnidaires et Echinodermes), appartenant à 20 familles différentes. L'analyse globale des populations récoltées a révélé une répartition des espèces assez similaire entre les trois sites d'étude. Les groupes les plus dominants et les plus diversifiés étaient les Annélides, suivis des Mollusques et des Arthropodes. Cependant, les groupes restants, à savoir les Cnidaires et les Echinodermes, étaient moins abondants et moins diversifiés par rapport aux autres groupes. Il est à noter également que Cnidaires était absents au niveau de Skikda.

Les différentes espèces d'Annélides Polychètes occupant le même biotope que *Perinereis cultrifera* se répartissent entre 03 grandes familles : les Nereididae avec une prédominance du genre *Perinereis* (*Perinereis floridana*, *Perinereis macropus*, *Perinereis marioni*, *Perinereis oliveira*, *Pseudonereis anomala*, *Platynereis dumerilii*, *Nereis falsa*, *Nereis virens*), les Polynoidae (*Lipidonotus clava*) et les Phascolosomatidae (*Phascolosoma sp*) ; il est également

à noter que la présence de ces espèces au niveau des trois sites montre une grande variabilité, Sur les 30 espèces identifiées, seul 17 étaient rencontrées au niveau des trois sites à savoir (*Perinereis cultrifera*, *Perinereis marioni*, *Nereis falsa*, *Patella rustica*, *Patella caerulea*, *Cymbula safiana*, *Stramonita haemastoma*, *Siphonaria pectinata*, *Diodora graeca*, *Eriphia verrucosa*, *Pachygrapsus marmoratus*, *Eurydice pulchra*, *Arbacia lixula*, *Mytilus sp*, *Gibbula sp*, *Amphipoda sp* et *Phascolosoma sp*). Des recherches récentes menées sur le littoral ouest de l'Algérie ont montré que certaines espèces d'Annélides polychètes (*Nereis pelagica* et *Nereis falsa*) prospèrent particulièrement bien dans les régions où les conditions physiologiques sont extrêmes influencées par des facteurs de stress anthropiques (Kies *et al.*, 2020). Ces résultats viennent étayer les nôtres, car nous avons également retrouvé *Nereis falsa* en grand nombre dans les sites pollués à Annaba et Skikda, ce qui confirme les interactions entre la santé de la biodiversité et l'abondance avec les facteurs environnementaux influencés par des facteurs de stress anthropiques (Kies *et al.*, 2020). Les annélides polychètes sont des organismes sensibles aux perturbations de leur milieu, comme l'a montré une étude réalisée par Chaïbi *et al.*, (2018) dans la ville portuaire de Radés en Tunisie. Selon cette étude, la persistance de ces perturbations empêche le développement d'un peuplement plus mature, ce qui rend ces organismes utiles pour détecter les signes de dégradation de l'environnement.

Les écosystèmes marins littoraux en méditerranée ont fait l'objet de nombreuses études révélant une diversité remarquable (Ayari & Afli, 2003; Dauvin *et al.*, 2013; Hussein *et al.*, 2019; Kies *et al.*, 2020).

Les résultats de notre étude sur la structure trophique des communautés benthiques, comme les Annélides, les Mollusques et les Arthropodes, concordent avec ceux obtenus dans la même région par d'autres chercheurs tels que Rouabah & Rouabah (2007), Younsi (2014), Guemouda (2015), Meghlaoui (2015), Snani (2016), Gasmi (2018), Ramdani (2020) et Rezzag-Mahcen *et al.*, (2022 a, b). Il y a peu de recherches sur la macrofaune côtière en Algérie, et celles qui ont été menées se concentrent sur les fonds côtiers. Cela rend la comparaison avec les études réalisées en Tunisie et au Maroc difficile, car il existe un manque de données. Selon Grimes (2011), de nombreuses études ont été consacrées aux principaux groupes zoologiques, tout en négligeant d'autres groupes considérés comme marginaux, en raison de l'absence de taxonomistes intéressés par ces groupes. Dauvin *et al.*, (2013) ont inventorié 1642 espèces d'invertébrés. Ce chiffre est considérable, et correspond à plus de 15% du nombre d'invertébrés connus en mer Méditerranée (10 902 espèces). La richesse des espèces différerait principalement

d'un groupe zoologique à un autre. Le groupe le plus diversifié est celui des crustacés, avec 603 espèces, soit 27% des espèces recensées en Méditerranée. Les polychètes, avec un nombre similaire d'espèces 599, représentaient 51% ; les mollusques, avec 322 espèces, représentaient 15%, et les échinodermes, avec 48 espèces, représentaient >31% (les pourcentages sont comparés avec le nombre d'espèces recensées en Méditerranée). Les autres groupes d'invertébrés étaient moins diversifiés, avec un total de 70 espèces. Parmi les crustacés, les amphipodes représentaient 56 % des espèces, et les décapodes constituaient le deuxième groupe le plus important, avec 18% des espèces. Parmi les mollusques, les bivalves et les gastéropodes représentaient respectivement 57% et 38%. En ce qui concerne les Annélides polychètes [Grimes \(2004\)](#) a décrit la présence de 54 espèces des fonds durs, ce qui représente un nombre non négligeable en terme de biodiversité.

[Arvanitidis et al., \(2002\)](#) ont estimé qu'il existait 884 espèces d'annélides en Méditerranée, dont 402 considérées comme cosmopolites, 275 comme Atlantico-méditerranéennes, 68 comme Amphi-Atlantiques, 121 comme endémiques et 18 comme Indo-méditerranéennes.

Selon [Gillet \(2017\)](#), la faune annélidienne du Maroc, qui compte 321 espèces, est constituée principalement d'espèces atlantiques et méditerranéennes. Cependant, elle est similaire à celle de la Tunisie, qui compte 404 espèces avec une seule façade maritime ([Chaibi et al., 2018](#)). Bien que le nombre d'espèces annélidienne en Algérie soit inférieur à celui de la France nous pensons qu'il est beaucoup plus élevé ce qui montre l'importance de poursuivre des recherches dans le domaine de la systématique afin d'avoir une meilleure connaissance de la faune annélidienne Algérienne. L'inventaire actuel des espèces de polychètes est principalement compilé à partir de données recueillies au cours de trois périodes successives : la première de 1886 à 1928, (conduisant à 28 familles et 96 espèces), la deuxième de 1963 à 1970, (en tête à 44 familles et 196 espèces), et enfin de 1975 à 2010, (menant à la liste finale avec 58 familles et 534 espèces). Au cours de ces trois périodes, le nombre d'espèces enregistrées est passé de 96 à 534. Les travaux de doctorat de [Bakalem \(2008\)](#) et [Grimes \(2010\)](#) ont répertorié un grand nombre de polychètes dans les habitats de fond mou des golfes, baies et ports côtiers algériens, avec 54 et 51 familles et 444 et 506 espèces respectivement. Il est important de noter qu'il n'y a pas eu de nouvelles découvertes de polychètes entre 1928 et 1963 et qu'aucune étude n'a eu lieu depuis 2011 ([Bakalem et al., 2020](#)). Parmi les 534 espèces de polychètes recensées le long de la côte algérienne, 45 sont considérées comme "espèces douteuses" et 38 sont actuellement considérées comme des complexes d'espèces. Ces chiffres représentent respectivement 8 et 6,5% de la richesse totale des polychètes. Des données supplémentaires sont nécessaires pour

confirmer leur présence dans les eaux algériennes. Il est important de noter que la plupart de ces espèces ont déjà été signalées dans d'autres inventaires de polychètes (Faulwetter *et al.*, 2017).

Les calculs des indices écologiques de diversité les plus couramment utilisés, tels que l'indice de Shannon-Weaver (H') et l'indice d'équitabilité de Piélo (J'), visent à évaluer l'équilibre numérique des populations. L'indice de Shannon-Weaver (H') mesure la diversité de la population, tandis que l'indice d'équitabilité de Piélo (J') mesure l'équité de la répartition des individus entre les différentes espèces. Ces deux indices sont utilisés pour évaluer l'état des peuplements et la variabilité de la communauté d'organismes.

Nos résultats montrent qu'il y a une diversité plus élevée au niveau du site d'El-Kala par rapport aux deux autres sites, Annaba et Skikda. Il est admis que les valeurs de l'indice de Shannon-Weaver (H') varient de 0 lorsque tous les individus appartiennent à la même espèce, à un nombre positif plus ou moins grand lorsque les individus sont répartis entre différentes espèces. Pour une même richesse spécifique, la valeur de (H') augmente lorsque l'équitabilité augmente. Selon Grimes (2010), l'échelle suivante est utilisée pour les valeurs de l'indice H' : > 4 très équilibré ; entre (2,5 et 4) équilibré ; entre (1,5 et 2,5) déséquilibré ; H' < 1,5 très déséquilibré. En se référant à cette échelle, le site d'El-Kala est considéré comme équilibré, tandis qu'Annaba et Skikda sont considérées comme déséquilibrées. En se basant sur l'échelle proposée par Simboura & Zenetos (2002), il est démontré que le site d'El-Kala présente une écologie moyenne, tandis que les deux autres sites affichent une écologie médiocre. En ce qui concerne l'indice d'équitabilité de Piélo, Grimes (2010) a élaboré une échelle qui permet de classer les résultats en quatre catégories : une répartition normale lorsque l'indice varie entre 0,8 et 1, une répartition subnormale entre 0,6 et 0,8, une répartition déséquilibrée entre 0,4 et 0,6 et enfin une répartition très déséquilibrée lorsque l'indice est inférieur à 0,4. Cela signifie que la répartition des populations d'El-Kala, Annaba et Skikda est considérée comme subnormale selon l'échelle utilisée, avec des valeurs plus élevées à El-Kala par rapport à Annaba et Skikda. Selon Hamdy & Dorgham (2019), les différences observées dans les indices écologiques entre les différents taxons benthiques pourraient être liées à la prédominance continue d'une espèce spécifique.

Il y a eu un certain nombre de travaux sur la flore algale algérienne (Perret Boudouresque & Séridi, 1989 ; Kadari-Méziane, 1994 ; Séridi, 2007 ; Grimes, 2012 ; Ould-Ahmed *et al.*, 2013). En regroupant tous les taxons et stades d'algues signalés sur les côtes algériennes (d'ouest en

est), plus de 468 taxons ont été inventoriés. Selon [Séridi \(2007\)](#), la flore algale algérienne reste peu étudiée. Dans notre étude, nous avons effectué un inventaire des espèces d'algues rencontrées et avons identifié 09 espèces. Les Ochrophytes sont le groupe le mieux représenté, incluant (*Sargassum sp*, *Cystoseira sp*, *Cystoseira compressa* et *Padina pavonica*), les Chlorophytes sont représentés par *Ulva rigida*, les Rhodophytes sont représentés par *Corallina caespitosa* et les Magnoliophytes sont représentés par *Posidonia oceanica*. Dans une étude récente effectuée sur les côtes d'Oran, ces 04 groupes d'algues ont également été inventoriées ([Hussein et al., 2019](#)).

4.3 Effets de la pollution sur les paramètres : morphométrique et pondéral

Les paramètres morphométriques, la taille corporelle et le poids corporel de l'espèce *Perinereis cultrifera* ont été étudiés afin d'examiner les éventuels effets de la pollution sur la croissance et la reproduction de cette espèce. La réponse des organismes à la pollution chimique de l'environnement leur permet de maintenir ou de rétablir dans une certaine mesure un certain équilibre. Ces mécanismes homéostatiques s'expriment au niveau individuel par la dépense énergétique ([Le Gal et al., 1997](#)). Un changement dans la croissance peut indiquer un changement de la quantité d'énergie présente dans un organisme et suggère une réduction dans la conversion énergétique en tissus somatiques. Les organismes peuvent améliorer leur survie dans un environnement contaminé par le développement d'une résistance avec une réponse évolutive aux contaminants. Cependant, l'évolution de cette résistance s'accompagne généralement d'une forme physique coûteuse, telle que la diminution de la reproduction et de la croissance ([Wirgin & Waldman, 2004](#)) ou une tolérance réduite à différents facteurs de stress ([Meyer & Di Giulio, 2003](#)).

Le suivi mensuel des mesures biométriques montre une évolution similaire chez les femelles des trois populations provenant des trois sites (El-Kala, Annaba et Skikda). Le poids augmente progressivement au début de la période d'étude, pour atteindre une valeur maximale durant les deux mois de Mars et d'Avril dans les trois sites d'étude. Cette augmentation est suivie d'une diminution du poids au début du mois de Mai. Cela correspond à la période de différenciation sexuelle. Certains auteurs ont observé que différentes espèces de bivalves exposées à la pollution environnementale peuvent présenter une croissance lente ([Peteiro et al., 2006](#)). Elle peut également être associée à des épisodes de contamination chimique qui impliquent une perte de poids des tissus des organismes, liée à une mobilisation des réserves d'énergie pour leur détoxification ([Modassir & Ansari, 2000](#)). Bien que les trois populations montrent une évolution

similaire, on constate que les valeurs enregistrées chez les femelles d'El-Kala (La Montagne) sont toujours élevées par rapport à celles des femelles des deux d'autres sites (Annaba et Skikda). Ceci est en accord avec plusieurs études réalisées sur *Nereis diversicolor* indiquant que ces paramètres biométriques chez les vers provenant des sites pollués n'ont jamais atteint une valeur supérieure que ceux du site sain. Ils ont également confirmé que les vers vivant dans des environnements stressés ont un stade de prise de poids réduit (Durou *et al.*, 2007, 2008; Gillet *et al.*, 2008).

Comme le poids, la longueur totale des individus augmente progressivement au début de la période d'étude, atteignant une valeur maximale au cours des mois de Mars et d'Avril dans les différents sites, suivie d'une diminution de la longueur au début de Mai. Ces résultats s'alignent sur ceux des variations mensuelles du poids corporel. Bien que les trois populations montrent une évolution similaire, on constate que les valeurs enregistrées chez les femelles d'El Kala (La Montagne) sont toujours élevées par rapport à celles enregistrées chez les femelles des deux sites Annaba (Saint Cloud) et Skikda (Bikini). Les individus échantillonnés à Skikda (Site pollué) sont plus petits que ceux recueilli d'El-Kala (site relativement sain) et la différence entre les deux populations est très significative.

Dutrieux *et al.*, (1989) indiquent que l'exposition d'un Nereididae, *Nereis*, aux contaminants organiques entraîne une réduction de la taille moyenne en fonction du gradient de pollution. Une étude sur l'effet de la résistance de *Nereis diversicolor* aux métaux a indiqué une diminution éminente des facteurs de croissance comparé à la population non résistante (Pook *et al.*, 2009); chez *P. cultrifera* et autres espèces de Nereidae, les caractéristiques biométriques diffèrent beaucoup selon la localisation géographique (Rouabah & Scaps, 2003; Ertan Cinar & Ergen, 2005; Rouhi *et al.*, 2008).

Il est clair que les paramètres biométriques varient considérablement en fonction des populations géographiques. Sur la côte française de l'Atlantique, il est de 3 g (Cazaux, 1965). Dans le nord de la mer, il varie entre 3 et 6,6 g (Scaps *et al.*, 1992a). En Tunisie, il est de 0,24 g en moyenne (Zghal & Ben Amor, 1989). Et sur la côte marocaine d'El Jadida, il varie entre 0,11 et 0,65 g (Rouhi *et al.*, 2008). Pour les populations d'Alexandrie en Egypte les spécimens ont un poids de 0,58 g (Hamdy *et al.*, 2020). Selon Durchon (1957), cette variabilité pourrait être due à des facteurs internes liés à la génétique ou aux hormones, ou à des facteurs externes tels que la température, la salinité et l'alimentation. Plusieurs études ont montré que la structure de la population varie en fonction de la profondeur bathymétrique. Scaps *et al.*, (1992a) ont

constaté que les individus de grande taille sexuellement différenciés sont prédominants dans les fonds marins où l'on trouve l'algue *Fucus serratus*, tandis que les individus de petite taille sont prédominants au sommet de cette zone. Miron & Desrosiers (1990) ont également observé une similitude dans la distribution de la population de *Nereis virens*.

4.4 Effets de la pollution sur la reproduction

4.4.1 Étude de la maturité et de la Sex-ratio

Les individus sexuellement différenciés pour les trois populations recueillies des différents sites d'étude ont été observés dans chaque mois d'échantillonnage. Leur pourcentage a été au maximum durant la période d'étude qui s'étale de Février à Mai, annonçant que la majorité des individus ont été sexuellement mature, et sur le point de se reproduire ; cependant, les individus sexuellement indifférenciés étaient très marqués de Juin à Septembre, où l'on constate également une nette diminution dans la population d'âge mûr au cours de ces quatre mois, et c'est certainement le résultat de la mort des géniteurs. Nos résultats sont en accord avec les travaux sur *P. cultrifera* présents en Algérie (A. Rouabah & Scaps, 2003 ; L. Rouabah *et al.*, 2008 ; Ramdani *et al.*, 2020). Selon ces auteurs, la hausse de la proportion d'individus des deux sexes correspond à la période de la reproduction la plus intense, ainsi que la différenciation sexuelle des individus de la deuxième génération. Si elle est accompagnée par l'augmentation de la proportion d'individus immatures, elle reflète l'émergence d'une nouvelle génération d'individus indifférenciés.

La sex-ratio déterminée pour les deux populations de *P. cultrifera* indique que les individus femelles sont plus nombreux que les individus mâles. Ce résultat va dans le même sens que celui de plusieurs auteurs démontrant le déséquilibre existant entre les deux sexes en faveur des femelles chez les Néréides (Durou *et al.*, 2008; El Barhoumi *et al.*, 2013; Hamdy *et al.*, 2020; Ramdani *et al.*, 2020), apparemment en raison du fait qu'il est très difficile d'identifier les plaques spermatiques (A. Rouabah & Scaps, 2003; L. Rouabah *et al.*, 2008a); Cependant, nos résultats contredisent ceux de Prevedelli & Simonini (2003), qui ont rapporté que la sex-ratio dans une population de *P. cultrifera* échantillonnés dans un habitat saumâtre (lagune de Venise) est en équilibre.

4.4.2 Étude biométrique de la croissance ovocytaire

L'étude biométrique de la croissance des ovocytes de trois populations de *Perinereis cultrifera* a montré que les ovocytes ont une croissance asynchrone, et que la reproduction est plus intense

de Mars à Mai ; cependant, les ovocytes mettent 9 à 12 mois pour arriver à maturité et leur diamètre à maturité est d'environ 200-400 μm ; à la différence de ce qui est fréquemment admis, nous avons trouvé des différents diamètres dans les mêmes individus ; d'un autre côté, chez des espèces apparentées telles que *Platynereis dumerilii* (Fischer & Dorresteijn, 2004) et *Nereis virens* (Hoeger *et al.*, 1999), la croissance des ovocytes est synchrone. Nos résultats confirment les observations précédentes sur le mode de reproduction de *P. cultrifera* sur la côte Est d'Algérie (Daas *et al.*, 2011), qui a constaté que les individus attribués à *P. cultrifera* se reproduisent exclusivement par épitoquie. Ces résultats sont en désaccord avec ceux rapportés dans la baie d'Alger (L. Rouabah *et al.*, 2008a) indiquant que la reproduction est de type atoque. Le mode de reproduction de *P. cultrifera* a été examiné dans d'autres sites de la mer Méditerranée par d'autres auteurs. La reproduction serait de type épitoque à Salammbô près de Tunis (Zghal & Ben Amor, 1989) et dans la lagune de Venise (Ansaloni *et al.*, 1986), alors qu'il est de type atoque dans la région de Marseille (Perès & Rancurel, 1948). Des individus matures ont été trouvés en Mai à Salammbô (Zghal & Ben Amor, 1989) et en Mars dans la lagune de Venise (Ansaloni *et al.*, 1986).

Nos résultats sont en accord avec ceux de A. Rouabah & Scaps (2003) qui a déterminé le cycle ovogénétique de *P. cultrifera* échantillonné à Saint-Cloud (Annaba). Ils ont confirmé que la croissance des ovocytes s'étend sur une période de 16 mois, et que la reproduction a lieu fin Avril début Mai. La même étude a mis en évidence deux groupes de femelles qui sont présents lors de l'ovogenèse, l'un d'eux étant porteur d'un diamètre ovocytaire important, et l'autre un diamètre plus faible. Cette dernière observation a été confirmée par L. Rouabah *et al.*, (2008b) sur deux populations, de Pointe Pescade et Figuier (baie d'Alger). Ils ont également démontré que la maturité des ovocytes prend place après 9 à 12 mois à compter du recrutement des ovogonies.

P. cultrifera est une espèce sémelpare, la reproduction entraîne la mort des individus après la libération des gamètes. On note cependant qu'au mois de juin, il y a encore un groupe de femelles portant un grand diamètre, qui diminue au cours du mois de Juillet, ce qui ne laisse pas supposer qu'il y a une nouvelle cohorte de femelles en cours d'ovogenèse. Cette remarque a été observée par Golding & Yuwono (1994) chez *N. diversicolor* qui suggère qu'ils sont des individus qui ne parviennent pas à se reproduire, chez lesquels la ponte a été bloquée. Cela s'explique par la présence d'une deuxième ponte, ces résultats sont en accord avec ceux de L. Rouabah *et al.*, (2008b) qui a démontré que la reproduction chez *P. cultrifera* à partir de la baie

d'Alger se déroule tout au long de l'année, mais elle est plus intense à partir du mois de Mars jusqu'à Mai. Chez *Nereis virens*, l'ovogénèse se déroule dans presque un an et demi, en trois phases : une première phase d'une croissance lente, une phase intermédiaire pendant laquelle la taille des ovocytes est multipliée par six environ, et une dernière phase au cours de laquelle les ovocytes atteindront leur stade final de développement (Hoeger *et al.*, 1999); de même, selon Zribi *et al.*, (2007), l'ovogénèse se produit de la même manière chez la plupart des Néréides ; chez *P. macropus*, trois catégories d'ovocytes ont été classés selon leur taille, celle de la prévitellogénèse, celle de la vitellogénèse, au cours de laquelle les ovocytes ont une taille nettement plus importante ; et qu'au stade final de maturité où les ovocytes atteignent leur diamètre maximal. Il convient de noter que le diamètre de l'ovocyte enregistré chez les femelles des deux sites Annaba (Saint-Cloud) et Skikda (Bikini) était significativement inférieur à celui enregistré chez les femelles d'El-Kala (La Montagne), cela se traduit par le stockage de réserves pendant le processus d'ovogénèse qui semble inférieur chez cette population, alors qu'en Juin et juillet, le résultat est probablement dû à l'apparition de femelles de la nouvelle génération en cours d'ovogénèse. Nos résultats ne sont pas en accord avec ceux de Hamdy *et al.*, (2020) qui ont montré que l'activité gonadique était maximale pendant la période estivale chez *P. cultrifera* dans la région d'Alexandrie en Egypte. La reproduction dans la Manche (Herpin, 1925) et le bassin d'Arcachon (Cazaux, 1965) est d'un type épitoque et les individus de *P. cultrifera* ont une durée de vie de 3 ans. Dans la région d'Arcachon la saison de reproduction est courte et la ponte a lieu de la fin avril à début juin (Cazaux, 1965). *P. cultrifera* est largement répandu le long de la méditerranéenne et fréquemment utilisé dans les études du milieu marin (Scaps *et al.*, 2000; Guemouda *et al.*, 2014). Dans la Manche, des observations spécifiques faites par (Herpin, 1925) indiquent que la reproduction a lieu de Mai à Juin et parfois en Juillet. Cependant, nous avons également trouvé une proportion relativement élevée de femelles contenant des ovocytes de Mars à Avril ; on peut donc envisager que la période de reproduction s'étend de janvier au mois d'avril. Par conséquent, la période de ponte peut changer d'année ou de site car la gamétogénèse et la libération de gamètes pourraient être influencées par la température, comme chez un certain nombre de polychètes (Giangrande & Petraroli, 1991; P. J. W. Olive, 1995; P. J. Olive *et al.*, 1997).

4.4.3 Évaluation des fréquences de taille ovocytaire

L'étude biométrique de la croissance des ovocytes chez *P. cultrifera* a montré que les ovocytes présents dans la cavité cœlomique ont des tailles variables et hétérogènes, indiquant une ovogénèse asynchrone. Pour quantifier ces variations, nous avons utilisé le diamètre des ovocytes comme indicateur de maturation, et identifié huit groupes d'ovocytes à l'aide d'un

intervalle de classe de 50 μm . Les ovocytes ayant achevé la vitellogenèse mesuraient entre 250 et 400 μm . Les femelles avec des ovocytes de petite taille (diamètre inférieur à 50 μm) étaient présentes tout au long de l'année. Il en découle que la période de reproduction s'étend de Mars à Mai. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par [Ramdani et al., \(2020\)](#) et [El Barhoumi et al., \(2013\)](#) pour les espèces *P. cultrifera* et *Marphysa sanguinea* respectivement.

4.4.4 Étude de l'indice de maturité sexuelle

Chez les néréides, au cours de l'ovogenèse, les ovocytes flottent librement dans le liquide cœlomique des vers femelles. La mesure du diamètre des ovocytes nous a permis de déterminer le stade de maturité sexuelle. Néanmoins, il a été suggéré que l'aspect de l'ovocyte pourrait être un indicateur plus sensible en particulier en relation avec l'activité hormonale ([Schroeder et al., 1977](#)).

Dans ce travail, la maturité sexuelle des femelles a été définie par des étapes allant de 1 à 4 après examen au microscope d'une aliquote de fluide cœlomique. Selon les vers au stade 1, les cellules germinales sont absentes dans la cavité cœlomique. En ce qui concerne les vers au stade 2, les cellules germinales sont liées par des ponts cytoplasmiques et la méiose n'est pas initiée. Lorsque la méiose est initiée, certains ovocytes primaires apparaissent dans le liquide cœlomique mais la grappe oogoniale est toujours présente (stade 2). Le diamètre minimum des ovocytes varie de 15 à 20 μm . Ensuite, les ovocytes initient une phase de la croissance (stade 3), c'est-à-dire la vitellogenèse, absorbant les ressources par le fluide cœlomique. Les ovocytes sont de taille très hétérogène (de 65 à 190 μm). Enfin, les ovocytes entrent dans un processus de maturation et atteignent un diamètre maximal d'ovocytes égal ou supérieur à 250 μm conduisant à des gamètes matures et facilement prêtes à être engendré (étape 4). Nos résultats sont en accord avec les travaux de [Ramdani et al., \(2020\)](#) sur la même espèce et ceux de [Durou & Mouneyrac \(2007\)](#) sur *Nereis diversicolor* où l'indice de maturité sexuelle était le plus élevée en période de reproduction et variable selon le gradient de pollution.

4.4.5 Étude de l'épitoquie

De nombreuses espèces de Néréidiens subissent une véritable métamorphose appelée épitoquie, au moment de la reproduction. Leur musculature, en particulier, subit d'importants remaniements. Au cours de l'épitoquie des Nereidiens, les fibres musculaires longitudinales ne sont pas formées *de novo*, à partir de cellules indifférenciées ou myoblastes, mais proviennent des fibres anciennes atoniques. Celles-ci subissent une véritable différenciation plus ou moins

synchrone. Les deux processus ne sont pas successifs mais simultanés, et une dédifférenciation complète est absente (Wissocq, 1977).

Les modifications morphologiques associées à l'état épitoque commencent à apparaître chez les femelles de *P. cultrifera* au site d'El-Kala dès Février. En Avril, 83,33% des femelles à El-Kala sont épitoques, elles ont une couleur vert bouteille et des ovocytes de grand diamètre dans le liquide cœlomique. En Mai, 71,66% des femelles de *P. cultrifera* à El-Kala sont épitoques. La présence d'une forte proportion de femelles épitoques avec des ovocytes de grand diamètre lors de la récolte d'Avril et leur faible abondance lors de la récolte de Mai indique que la période de reproduction se situe entre fin Avril et début Mai.

La reproduction chez ce polychète est influencée par des facteurs externes qui interagissent avec les facteurs neuroendocriniens (Cassier *et al.*, 1997). L'épitoquie est contrôlée par des facteurs neuroendocriniens (Durchon & Joly, 1978) via le ganglion cérébral et les cellules neurocécétrices. La nereidine (une hormone cérébrale) inhibe les gamétogenèses mâle et femelle ainsi que les transformations somatiques de l'épitoquie. Cela se traduit par une alternance entre deux types d'épitoquie : une épitoquie médiane et une épitoquie médiane et postérieure. Nos résultats sont en accord avec les travaux de Younsi *et al.*, (2010) et Ramdani *et al.*, (2020).

4.5 Évaluation du taux de vitellogénines et de vitellines

La vitellogénine (précurseur du constituant majeur des réserves des ovocytes) est sécrétée par les éléocytes et absorbée par les ovocytes au cours de la vitellogenèse (Bonnier & Baert, 1992). Ce processus d'absorption est une endocytose médiée par un récepteur (Rees & Olive, 1999). Dans les ovocytes, un processus de conversion, impliquant notamment des clivages protéiques, transforme le précurseur (la vitellogénine incorporée) en vitelline (Baert, 1985; Porchet *et al.*, 1989; J. L. Baert & Slomianny, 1992; Rees & Olive, 1999; J.-C. Andries, 2001).

La vitellogénine synthétisée est incorporée dans les ovocytes après le transfert par le biais du fluide cœlomique. Dans les cellules germinales, un processus de conversion, impliquant des clivages protéolytiques de la vitellogénine, produit des vitellines matures qui sont accumulés dans les granules vitellins (Maurice *et al.*, 2011).

Chez l'espèce *P. cultrifera*, la vitelline se produit au cours de la deuxième étape de l'ovogénèse « la corticogénèse » qui suit l'étape de la vitellogenèse. En outre, les résultats des études métaboliques *in vitro* montrent une augmentation progressive du taux de sécrétion de

vitellogénines (le précurseur) nouvellement synthétisées par les coelomocytes (éléocytes) qui produisent cette protéine jusqu'à la fin de la croissance des ovocytes. Ainsi, contrairement aux résultats des précédentes études cytologiques et auto-radiographiques, les données actuelles indiquent clairement que le processus de vitellogénèse est actif non seulement pendant la phase de vitellogénèse, mais aussi tout au long de la corticogénèse (Baert & Slomianny, 2011).

Le fait que l'ovocyte soit capable d'assumer de façon autonome ses synthèses vitellines a souvent été considéré comme un caractère primitif (Biliflski, 1976; Gremigni, 1979). Parmi les Annélides Polchètes, les Néréidiens ont longtemps semblé répondre à ce critère. Chez les vers marins, les résultats obtenus par autoradiographie ont en effet montré que l'ovocyte est capable de synthétiser un matériel protéique à destination des globules vitellins (Dhainaut, 1967, 1970; Bertout & Dhainaut, 1971; Dhainaut & Porchet 1977).

Le suivi mensuel du taux de vitellogénines et de vitellines montre, une augmentation considérable de la quantité de vitellogénines et de vitellines chez les femelles de *P. cultifera* durant le mois d'Avril. Une différence très hautement significative a été enregistrée concernant le taux de vitellogénines et une différence très hautement significative pour les vitellines entre le site de référence (El-Kala) et les sites pollués (Annaba et Skikda).

Nos résultats sont en accord avec les travaux de V. Baert *et al.*, (2011b), Maurice *et al.*, (2011), Ramdani *et al.*, (2020) et Cheghib *et al.*, (2020) sur le poisson *Gambusia affinis* exposés à un insecticide (actara) ainsi que Ameer *et al.*, (2022) sur l'espèce de crustacé *Atyaephyra desmaresti*. L'ovogenèse est asynchrone où les ovocytes baignant dans le liquide coelomique se trouvent à des stades différents de vitellogénèse.

Les résultats montrent un ralentissement du passage des constituants vitellins vers les ovocytes des femelles provenant du site d'Annaba et celui de Skikda, ceci pourrait s'expliquer soit par une perturbation de synthèse de l'hormone cérébrale (Durchon & Porchet, 1971) soit par l'imperméabilité de la membrane vitelline bloquant la diffusion des matériaux vitellins sont même un dysfonctionnement des éléocytes qui se sont concentrés beaucoup plus sur les réponses immunitaires par rapport au stress environnemental.

4.6 Étude du taux de protéines et de lipides

Le métabolisme énergétique est crucial pour la survie, le fonctionnement de l'organisme, ainsi que pour l'adaptation et la résistance au stress. La quantité d'énergie disponible, la vitesse à laquelle elle peut être acquise et transformée par le métabolisme, ainsi que la capacité à la stocker sont inévitablement limitées dans tout organisme. Par conséquent, la régulation de la

dépense énergétique et son affectation à différentes fonctions sont fondamentales pour la santé de l'organisme. Le stress environnemental peut fortement affecter l'équilibre énergétique d'un organisme en raison de l'énergie supplémentaire nécessaire au rétablissement et au maintien de l'homéostasie qui peut mettre à rude épreuve les systèmes impliqués dans l'acquisition et la conservation de l'énergie (Sokolova *et al.*, 2012). L'augmentation des stress toxiques dans les habitats aquatiques à un effet direct sur l'aptitude des organismes aquatiques et la survie de leurs populations, comme l'indique la diminution de la biodiversité dans les zones polluées (Grant & Briggs, 2002; Dolbeth *et al.*, 2007). Les animaux macrobenthiques, ont développé des stratégies impressionnantes comprenant des défenses chimiques, structurelles et comportementales pour éviter des menaces sans précédent. Il a également été prouvé que les coelomates produisent des métabolites secondaires spécifiques ou modifient leur modèle de synthèse (Reverter *et al.*, 2016). Les coelomates sont capables de produire ou de modifier le niveau d'expression des métabolites primaires ou intermédiaires contre les facteurs de stress chimiques ou biologiques.

La cavité coelomique fait partie du plan corporel principal des annélides. Cet espace rempli de liquide occupe un volume considérable du corps et sert de site important d'échange de métabolites et de protéines. En plus des substances de faible poids moléculaire telles que les acides aminés, le glucose et le lactate, le fluide coelomique contient différentes protéines qui peuvent provenir de tissus adjacents (intestin) ou de la sécrétion des cellules coelomiques (Schenk & Hoeger, 2020).

Les lipides et les glucides fournissent les sources d'énergie essentielles et facilement disponibles pour la plupart des invertébrés aquatiques, bien que leur importance comme sources primaires ou secondaires de l'énergie varie au sein des espèces (Taghon *et al.*, 1994) ; en fonction des saisons, le statut de reproduction de l'organisme et la durée de l'état de stress. Lorsque ces réserves d'énergie atteignent un seuil critique, les protéines peuvent être aussi une source importante d'énergie, bien qu'ils ne sont pas synthétisés et stockés dans ce but (Le Gal *et al.*, 1997). Mayer *et al.*, (2002) ont suggéré l'utilisation des niveaux des réserves métaboliques afin d'examiner les perturbations du métabolisme énergétique. De même que Smolders *et al.*, (2004) ont signalé que ce paramètre est le plus sensible et la plus rapide à évaluer dans les conditions sous optimales de l'environnement.

Parmi les réserves énergétiques, les protéines jouent un rôle fondamental dans l'organisme biologique. Elles peuvent assurer la catalyse biochimique, la régulation hormonale et s'intégrer dans la cellule en tant que constituants structuraux en même temps que les lipides et les glucides

(Jacob & Monod, 1961). À côté des protéines, les glucides et les lipides jouent un rôle important dans la constitution des réserves destinées au développement de l'embryon chez les Annelides (Rouabah-Sadaoui & Marcel, 1995).

Beaucoup d'auteurs se sont intéressés par ailleurs à l'étude de l'impact de la pollution sur la biochimie des organismes polychètes. Ils ont utilisé beaucoup d'espèces comme bioindicateurs de la pollution : *Nereis diversicolor*, *Nereis virens*, *Neanthes succina* (Rewitz *et al.*, 2004; Demuyneck *et al.*, 2006; Rhee *et al.*, 2007 ; Durou & Mouneyrac, 2007 ; Gillet *et al.*, 2008; Douhri & Sayah, 2009). Cependant moins sont ceux qui ont basé leurs études sur la relation entre la reproduction et la biochimie de ces organismes. Les concentrations en protéines corporelles et ovocytaires enregistrées au niveau du site d'El-Kala sont toujours plus élevées par rapport à celles enregistrées à Annaba et Skikda. Les résultats obtenus concernant l'évolution des protéines corporelles et ovocytaires révèlent des différences qui varient avec la période d'activité sexuelle surtout au mois d'Avril où l'on constate un pic avec un taux plus élevé chez *P. cultrifera* suivi d'une diminution après la période de maturation sexuelle. Ces résultats s'accordent avec ceux de Porchet (1974) chez *P. cultrifera*. Il rapporte que la teneur en protéines totales augmente progressivement pendant la maturation sexuelle.

Ces résultats s'accordent aussi avec ceux d'Hennad & Harratt (2018) ; Belajal & Hmidi (2020) chez *P. cultrifera*. Cet appauvrissement en énergie a été aussi indiqué par Durou *et al.*, (2005, 2007) chez *Nereis diversicolor*. Les mêmes résultats ont été rapportés chez *Dreissena polymorpha* (Nalepa *et al.*, 1993) et chez l'huître *Crassostrea gigas* (Pazos *et al.*, 1996), où les teneurs en protéines augmentent au cours de la maturation sexuelle et diminuent vers la fin de l'activité de reproduction.

L'analyse quantitative des lipides corporelles et ovocytaires montre que les valeurs enregistrées au niveau du site d'El-Kala sont toujours plus élevées par rapport à celles enregistrées à Annaba et Skikda avec un taux élevé dans les trois sites durant la période de maturation des ovocytes. Ces résultats s'accordent avec ceux de Garcia-Alonso *et al.*, (2006) chez *N. virens* et pendant la maturation des ovocytes, les gouttelettes lipidiques se concentrent près du noyau de chaque ovocyte. Ces résultats ne concordent pas avec ceux de Caner (1981) chez *P. cultrifera*. Il rapporte que le taux de lipides diminue durant la maturation des ovocytes. Fontaine (1982) a dosé chez *P. cultrifera* les lipides totaux du liquide coelomique, des coelomocytes et des ovocytes en fonction de l'âge des vers. Il trouve que les lipides constituent 12,5 à 26,6 % du poids sec. Rouabah-Sadaoui & Marcel (1995) ont rapporté par ailleurs que les polychètes sont

plus riches en lipides que les lombriciens. Les mêmes résultats ont été rapportés chez les Bivalves : *Tapes decussatus* et *T. philipinarum* (Beninger & Stephanj, 1985), ainsi que chez *Dreissena polymorpha* (Nalepa *et al.*, 1995) et chez l'huître *Crassostrea gigas* (Pazos *et al.*, 1996), où les teneurs en lipides augmentent au cours de la maturation sexuelle et diminuent vers la fin de l'activité de reproduction.

4.7 Effets de la pollution sur les biomarqueurs de stress

Un biomarqueur est un changement mesurable au niveau biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, qui peut être observé dans les tissus, les fluides corporels ou au niveau de l'organisme entier. Il permet de révéler l'exposition à un ou plusieurs polluants chimiques ainsi que les effets qu'ils peuvent avoir (Depledge 1994). Les biomarqueurs, en particulier ceux détectés à des niveaux biologiques peu élevés, constituent généralement des indicateurs précoces et sensibles du stress chimique. On distingue les biomarqueurs fondamentaux en biomarqueurs de défense, qui permettent aux organismes de faire face à la présence de contaminants, et en biomarqueurs de dommages, qui révèlent les effets nuisibles (de Lafontaine *et al.*, 2000).

L'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 ou du plasma sanguin. En outre, l'AChE est la cible très sensible de plusieurs agents chimiques, tels que les pesticides organophosphorés ou carbamates, qui sont responsables de son inhibition. 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. Pour cette raison, l'inhibition de son activité est considérée comme un biomarqueur commun de l'exposition aux pesticides et, en général, comme un capteur de neurotoxicité (Jebali *et al.*, 2013). C'est notamment le cas chez les vertébrés, où l'AChE a été identifiée dans les cellules érythroïdes et dans plusieurs tissus, tels que le cerveau, les muscles squelettiques, le foie, les reins et les poumons, et où elle est impliquée dans le développement cellulaire, l'inflammation, l'apoptose, le développement et la régénération neuronale (Falugi *et al.*, 2012). L'inhibition de l'AChE en tant que biomarqueur a également été envisagée chez les invertébrés marins, tels que les mollusques, les nématodes, les crustacés et les échinodermes, en analysant les tissus du corps entier ou des tissus spécifiques, tels que l'hémolymphe, les branchies, le manteau, les glandes digestives et les yeux (Gaitonde *et al.*, 2006). Les niveaux d'activité de l'AChE, par

exemple chez les huîtres, sont utilisés comme biomarqueurs de l'exposition à des composés neurotoxiques (Fulton & Key, 2001). En plus des variables techniques et des différences spécifiques aux espèces, la variabilité de la sensibilité de la ChE est donnée par les différentes formes présentes dans la même espèce et l'utilisation de tissus neurologiques non spécifiques. Dans certains rapports, y compris sur des espèces d'invertébrés, l'AChE a montré une sensibilité élevée aux composés toxiques avec des propriétés similaires à celles des vertébrés, en corrélant également ses niveaux avec le taux de mortalité. Plusieurs études ont montré que les contaminants pétroliers inhibent généralement l'activité de l'AChE, les invertébrés et les poissons ayant signalé une inhibition de cette enzyme après une exposition au mazout ou aux HAP. Une inhibition de l'AChE a été observée chez *Mytilus galloprovincialis* et *Mytilus edulis* après un déversement d'hydrocarbures et chez des individus de *tilapia* du Nil (Lima *et al.*, 2013). Il a été constaté une forte inhibition de l'activité enzymatique de l'AChE chez les individus de *P. cultrifera* récoltés au niveau des sites de Annaba et Skikda comparativement à ceux récoltés à El-Kala. Cela témoigne de l'exposition de ces organismes aux polluants tels que les métaux lourds et les hydrocarbures. Nos résultats confirment cette inhibition, où des études ont déjà mis en évidence l'inhibition de l'activité de l'AChE par des contaminants incluant certains agents surfactants, les hydrocarbures combustibles et les métaux lourds (Dellali *et al.*, 2001). D'autres études ont montré que les éléments métalliques comme le mercure, le cadmium, le cuivre ou le zinc inhibent l'activité de l'acétylcholinestérase (Tu *et al.*, 2012; Varo *et al.*, 2012). Nos résultats sont en accord avec les études antérieures sur la même espèce (Daas *et al.*, 2011; Guemouda *et al.*, 2014; Snani *et al.*, 2015; Belfetmi *et al.*, 2021).

En réponse à divers facteurs de stress environnementaux, les cellules déploient un système défensif antioxydant basé principalement sur des composants enzymatiques (Pizzino *et al.*, 2017). Parmi ces enzymes, on trouve les GST qui jouent un rôle dans la protection cellulaire contre les substances toxiques et le stress oxydatif. En tant que principales enzymes de détoxification de phase II, les GST catalysent la conjugaison du glutathion réduit (GSH) avec les centres électrophiles des composés toxiques, les rendant ainsi prêts à être excrétés par les enzymes de phase III (Sheehan *et al.*, 2001; Knight *et al.*, 2007; Rodrigues *et al.*, 2019). En outre, les GST pourraient servir d'antioxydants pour protéger les cellules des électrophiles nocifs produits lors des dommages oxydatifs des membranes (Hayes & McLellan, 1999). L'activité et l'expression génétique des GST ont été considérés comme biomarqueur moléculaire utile pour l'évaluation du stress oxydatif induit par les contaminants environnementaux chez les organismes aquatiques. Nos résultats montrent que les valeurs les

plus élevées de l'activité enzymatique de la GST ont été enregistrée durant l'été au niveau des trois sites tandis que les valeurs les plus faibles de la GST ont été signalé en Hiver. Ainsi, Une forte induction de l'activité enzymatique de la GST a été observée chez les individus de *P. cultrifera* récoltés au niveau des sites d'Annaba et de Skikda comparativement à ceux récoltés à El-Kala. Cette augmentation de l'activité GST implique une induction du système de détoxification chez *P. cultrifera* suite à leur exposition aux contaminants métalliques et organiques dans les deux sites d'Annaba et Skikda. Nos résultats sont en accord avec ceux des travaux antérieurs sur *P. cultrifera* confirmant une induction de l'activité enzymatique de la GST chez les vers en provenance des sites pollués (Daas *et al.*, 2011b; Guemmouda *et al.*, 2014; Meghlaoui *et al.*, 2015; Meghlaoui, 2015; Guemmouda, 2015; Snani *et al.*, 2015 ; Snani, 2016; Gasmi, 2018; Ramdani, 2020; Belfetmi *et al.*, 2021; Belfetmi, 2022) mais également avec les travaux effectués sur la famille des Nereididae utilisées comme biomarqueur de pollution témoignant un état de stress, en relation avec le niveau de contamination du milieu (L. Geracitano *et al.*, 2002; L. A. Geracitano *et al.*, 2004; Ventura-Lima *et al.*, 2011; Díaz-Jaramillo *et al.*, 2010, 2011, 2013; Mdaini *et al.*, 2020) au même titre que d'autres organismes aquatiques, tel que *Donax trunculus* (Sifi & Soltani, 2007; Amira *et al.*, 2011), *Perna perna* (Laouati *et al.*, 2021), *Gambusia affinis* (Cheghib *et al.*, 2020) et *Atyaephyra desmaresti* (Ameur *et al.*, 2022).

Les glutathion peroxydases (GPx) sont des enzymes clés dans les systèmes antioxydants des organismes vivants, car elles catalysent la réduction des peroxydes en produits non réactifs (Zhang *et al.*, 2011). En tant que composant essentiel du piègeage cellulaire des ROS, les enzymes de la famille GPx jouent un rôle majeur dans le maintien de l'équilibre entre les ROS et les antioxydants en catalysant la réduction de divers hydroperoxydes organiques (ROOH) et H₂O₂ en utilisant le glutathion (GSH) comme substrat réducteur (Arthur, 2000). Le rôle de la GPx dans le système de défense immunitaire de l'hôte et le système de défense antioxydant a été bien documenté chez les invertébrés, y compris les mollusques (Doyen *et al.*, 2006; Mu *et al.*, 2010) et les arthropodes (Liu *et al.*, 2007; Ren *et al.*, 2009). Nos résultats montrent que les valeurs les plus élevées de l'activité enzymatique de la GPx ont été enregistrées durant l'été au niveau des trois sites tandis que les valeurs les plus faibles de la GPx ont été signalés en Hiver. Ainsi, Une forte induction de l'activité enzymatique de la GPx à été observé chez les individus de *P. cultrifera* récoltés au niveau des sites de Annaba et Skikda comparativement à ceux récoltés à El-Kala.

Dans les environnements pollués et en particulier dans les eaux côtières, les organismes vivants sont souvent exposés à des mélanges complexes de contaminants chimiques. Ces situations de mauvaises conditions environnementales ont des influences sur les mécanismes d'adaptation des animaux. En raison de la diversité et de la variabilité de la menace chimique, les mécanismes de défense présentent une polyvalence et une adaptabilité considérables. Parmi les stratégies qui ont été développées par les organismes au niveau cellulaire au cours de l'évolution pour se protéger des effets toxiques des composés métalliques ou organiques, les principales sont les systèmes de défense antioxydants (Jourmi *et al.*, 2015). Les systèmes antioxydants protègent les cellules contre les effets délétères de la génération d'oxydes en maintenant les espèces réactives de l'oxygène (ROS) endogènes à des niveaux relativement bas et en atténuant les dommages liés à leur forte réactivité (Jourmi *et al.*, 2015). L'altération des phospholipides membranaires par la peroxydation lipidique est considérée comme l'un des principaux événements clés des dommages oxydatifs (Cossu *et al.*, 2000). Le malondialdéhyde (MDA) reflète la dégradation de la membrane dans une variété de conditions pathologiques (Alexandrova & Bochev, 2005). Il a été proposé pour évaluer l'état de santé des espèces exposées (Solé *et al.*, 1996). Concernant *P. cultrifera*, les concentrations en MDA révèlent d'une part, la même tendance de variation au niveau des trois sites, où elles diminuent en Hiver puis augmentent continuellement pendant les deux saisons suivantes ; d'autre part, l'accumulation du MDA étaient très supérieurs chez les deux populations de Skikda et Annaba en comparaison avec celle d'El-Kala. L'augmentation des niveaux de MDA à Skikda et Annaba reflète l'incapacité des défenses antioxydantes à surmonter la charge pro-oxydante directement ou indirectement induite par les niveaux élevés de polluants dans le biotope. Nous avons trouvé une similitude avec des travaux antérieurs sur les espèces de néréides de l'estuaire pollué et où des niveaux de MDA plus élevés ont été trouvés (Nesto *et al.*, 2010 ; Laouati *et al.*, 2021).

4.8 Analyse histologique du tissu cœlomique

L'étude histologique du cœlome des femelles de la population de *P. cultrifera* au cours du mois d'Avril permet de dégager des données très intéressantes sur le cycle ovogénétique de cette espèce. Ceci suggère que la période de la reproduction est concentrée pendant la saison printanière et que la croissance ovocytaire est asynchrone puisque chez le même individu, nous avons rencontré des ovocytes à des différents stades de la vitellogenèse. Cette croissance a été également observée chez d'autres espèces notamment *Platynereis dumerilii* (Fischer & Dorresteijn, 2004); et chez une espèce voisine de Néréidés tel que *Perinereis macropus*, la croissance ovocytaire est asynchrone où l'on retrouve tous les stades de la vitellogenèse chez

le même individu (Zribi *et al.*, 2007). Des études antérieures ont montré que le métabolisme ovocytaire se déroule en deux phases successives, durant la première, l'ovocyte élabore des substances de réserves d'abord lipidiques puis protéiques suivie d'une 2ème où celui-ci synthétise des réserves essentiellement glucidiques (Porchet & Dhainaut, 1969). Les ganglions cérébroïdes secrètent une hormone qui contrôle le développement ovocytaire en exerçant une double action ; à la fois inhibitrice de la croissance des ovocytes, et indispensable à leur métabolisme (Porchet, 1974). D'autres études cytologiques ont montré que les globules vitellins en formation sont situés à proximité des dictyosomes. On y décèle de nombreuses vésicules morphologiquement identiques à celles élaborées par l'appareil de Golgi. Ces vésicules semblent matérialiser le processus par lequel s'effectue le transfert du matériel protéique depuis les dictyosomes jusqu'aux globules protéiques soulignant ainsi le rôle de l'appareil de Golgi dans l'édification du vitellus (Study *et al.*, 1964; Jamieson & Palade, 1967). Les travaux de Baert *et al.*, (1985) indiquent que les globules lipidiques représentent 16,4% du poids ovocytaire et qui sont essentiellement des triglycérides et des stérols libres et que les acides aminés les plus importants sont la glutamine, la leucine et l'alanine ; ces composés sont à la base des vitellines comme chez les insectes (Hagedorn & Kunkel, 1979) et chez *N. virens* (Fisher & Tabor, 1977).

Les résultats montrent des ovocytes pauvres en globules vitellins, ce qui explique un ralentissement du passage des constituants vitellins vers les ovocytes des femelles provenant des deux sites Annaba et Skikda (Sites pollués) pendant le processus de vitellogénèse, due à la défaillance du milieu en polluants de nature diverses (Métaux lourds, anthropisme, résidus pharmaceutiques et bien d'autres non définis en matière de littérature).

Ceci pourrait s'expliquer soit par une perturbation de synthèse de l'hormone cérébrale soit par l'imperméabilité de la membrane vitelline bloquant la diffusion des matériaux vitellins soit même un dysfonctionnement des éléocytes qui se sont concentrés beaucoup plus sur les réponses immunitaires par rapport au stress environnemental. Par ailleurs, les ovocytes observés chez les femelles d'El-Kala montrent des ovocytes bourrés en globules vitellins très denses et bien colorés concentrés surtout à la périphérie de la membrane vitelline et répartis sur toute la surface cytoplasmique entourant le noyau qui apparaît volumineux témoignant d'une intense activité nucléaire, le nucléole est également bien apparent dans certains ovocytes ; ce qui prouve un bon déroulement de la vitellogénèse vue que le milieu environnant est favorable par la décroissance des matières polluantes due à un hydrodynamisme accentué.

4.9 Analyse histologique de l'épithélium intestinal

Lors de l'épitoquie, l'évolution peut être vue par les modifications morphologiques des parapodes, le développement des lamelles et l'apparition des soies en palettes. Au début de l'épitoquie, des modifications initiales sont remarquées dans la zone apicale où les entérocytes et les microvillosités perdent leur forme régulière pour prendre une forme irrégulière et leur nombre tend à diminuer. Les organites apicaux denses se désorganisent et leur nombre décroît fortement. Dans le cytoplasme sous-jacent, on observe une croissance de rosettes de glycogène, souvent réparties en zones de taille variable, mais parfois incluses dans des systèmes membranaires (Dakhama *et al.*, 1985). Le début de la dégénérescence se manifeste par une augmentation des vacuoles, des corps multivésiculaires et des lysosomes (Dakhama *et al.*, 1985). Dans la zone basale de la cellule, la tendance à la fusion des lobules lipidiques est observée. À un stade plus avancé, la morphologie des dictyosomes change. Les saccules golgiens ont une extrémité dilatée. Leur contenu contient un matériau dense de structure. (Dakhama *et al.*, 1985). À maturité, certaines cellules de l'épithélium subissent une dégénérescence avancée. Ces cellules font hernie dans la lumière intestinale une fois que leurs microvillosités ont été complètement perdues. Leur noyau est en picnose et leur cytoplasme est marqué par la présence de nombreuses vacuoles autophagiques et une importante vacuolisation des citernes de réticulum. Des rejets de ces cellules dans la lumière intestinale ont été observés en microscopie photonique, mais l'importance de ce processus semble cependant limitée. (Dakhama *et al.*, 1985).

Chez les Néréidiens, en l'absence de renouvellement cellulaire, un épithélium intestinal mince et très fragile reste en place pendant la reproduction. Sa rupture représentera chez les femelles un moyen d'expulsion des ovocytes. Pendant l'épitoquie, la baisse du taux de renouvellement cellulaire est corrélée aux syndromes de dégénérescence de l'épithélium. Liées à la reproduction, les modifications intestinales de l'épitoquie sont un exemple de dégénérescence cellulaire programmée (Dakhama *et al.*, 1985). Il existe une relation entre l'action hormonale et la dégénérescence cellulaire dans plusieurs modèles biologiques. Les muscles sont un bon exemple d'organes cibles sensibles à l'action de différentes hormones. Chez les Annélides Polychètes, des processus de dégénérescence se produisent dans les fibres musculaires, ce qui mène à la fragmentation et à la libération de sarcolytes dans la cavité coelomique, qui sont ensuite phagocytés par les éléocytes (Dhainaut, 1984). Il a été démontré que l'hormone thyroïdienne peut entraîner la dégénérescence de l'épithélium intestinal chez les amphibiens, ce qui a été rapporté par Dauca & Hourdry (1977). Chez les Insectes, à des degrés variés,

l'ecdysone apparaît responsable de la mort cellulaire de l'épithélium larvaire (Radford & Misch, 1971; J. C. Andries, 1979). La dégénérescence cellulaire chez les Néréidiens est un phénomène unique en son genre par rapport à d'autres modèles biologiques. Contrairement à d'autres espèces, la dégénérescence ne se produit pas en réponse à l'apparition d'une hormone stimulante, mais plutôt lors de sa chute. Cela montre que le mécanisme de dégénérescence cellulaire peut varier considérablement d'une espèce à l'autre et être influencé par des facteurs hormonaux complexes. Wyllie *et al.*, (1980) ont rapporté que, dans des conditions de chute d'hormones trophiques (ACTH) ou d'hormones sexuelles, de nombreux cas d'apoptoses sont observés. Ce mode de dégénérescence est associé, selon certains auteurs, aux processus de dégénérescence liés à la métamorphose. D'autre part, la dégénérescence intestinale chez les Annélides est définitive (sans mise en place d'un nouveau type d'épithélium). On peut penser qu'à ce moment le ver a accumulé suffisamment de réserves énergétiques. Dans le cadre de la stratégie de la reproduction, tous les remaniements morphogénétiques (muscles, yeux, soies) convergent alors vers une adaptation à la vie pélagique conditionnant la libération des gamètes par essaimage (Dakhama *et al.*, 1985).

Les observations histologiques montrent que chez les individus d'El-Kala, l'épitoque a commencé, avec un épithélium irrégulier où les cellules intestinales sont fortement dégénérées, entraînant une hernie dans la lumière intestinale qui est appauvrie en nutriments, témoignant ainsi de l'arrêt de l'alimentation.

En revanche, chez les individus d'Annaba et Skikda, l'épithélium intestinal est régulier, avec des entérocytes clairement visibles et bien individualisées, alignés le long d'une lame basale. La lumière intestinale est remplie de divers nutriments, ce qui a permis une alimentation normale.

Cependant, à ce stade de développement, l'épitoque n'a pas encore eu lieu, bien que la vitellogenèse se déroule normalement mais à une vitesse plus lente par rapport à celle du site non affecté par la pollution.

Il est donc à noter que le processus de l'épitoque est un phénomène vital et physiologique de reproduction chez notre espèce quelque soit le site mais cependant, son déroulement est fortement influencé par les facteurs extrinsèques néfastes entraînant son décalage en fonction du temps.

Ces observations suggèrent que le processus de l'épitoquie a été chronologiquement retardé chez les individus d'Annaba et de Skikda par rapport à ceux d'El Kala.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

5 CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Notre recherche consiste en l'échantillonnage de trois populations de *Perinereis cultrifera* sur la côte Algérienne en Méditerranée. Les échantillons ont été collectés à partir de trois sites sur la côte Est, représentés par la plage de Saint-Cloud à Annaba, la plage Bikini à Skikda qui est affectée par la pollution industrielle et urbaine, et la plage La Montagne à El Kala, qui est considérée comme la moins polluée (Site de référence).

Notre étude s'est déroulée entre janvier et décembre 2019, avec pour objectif de mesurer l'impact de l'environnement sur la reproduction de *Perinereis cultrifera*. Nous avons adopté cinq méthodes pour atteindre cet objectif :

Une approche écologique visant :

L'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer, qui montre une évolution similaire pour la température, la salinité et le pH, contrairement à l'oxygène dissous, dont la variation de ces concentrations fait ressortir une variabilité très hautement significative entre les différents sites d'étude.

L'analyse du biotope nous a permis de déterminer la faune et la flore associées à notre matériel biologique. Nous avons recensé 30 espèces de macroinvertébrés à El-Kala contre 19 à 17 espèces à Saint-Cloud (Annaba) et Bikini (Skikda). En ce qui concerne les algues, nous avons trouvé 9 espèces à El-Kala et seulement 4 espèces à Annaba et 3 à Skikda. Cependant, les indices écologiques de Shannon-Weaver (H') et d'équitabilité (E) montrent une biodiversité moins riche et moins équitable à Annaba et Skikda par rapport à El-Kala.

Une approche biologique consacrée à :

L'analyse des effets de la pollution sur les caractéristiques biométriques de *Perinereis cultrifera*, telles que la taille et le poids, a révélé une évolution similaire, avec une augmentation graduelle des valeurs atteignant des sommets durant la période de reproduction. Cependant, la croissance est plus lente chez les femelles provenant des sites pollués.

L'évaluation des paramètres liés à la maturité sexuelle et la reproduction indiquent :

L'analyse du rapport entre le nombre de mâles et de femelles a révélé une tendance en faveur des femelles sur les trois sites d'étude, montrant un ratio en leur faveur.

Une observation similaire de la croissance des ovocytes a été signalée, avec une augmentation prononcée en approchant la période de reproduction. Il est à noter que la croissance des ovocytes est asynchrone, et que les ovocytes des femelles provenant d'El-Kala présentent des diamètres légèrement plus importants que ceux provenant d'Annaba et de Skikda.

Les résultats montrent une évolution différente de la croissance ovocytaire et de la maturité sexuelle chez les femelles de *Perinereis cultrifera* en fonction du niveau de pollution environnementale. Les femelles d'El-Kala (site moins pollué) présentent une fécondité plus importante et un indice de maturité sexuelle plus élevé par rapport aux femelles d'Annaba et Skikda (sites pollués). Cela suggère que la pollution environnementale peut affecter le déroulement de la reproduction de cette espèce.

La fréquence d'apparition d'épitoque médiane et postérieure est plus élevée chez les femelles d'El-Kala par rapport aux autres sites d'étude. Les résultats montrent donc que les femelles d'El-Kala sont plus fécondes, avec une reproduction plus prononcée que les femelles d'Annaba et de Skikda. Cependant, il est important de noter que ces observations nécessitent des études complémentaires pour mieux comprendre les mécanismes sous-jacents à ces différences.

Une approche biochimique où :

L'analyse du taux de vitellogénines et de vitellines a montré une réduction importante de leur quantité chez les femelles de *P. cultrifera* prélevées à partir des sites de Skikda et d'Annaba, ce qui est attribué à la présence de polluants dans l'environnement.

L'analyse montre que les taux de protéines corporelles et ovocytaires évoluent de manière similaire chez les femelles provenant des trois sites d'étude. Cependant, les femelles d'El-Kala présentent un taux plus élevé que les femelles d'Annaba et Skikda.

L'analyse montre que les taux de lipides corporelles et ovocytaires évoluent de manière similaire chez les femelles provenant des trois sites d'étude. Cependant, les femelles d'El-Kala présentent un taux plus élevé que les femelles d'Annaba et Skikda.

L'analyse des variations saisonnières de l'activité de l'enzyme acétylcholinestérase (AChE) a révélé une inhibition au niveau des deux sites pollués d'Annaba et Skikda, contrairement à El-Kala, tout au long de la période d'étude.

L'évaluation de l'activité de la Glutathion S-transférase (GST) dans le corps entier des femelles de *Perinereis cultrifera* a montré une induction de cette enzyme chez les individus provenant des sites d'Annaba et Skikda, liée au processus de détoxification, indiquant un état de stress causé par la présence de polluants multiples dans l'environnement.

L'augmentation de l'activité enzymatique de la GPx peut indiquer un déséquilibre entre les radicaux libres (ROS) et les antioxydants chez les individus de *P. cultrifera* collectés à Annaba et Skikda par rapport à ceux collectés à El-Kala.

L'accumulation plus élevée de MDA chez les individus provenant de Skikda et Annaba par rapport à ceux provenant d'El-Kala peut être attribuée à une peroxydation lipidique accrue dans ces régions.

L'analyse des tissus cœlomique et digestif démontrant une ovogenèse asynchrone où les ovocytes issus des femelles matures provenant des deux sites pollués Annaba et Skikda sont légèrement de plus faible diamètre et pauvres en globules vitellins témoignant d'un ralentissement de vitellogénine, comparant avec ceux des femelles matures provenant du site de référence El-Kala, où les ovocytes ont un plus grand diamètre et riches en globules vitellins ce qui démontre une activité vitellogénique intense.

Dans le futur, il serait judicieux de poursuivre des études approfondies supplémentaires :

- ❖ Étendre les sites d'étude de l'Est à l'Ouest (Jijel et Bejaia...).
- ❖ Ultrastructure de l'épithélium intestinal et de l'ovocyte mature.
- ❖ Utilisation d'une approche « multi marqueurs » en milieu marin, afin de mieux cerner les réponses biologiques à des contaminations chimiques.
- ❖ Impact de la pollution sur l'immunité de *Perinereis cultrifera* et des polluants sur l'expression génique de la métallothionéine.
- ❖ Analyse moléculaire phylogénétique des espèces d'Annélides Polychètes du littoral Est Algérien.
- ❖ L'effet des métaux lourds et des hydrocarbures totaux sur la biologie, la biochimie et la physiologie de cette espèce.

RÉSUMÉS

6 RÉSUMÉS

6.1 RÉSUMÉ

La recherche sur l'utilisation des annélides polychètes et leur pertinence dans les études écotoxicologiques est en pleine expansion en Algérie, notamment dans les zones d'étude d'El Kala, Annaba et Skikda.

Cette étude vise à évaluer la qualité environnementale du littoral de l'Est Algérien à travers trois sites d'étude, à savoir El-Kala, Annaba et Skikda. Elle évalue l'impact de la pollution sur la reproduction de *Perinereis cultrifera*, une espèce considérée comme bioindicatrice et bioaccumulatrice, durant l'année 2019. Cinq approches ont été utilisées dans ce projet :

L'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer révèle une évolution similaire pour la température, la salinité et le pH, mais une variabilité importante pour l'oxygène dissous.

L'analyse du biotope a permis d'identifier 30 espèces de macroinvertébrés associées à notre matériel biologique à El-Kala, contre 19 à Annaba et 17 à Skikda. Pour la flore associée, 9 espèces d'algues ont été trouvées à El-Kala, comparées à 4 espèces à Annaba et 3 à Skikda. L'analyse des indices écologiques montre une biodiversité plus stable et équitable à El-Kala par rapport aux deux autres sites contaminés.

L'étude biologique a révélé que la pollution a un impact sur la croissance des femelles de *Perinereis cultrifera*.

L'évaluation des paramètres de maturité sexuelle et de reproduction montre une dominance des femelles sur les trois sites, mais des ovocytes asynchrones et des diamètres légèrement différents à El-Kala. Les résultats de l'indice de maturité sexuelle et la distribution des tailles d'ovocyte indiquent que les femelles récoltées à El-Kala sont plus fécondes que celles récoltées à Annaba et Skikda. Le suivi de l'épitoquie montre que les femelles sont épitoques pendant la reproduction, alternant une épitoquie médiane et une autre médiane-postérieure.

L'étude a révélé une diminution importante des quantités de réserves énergétiques (vitellogénines et vitellines), de protéines corporelles et ovocytaires ainsi que de lipides corporelles et ovocytaires chez les femelles de *Perinereis cultrifera* provenant des sites affectés

par la pollution (Annaba et Skikda). Cela est attribué à la présence de polluants dans l'environnement.

L'analyse des variations saisonnières de l'activité de l'enzyme acétylcholinestérase (AChE) a révélé une inhibition de cette activité au niveau des deux sites pollués d'Annaba et Skikda, contrairement à El-Kala, tout au long de la période d'étude.

L'étude de l'activité de la GST chez *P. cultrifera* a montré une induction de l'enzyme à Annaba et Skikda, suggérant un état de stress dû à la présence de polluants multiple dans ces milieux.

L'augmentation de l'activité enzymatique de la GPx justifie un déséquilibre entre les radicaux libres (ROS) et les antioxydants dans les individus de *P. cultrifera* collectés à Annaba et Skikda par rapport à ceux collectés à El-Kala.

L'accumulation plus élevée de MDA chez les individus provenant de Annaba et Skikda par rapport à ceux provenant d'El-Kala peut être attribuée à une peroxydation lipidique accrue dans ces régions.

L'analyse des tissus cœlomiques et intestinaux révèle une ovogenèse asynchrone. Les ovocytes chez les femelles matures provenant du site sain d'El-Kala sont gros et riches en globules vitellins, tandis que ceux provenant des sites pollués d'Annaba et Skikda sont plus petits témoignant d'une vitellogenèse ralentie.

Mots clés : Annélides, Polychètes, Reproduction, Ecotoxicologie, Histologie, Biométrie.

6.2 ملخص

تتوسع الأبحاث حول استخدام *Perinereis cultrifera* وأهميتها في دراسات السمية البيئية في الجزائر، لا سيما في مناطق الدراسة في كل من القالة وعبابة وسكيكدة.

تهدف هذه الدراسة إلى تقييم الجودة البيئية للساحل الجزائري الشرقي من خلال ثلاثة مواقع للدراسة هي القالة وعبابة وسكيكدة. يقوم بتقييم تأثير التلوث على تكاثر *Perinereis Cultrifera*، وهو نوع يعتبر مؤشرا ومراكم بيولوجيا، خلال عام 2019. وقد تم استخدام خمسة مناهج في هذا المشروع:

يكشف تحليل المعلمات الفيزيائية والكيميائية لمياه البحر عن تطور مماثل لدرجة الحرارة والملوحة ودرجة الحموضة، ولكن هناك تباينًا كبيرًا في الأكسجين المنحل.

أتاح تحليل الاحياء إمكانية تحديد 30 نوعًا من اللافقاريات الكبيرة في القالة، مقابل 19 نوعًا في عبابة و17 نوعًا في سكيكدة. بالنسبة للنباتات، تم العثور على 9 أنواع من الطحالب في القالة، مقابل 4 أنواع في عبابة و3 في سكيكدة. يُظهر تحليل المؤشرات البيئية وجود تنوع بيولوجي أكثر استقرارًا وإنصافًا في القالة مقارنة بالموقعين الآخرين الملوثين.

كشفت الدراسة البيولوجية أن التلوث له تأثير على نمو أنثى *Perinereis Cultrifera*.

يوضح تقييم النضج الجنسي ومعايير التكاثر هيمنة الإناث على المواقع الثلاثة، البويضات ذات أقطار مختلفة قليلًا في القالة. تشير نتائج مؤشر النضج الجنسي وتوزيع أحجام البويضات إلى أن الإناث الموجودة في القالة أكثر خصوبة من تلك التي موجودة في عبابة وسكيكدة. يُظهر تتبع Epitoque أن الإناث تكون Epitoque أثناء التكاثر، بالتناوب بين Epitoque médiane et postérieur و médiane.

كشفت الدراسة عن انخفاض معنوي في كميات احتياطي الطاقة (فيتيلوجينين وفيتيلين) وبروتينات الجسم والبويضات وكذلك دهون الجسم والبويضات في إناث *Perinereis cultrifera* من موقعي عبابة وسكيكدة. ويعزى ذلك إلى وجود ملوثات في البيئة.

كشفت تحليل التغيرات الموسمية لنشاط إنزيم أستيل كولينستراز (AChE) عن تثبيط هذا النشاط على مستوى الموقعين الملوثين في عبابة وسكيكدة على عكس القالة طوال فترة الدراسة.

أظهرت دراسة نشاط GST في *P. cultrifera* تحريض الإنزيم في عبابة وسكيكدة، مما يشير إلى حالة من الإجهاد بسبب وجود ملوثات متعددة في هذه البيئات.

قد تشير الزيادة في نشاط إنزيم GPx إلى خلل بين الجذور الحرة (ROS) ومضادات الأكسدة في أفراد *P. Cultrifera* التي تم جمعها من عبابة وسكيكدة مقارنة بتلك المجموعة من القالة.

يمكن أن يعزى ارتفاع تراكم MDA في الأفراد من عبابة وسكيكدة مقارنة بأولئك في القالة إلى زيادة بيروكسيد الدهون في هذه المناطق.

يكشف تحليل الأنسجة عن تكوّن البويضات غير المتزامن. البويضات في الإناث الناضجة من الموقع الصحي للقالا كبيرة وغنية بكريات vitellin، في حين أن تلك الموجودة في المواقع الملوثة في عناية وسكيدة أصغر حجمًا ولديها علامات أقل للتكوين النشط.

الكلمات المفتاحية: الديدان الحلقية، التكاثر، علم السموم البيئية، علم الأنسجة، التنوع البيولوجي.

6.3 ABSTRACT

Research on the use of polychaete annelids and their relevance in ecotoxicological studies is rapidly growing in Algeria, particularly in the study areas of El Kala, Annaba, and Skikda.

This study aims to assess the environmental quality of the Algerian East coast through three study sites, namely El-Kala, Annaba, and Skikda. It evaluates the impact of pollution on the reproduction of *Perinereis cultrifera*, a species considered as a bioindicator and bioaccumulator, in the year 2019. Five approaches were used in this project:

Analysis of the physico-chemical parameters of seawater shows similar evolution for temperature, salinity and pH, but significant variability for dissolved oxygen.

Biotope analysis identified 30 species of macroinvertebrates associated with our biological material in El-Kala, compared to 19 in Annaba and 17 in Skikda. For associated flora, 9 species of algae were found in El-Kala, compared to 4 species in Annaba and 3 in Skikda. The analysis of ecological indices shows a more stable and equitable biodiversity in El-Kala compared to the two other contaminated sites.

The biological study showed that pollution has an impact on the growth of female *Perinereis cultrifera*.

Evaluation of sexual maturity and reproduction parameters shows a dominance of females at the three sites, but asynchronous oocytes and slightly different diameters at El-Kala. The results of the sexual maturity index and the distribution of oocyte sizes indicate that the females collected in El-Kala are more fertile than those collected in Annaba and Skikda. Tracking of epitoky shows that females are epitokous during reproduction, alternating between median and median-posterior epitoky.

The study found a significant decrease in energy reserves (vitellogenins and vitellins), body and oocytes proteins, and body and oocytes lipids in *Perinereis cultrifera* females from the Annaba and Skikda sites. This is attributed to the presence of pollutants in the environment.

The seasonal variation analysis of acetylcholinesterase (AChE) activity revealed inhibition of the activity at both polluted sites in Annaba and Skikda, unlike El-Kala, throughout the study period.

The study of GST activity in *P. cultrifera* showed induction of the enzyme at Annaba and Skikda, suggesting a state of stress due to the presence of multiple pollutants in these environments.

The study of GPx activity in *P. cultrifera* showed an increase in enzyme activity in individuals collected in Annaba and Skikda compared to those collected in El-Kala, suggesting an imbalance between free radicals (ROS) and antioxidants in *P. cultrifera* exposed to pollutants in these environments.

The higher accumulation of MDA in individuals from Annaba and Skikda compared to those from El-Kala can be attributed to increased lipid peroxidation in these regions.

The analysis of coelomic and intestinal tissues reveals asynchronous oogenesis. The oocytes in mature females from the healthy site in El-Kala are large and rich in vitellin globules, while those from the polluted sites in Annaba and Skikda are smaller and have less signs of active vitellogenesis.

Keywords: Annelids, Polychaetes, Reproduction, Ecotoxicology, Histology, Biometry.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

7 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Alalykina, I. L. (2015). Polychaete composition from the abyssal plain adjacent to the Kuril-Kamchatka Trench with the description of a new species of Sphaerephesia (Polychaeta: Sphaerodoridae). *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 111, 166–174. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2014.09.006>
- Albouy, C., Velez, L., Coll, M., Colloca, F., Le Loc'h, F., Mouillot, D., & Gravel, D. (2014). From projected species distribution to food-web structure under climate change. *Global Change Biology*, 20(3), 730–741. <https://doi.org/10.1111/gcb.12467>
- Alexandrova, M. L., & Bochev, P. G. (2005). Oxidative stress during the chronic phase after stroke. In *Free Radical Biology and Medicine* (Vol. 39, Issue 3, pp. 297–316). <https://doi.org/10.1016/j.freeradbiomed.2005.04.017>
- Alory, G., Téchiné, P., Delcroix, T., Diverrès, D., Varillon, D., Donguy, J.-R., Reverdin, G., Morrow, R., Grelet, J., Gouriou, Y., Jacquin, S., Kestenare, E., Bachelier, C., & Dimattéo, A. (2020). *Le Service national d'observation de la salinité de surface de la mer 50 ans de mesures océaniques globales*.
- Ameur, A., Berghiche, H., Barour, C., & Soltani, N. (2022). Morphometric, reproductive and environmental biomarker analysis of a crustacean species *atyaephyra desmaresti* (Millet, 1831) from northeast Algeria. *Applied Ecology and Environmental Research*, 20(6), 4579–4597. https://doi.org/10.15666/aeer/2006_45794597
- Amira, A., Sifi, K., & Soltani, N. (2011). Measure of environmental stress biomarkers in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba (Algeria). In *European Journal of Experimental Biology* (Vol. 1, Issue 2). www.pelagiaresearchlibrary.com
- Andries, J. C. (1979). Induction expérimentale de la morphogenèse et de la dégénérescence mésentérique chez *Aeshna cyanea* (insecte, odonate). In *General And Comparative Endocrinology* (Vol. 39).
- Andries, J.-C. (2001). Endocrine and environmental control of reproduction in Polychaeta. *Canadian Journal of Zoology*, 79(2), 254–270. <https://doi.org/10.1139/cjz-79-2-254>
- Antit, M. ; Bouhedi, M. ; Chaïbi, M. ; Kalthoumi, D. ; Azzouna, A., Antit, M., Bouhedi, M., Chaïbi, M., & Kalthoumi, D. (2018). Première signalisation de *Trinchesia foliata* (Forbes & Goodsir, 1839) (Gastropoda: Nudibranchia) dans la baie de Tunis (Tunisie). Item Type Journal Contribution Première Signalisation De *Trinchesia foliata* (FORBES & GOODSIR, 1839) (Gastropoda : Nudibranchia) Dans la Baie

- De Tunis. In *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô*.
<http://hdl.handle.net/1834/15142>
- Arthur, J. R. (2000). The glutathione peroxidases. In *CMLS, Cell. Mol. Life Sci* (Vol. 57).
- Aurette, D., Tariel, J., Zuberer, F., Haguenaer, A., Ribout, C., Masmoudi, M., Kara, H., Chaoui, L., Garrabou, J., Ledoux, J. B., & Gambi, M. C. (2020). Genetic insights into recolonization processes of Mediterranean octocorals. *Marine Biology*, 167(6).
<https://doi.org/10.1007/s00227-020-03684-z>
- Ayari, R., & Afli, A. (2003). Bionomie benthique du petit Golfe de Tunis. In *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô* (Vol. 30). <http://hdl.handle.net/1834/1113>
- Backhaus, T., Snape, J., & Lazorchak, J. (2012). The impact of chemical pollution on biodiversity and ecosystem services: The need for an improved understanding. In *Integrated Environmental Assessment and Management* (Vol. 8, Issue 4, pp. 575–576). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/ieam.1353>
- Baert, J. L. (1985). Multiple forms of vitellin in young oocytes of *perinereis cultrifera* (polychaete annelid): occurrence and relation to vitellin maturation in the oocyte. In *Biochem. Physiol* (Vol. 81, Issue 4).
- Baert, J. L., & Slomianny, M. C. (1992). Vitellin accumulation and vitellogenin synthesis in relation to oogenesis in *perinereis cultrifera* (Polychaeta annelida). *Invertebrate Reproduction and Development*, 21(2), 121–128.
<https://doi.org/10.1080/07924259.1992.9672228>
- Baert, V., Gorus, E., Mets, T., Geerts, C., & Bautmans, I. (2011a). Motivators and barriers for physical activity in the oldest old: A systematic review. In *Ageing Research Reviews* (Vol. 10, Issue 4, pp. 464–474). <https://doi.org/10.1016/j.arr.2011.04.001>
- Baert, V., Gorus, E., Mets, T., Geerts, C., & Bautmans, I. (2011b). Motivators and barriers for physical activity in the oldest old: A systematic review. In *Ageing Research Reviews* (Vol. 10, Issue 4, pp. 464–474). <https://doi.org/10.1016/j.arr.2011.04.001>
- Bakalem, A., Gillet, P., Pezy, J. P., & Dauvin, J. C. (2020). Inventory and the biogeographical affinities of Annelida Polychaeta in the Algerian coastline (Western Mediterranean). *Mediterranean Marine Science*, 21(1), 157–182.
<https://doi.org/10.12681/MMS.20408>
- Baldocchi, D. (2014). Measuring fluxes of trace gases and energy between ecosystems and the atmosphere - the state and future of the eddy covariance method. *Global Change Biology*, 20(12), 3600–3609. <https://doi.org/10.1111/gcb.12649>

- Banni, M., Bouraoui, Z., Ghedira, J., Clearandeu, C., Jebali, J., & Boussetta, H. (2009). Seasonal variation of oxidative stress biomarkers in clams *Ruditapes decussatus* sampled from Tunisian coastal areas. *Environmental Monitoring and Assessment*, 155(1–4), 119–128. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0422-3>
- Banni, M., Hajer, A., Sforzini, S., Oliveri, C., Boussetta, H., & Viarengo, A. (2014). Transcriptional expression levels and biochemical markers of oxidative stress in *Mytilus galloprovincialis* exposed to nickel and heat stress. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 160(1), 23–29. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2013.11.005>
- Banta, G. T., Holmer, M., Jensen, M. H., & Kristensen, E. (1999). Effects of two polychaete worms, *Nereis diversicolor* and *Arenicola marina*, on aerobic and anaerobic decomposition in a sandy marine sediment. *In Aquat Microb Ecol* (Vol. 19).
- Becker, M. W., & Daw, A. (2005). Influence of lake morphology and clarity on water surface temperature as measured by EOS ASTER. *Remote Sensing of Environment*, 99(3), 288–294. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.09.003>
- Benedetti, M., Giuliani, M. E., & Regoli, F. (2015). Oxidative metabolism of chemical pollutants in marine organisms: Molecular and biochemical biomarkers in environmental toxicology. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1340(1), 8–19. <https://doi.org/10.1111/nyas.12698>
- Beninger, P. G., & Stephanj, G. (1985). Seasonal variations in the fatty acids of the triacylglycerols and phospholipids of two populations of adult clam (*tapes decussatus l.* and *t. philippinarum*) reared in a common habitat. *In Biochem. Physiol* (Vol. 81, Issue 3).
- Bertout, M., & Dhainaut, A. (1971). Etude cytochimique et autoradiographique de l'ovogenèse de *Nereis diversicolor* O. F. Müller (Annélide polychète), dans les conditions naturelles et en l'absence d'hormone cérébrale. *General and Comparative Endocrinology*, 17(2), 371–387. [https://doi.org/10.1016/0016-6480\(71\)90147-X](https://doi.org/10.1016/0016-6480(71)90147-X)
- Bharathidasan, V., Sarathy, P. P., Selvaraj, P., & Murugesan, P. (2017). Sexual reproduction and larval development of nereididae polychaeta *perinereis cultrifera* (Grube, 1840). *In P. Murugesan IJSIT (www.ijst.com)* (Vol. 6, Issue 6). www.ijst.com
- Bilifliski, S. (1976). Cell and Tissue Research Ultrastructural Studies on the Vitellogenesis of *Tetodontophora bielensis* (Waga) (Collembola). *In Cell Tiss. Res* (Vol. 168).

- Blum, J., & Fridovich, I. (1985). Inactivation of Glutathione Peroxidase by Superoxide Radical'. In *Archives of biochemistry and biophysics* (Vol. 240, Issue 2).
- Bocquené, G., Roig, A., & Fournier, D. (1997). Cholinesterases from the common oyster (*Crassostrea gigas*). Evidence for the presence of a soluble acetylcholinesterase insensitive to organophosphate and carbamate inhibitors. *FEBS Letters*, 407(3), 261–266. [https://doi.org/10.1016/S0014-5793\(97\)00339-6](https://doi.org/10.1016/S0014-5793(97)00339-6)
- Boero, F. (2015). The future of the Mediterranean Sea Ecosystem: towards a different tomorrow. *Rendiconti Lincei*, 26(1), 3–12. <https://doi.org/10.1007/s12210-014-0340-y>
- Bolognesi, C., & Cirillo, S. (2014). Genotoxicity biomarkers in aquatic bioindicators. In *Current Zoology* (Vol. 60, Issue 2). <https://academic.oup.com/cz/article/60/2/273/1804201>
- Bolton, R. M., & Ahokas, J. T. (1997). *Purification and characterization of hepatic glutathione transferases from an insectivorous marsupial, the brown antechinus (*Antechinus stuartii*)*.
- Bonnier, P., & Baert, J. L. (1992). Vitellogenesis in the sand worm, *Nereis diversicolor*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Comparative Biochemistry*, 102(4), 785–790. [https://doi.org/10.1016/0305-0491\(92\)90080-B](https://doi.org/10.1016/0305-0491(92)90080-B)
- Borja, A., Franco, J., & Erez, V. P. (2000). *A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments*.
- Boudouresque, C. F. (2017). Marine Biodiversity - Warming vs. Biological Invasions and overfishing in the Mediterranean Sea: Take care, 'One Train can hide another.' *MOJ Ecology & Environmental Sciences*, 2(4). <https://doi.org/10.15406/mojes.2017.02.00031>
- Boukari, A., Hamoudi, S., & Soltani, N. (2020). Biochemical modification in an edible mollusk (*donax trunculus*) during transplantation into a polluted environment.
- Bradford, M. M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. In *analytical biochemistry* (Vol. 72).
- Britayev, T. A., Martin, D., Krylova, E. M., Von Cosel, R., & Aksiuk, T. S. (2007). Life-history traits of the symbiotic scale-worm *Branchipolynoe seepensis* and its relationships with host mussels of the genus *Bathymodiulus* from hydrothermal vents. *Marine Ecology*, 28(1), 36–48. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2007.00152.x>

- Britayev, T. A., & Zamishliak, E. A. (1996). Association of the commensal scaleworm *gastrolepidia clavigera* (polychaeta: Polynoidae) with holothurians near the coast of south vietnam. *Ophelia*, 45(3), 175–190. <https://doi.org/10.1080/00785326.1996.10432470>
- Cajaraville, M. P., Bebianno, M. J., Blasco, J., Porte, C., Sarasquete, C., Viarengo Biologia Zelularra Atala, A., eta Animali Zelulen Dinamika Saila, Z., Fakultatea, Z., del Pais, ersidad, & Real, P. (2000). The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach. In *The Science of the Total Environment* (Vol. 247).
- Calisi, A., Lionetto, M. G., Caricato, R., Giordano, M. E., & Schettino, T. (2008). Morphometric alterations in *Mytilus galloprovincialis* granulocytes: a new biomarker. In *Environmental Toxicology and Chemistry* (Vol. 27, Issue 6).
- Capa, M., & Hutchings, P. (2021). Annelid diversity: Historical overview and future perspectives. *Diversity*, 13(3). <https://doi.org/10.3390/d13030129>
- Capó, X., Tejada, S., Box, A., Deudero, S., & Sureda, A. (2015). Oxidative status assessment of the endemic bivalve *Pinna nobilis* affected by the oil spill from the sinking of the Don Pedro. *Marine Environmental Research*, 110, 19–24. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.07.013>
- Casoli, E., Ricci, S., Antonelli, F., Sacco Perasso, C., Ardizzone, G., & Gravina, M. F. (2019). Colonization dynamic on experimental limestone substrata: the role of encrusting epilithics favouring boring polychaetes. *Hydrobiologia*, 842(1), 101–112. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04028-9>
- Chaouti, A., & Bayed, A. (2011). *Structure et organisation trophique du peuplement macrobenthique de la lagune méditerranéenne de Smir (Maroc)* (Issue 1).
- Chase, J. M., McGill, B. J., Thompson, P. L., Antão, L. H., Bates, A. E., Blowes, S. A., Dornelas, M., Gonzalez, A., Magurran, A. E., Supp, S. R., Winter, M., Bjorkman, A. D., Bruelheide, H., Byrnes, J. E. K., Cabral, J. S., Elahi, R., Gomez, C., Guzman, H. M., Isbell, F., ... O'Connor, M. (2019). Species richness change across spatial scales. *Oikos*. <https://doi.org/10.1111/oik.05968>
- Cheghib, Y., Chouahda, S., & Soltani, N. (2020). Side-effects of a neonicotinoid insecticide (actara®) on a non-target larvivorous fish *Gambusia affinis*: Growth and biomarker responses. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 46(2), 167–172. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2019.12.007>

- Chen, Y. Y., Chen, J. C., Tseng, K. C., Lin, Y. C., & Huang, C. L. (2015). Activation of immunity, immune response, antioxidant ability, and resistance against *Vibrio alginolyticus* in white shrimp *Litopenaeus vannamei* decrease under long-term culture at low pH. *Fish and Shellfish Immunology*, *46*(2), 192–199. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2015.05.055>
- Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Ben Rais Lasram, F., Cheung, W. W. L., Christensen, V., Karpouzi, V. S., Guilhaumon, F., Mouillot, D., Paleczny, M., Palomares, M. L., Steenbeek, J., Trujillo, P., Watson, R., & Pauly, D. (2012a). The Mediterranean Sea under siege: Spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography*, *21*(4), 465–480. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00697.x>
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Lasram, F. B. R., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Bianchi, C. N., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Froglija, C., Galil, B. S., Gasol, J. M., Gertwage, R., Gil, J., Guilhaumon, F., Kesner-Reyes, K., ... Voultziadou, E. (2010). The biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, patterns, and threats. In *PLoS ONE* (Vol. 5, Issue 8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>
- Conselice, C. J., Wilkinson, A., Duncan, K., & Mortlock, A. (2016). The evolution of galaxy number density at $z < 8$ and its implications. *The Astrophysical Journal*, *830*(2), 83. <https://doi.org/10.3847/0004-637x/830/2/83>
- Cossu, C., Doyotte, A., Babut, M., Exinger, A., & Vasseur, P. (2000). Antioxidant Biomarkers in Freshwater Bivalves, *Unio tumidus*, in Response to Different Contamination Profiles of Aquatic Sediments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *45*(2), 106–121. <https://doi.org/10.1006/EESA.1999.1842>
- Crain, C. M., Kroeker, K., & Halpern, B. S. (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, *11*(12), 1304–1315. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x>
- Cramer, W., Guiot, J., Fader, M., Garrabou, J., Gattuso, J. P., Iglesias, A., Lange, M. A., Lionello, P., Llasat, M. C., Paz, S., Peñuelas, J., Snoussi, M., Toreti, A., Tsimplis, M. N., & Xoplaki, E. (2018). Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean. In *Nature Climate Change* (Vol. 8, Issue 11, pp. 972–980). *Nature Publishing Group*. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0299-2>
- Crutzen, P. J. (2002). The " anthropocene ". In *J. Phys. IV France* (Vol. 12).

- Crutzen, P. J. (2006). Albedo enhancement by stratospheric sulfur injections: A contribution to resolve a policy dilemma? *In Climatic Change* (Vol. 77, Issues 3–4, pp. 211–220). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9101-y>
- Dabrowski, J. J., Rahman, A., George, A., Arnold, S., & McCulloch, J. (2018). State space models for forecasting water quality variables: An application in aquaculture prawn farming. *Proceedings of the ACM SIGKDD International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining*, 177–185. <https://doi.org/10.1145/3219819.3219841>
- Daeden, J. (2015). *Analyse des pressions anthropiques sur l'environnement littoral européen et français*. <https://theses.hal.science/tel-01373455>
- Dajoz, R. (1982). Coléoptères de Madagascar, VI, Quelques espèces nouvelles de Tenebrionidae. *Bulletin de La Société Entomologique de France*, 87(3), 73–77. <https://doi.org/10.3406/bsef.1982.18012>
- Dakhama, A., Dhainaut, A., & Bonet, F. (1985). *Dégénérescence cellulaire intestinale chez l'Annélide Polychète Perinereis cultrifera au cours de l'épitoquie et après ablation du cerveau*.
- Dallarés, S., Carrasco, N., Álvarez-Muñoz, D., Rambla-Alegre, M., & Solé, M. (2018). Multibiomarker biomonitoring approach using three bivalve species in the Ebro Delta (Catalonia, Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 25(36), 36745–36758. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3614-6>
- Darling, E. S., & Côté, I. M. (2008). Quantifying the evidence for ecological synergies. *Ecology Letters*, 11(12), 1278–1286. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01243.x>
- Dauca, M., & Hourdry, J. (1977). *Analyse quantitative des remaniements intestinaux et evolution de la synthese de l'ADN Etude chez les larves d'Alytes obstetricans (Amphibien Anoure) traites par la thyroxine*.
- Dauvin, J. C., Grimes, S., & Bakalem, A. (2013). Marine biodiversity on the Algerian Continental Shelf (Mediterranean Sea). *Journal of Natural History*, 47(25–28), 1745–1765. <https://doi.org/10.1080/00222933.2012.752545>
- de Quatrefages, A. (1866). I. On the Classification of the Annelides. *Annals and Magazine of Natural History*, 17(97), 1–24. <https://doi.org/10.1080/00222936608679471>
- de Lafontaine Y, Gagné F., Blaise, C., Costan, G., Gagnon, P., Chan, H. (2000). Biomarkers in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) for the assessment and monitoring of water quality of the St Lawrence River (Canada). *Aquat Toxicol* 50:51–71

- Dellali, M., Gnassia Barelli, M., Romeo, M., & Aissa, P. (2001). The use of acetylcholinesterase activity in *Ruditapes decussatus* and *Mytilus galloprovincialis* in the biomonitoring of Bizerta lagoon. In *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* (Vol. 130).
- Demuyne, S., Grumiaux, F., Mottier, V., Schikorski, D., Lemièrre, S., & Leprêtre, A. (2006). Metallothionein response following cadmium exposure in the oligochaete *Eisenia fetida*. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 144(1), 34–46. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2006.05.004>
- Depledge, M. H., & Fossi, M. C. (1994). The role of biomarkers in environmental assessment (2). Invertebrates. In *Ecotoxicology* (Vol. 3).
- Depledge, M. (1994). The rational basis for the use of biomarkers as ecotoxicological tools. *Nondestruct Biomark Vertebr* 1994:271–295
- Derwich E, Benaabidate L, Zian A, Sadki O, & Belghity D. (2010). Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut sebou en aval de sa confluence avec oued fes. In *Larhyss Journal* (Vol. 8).
- Díaz-Castañeda, V., & Reish, D. J. (2009). *Polychaetes in Environmental Studies*.
- Díaz-Jaramillo, M., da Rocha, A. M., Chiang, G., Buchwalter, D., Monserrat, J. M., & Barra, R. (2013). Biochemical and behavioral responses in the estuarine polychaete *Perinereis gualpensis* (Nereididae) after in situ exposure to polluted sediments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 89, 182–188. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.11.026>
- Díaz-Jaramillo, M., Ferreira, J. L., Amado, L. L., Ventura-Lima, J., Martins, A., Retamal, M. R., Urrutia, R., Bertrán, C., Barra, R., & Monserrat, J. M. (2010). Biomonitoring of antioxidant and oxidative stress responses in *Perinereis gualpensis* (Polychaeta: Nereididae) in Chilean estuarine regions under different anthropogenic pressure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(4), 515–523. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.12.004>
- Díaz-Jaramillo, M., Martins da Rocha, A., Gomes, V., Bianchini, A., Monserrat, J. M., Sáez, K., & Barra, R. (2011). Multibiomarker approach at different organization levels in the estuarine *Perinereis gualpensis* (Polychaeta; Nereididae) under chronic and acute pollution conditions. *Science of the Total Environment*, 410–411, 126–135. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.007>
- Dolbeth, M., Cardoso, P. G., Ferreira, S. M., Verdelhos, T., Raffaelli, D., & Pardal, M. A. (2007). Anthropogenic and natural disturbance effects on a macrobenthic estuarine

- community over a 10-year period. *Marine Pollution Bulletin*, 54(5), 576–585. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.12.005>
- Douhri, H., & Sayah, F. (2009). The use of enzymatic biomarkers in two marine invertebrates *Nereis diversicolor* and *Patella vulgata* for the biomonitoring of Tangier's bay (Morocco). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(2), 394–399. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.07.016>
- Doukakis, E. (2005). Coastal Vulnerability and Risk Parameters. In *European Water* (Vol. 11).
- Doyen, P., Vasseur, P., & Rodius, F. (2006). Identification, sequencing and expression of selenium-dependent glutathione peroxidase transcript in the freshwater bivalve *Unio tumidus* exposed to Aroclor 1254. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 144(2), 122–129. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2006.07.002>
- Dulvy, N. K., Sadovy, Y., & Reynolds, J. D. (2003). *Extinction vulnerability in marine populations*.
- Durchon, M., & Porchet, M. (1971). Premières données quantitatives sur l'activité endocrine du cerveau des Néréidiens au cours de leur cycle sexuel. *General and Comparative Endocrinology*, 16(3), 555–565. [https://doi.org/10.1016/0016-6480\(71\)90120-1](https://doi.org/10.1016/0016-6480(71)90120-1)
- Durou, C., & Mouneyrac, C. (2007). Linking steroid hormone levels to sexual maturity index and energy reserves in *Nereis diversicolor* from clean and polluted estuaries. *General and Comparative Endocrinology*, 150(1), 106–113. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2006.07.019>
- Durou, C., Mouneyrac, C., & Amiard-Triquet, C. (2008). Environmental quality assessment in estuarine ecosystems: Use of biometric measurements and fecundity of the ragworm *Nereis diversicolor* (Polychaeta, Nereididae). *Water Research*, 42(8–9), 2157–2165. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.11.028>
- Durou, C., Smith, B. D., Roméo, M., Rainbow, P. S., Mouneyrac, C., Mouloud, M., Gnassia-Barelli, M., Gillet, P., Deutch, B., & Amiard-Triquet, C. (2007). From biomarkers to population responses in *Nereis diversicolor*: Assessment of stress in estuarine ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66(3), 402–411. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2006.02.016>
- Dutrieux, E., Martin, F., & Gudlorget, O. (1989). Oil Pollution and Polychaeta in an Estuarine Mangrove Community. In *Oil & Chemical Pollution* (Vol. 5).

- El Barhoumi, M., Scaps, P., & Zghal, F. (2013). Reproductive cycle of *Marphysa sanguinea* (Montagu, 1815) (Polychaeta: Eunicidae) in the Lagoon of Tunis. *The Scientific World Journal*, 2013. <https://doi.org/10.1155/2013/624197>
- Ellman, G. L., Courtney, K. D., Andres, V., & Featherstone, R. M. (1961). A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. In *Biochemical Pharmacology* (Vol. 7). Pergamon Press Ltd.
- Enquist, B. J., Economo, E. P., Huxman, T. E., Allen, A. P., Ignace, D. D., & Gillooly, J. F. (2003). *Scaling metabolism from organisms to ecosystems*. www.nature.com/nature
- Enquist, B. J., Kerkhoff, A. J., Stark, S. C., Swenson, N. G., McCarthy, M. C., & Price, C. A. (2007). A general integrative model for scaling plant growth, carbon flux, and functional trait spectra. *Nature*, 449(7159), 218–222. <https://doi.org/10.1038/nature06061>
- Ertan Cinar, M., & Ergen, Z. (2005). *Lessepsian migrants expanding their distributional ranges; Pseudonereis anomala* (Polychaeta: Nereididae) in Izmir Bay (Aegean Sea).
- Fabbri, E. (2015). Pharmaceuticals in the environment: Expected and unexpected effects on aquatic fauna. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1340(1), 20–28. <https://doi.org/10.1111/nyas.12605>
- Falkenmark, M., Wang-Erlandsson, L., & Rockström, J. (2019). Understanding of water resilience in the Anthropocene. *Journal of Hydrology X*, 2. <https://doi.org/10.1016/j.hydroa.2018.100009>
- Falugi, C., Aluigi, M. G., Chiantore, M. C., Privitera, D., Ramoino, P., Gatti, M. A., Fabrizi, A., Pinsino, A., & Matrangola, V. (2012). Toxicity of metal oxide nanoparticles in immune cells of the sea urchin. *Marine Environmental Research*, 76, 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2011.10.003>
- Fauchald, K. (1977). THE POLYCHAETE WORMS Definitions and Keys to the Orders, Families and Genera.
- Faulwetter, S., Simbora, N., Katsiaras, N., Chatzigeorgiou, G., & Arvanitidis, C. (2017). Polychaetes of Greece: An updated and annotated checklist. *Biodiversity Data Journal*, 5. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e20997>
- Fernandez, M. A. (2019). Populations Collapses in Marine Invertebrates Due to Endocrine Disruption: A Cause for Concern? In *Frontiers in Endocrinology* (Vol. 10). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fendo.2019.00721>

- Figueira, W. F., & Booth, D. J. (2010). Increasing ocean temperatures allow tropical fishes to survive overwinter in temperate waters. *Global Change Biology*, *16*(2), 506–516. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01934.x>
- Fiołka, M. J., Czaplewska, P., Macur, K., Buchwald, T., Kutkowska, J., Paduch, R., Kaczyński, Z., Wydrych, J., & Urbanik-Sypniewska, T. (2019). Anti-Candida albicans effect of the protein-carbohydrate fraction obtained from the coelomic fluid of earthworm *Dendrobaena veneta*. *PLoS ONE*, *14*(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212869>
- Fiołka, M. J., Rzymowska, J., Biliska, S., Lewtak, K., Dmoszyńska-Graniczka, M., Grzywnowicz, K., Kaźmierski, W., & Urbanik-Sypniewska, T. (2019). Antitumor activity and apoptotic action of coelomic fluid from the earthworm *Dendrobaena veneta* against A549 human lung cancer cells. *APMIS*, *127*(6), 435–448. <https://doi.org/10.1111/apm.12941>
- Fischer, A., & Dorresteijn, A. (2004). The polychaete *Platynereis dumerilii* (Annelida): A laboratory animal with spiralian cleavage, lifelong segment proliferation and a mixed benthic/pelagic life cycle. In *BioEssays* (Vol. 26, Issue 3, pp. 314–325). <https://doi.org/10.1002/bies.10409>
- Fisher, S. K., & Tabor, G. A. (1977). Cell and Tissue Research Unusual Presynaptic Inclusions in the CNS of the Marine Polychaete, *Nereis virens*. In *Cell Tiss. Res* (Vol. 177).
- Fitzpatrick, P. J., Sheehan, D., & Livingstone, D. R. (1995). Studies on Isoenzymes of Glutathione S-Transferase in the Digestive Gland of *Mytilus galloprovincialis* With Exposure to Pollution. In *Marine Environmental Research* (Vol. 39).
- Foley, V., & Sheehan, D. (1998). Glutathione S-transferases of the yeast *Yarrowia lipolytica* have unusually large molecular mass. In *Biochem. J* (Vol. 333).
- Folke, C., Polasky, S., Rockström, J., Galaz, V., Westley, F., Lamont, M., Scheffer, M., Österblom, H., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Seto, K. C., Weber, E. U., Crona, B. I., Daily, G. C., Dasgupta, P., Gaffney, O., Gordon, L. J., Hoff, H., Levin, S. A., ... Walker, B. H. (2021). Our future in the Anthropocene biosphere. In *Ambio* (Vol. 50, Issue 4, pp. 834–869). Springer Science and Business Media B.V. <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01544-8>
- Frainer, A., Primicerio, R., Kortsch, S., Aune, M., Dolgov, A. V., Fossheim, M., & Aschan, M. M. (2017). Climate-driven changes in functional biogeography of Arctic marine fish communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the*

- United States of America*, 114(46), 12202–12207.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1706080114>
- Fulton, M. H., & Key, P. B. (2001). Acetylcholinesterase inhibition in estuarine fish and invertebrates as an indicator of organophosphorus insecticide exposure and effects. *In Environmental Toxicology and Chemistry* (Vol. 20, Issue 1).
- Gaitonde, D., Sarkar, A., Kaisary, S., Silva, C. D., Dias, C., Rao, D. P., Ray, D., Nagarajan, R., De Sousa, S. N., Sarker, S., & Patill, D. (2006). Acetylcholinesterase activities in marine snail (*Cronia contracta*) as a biomarker of neurotoxic contaminants along the Goa coast, West coast of India. *Ecotoxicology*, 15(4), 353–358.
<https://doi.org/10.1007/s10646-006-0075-3>
- Galli, G., Solidoro, C., & Lovato, T. (2017). Marine heat waves hazard 3D maps and the risk for low motility organisms in a warming Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science*, 4(MAY). <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00136>
- Gallo, A., & Tosti, E. (2020). *Encyclopedia of Marine Biotechnology: Five Volume Set, First Edition*.
- Gambi, M. C., & Cigliano, M. (2006). Observations on reproductive features of three species of Eunicidae (Polychaeta) associated with *Posidonia oceanica* seagrass meadows in the Mediterranean Sea.
- García, F. C., Bestion, E., Warfield, R., & Yvon-Durocher, G. (2018). Changes in temperature alter the relationship between biodiversity and ecosystem functioning. <https://doi.org/10.5281/zenodo>
- Garcia Martineza, P., & Livingstone, D. R. (1995). Benzo[a]pyrene-Dione-Stimulated Oxyradical Production by Microsomes of Digestive Gland of the Common Mussel, *Mytilus edulis* L. *In Marine Environmental Research* (Vol. 39).
- Garrabou, J., Coma, R., Bensoussan, N., Bally, M., Chevaldonné, P., Cigliano, M., Diaz, D., Harmelin, J. G., Gambi, M. C., Kersting, D. K., Ledoux, J. B., Lejeune, C., Linares, C., Marschal, C., Pérez, T., Ribes, M., Romano, J. C., Serrano, E., Teixido, N., ... Cerrano, C. (2009). Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: Effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biology*, 15(5), 1090–1103. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01823.x>
- Gattuso, J. P., Mach, K. J., & Morgan, G. (2013). Ocean acidification and its impacts: An expert survey. *Climatic Change*, 117(4), 725–738. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0591-5>

- Gattuso, J. P., Magnan, A. K., Bopp, L., Cheung, W. W. L., Duarte, C. M., Hinkel, J., Mcleod, E., Micheli, F., Oschlies, A., Williamson, P., Billé, R., Chalastani, V. I., Gates, R. D., Irisson, J. O., Middelburg, J. J., Pörtner, H. O., & Rau, G. H. (2018). Ocean solutions to address climate change and its effects on marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 5(OCT). <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00337>
- Gentilucci, M., Materazzi, M., Pambianchi, G., Burt, P., & Guerriero, G. (2019). Assessment of Variations in the Temperature-Rainfall Trend in the Province of Macerata (Central Italy), Comparing the Last Three Climatological Standard Normals (1961–1990; 1971–2000; 1981–2010) for Biosustainability Studies. *Environmental Processes*, 6(2), 391–412. <https://doi.org/10.1007/s40710-019-00369-8>
- Geracitano, L. A., Bocchetti, R., Monserrat, J. M., Regoli, F., & Bianchini, A. (2004). Oxidative stress responses in two populations of *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae) after acute and chronic exposure to copper. *Marine Environmental Research*, 58(1), 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2003.09.001>
- Geracitano, L., Monserrat, J. M., & Bianchini, A. (2002). Physiological and antioxidant enzyme responses to acute and chronic exposure of *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae) to copper. www.elsevier.com/locate/jembe
- Ghirardini, A. V., Birkemeyer, T., Novelli, A. A., Delaney, E., Pavoni, B., & Ghetti, P. F. (1999). An integrated approach to sediment quality assessment: The venetian lagoon as a case study. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 2(4), 435–447. <https://doi.org/10.1080/14634989908656981>
- Ghodbani, T. B. A. (2019). Le littoral algérien entre protection de l’environnement et impératifs du développement, Enjeux et Perspectives The Algerian coastline between environmental protection and development imperatives, Challenges and Perspectives.
- Giangrande, A., & Gravina, M. F. (2015). Brackish-water polychaetes, good descriptors of environmental changes in space and time. *Transitional Waters Bulletin TWB, Transit. Waters Bull*, 9(1), 42–55. <https://doi.org/10.1285/i1825229Xv9n1p42>
- Giangrande, A., Licciano, M., & Musco, L. (2005). Polychaetes as environmental indicators revisited. *Marine Pollution Bulletin*, 50(11), 1153–1162. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.08.003>

- Giangrande, A., & Petraroli, A. (1991). Reproduction, larval development and post-larval growth of *Naineris laevigata* (Polychaeta, Orbiniidae) in the Mediterranean Sea. In *Marine Biology* (Vol. 111).
- Gillet, P., Mouloud, M., Durou, C., & Deutsch, B. (2008). Response of *Nereis diversicolor* population (Polychaeta, Nereididae) to the pollution impact - Authie and Seine estuaries (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(2), 201–210. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.07.004>
- Glasby, C. J., & Timm, T. (2008). Global diversity of polychaetes (Polychaeta; Annelida) in freshwater. In *Hydrobiologia* (Vol. 595, Issue 1, pp. 107–115). <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9008-2>
- Goel, M. R., Shara, M. A., & Stohs, S. J. (1988). Induction of Lipid Peroxidation by Hexachlorocyclohexane, Dieldrin, TCDD, Carbon Tetrachloride, and Hexachlorobenzene in Rats. In *Bull. Environ. Contam. Toxicol* (Vol. 40).
- Golding, D. W., & Yuwono, E. (1994). Latent capacities for gametogenic cycling in the semelparous invertebrate *Nereis* (endocrinology of eproduction/reproductive strategies/control of senescence/evolution of lfWe histories). In *Physiology* (Vol. 91).
- Goldsworthy, G. J., Mordue, W., & Guthkelch, J. (1971). Studies on insect Adipokinetic Hormones.
- Gowland, B. T. G., Moffat, C. F., Stagg, R. M., Houlihan, D. F., & Davies, I. M. (2002). Cypermethrin induces glutathione S-transferase activity in the shore crab, *Carcinus maenas*. www.elsevier.com/locate/marenevre
- Grace, J. B., Anderson, T. M., Smith, M. D., Seabloom, E., Andelman, S. J., Meche, G., Weiher, E., Allain, L. K., Jutila, H., Sankaran, M., Knops, J., Ritchie, M., & Willig, M. R. (2007). Does species diversity limit productivity in natural grassland communities? *Ecology Letters*, 10(8), 680–689. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01058.x>
- Grant, A., & Briggs, A. D. (2002). Toxicity of sediments from around a North Sea oil platform: are metals or hydrocarbons responsible for ecological impacts? www.elsevier.com/locate/marenevre
- Gravili, C. (2020). Jelly surge in the Mediterranean Sea: Threat or opportunity? In *Mediterranean Marine Science* (Vol. 21, Issue 1, pp. 11–21). Hellenic Centre for Marine Research. <https://doi.org/10.12681/MMS.17966>

- Gravili, C., Di Camillo, C. G., Piraino, S., & Boero, F. (2013). Hydrozoan species richness in the Mediterranean Sea: Past and present. *Marine Ecology*, *34*(SUPPL. 1), 41–62. <https://doi.org/10.1111/maec.12023>
- Gremigni, V. (1979). An ultrastructural approach to planarian taxonomy. <http://sysbio.oxfordjournals.org/>
- Gross, K., & Cardinale, B. J. (2007). Does species richness drive community production or vice versa? Reconciling historical and contemporary paradigms in competitive communities. *American Naturalist*, *170*(2), 207–220. <https://doi.org/10.1086/518950>
- Guemouda, M., Meghlaoui, Z., Daas, T., Daas-Maamcha, O., & Scaps, P. (2014). Monitoring pollution in East Algerian coasts using biochemical markers in the polychaete annelid *Perinereis cultrifera*. *Scholars Research Library Annals of Biological Research*, *5*(2), 31–40. <http://scholarsresearchlibrary.com/archive.html>
- Guerriero, G. (2007). Seasonal steroids variations and maturity stages in the female chub, *Leuciscus cephalus* L. (Pisces, Cyprinidae). *Italian Journal of Zoology*, *74*(4), 317–324. <https://doi.org/10.1080/11250000701448262>
- Guerriero, G., Bassem, S. M., Khalil, W. K. B., Temraz, T. A., Ciarcia, G., & Abdel-Gawad, F. K. (2018). Temperature changes and marine fish species (*Epinephelus coioides* and *Sparus aurata*): Role of oxidative stress biomarkers in toxicological food studies. *Emirates Journal of Food and Agriculture*, *30*(3), 205–211. <https://doi.org/10.9755/ejfa.2018.v30.i3.1650>
- Guerriero, G., Finizio, A. Di, & Ciarcia, G. (2002). Stress-induced changes of plasma antioxidants in aquacultured sea bass, *Dicentrarchus labrax*. In *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* (Vol. 132).
- Gullian Klanian, M., & Terrats Preciat, M. (2017). Effect of pH on temperature controlled degradation of reactive oxygen species, heat shock protein expression, and mucosal immunity in the sea cucumber *Isostichopus badionotus*. *PLoS ONE*, *12*(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175812>
- Gunderson, A. R., Armstrong, E. J., & Stillman, J. H. (2016). Multiple Stressors in a Changing World: The Need for an Improved Perspective on Physiological Responses to the Dynamic Marine Environment. *Annual Review of Marine Science*, *8*, 357–378. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-122414-033953>
- Habig, W. H., Pabst, M. J., And, & Jakoby, W. B. (1974). Glutathione S-Transferases the first enzymatic step in mercapturic acid formation. In *the journal op Bromacn Chemistry* (Vol. 249, Issue 22).

- Häder, D. P., Banaszak, A. T., Villafaña, V. E., Narvarte, M. A., González, R. A., & Helbling, E. W. (2020). Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: Emerging problems with global implications. In *Science of the Total Environment* (Vol. 713). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136586>
- Hagedorn, H. H., & Kunkel, J. G. (1979). Vitellogenin and vitellin in insects. In *Ann. Rev. Entomol.* 1979 (Vol. 24). www.annualreviews.org
- Hagger, J. A., Malcolm, A., Jones, B., Dr, A., Leonard, P., Owen, R., & Galloway, T. S. (2009). *Biomarkers and Integrated Environmental Risk Assessment: Are There More Questions Than Answers?*
- Hain, M. P., Sigman, D. M., & Haug, G. H. (2013). The Biological Pump in the Past. In *Treatise on Geochemistry: Second Edition* (Vol. 8, pp. 485–517). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00618-5>
- Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., Lowndes, J. S., Rockwood, R. C., Selig, E. R., Selkoe, K. A., & Walbridge, S. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, 6. <https://doi.org/10.1038/ncomms8615>
- Hamdy, R., & Dorgham, M. (2019). Macrofauna Associated with a Recently Described Bryozoan Species in the Eastern Harbour of Alexandria, Egypt. *Mediterranean Marine Science*, 20(2), 248–259. <https://doi.org/10.12681/mms.18391>
- Hamdy, R., Dorgham, M. M., Al-Rashidy, H. H., & Atta, M. M. (2020). Biometry and reproduction of three polychaete species from Egyptian coasts (Vol. 24, Issue 7). www.ejabf.journals.ekb.eg
- Hammerschlag, N., Schmitz, O. J., Flecker, A. S., Lafferty, K. D., Sih, A., Atwood, T. B., Gallagher, A. J., Irschick, D. J., Skubel, R., & Cooke, S. J. (2019). Ecosystem Function and Services of Aquatic Predators in the Anthropocene. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 34, Issue 4, pp. 369–383). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.01.005>
- Hardege, J. D., Bartels-Hardege, H. D., Zeeck, E., & Grimm, F. T. (1990). Induction of swarming of *Nereis succinea*. In *Marine Biology* (Vol. 104). Springer-Verlag.
- Harris, L. G., & Tyrrell, M. C. (2001). Changing community states in the Gulf of Maine: synergism between invaders, overfishing and climate change. In *Biological Invasions* (Vol. 3).
- Hawkins, B. A., Field, R., Cornell, H. V., Currie, D. J., Guégan, J.-F., Kaufman, D. M., Kerr, J. T., Mittelbach, G. G., Oberdorff, T., O'Brien, E. M., Porter, E. E., Turner, J.

- R. G., Hawkins, B. A., Guitgan, J.-F., & Turnert, J. R. G. (2003). Energy, Water, and Broad-Scale Geographic Patterns of Species Richness concepts & synthesis emphasizing new ideas to stimulate research in ecology energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *In Source: Ecology* (Vol. 84, Issue 12).
- Hayes, J. D., & McLellan, L. I. (1999). Glutathione and glutathione-dependent enzymes represent a co-ordinately regulated defence against oxidative stress. *Free Radical Research*, 31(4), 273–300. <https://doi.org/10.1080/10715769900300851>
- Herczeg, A. L., Dogramaci, S. S., & Leaney, F. W. J. (2001). Origin of dissolved salts in a large, semi-arid groundwater system: Murray Basin, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 52(1), 41–52. <https://doi.org/10.1071/MF00040>
- Hoeger, U., Rebscher, N., & Geier, G. (1999). Metabolite supply in oocytes of *Nereis virens*: role of nucleosides. *In Hydmbiologia* (Vol. 402).
- Hönisch, B., Ridgwell, A., Schmidt, D. N., Thomas, E., Gibbs, S. J., Sluijs, A., Zeebe, R., Kump, L., Martindale, R. C., Greene, S. E., Kiessling, W., Ries, J., Zachos, J. C., Royer, D. L., Barker, S., Marchitto, T. M., Moyer, R., Pelejero, C., Ziveri, P., ... Williams, B. (2012). *The Geological Record of Ocean Acidification*. www.sciencemag.org
- Hook, S. E., Gallagher, E. P., & Batley, G. E. (2014). The role of biomarkers in the assessment of aquatic ecosystem health. *In Integrated Environmental Assessment and Management* (Vol. 10, Issue 3, pp. 327–341). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/ieam.1530>
- Howarth, R. W. (2008). Coastal nitrogen pollution: A review of sources and trends globally and regionally. In *Harmful Algae* (Vol. 8, Issue 1, pp. 14–20). <https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.015>
- Hussein, A., Boumediene, K., Talet, B., Kais Boumediene, H., & Talet Lotfi, B. (2019). First record of invasive green algae *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in Oran Bay (Western Algeria) First record of invasive green algae *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in Oran Bay (Western Alegria). *In Indian Journal of Geo Marine Sciences* (Vol. 48, Issue 03). <http://hdl.handle.net/1834/40840>
- Hutchings, P. (1998). Biodiversity and functioning of polychaetes in benthic sediments.
- Isbell, F., Gonzalez, A., Loreau, M., Cowles, J., Díaz, S., Hector, A., MacE, G. M., Wardle, D. A., O'Connor, M. I., Duffy, J. E., Turnbull, L. A., Thompson, P. L., & Larigauderie, A. (2017). Linking the influence and dependence of people on

- biodiversity across scales. *In Nature* (Vol. 546, Issue 7656, pp. 65–72). Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/nature22899>
- J, G. A., U, H., & N, R. (2006). Regulation of vitellogenesis in *Nereis virens* (Annelida: Polychaeta): Effect of estradiol-17 β on eleocytes. *Comparative Biochemistry and Physiology - A Molecular and Integrative Physiology*, 143(1), 55–61. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2005.10.022>
- Jackson, M. C., Loewen, C. J. G., Vinebrooke, R. D., & Chimimba, C. T. (2016). Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: A meta-analysis. *In Global Change Biology* (Vol. 22, Issue 1, pp. 180–189). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/gcb.13028>
- Jacob, F., & Monod, J. (1961). Genetic regulatory mechanisms in the synthesis of proteins. *In Journal of Molecular Biology* (Vol. 3, Issue 3, pp. 318–356). [https://doi.org/10.1016/S0022-2836\(61\)80072-7](https://doi.org/10.1016/S0022-2836(61)80072-7)
- Jamieson, J. D., & Palade, G. E. (1967). Intracellular transport of secretory proteins in the pancreatic exocrine cell i. *Role of the Peripheral Elements of the Golgi Complex*. <http://rupress.org/jcb/article-pdf/34/2/577/1383925/577.pdf>
- Jebali, J., Khedher, S. Ben, 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. <https://doi.org/10.5894/rgci430>
- Jia, X., Zha, T., Gong, J., Zhang, Y., Wu, B., Qin, S., & Peltola, H. (2018). Multi-scale dynamics and environmental controls on net ecosystem CO₂ exchange over a temperate semiarid shrubland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 259, 250–259. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.05.009>
- Jones, K. R., Klein, C. J., Halpern, B. S., Venter, O., Grantham, H., Kuempel, C. D., Shumway, N., Friedlander, A. M., Possingham, H. P., & Watson, J. E. M. (2018). The Location and Protection Status of Earth’s Diminishing Marine Wilderness. *Current Biology*, 28(15), 2506-2512.e3. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.06.010>
- Jørgensen, P. S., Folke, C., & Carroll, S. P. (2019). Evolution in the Anthropocene: Informing Governance and Policy. 23(1). <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110218>
- Jourmi, E., Jourmi, L. El, Amine, A., Boutaleb, N., Abouakil, N., Lazar, S., & Antri, S. El. (2015). The use of biomarkers (catalase and malondialdehyde) in marine pollution monitoring: Spatial variability. *J. Mater. Environ. Sci*, 6(6), 1592–1595.

- Jumars, P. A., Dorgan, K. M., & Lindsay, S. M. (2015). Diet of worms emended: An update of polychaete feeding guilds. *Annual Review of Marine Science*, 7, 497–520. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010814-020007>
- Kauppi, L., Bernard, G., Bastrop, R., Norkko, A., & Norkko, J. (2018). Increasing densities of an invasive polychaete enhance bioturbation with variable effects on solute fluxes. *Scientific Reports*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-25989-2>
- Khelil, N., Larid, M., Grimes, S., Le Berre, I., & Peuziat, I. (2019). Challenges and opportunities in promoting integrated coastal zone management in Algeria: Demonstration from the Algiers coast. *Ocean and Coastal Management*, 168, 185–196. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.11.001>
- Kies, F., Kerfouf, A., Elegbede, I., Matemilola, S., De Los, P., Escalante, R., Khorchani, A., & Savari, S. (2020). Assessment of the coastal and estuarine environment quality of western Algeria using the bioindicator Polychaeta; the genus *Nereis*. *J. Mater. Environ. Sci*, 2020(9), 1472–1481. <http://www.jmaterenvirosci.com>
- Knight, T. R., Choudhuri, S., & Klaassen, C. D. (2007). Constitutive mRNA expression of various glutathione S-transferase isoforms in different tissues of mice. *Toxicological Sciences*, 100(2), 513–524. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfm233>
- Kreft, H., & Jetz, W. (2007). Global patterns and determinants of vascular plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(14), 5925–5930. <https://doi.org/10.1073/pnas.0608361104>
- Kress, N., Gertman, I., & Herut, B. (2014). Temporal evolution of physical and chemical characteristics of the water column in the Easternmost Levantine basin (Eastern Mediterranean Sea) from 2002 to 2010. *Journal of Marine Systems*, 135, 6–13. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2013.11.016>
- Kristoff, G., Guerrero, N. R. V., & Cochón, A. C. (2010). Inhibition of cholinesterases and carboxylesterases of two invertebrate species, *Biomphalaria glabrata* and *Lumbriculus variegatus*, by the carbamate pesticide carbaryl. *Aquatic Toxicology*, 96(2), 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2009.10.001>
- Kuplik, Z., Novak, L., & Shenkar, N. (2019). Proteomic profiling of ascidians as a tool for biomonitoring marine environments. *PLoS ONE*, 14(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215005>
- Labrot, F., Ribera, D., Saint Denis, M., & Narbonne, J. F. (1996). In vitro and in vivo studies of potential biomarkers of lead and uranium contamination: lipid

- peroxidation, acetylcholinesterase, catalase and glutathione peroxidase activities in three non-mammalian species (Vol. 1).
- 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*, 28(44), 63032–63044. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15203-8>
- Lavesque, N., Daffe, G., Bonifácio, P., & Hutchings, P. (2017). A new species of the *Marphysa sanguinea* complex from French waters (Bay of Biscay, NE Atlantic) (Annelida, Eunicidae). *ZooKeys*, 2017(716), 1–17. <https://doi.org/10.3897/zookeys.716.14070>
- Le Bagousse-Pinguet, Y., Soliveres, S., Gross, N., Torices, R., Berdugo, M., & Maestre, F. T. (2019). Phylogenetic, functional, and taxonomic richness have both positive and negative effects on ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(17), 8419–8424. <https://doi.org/10.1073/pnas.1815727116>
- Le Quéré, C., Andrew, R. M., Canadell, J. G., Sitch, S., Ivar Korsbakken, J., Peters, G. P., Manning, A. C., Boden, T. A., Tans, P. P., Houghton, R. A., Keeling, R. F., Alin, S., Andrews, O. D., Anthoni, P., Barbero, L., Bopp, L., Chevallier, F., Chini, L. P., Ciais, P., ... Zaehle, S. (2016). Global Carbon Budget 2016. *Earth System Science Data*, 8(2), 605–649. <https://doi.org/10.5194/essd-8-605-2016>
- Li, C., Chen, M., Li, X., Yang, M., Wang, Y., & Yang, X. (2017). Purification and function of two analgesic and anti-inflammatory peptides from coelomic fluid of the earthworm, *Eisenia foetida*. *Peptides*, 89, 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.peptides.2017.01.016>
- Lionetto, F., & Esposito Corcione, C. (2021). An overview of the sorption studies of contaminants on poly(*Ethylene terephthalate*) microplastics in the marine environment. In *Journal of Marine Science and Engineering* (Vol. 9, Issue 4). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/jmse9040445>
- Liu, C. H., Tseng, M. C., & Cheng, W. (2007). Identification and cloning of the antioxidant enzyme, glutathione peroxidase, of white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, and its expression following *Vibrio alginolyticus* infection. *Fish and Shellfish Immunology*, 23(1), 34–45. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2006.09.002>
- López, E., & Richter, A. (2017). Non-indigenous species (NIS) of polychaetes (Annelida: Polychaeta) from the Atlantic and Mediterranean coasts of the Iberian Peninsula: An

- annotated checklist. *Helgoland Marine Research*, 71(1).
<https://doi.org/10.1186/s10152-017-0499-6>
- Lucey, N. M., Lombardi, C., Demarchi, L., Schulze, A., Gambi, M. C., & Calosi, P. (2015). To brood or not to brood: Are marine invertebrates that protect their offspring more resilient to ocean acidification? *Scientific Reports*, 5. <https://doi.org/10.1038/srep12009>
- Lushchak, V. I., & Bagnyukova, T. V. (2006). Temperature increase results in oxidative stress in goldfish tissues. 1. Indices of oxidative stress. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 143(1), 30–35. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2005.11.017>
- Lüthi, D., Le Floch, M., Bereiter, B., Blunier, T., Barnola, J. M., Siegenthaler, U., Raynaud, D., Jouzel, J., Fischer, H., Kawamura, K., & Stocker, T. F. (2008). High-resolution carbon dioxide concentration record 650,000–800,000 years before present. *Nature*, 453(7193), 379–382. <https://doi.org/10.1038/nature06949>
- Maestre, F. T., Eldridge, D. J., Soliveres, S., Kéfi, S., Delgado-Baquerizo, M., Bowker, M. A., García-Palacios, P., Gaitán, J., Gallardo, A., Lázaro, R., & Berdugo, M. (2016). Structure and Functioning of Dryland Ecosystems in a Changing World. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 47, 215–237. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-121415-032311>
- Magalhães, W. F., Hutchings, P., Ocegüera-Figueroa, A., Martin, P., Schmelz, R. M., Wetzel, M. J., Wiklund, H., Maciolek, N. J., Kawauchi, G. Y., & Williams, J. D. (2021). Segmented worms (Phylum Annelida): A celebration of twenty years of progress through Zootaxa and call for action on the taxonomic work that remains. In *Zootaxa* (Vol. 4979, Issue 1, pp. 190–211). Magnolia Press. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4979.1.18>
- Majumder, S., Ilyaraja, M., Seerapu, H. R., Sinha, S., Siamwala, J. H., & Chatterjee, S. (2010). Chick embryo partial ischemia model: A new approach to study ischemia Ex Vivo. *PLoS ONE*, 5(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010524>
- Maltagliati, F., Camilli, L., Lardicci, C., & Castelli, A. (2001). Evidence for morphological and genetic divergence in *Perinereis cultrifera* (Polychaeta: Nereididae) from two habitat types at Elba Island.
- March, D., Bianco, V., & Franzese, G. (2021). Protein unfolding and aggregation near a hydrophobic interface. *Polymers*, 13(1), 1–14. <https://doi.org/10.3390/polym13010156>

- Marigómez, I., Garmendia, L., Soto, M., Orbea, A., Izagirre, U., & Cajaraville, M. P. (2013). Marine ecosystem health status assessment through integrative biomarker indices: A comparative study after the Prestige oil spill “mussel Watch.” *Ecotoxicology*, 22(3), 486–505. <https://doi.org/10.1007/s10646-013-1042-4>
- Márquez-Rojas, B., Díaz-Díaz, O., María, & Balza, A. (2013). Holoplanktonic polychaetes (Annelida: Polychaeta) from Venezuela. *In Pan-American Journal of Aquatic Sciences* (Vol. 8, Issue 3).
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.05.004>
- Matozzo, V., Fabrello, J., Masiero, L., Ferraccioli, F., Finos, L., Pastore, P., Di Gangi, I. M., & Bogialli, S. (2018). Ecotoxicological risk assessment for the herbicide glyphosate to non-target aquatic species: A case study with the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Environmental Pollution*, 233, 623–632. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.100>
- Matranga, V., & Yokota, Y. (2008). Responses of marine organisms to physical and chemical impacts. *Cell Biology and Toxicology*, 24(6), 471–474. <https://doi.org/10.1007/s10565-008-9109-3>
- McCauley, D. J., Pinsky, M. L., Palumbi, S. R., Estes, J. A., Joyce, F. H., & Warner, R. R. (2015). Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *In Science* (Vol. 347, Issue 6219). American Association for the Advancement of Science. <https://doi.org/10.1126/science.1255641>
- Mchugh, D., & Tunnicliffel, V. (1994). Ecology and reproductive biology of the hydrothermal vent polychaete *Amphisamytha galapagensis* (Ampharetidae) (Vol. 106).
- Mdaini, Z., El Cafsi, M., & Gagne, J. P. (2020). Seasonal trace metal contents in sediments and in the polychaete annelid *marphysa sanguinea* (montagu, 1813) in tunis lagoon. *In Cahiers de Biologie Marine* (Vol. 61, Issue 1, pp. 9–24). Station Biologique de Roscoff. <https://doi.org/10.21411/CBM.A.EA913F43>
- Mearns, D. S., Donovan, J. C., Fernandes, A. M., Semmelhack, J. L., & Baier, H. (2020). Deconstructing Hunting Behavior Reveals a Tightly Coupled Stimulus-Response Loop. *Current Biology*, 30(1), 54–69.e9. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.11.022>

- 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. *In Ocean and Coastal Management* (Vol. 136, pp. 95–103). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.11.018>
- Mettam, C., Santhanam, V., & C Havard, M. S. (1982). The oogenic cycle of *Nereis diversicolor* under natural conditions. *In J. mar. biol. Ass. U.K* (Vol. 62).
- Meyer, J. N., & Di Giulio, R. T. (2003). Ecological Society of America Heritable Adaptation and Fitness Costs in Killifish (*Fundulus heteroclitus*) Inhabiting a Polluted (Vol. 13, Issue 2). <http://www.jstor.org> URL: <http://www.jstor.org/stable/3099913>
- Miron, G. Y., & Desrosiers, G. L. (1990). Marine Biology Distributions and population polychaetes in the lower St. to environmental factors structures of two intertidal estuarine Lawrence Estuary, with special reference. *In Marine Biology* (Vol. 105).
- Miyamoto, Y., Nakano, T., Yamada, K., Hatakeyama, K., & Hamaguchi, M. (2019). Combined Effects of Drift Macroalgal Bloom and Warming on Occurrence and Intensity of Diel-Cycling Hypoxia in a Eutrophic Coastal Lagoon. *Estuaries and Coasts*, 42(2), 494–503. <https://doi.org/10.1007/s12237-018-0484-6>
- Morrisey, D. J., Turner, S. J., Mills, G. N., Williamson, R. B., Wise, B. E. (2003). Factors affecting the distribution of benthic macrofauna in estuaries contaminated by urban runoff. www.elsevier.com/locate/marenvrev
- Mounier, A., & Mirazón Lahr, M. (2019). Deciphering African late middle *Pleistocene hominin* diversity and the origin of our species. *Nature Communications*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11213-w>
- Mu, C., Ni, D., Zhao, J., Wang, L., Song, L., Li, L., Zhang, H., Qiu, L., & Cong, M. (2010). CDNA cloning and mRNA expression of a selenium-dependent glutathione peroxidase from Zhikong scallop *Chlamys farreri*. *Comparative Biochemistry and Physiology - B Biochemistry and Molecular Biology*, 157(2), 182–188. <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2010.06.002>
- Musco, L. (2012). Ecology and diversity of Mediterranean hard-bottom Syllidae (Annelida): A community-level approach. *Marine Ecology Progress Series*, 461, 107–119. <https://doi.org/10.3354/meps09753>
- Nalepa, T. F., Wojcik, J. A., Fanslow, D. L., & Lang, G. A. (1995). Initial Colonization of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) in Saginaw Bay, Lake Huron: Population

- Recruitment, Density, and Size Structure. *Journal of Great Lakes Research*, 21(4), 417–434. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(95\)71056-5](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(95)71056-5)
- Narbonne, J. F., Garrigues, P., Ribera, D, Raoux, C., Mathieu, A, Lemaire, P, Salaun, J. P., & Lafaurie, M. (1991). Mixed-function oxygenase enzymes as tools for pollution monitoring: field studies on the french coast of the mediteranean sea. *In Camp. Biochem. Phpiol: Vol. IOOC* (Issue 2).
- Nesto, N., Cassin, D., & Da Ros, L. (2010). Is the polychaete, *Perinereis rullieri* (Pilato 1974), a reliable indicator of PCB and PAH contaminants in coastal sediments? *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(2), 143–151. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.09.004>
- Niu, S., Fu, Z., Luo, Y., Stoy, P. C., Keenan, T. F., Poulter, B., Zhang, L., Piao, S., Zhou, X., Zheng, H., Han, J., Wang, Q., & Yu, G. (2017). Interannual variability of ecosystem carbon exchange: From observation to prediction. *In Global Ecology and Biogeography* (Vol. 26, Issue 11, pp. 1225–1237). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/geb.12633>
- Nunez, S., Arets, E., Alkemade, R., Verwer, C., & Leemans, R. (2019). Assessing the impacts of climate change on biodiversity: is below 2 °C enough? *Climatic Change*, 154(3–4), 351–365. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02420-x>
- Olive, P. J. W. (1981). Gametogenic cycle and population structure of *nereis (hediste) diversicolor* and *nereis (nereis) pelagica* from north-east england. *In J. mar. biol. Ass. U.K.*
- Olive, P. J., Porter, J. S., Sandeman, N. J., Wright, N. H., & Bentley, M. G. (1997). Variable spawning success of *Nephtys hombergi* (Annelida: Polychaeta) in response to environmental variation a life history homeostasis? *In Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (Vol. 215).
- Olive, P. J. W. (1995). Annual breeding cycles in marine invertebrates and environmental temperature: probing the proximate and ultimate causes of reproductive synchrony. *In J. rherm. Bid* (Vol. 20, Issue 2).
- Olive, P. L. W. (1999). Polychaete aquaculture and polychaete science: a mutual synergism. *In Hydrobiologia* (Vol. 402).
- Olsgard, F., Brattegard, T., & Holthe, T. (2003). Polychaetes as surrogates for marine biodiversity: lower taxonomic resolution and indicator groups. *In Biodiversity and Conservation* (Vol. 12).

- Ouizgane, A., Farid, S., Majdoubi, F. Z., Droussi, M., Guerriero, G., & Hasnaoui, M. (2018). Assessment of climate change effects on predation activity and growth of largemouth bass, *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802) by water temperature variations. *Emirates Journal of Food and Agriculture*, 30(6), 515–521. <https://doi.org/10.9755/ejfa.2018.v30.i6.1725>
- Ould-Ahmed, N., Gómez Garreta, A., Antonia Ribera Siguan, M., & Bouguedoura, N. (2013). Checklist of the benthic marine macroalgae from Algeria. I. *Phaeophyceae* ; Lista actualizada de las macroalgas marinas bentónicas de Argelia. I. *Phaeophyceae*. <https://doi.org/10.3989/ajbm>
- Owen, R., Galloway, T. S., Hagger, J. A., Jones, M. B., & Depledge, M. H. (2008). Biomarkers and environmental risk assessment: Guiding principles from the human health field. *Marine Pollution Bulletin*, 56(4), 613–619. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.01.022>
- Paital, B., & Chainy, G. B. N. (2010). Antioxidant defenses and oxidative stress parameters in tissues of mud crab (*Scylla serrata*) with reference to changing salinity. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 151(1), 142–151. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2009.09.007>
- Parisi, C., & Guerriero, G. (2019). Antioxidative defense and fertility rate in the assessment of reprotoxicity risk posed by global warming. In *Antioxidants* (Vol. 8, Issue 12). MDPI. <https://doi.org/10.3390/antiox8120622>
- Park, T., & Kim, W. (2017). Description of a New Species for Asian Populations of the “cosmopolitan” *Perinereis cultrifera* (Annelida: Nereididae). *Zoological Science*, 34(3), 252–260. <https://doi.org/10.2108/zs160154>
- Pazos, A. J., Rufz, C., Garda-Martfn, O., Abad, M., Sdnchez, J. L., De Bioqu, D., Biologfa, M. Y., & Farmacia, D. E. (1996). Seasonal Variations of the Lipid Content and Fatty Acid Composition of *Crassostrea gigas* Cultured in El Grove, Galicia, N.W. Spain. In *Biochem. Physiol* (Vol. 114, Issue 2).
- Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I. C., Clark, T. D., Colwell, R. K., Danielsen, F., Evengård, B., Falconi, L., Ferrier, S., Frusher, S., Garcia, R. A., Griffis, R. B., Hobday, A. J., Janion-Scheepers, C., Jarzyna, M. A., Jennings, S., ... Williams, S. E. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. In *Science* (Vol. 355, Issue 6332). American Association for the Advancement of Science. <https://doi.org/10.1126/science.aai9214>

- Peteiro, L. G., Babarro, J. M. F., Labarta, U., & Fernández-Reiriz, M. J. (2006). Growth of *Mytilus galloprovincialis* after the Prestige oil spill. *ICES Journal of Marine Science*, 63(6), 1005–1013. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2006.03.010>
- Pizzino, G., Irrera, N., Cucinotta, M., Pallio, G., Mannino, F., Arcoraci, V., Squadrito, F., Altavilla, D., & Bitto, A. (2017). Oxidative Stress: Harms and Benefits for Human Health. In *Oxidative Medicine and Cellular Longevity* (Vol. 2017). Hindawi Limited. <https://doi.org/10.1155/2017/8416763>
- Poloczanska, E. S., Burrows, M. T., Brown, C. J., Molinos, J. G., Halpern, B. S., Hoegh-Guldberg, O., Kappel, C. V., Moore, P. J., Richardson, A. J., Schoeman, D. S., & Sydeman, W. J. (2016). Responses of marine organisms to climate change across oceans. In *Frontiers in Marine Science* (Vol. 3, Issue MAY). Frontiers Media S. A. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00062>
- Pook, C., Lewis, C., & Galloway, T. (2009). The metabolic and fitness costs associated with metal resistance in *Nereis diversicolor*. *Marine Pollution Bulletin*, 58(7), 1063–1071. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.02.003>
- Porchet, M., Baert, J. L., & Dhainaut, A. (1989). Evolution of the concepts of vitellogenesis in polychaete annelids. *Invertebrate Reproduction and Development*, 16(1–3), 53–61. <https://doi.org/10.1080/07924259.1989.9672060>
- Porchet, M., & Cardon, C. (1976). The inhibitory Feedback Mechanism Coming from Oocytes and Acting on Brain Endocrine Activity in *Nereis* (Polychaetes, Annelids). In *General and comparative endocrinology* (Vol. 30).
- Prapanthadara, L.A., Koolthap, S., Promtet, N., Hemingway, J., & Kettermants, A. J. (1996). Purification Glutathione and Characterization of a Major S-transferase from the Mosquito *Anopheles dimis* (Species B). In *Insect Biochem. M&c. Bid* (Vol. 26, Issue 3).
- Prevedelli, D., & Simonini, R. (2003). Life cycles in brackish habitats: adaptive strategies of some polychaetes from the Venice lagoon Cycles vitaux dans des habitats saumâtres : stratégies adaptatives de quelques polychètes dans la lagune de Venise. In *Oceanologica Acta* (Vol. 26). www.elsevier.com/locate/oceact
- Przeslawski, R., Byrne, M., & Mellin, C. (2015). A review and meta-analysis of the effects of multiple abiotic stressors on marine embryos and larvae. In *Global Change Biology* (Vol. 21, Issue 6, pp. 2122–2140). <https://doi.org/10.1111/gcb.12833>
- Radford, S. V., & Misch, D. W. (1971). The cytological effect of ecdysterone on the midgut cells of the flesh-fly *sarcophaga bullata*.

- Raitsos, D. E., Beaugrand, G., Georgopoulos, D., Zenetos, A., Pancucci-Papadopoulou, A. M., Theocharis, A., & Papathanassiou, E. (2010). Global climate change amplifies the entry of tropical species into the eastern Mediterranean Sea. *Limnology and Oceanography*, 55(4), 1478–1484. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.4.1478>
- Ramdani, M. S., Mahcene, H. R., Daas-Maamcha, O., Daas, T., & Denis, F. (2020). Effects of environmental stress on the growth and the reproduction of *Perinereis cultrifera* (Annelida Polychaeta) from the eastern coasts of Algeria. *Biodiversity Journal*, 11(2), 505–526. <https://doi.org/10.31396/biodiv.jour.2020.11.2.505.526>
- Ramírez, F., Coll, M., Navarro, J., Bustamante, J., & Green, A. J. (2018). Spatial congruence between multiple stressors in the Mediterranean Sea may reduce its resilience to climate impacts. *Scientific Reports*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-33237-w>
- Ramírez-Duarte, W. F., Jin, J., Kurobe, T., & Teh, S. J. (2016). Effects of prolonged exposure to low pH on enzymatic and non-enzymatic antioxidants in Japanese Medaka (*Oryzias latipes*). *Science of the Total Environment*, 568, 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.179>
- Rees, S. W., & Olive, P. J. W. (1999). Photoperiodic changes influence the incorporation of vitellin yolk protein by oocytes of the semelparous polychaete *Nereis* (*Neanthes*) *Virens*. In *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* (Vol. 123).
- Regoli, F., & Giuliani, M. E. (2014). Oxidative pathways of chemical toxicity and oxidative stress biomarkers in marine organisms. *Marine Environmental Research*, 93, 106–117. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.07.006>
- Reichstein, M., Bahn, M., Mahecha, M. D., Kattge, J., & Baldocchi, D. D. (2014). Linking plant and ecosystem functional biogeography. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(38), 13697–13702. <https://doi.org/10.1073/pnas.1216065111>
- Reish, D. J. (1997). A review of the toxicological studies with polychaetous annelids. In *bulletin of marine science* (Vol. 60, Issue 2).
- Reiss, H., & Kröncke, I. (2005). Seasonal variability of benthic indices: An approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 50(12), 1490–1499. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.017>
- Ren, Q., Sun, R. R., Zhao, X. F., & Wang, J. X. (2009). A selenium-dependent glutathione peroxidase (Se-GPx) and two glutathione S-transferases (GSTs) from Chinese shrimp

- (*Fenneropenaeus chinensis*). *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 149(4), 613–623. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2009.01.007>
- Rewitz, K. F., Kjellerup, C., Jørgensen, A., Petersen, C., & Andersen, O. (2004). Identification of two *Nereis virens* (Annelida: Polychaeta) cytochromes P450 and induction by xenobiotics. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 138(1), 89–96. <https://doi.org/10.1016/j.cca.2004.05.007>
- Rezzag Mahcene, H., Denis, F., Meziane, T., Maamcha, O., & Daas, T. (2022). General structure of Nereids of the East Coast of Algeria (Vol. 15, Issue 1). <http://www.bioflux.com.ro/aac1>
- Rhee, J. S., Lee, Y. M., Hwang, D. S., Lee, K. W., Kim, I. C., Shin, K. H., Raisuddin, S., & Lee, J. S. (2007). Molecular cloning and characterization of omega class glutathione S-transferase (GST-O) from the polychaete *Neanthes succinea*: Biochemical comparison with theta class glutathione S-transferase (GST-T). *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 146(4), 471–477. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2007.05.003>
- Rhee, J. S., Won, E. J., Kim, R. O., Choi, B. S., Choi, I. Y., Park, G. S., Shin, K. H., Lee, Y. M., & Lee, J. S. (2012). The polychaete, *Perinereis nuntia* ESTs and its use to uncover potential biomarker genes for molecular ecotoxicological studies. *Environmental Research*, 112, 48–57. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.09.012>
- Rica Dean, C. (2008). Revista de Biología Tropical The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review Revista de Biología Tropical. 56. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=44919934004>
- Rios, L. M., Moore, C., & Jones, P. R. (2007). Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*, 54(8), 1230–1237. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.03.022>
- Rodríguez, M. J., Rodríguez-Ortega, R., Alhama, J., Funes, V., Romero-Ruiz, A., Ruiz, R., Rodríguez, A., Rodríguez-Ariza, R., López, J., & López-Barea, L. (2002). Biochemical biomarkers of pollution in the clam *chamaelea gallina* from south-spanish littoral. In *Environmental Toxicology and Chemistry* (Vol. 21, Issue 3).
- Rodrigues, S., Antunes, S. C., Correia, A. T., Golovko, O., Žlábek, V., & Nunes, B. (2019). Assessment of toxic effects of the antibiotic erythromycin on the marine fish *gilthead seabream* (*Sparus aurata* L.) by a multi-biomarker approach. *Chemosphere*, 216, 234–247. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.124>

- Rouabah, A., & Scaps, P. (2003). Life Cycle and Population Dynamics of the Polychaete *Perinereis cultrifera* from the Algerian Mediterranean Coast. *Marine Ecology*, 24(2), 85–99.
- Rouabah, L., Rouabah, A., Ferroudj, S., & Scaps, P. (2008a). Comparison of the life cycles of two populations of the polychaete *Perinereis cultrifera* from the Bay of Algiers (Mediterranean Sea). *Scientia Marina*, 72(4), 767–778. <https://doi.org/10.3989/scimar.2008.72n4769>
- Rouabah, L., Rouabah, A., Ferroudj, S., & Scaps, P. (2008b). Comparison of the life cycles of two populations of the polychaete *Perinereis cultrifera* from the Bay of Algiers (Mediterranean Sea). *Scientia Marina*, 72(4), 767–778. <https://doi.org/10.3989/scimar.2008.72n4769>
- Rouhi, A., Sif, J., Gillet, P., & Deutsch, B. (2008). Reproduction and population dynamics of *Perinereis cultrifera* (Polychaeta: Nereididae) of the Atlantic coast, El Jadida, Morocco. *In Cah. Biol. Mar* (Vol. 49).
- Rouse, G. W., & Fauchald, K. (1997). Cladistics and polychaetes. *In Zoologica Scripta* (Vol. 26, Issue 2).
- Russell, J. C., & Kueffer, C. (2019). Island Biodiversity in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 16, 44. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718>
- Sala, E., & Knowlton, N. (2006). Global marine biodiversity trends. *Annual Review of Environment and Resources*, 31, 93–122. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.020105.100235>
- Salas, F., Neto, J. M., Borja, A., & Marques, J. C. (2004). Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystems: The case of Mondego estuary (Portugal). *Ecological Indicators*, 4(3), 215–225. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2004.04.003>
- Scaps, P., Brenot, S., Retiere, C., & Desrosiers, G. (1998). Space occupation by the polychaetous annelid *perinereis cultrifera*: influence of substratum heterogeneity and intraspecific interactions on burrow structure. *In Mar. Biol. Ass. U.K* (Vol. 78).
- Scaps, P., Retière, C., Desrosiers, G., & Miron, G. (1992a). Dynamique d'une population de *Perinereis cultrifera* (Grübe) de la côte nord Bretagne. *In Cah. Biol. Mar* (Vol. 33).
- Scaps, P., Rouabah, A., & Lepre, A. (2000). Morphological and biochemical evidence that *Perinereis cultrifera* (Polychaeta: Nereididae) is a complex of species.

- Schenk, S., & Hoeger, U. (2020). Annelid Coelomic Fluid Proteins. *In Subcellular Biochemistry* (Vol. 94, pp. 1–34). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-41769-7_1
- Schramski, J. R., Dell, A. I., Grady, J. M., Sibly, R. M., & Brown, J. H. (2015). Metabolic theory predicts whole-ecosystem properties. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112(8), 2617–2622. <https://doi.org/10.1073/pnas.1423502112>
- 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. *In Biochem. J* (Vol. 360).
- Sifi, K., & Soltani, N. (2007). Biological control View project Intentional and unintentional impacts of reduced risk pesticides: Assessment of effects and anticipation View project. <https://www.researchgate.net/publication/248225469>
- Simboura, N., & Zenetos, A. (2002). Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index. *Mediterranean Marine Science*, 3(2), 77–111. <https://doi.org/10.12681/mms.249>
- Smale, D. A., Wernberg, T., Oliver, E. C. J., Thomsen, M., Harvey, B. P., Straub, S. C., Burrows, M. T., Alexander, L. V., Benthuyzen, J. A., Donat, M. G., Feng, M., Hobday, A. J., Holbrook, N. J., Perkins-Kirkpatrick, S. E., Scannell, H. A., Sen Gupta, A., Payne, B. L., & Moore, P. J. (2019). Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. *In Nature Climate Change* (Vol. 9, Issue 4, pp. 306–312). Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0412-1>
- Smith, A. P., DeRidder, B. P., Guo, W. J., Seeley, E. H., Regnier, F. E., & Goldsbrough, P. B. (2004). Proteomic analysis of Arabidopsis glutathione S-transferases from benoxacor- and copper-treated seedlings. *Journal of Biological Chemistry*, 279(25), 26098–26104. <https://doi.org/10.1074/jbc.M402807200>
- Smolders, R., De Coen, W., & Blust, R. (2004). An ecologically relevant exposure assessment for a polluted river using an integrated multivariate PLS approach. *Environmental Pollution*, 132(2), 245–263. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.04.024>
- Solé, M., & Sanchez-Hernandez, J. C. (2018). Elucidating the importance of mussel carboxylesterase activity as exposure biomarker of environmental contaminants of

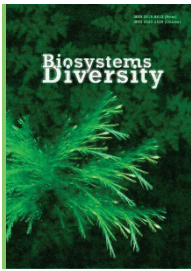
- current concern: An in vitro study. *Ecological Indicators*, 85, 432–439. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.046>
- Denna, A. (2021). Assessment of water quality of some aquatic systems in northeast algeria by use a non-target fish *gambusia affinis* during the breeding period growth and biomarkers responses. <https://www.researchgate.net/publication/357516437>
- Steffen, W., Persson, Å., Deutsch, L., Zalasiewicz, J., Williams, M., Richardson, K., Crumley, C., Crutzen, P., Folke, C., Gordon, L., Molina, M., Ramanathan, V., Rockström, J., Scheffer, M., Schellnhuber, H. J., & Svedin, U. (2011). The anthropocene: From global change to planetary stewardship. *Ambio*, 40(7), 739–761. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0185-x>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Schellnhuber, H. J., Dube, O. P., Dutreuil, S., Lenton, T. M., & Lubchenco, J. (2020). The emergence and evolution of Earth System Science. In *Nature Reviews Earth and Environment* (Vol. 1, Issue 1, pp. 54–63). Springer Nature. <https://doi.org/10.1038/s43017-019-0005-6>
- Stock, A., Crowder, L. B., Halpern, B. S., & Micheli, F. (2018). Uncertainty analysis and robust areas of high and low modeled human impact on the global oceans. *Conservation Biology*, 32(6), 1368–1379. <https://doi.org/10.1111/cobi.13141>
- Study, A., Caro, L. G., & Palade, G. E. (1964). Protein Synthesis, Storage, and Discharge in the Pancreatic Exocrine Cell: An. In *Source: The Journal of Cell Biology* (Vol. 20, Issue 3).
- Tarek, D., Ouided, M., & Scaps, P. (2011). Ovogenesis of *nereis falsa* quatrefages 1866 (Annelida, Polycheta) from El-KaIa area Algeria. <https://www.researchgate.net/publication/282720644>
- Ten Hove, H. A., & Weerdenburg, J. C. A. (1921). Including Mercierella Fauvel. In *A Generic Revision of the Brackish-Water Serpulid Ficopomatus Southern* (Vol. 154, Issue 1). <http://www.jstor.org>URL:<http://www.jstor.org/stable/1540777>
- Tornero, V., & Hanke, G. (2016). Chemical contaminants entering the marine environment from sea-based sources: A review with a focus on European seas. In *Marine Pollution Bulletin* (Vol. 112, Issues 1–2, pp. 17–38). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.091>
- Torres-Padrón, M. E., Montesdeoca-Esponda, S., Santana-Viera, S., Guedes-Alonso, R., Herrera-Melián, J. A., Sosa-Ferrera, Z., & Santana-Rodríguez, J. J. (2020). An update of the occurrence of organic contaminants of emerging concern in the Canary Islands (Spain). *Water (Switzerland)*, 12(9). <https://doi.org/10.3390/w12092548>

- Tortell, P. (1992). Coastal Zone Sensitivity Mapping and its Role in Marine Environmental Management. *In Marine Pollution Bulletin* (Vol. 25).
- Tréguer, P., Bowler, C., Moriceau, B., Dutkiewicz, S., Gehlen, M., Aumont, O., Bittner, L., Dugdale, R., Finkel, Z., Iudicone, D., Jahn, O., Guidi, L., Lasbleiz, M., Leblanc, K., Levy, M., & Pondaven, P. (2018a). Influence of diatom diversity on the ocean biological carbon pump. *In Nature Geoscience* (Vol. 11, Issue 1, pp. 27–37). Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/s41561-017-0028-x>
- Tréguer, P., Bowler, C., Moriceau, B., Dutkiewicz, S., Gehlen, M., Aumont, O., Bittner, L., Dugdale, R., Finkel, Z., Iudicone, D., Jahn, O., Guidi, L., Lasbleiz, M., Leblanc, K., Levy, M., & Pondaven, P. (2018b). Influence of diatom diversity on the ocean biological carbon pump. *In Nature Geoscience* (Vol. 11, Issue 1, pp. 27–37). Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/s41561-017-0028-x>
- Valko, M., Rhodes, C. J., Moncol, J., Izakovic, M., & Mazur, M. (2006). Free radicals, metals and antioxidants in oxidative stress-induced cancer. *In Chemico-Biological Interactions* (Vol. 160, Issue 1, pp. 1–40). Elsevier Ireland Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.cbi.2005.12.009>
- Vallina, S. M., Follows, M. J., Dutkiewicz, S., Montoya, J. M., Cermeno, P., & Loreau, M. (2014). Global relationship between phytoplankton diversity and productivity in the ocean. *Nature Communications*, 5. <https://doi.org/10.1038/ncomms5299>
- Vela, E. (2017). Université de Montpellier De l’inventaire de la biodiversité aux priorités de conservation dans le hotspot du bassin méditerranéen : peut-on combler les déficits de connaissance ? <https://plantnet.org/>
- Ventura-Lima, J., Bogo, M. R., & Monserrat, J. M. (2011). Arsenic toxicity in mammals and aquatic animals: A comparative biochemical approach. *In Ecotoxicology and Environmental Safety* (Vol. 74, Issue 3, pp. 211–218). <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.11.002>
- Verdura, J., Linares, C., Ballesteros, E., Coma, R., Uriz, M. J., Bensoussan, N., & Cebrian, E. (2019). Biodiversity loss in a Mediterranean ecosystem due to an extreme warming event unveils the role of an engineering gorgonian species. *Scientific Reports*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41929-0>
- Verhougstraete, M. P., Martin, S. L., Kendall, A. D., Hyndman, D. W., & Rose, J. B. (2015). Linking fecal bacteria in rivers to landscape, geochemical, and hydrologic factors and sources at the basin scale. *Proceedings of the National Academy of*

- Sciences of the United States of America*, 112(33), 10419–10424.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1415836112>
- Violle, C., Reich, P. B., Pacala, S. W., Enquist, B. J., & Kattge, J. (2014). The emergence and promise of functional biogeography. *In Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* (Vol. 111, Issue 38, pp. 13690–13696). National Academy of Sciences. <https://doi.org/10.1073/pnas.1415442111>
- Wang, W. N., Zhou, J., Wang, P., Tian, T. T., Zheng, Y., Liu, Y., Mai, W. jun, & Wang, A. L. (2009). Oxidative stress, DNA damage and antioxidant enzyme gene expression in the Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei* when exposed to acute pH stress. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 150(4), 428–435. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2009.06.010>
- Waring, J., & Maher, W. (2005). Arsenic bioaccumulation and species in marine polychaeta. *In Applied Organometallic Chemistry* (Vol. 19, Issue 8, pp. 917–929). <https://doi.org/10.1002/aoc.938>
- Wells, G. P., & Ledingham, I. C. (1940). Physiological effects of a hypotonic environment in the action of hypotonic salines on isolated rhythmic preparations from polychaete worms (*Arenicola marina*, *Nereis diversicolor*, *Perinereis cultrifera*).
- Wirgin, I., & Waldman, J. R. (2004). Resistance to contaminants in North American fish populations. *In Mutation Research - Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis* (Vol. 552, Issues 1–2, pp. 73–100). <https://doi.org/10.1016/j.mrfmmm.2004.06.005>
- Wissocq, J.-C. (1977). Roux's Archives of Developmental Biology Evolution de la musculature des Ndrdidiens (Annu des polychetes) au tours de l'Epitoquie III. La dédifférenciation des fibres longitudinales Evolution of Muscles in Nereidae (Annelida potychaeta) during Epitoky. III. Dedifferentiation of the Longitudinal Fibres. *In Wilhelm Roux's Archives* (Vol. 182).
- Woolley, S. N. C., Tittensor, D. P., Dunstan, P. K., Guillera-Aroita, G., Lahoz-Monfort, J. J., Wintle, B. A., Worm, B., & O'Hara, T. D. (2016). Deep-sea diversity patterns are shaped by energy availability. *Nature*, 533, 393–396. <https://doi.org/10.1038/nature17937>
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J., & Watson, R. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314(5800), 787–790. <https://doi.org/10.1126/science.1132294>

- Younsi, M., Daas, T., Daas, O., & Scaps, P. (2014). Polychaetes of commercial interest from the Mediterranean East Coast of Algeria. *In Mar. Sci.* <http://www.medit-mar-sc.net>
- Zhang, L., Liu, X., Chen, L., You, L., Pei, D., Cong, M., Zhao, J., Li, C., Liu, D., Yu, J., & Wu, H. (2011). Transcriptional regulation of selenium-dependent glutathione peroxidase from *Venerupis philippinarum* in response to pathogen and contaminants challenge. *Fish and Shellfish Immunology*, *31*(6), 831–837. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2011.07.026>
- Zribi, S., Zghal, F., & Tekaya, S. (2007). Ovogenèse de *Perinereis macropus* Claparède 1870 (Annélide, Polychète) dans le golfe de Gabès (Tunisie). *Comptes Rendus - Biologies*, *330*(3), 199–204. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2007.02.005>

ANNEXES



Marine pollution effects on the reproduction process of *Perinereis cultrifera* (Annelida, Polychaeta) in Algeria

A. Sebbih, N. Moumeni, N. Z. Belfetmi, T. Daas, O. Maamcha

University of Badji-Mokhtar, Annaba, Algeria

Article info

Received 18.02.2023

Received in revised form
05.03.2023

Accepted 06.03.2023

University of Badji-Mokhtar,
BP 12, Sidi Amar,
Annaba, Algeria. E-mail:
ouided_dz_maamcha@yahoo.fr

Sebbih, A., Moumeni, N., Belfetmi, N. Z., Daas, T., & Maamcha, O. (2023). Marine pollution effects on the reproduction process of *Perinereis cultrifera* (Annelida, Polychaeta) in Algeria. *Biosystems Diversity*, 31(1), 113–122. doi:10.15421/012312

The Mediterranean Sea is one of the busiest areas worldwide in terms of maritime activity and faces considerable anthropogenic disturbances, such as pollution by hydrocarbons and heavy metals. This study evaluated the environmental status of three sites on the Algerian coast using the annelid polychaete *Perinereis cultrifera* as a biomonitoring sentinel species. It included different reproductive parameters such as oocyte diameter, frequency distributions, sexual maturity index, biochemical quantitative parameters represented by the vitellogenins and vitellins, and a histological study of the coelome during the reproductive period. The results showed that the females collected from El-Kala (healthy site) have the highest diameter $304.1 \pm 24.3 \mu\text{m}$ during April but the values were increased in Annaba $290.0 \pm 21.0 \mu\text{m}$ and Skikda $245.3 \pm 26.7 \mu\text{m}$. Significant differences were observed between worms from the three study sites during the three months of the study. Moreover, the size-frequency indicated that a relatively high proportion of females containing mature oocytes was found in April in females collected at El-Kala 52.4%, 46.4% in females collected at Annaba and 36.7% in females collected at Skikda. In addition, regarding the sexual maturity index, the highest values were recorded in April (3.8, 2.9, and 1.9) at the El-Kala, Annaba, and Skikda study sites. However, the biochemical analysis demonstrated that the highest mean concentration of vitellogenin was in females of El-Kala ($5.3 \pm 0.3 \mu\text{g/mg}$ of coelomic fluid) in April, and the lowest mean concentration was measured in females of Skikda ($1.5 \pm 0.2 \mu\text{g/mg}$ of coelomic fluid). Therefore, the highest mean concentration of vitellin was measured in females of El-Kala ($4.4 \pm 0.2 \mu\text{g/mg}$ of oocytes) in April, while the lowest mean concentration of vitellin was measured in females of Skikda ($1.02 \pm 0.2 \mu\text{g/mg}$ of oocytes) in May. Significant differences were observed between worms from the three sites during the three months of the study. Furthermore, histological observations revealed that oogenesis was asynchronous, with oocytes at different stages of vitellogenesis simultaneously present. The structure of the oocytes of females collected at El-Kala showed intense vitellogenic activity due to the presence of very dense yolk cells. In contrast, the oocytes of the females collected from the two polluted sites (Annaba and Skikda) were small, vitellogenesis presented low intensity, and yolk cells were less frequent at the periphery and less uniform at the cytoplasmic mass; the nucleus was smaller, indicating a slower vitellogenic activity. These observations confirm the previously obtained results.

Keywords: *Perinereis cultrifera*; biometric; sexual maturity; vitellogenesis; Algeria.

Introduction

Urban water sources play an important role in industry, agriculture, and aquatic ecosystem conservation. However, human and industrial activities are responsible for the introduction of hazardous chemicals, such as pharmaceuticals and personal care products (PPCPs), to the environment through industrial effluents, domestic wastewaters, and diffused sources linked to agriculture (Vidal-Dorsch et al., 2012; Bahlmann et al., 2014; Evgenidou et al., 2015; Wang & Wang, 2016; Chen et al., 2020; Choi et al., 2021; Park et al., 2021).

The major environmental problems along the coastline of the Mediterranean Sea are urbanization, sewage and urban run-off, waste management, industrial effluents, marine transport, sand erosion and eutrophication (Scoullou & Ferragina, 2010; Belabed et al., 2017; Karadirek et al., 2019; Belfetmi et al., 2021; Boukari et al., 2021). Around one-third of the Med-Sea population lives in coastal regions whereas 65% of the population (around 120 million inhabitants) resides in coastal hydrological basins of the southern region of the Med-Sea, where environmental pressure is an increasing trend (EEA, 2015). Over the years, many research activities related to environmental problems in the Mediterranean region have been conducted by many scientists (Griffol et al., 2011; Aouini et al., 2017; Souid et al., 2017; Amamra et al., 2019; Drif et al., 2019). Since the beginning of the industrial revolution and the subsequent increase in industrial development, very large amounts of toxic pollutants have been discharged into coastal environments and estuaries, contaminating marine sediments with metals (Perkins et al., 1973; Farmer, 1991; Liu et al., 2003; Lavradas

et al., 2016; Inal et al., 2018). Local contamination is thus usual and can be due to several factors including pipeline construction, wastewater treatment and disposal, runoff, mining, industrial activities, ports, urban development (Taylor & McLennan, 1995; Balls et al., 1997; Morton & Blackmore, 2001). The Algerian coastal zone has experienced severe deterioration as a result of growing population and industrialization. Great industrial settlements in some areas (Skikda, Arzew, Algiers and Annaba) have been discharging their solid and liquid wastes directly into the sea or after a limited treatment. The maritime traffic and untreated domestic discharges from 16 million inhabitants along the Algerian coast are other factors influencing sea contamination. This situation exerts great pressure on the coastal marine ecosystem and worsening conditions can be observed on large sections of the coast, particularly in the gulfs close to the biggest agglomerations, such as Algiers, Oran and Annaba (Grimes, 2003) and near the industrial-harbour complexes, like Arzew, Bejaia, Ghazaouet, Skikda and Annaba (Belhadj et al., 2017; Amira et al., 2018; Amamra et al., 2019; Drif et al., 2019; Ziouch et al., 2020).

Benthic communities are directly exposed to contaminants adsorbed on the particle phase, and also to those dissolved in water at the sediment-water interface and, as a consequence, they have been conventionally used as bio-indicators in the biomonitoring of sediment toxicity (Lotufo et al., 2001; Guemouda et al., 2014; Meghlaoui et al., 2015; Snani et al., 2015; Tlili & Mouneyarc, 2019; Boumaza et al., 2021). These communities are formed by a large majority of sedentary species which are integrator agents of temporal effects of various environmental stresses either of natural or anthropogenic origin (Snani et al., 2015). Polychaete annelids are

well represented in marine environments and constitute a significant percentage of the total biodiversity and abundance of benthic macrofauna. Polychaetes are the dominant macrofauna within fine sediments (Fauchal, 1997). Polychaete worms of the Nereididae family are one of the most common and representative species of the estuarine macrobenthos (Scaps, 2002), and they are classified as key species due to their important role as a food source and in biogeochemistry processes (Banta & Andersen, 2003; Amiard-Triquet, 2009).

The polychaete worms, as benthic fauna are biological parameters that indicate the overall aquatic fertility of the sediments, and the study of the polychaetes may be used as baseline information to evaluate the demersal fish stocks, as they form a major food item in the nutrition of the bottom feeders. In addition, and more importantly they could be used as good biological indicators of marine pollution. As a common and abundant species, *Perinereis cultrifera* could be a good choice for any prospective study. With a wide distribution and numerical dominance in some benthic communities, it occurs along the north-west of Europe, the Mediterranean Sea, the Atlantic Ocean, the Indian Ocean, the Pacific Ocean and the Red Sea (Fauvel, 1923; Herpin, 1925; Durchon, 1957; Cazaux, 1965; Cabioch et al., 1968; Wu et al., 1985).

The mode of reproduction, the age of sexual maturity and the characteristics of populations differ among populations. According to the literature, *P. cultrifera* has a lifespan of three years (Fauvel, 1916; Herpin, 1925; Durchon, 1951) and it reproduces with epitokous type in the Atlantic Ocean and the English Channel (Cazaux, 1965; Scaps et al., 1992), whereas, on the Algerian coast, Marcel (1962) pointed out that the lifespan of this species did not exceed two years and it reproduces without epitoke. The species is gonochoric and reproduces from epitokous or atokous forms. Based on that, Marcel (1962) thought of splitting the species into two physiological races. *P. cultrifera* is characterized by a monotelic (semelparous) pattern of reproduction in which a single, climatic reproducti-

ve event is followed by death. Concerning oogenesis, four phases could be recognized: oogonia (active mitosis), premeiotic, previtellogenic and vitellogenic (Olive & Clark, 1978), when primary oocytes appear, they accumulate nutritive resources (lipids, glycoprotein and finally lipovitellin) and will grow to a maximum oocyte diameter. Growth and gametogenesis are controlled by a neuro hormone produced by the cerebral neuroendocrine system. Neuroendocrine activity is high during the early stages of life, later reduces resulting in the accumulation of maturing gametes (Golding & Yuwono, 1994).

The aim of this study is to evaluate the effects of marine pollution on the progress of reproduction and on vitellogenesis by a biometric and histological study of three populations monthly sampled at three sites of the Algerian east coast during the reproductive period as part of the monitoring of this region of Mediterranean.

Material and methods

Study area. In this study, three sites were chosen: two sites (Annaba and Skikda), according to their position on potential sources of pollution, and a third site (El-Kala), which is a relatively clean area, far from any urban or industrial influence (Fig. 1). El-Kala (36°54'00.14" N, 08°28'12.48" E) is located in the extreme eastern part of the Algerian coast. This site is part of a national park, away from all the sources of pollution. Annaba (36°55'0.88" N, 07°46'5.96" E) is located approximately 78 km away from El-Kala. The site is exposed to various pollutants from domestic, agricultural, and industrial sources. Skikda (36°53'49.51" N, 6°52'50.39" E) is located approximately 182 km away from El-Kala. This site is in contact with the petrochemical industry, where raw petroleum and refined hydrocarbon products contaminate the surrounding areas via atmospheric pollution as well as effluents, which are dumped into marine ecosystems.

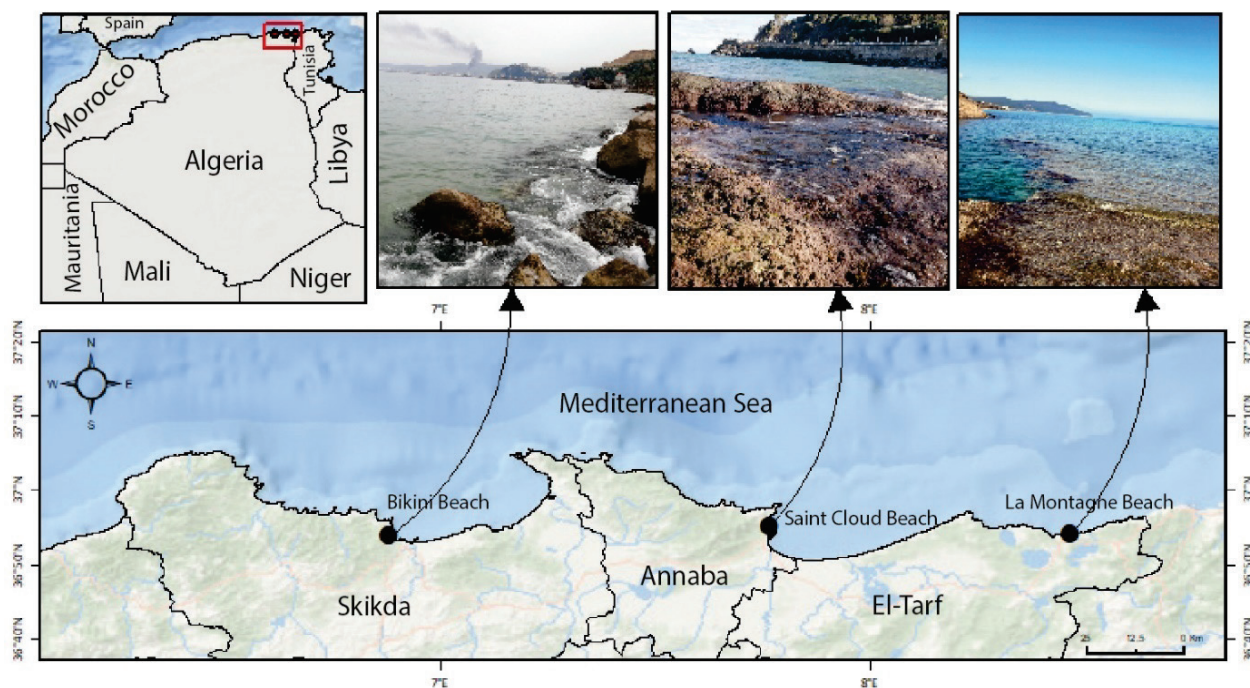


Fig. 1. Map of the study area showing the location of sampling sites

Sampling procedure. The specimens were collected monthly from March to May 2019. They were found within Rhodophyceae on algal-covered hard bottoms. They live in the low intertidal zone and extend down into the sublittoral zone. Consequently, the intertidal and shallow sublittoral hard bottoms were sampled methodically by scraping algae and looking for individuals (Rouabah & Scaps, 2003).

Examination of coelomic punctures and oocyte examination. Before oocyte sampling, polychaetes were anesthetized with 8% formalin for a few minutes. A sample of the coelomic fluid (~1 mL) was collected using a 1 mL syringe. The needle was inserted laterally into the polychaete body

between chaetigers 25 and 30, and the coelomic fluid was extracted and examined under a "Leica DM500" microscope, at $\times 4$ magnifications. For each individual, the number of oocytes was counted, and the diameter was measured. Oocyte diameter was used as an indicator of the maturation stage.

Frequency distribution of oocyte diameters. For the analysis of the frequency distribution of oocyte diameters, the oocyte diameter of 10 mature females was randomly measured under a "Leica DM500" microscope. The oocyte percentage for each month is equal to: number of oocytes for each range / total number of oocytes) $\times 100$. The oocyte diameter fre-

quencies for investigated worms can be grouped by mean oocyte diameter into 8 classes: 0–50, 50–100, 100–150, 150–200, 200–250, 250–300, 300–350 and 350–400.

Sexual maturity index (SMI). Since the sex ratio (about 80%) is greatly in favour of females, the investigation was carried out only on female worms. To determine the sex of the worm and assess the sexual maturity of females, an incision was made using a scalpel approximately 30 segments behind the head. The segment content was released on a glass slide and the coelomic fluid was examined under a microscope. The dimensions measured were the maximum diameter of each oocyte to the nearest micrometre. The reproductive status of the specimens was characterized by a stage of maturity ranging from 1 to 4 (Table 1). The sexual maturity index (SMI) was calculated as:

$$SMI = [(1 * n_1) + (2 * n_2) + (3 * n_3) + (4 * n_4)] / N,$$

where n_x is the number of individuals in stages x and N is the sum of n_x (Durou & Mouneyrac, 2007).

Table 1
Description of the development stage of sexual maturity of female worms *Perinereis cultrifera*

Stage coefficient	Stage description	The aspect of sexual products	Oocyte diameter range, μm
1	Indifferent	absence of germ cells in the coelomic cavity	–
2	Proliferation	small oocytes and oogonial cluster in the coelomic cavity	15–60
3	Growth (previtellogenesis)	growing oocytes freely suspended in the coelomic fluid	65–190
4	Vitellogenesis	vitellogenesis (undergoing)	190–250
5	Mature	oocyte large and spherical (mature oocytes)	250–450

Histological processing. Tissue samples were chemically fixed in formalin solution (9%) for 48 h, dehydrated in an alcohol series of progressive concentrations (70%, 80%, 90%, and 95%), cleared with xylene, embedded in paraffin wax (72 °C), and sectioned at a thickness of 3 μm using a microtome (Thermo Scientific). The sections were stained with Meyer's hematoxylin solution and eosin, mounted on glass slides, and viewed under a "Leica DM500" microscope.

Biochemical analyses (quantification of vitellogenin and vitellin). The coelomic content obtained by puncturing the animals was centrifuged at 1000 g for 3 min. The supernatant (coelomic fluid) was removed and the sediment of cellular elements (oocytes-eleocytes) was mixed with 2 mL of 0.05 M phosphate buffer pH 7.4, containing 0.55 M NaCl. Oocytes were then separated from eleocytes using sterile 35 μm nylon nets (Baert & Słomianny, 1987). Vitellogenin and vitellin content was measured following the procedure described by Fabre et al. (1990). Briefly, oocyte samples were placed in 500 μL of Tris-HCl-NaCl and homogenized using ultrasound. After centrifugation (5000 rpm for 10 min), three distinct layers were separated, and the intermediate layer containing vitellogenin and vitellin was collected in a clean Eppendorf tube and stored at $-20\text{ }^\circ\text{C}$ until analysis. The quantification was made according to Bradford (1976) using Coomassie G-250 (BBC) brilliant blue as a reagent and bovine serum albumin as a standard. The absorbance was read at 595 nm, and the results were expressed in $\mu\text{g}/\text{mg}$ of coelomic fluid and $\mu\text{g}/\text{mg}$ of oocytes for vitellogenin and vitellin, respectively.

Statistical analysis. All data are presented as mean (\bar{x}) \pm standard deviation (SD). Normality was checked using the Shapiro-Wilk test. One-way analysis of variance (ANOVA) followed by Tukey's post-hoc test was conducted to analyze the differences between sites ($P < 0.05$). Statistical analysis of data was performed with R (version 4.2.1; R Core Team, 2022) and RStudio (RStudio Team, 2022). Pearson's correlation tests were performed to understand the relationships between the different parameters.

Results

Biometric study of oocyte growth. As shown in Figure 2, the oocytes of the females collected from El-Kala, have an average diameter of $254.9 \pm 28.1\ \mu\text{m}$ during March, from which it begins to increase to reach

the value of $304.1 \pm 24.3\ \mu\text{m}$ during April and then it decreases during May, when $271.5 \pm 30.8\ \mu\text{m}$ are recorded. The same growth is noted in Annaba and Skikda, the oocytes evolve in maturity from a value of $234.3 \pm 25.9\ \mu\text{m}$ in Annaba and $219.6 \pm 34.8\ \mu\text{m}$ in Skikda during March to reach the value of $290.0 \pm 21.0\ \mu\text{m}$ in Annaba and $245.3 \pm 26.7\ \mu\text{m}$ in Skikda during April, followed by a decrease in diameter during May when the value of $256.5 \pm 27.3\ \mu\text{m}$ in Annaba and $227.8 \pm 25.7\ \mu\text{m}$ in Skikda was recorded. Significant differences were observed between worms from the three study sites during the three months of the study ($P < 0.05$).

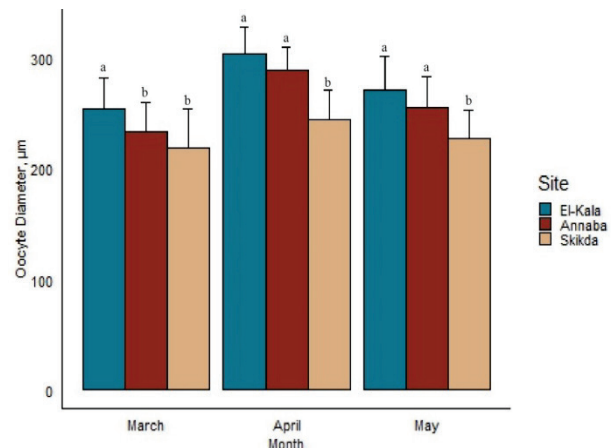


Fig. 2. Oocyte diameter of females collected from El-Kala, Annaba, and Skikda during the 2019 reproductive period: different letters indicate differences between sites within one month of observations (Tukey's test, $\bar{x} \pm \text{SD}$, $P < 0.05$)

Size-frequency. It has been found that a relatively high proportion of females containing mature oocytes was found in April in females collected at El-Kala 52.4% (Fig. 3a), 46.4% in females collected at Annaba (Fig. 3b) and 36.7% in females collected at Skikda (Fig. 3c). Females with small oocytes (diameter less than 50 μm) were present throughout the study period, with 0.02% in El-Kala, 4.1% in Annaba, and 4.7% in Skikda in March.

Sexual maturity index. The results showed that the highest values of the sexual maturity index were recorded in April (3.8, 2.9, and 1.9) at the El-Kala, Annaba, and Skikda study sites (Fig. 4). However, the lowest values were recorded in March (3.1, 2.3 and 1.5) respectively at the three study sites of El-Kala, Annaba and Skikda.

Histological analysis. Histological observations revealed that oogenesis was asynchronous, where oocytes at different stages of vitellogenesis were simultaneously present (Fig. 5a, 5c, and 5e). These oocytes are surrounded by nurse cells (eleocytes), are at an advanced stage of vitellogenesis, and are covered by a thin vitellin membrane (Fig. 5b, 5d, and 5f).

The structure of oocytes from females collected at El-Kala showed intense vitellogenic activity due to the presence of very dense yolk cells at the periphery of the vitellin membrane, which were evenly distributed over the surface of the cytoplasm surrounding the nucleus. The nucleus located at the center is large and round, indicating intense nuclear activity. These oocytes were ready to rupture the integument to be released (epitoky) for swarming and fertilization (Fig. 5a and 5b). In contrast, oocytes from the females collected from the two polluted sites in Annaba (Fig. 5c and 5d), and Skikda (Fig. 5e and 5f) were small in diameter, vitellogenesis was of low intensity, and yolk cells were less frequent at the periphery and less uniform at the cytoplasmic mass; the nucleus was smaller, indicating a slower vitellogenic activity.

These observations confirm the results of oocyte diameter, sexual maturity index, and oocyte size frequencies, which were lower in oocytes from sites affected by pollution. Moreover, the sum of the histological results allowed us to observe oocyte growth where vitellogenesis was significantly disrupted.

The concentrations of vitellogenin (Vg) and vitellin (Vt) in *P. cultrifera* females from each sampling site are shown in Figure 6a and 6b. The highest mean ($\pm\text{SD}$) concentration of vitellogenin was the El-Kala

site at, $5.3 \pm 0.3 \mu\text{g}/\text{mg}$ of coelomic fluid in April, with values ranging from 4.9 to $5.5 \mu\text{g}/\text{mg}$ of coelomic fluid while the lowest mean ($\pm\text{SD}$) concentration of it was measured at the Skikda site at $1.5 \pm 0.2 \mu\text{g}/\text{mg}$ of coelomic fluid in May, with values ranging from 1.3 to $1.8 \mu\text{g}/\text{mg}$ of coelomic fluid. Significant differences were observed between worms from the three sites during the three months of the study ($P < 0.05$).

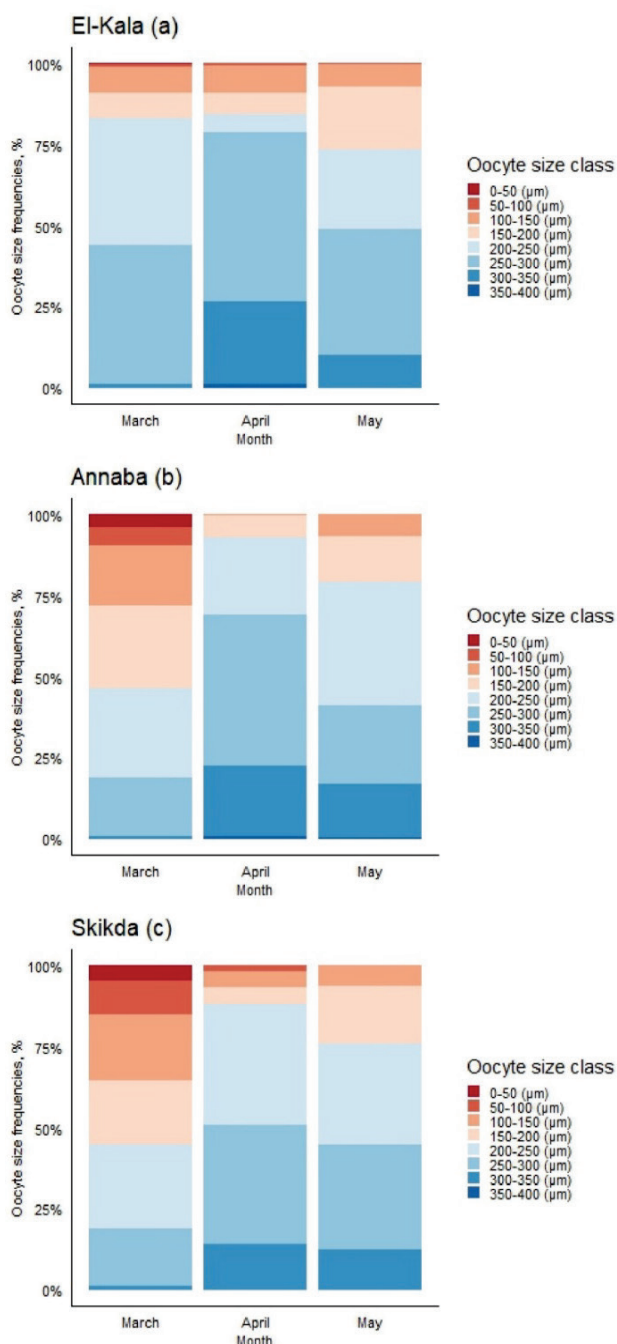


Fig. 3. Size-frequency distribution of *Perinereis cultrifera* oocytes from El-Kala (a), Annaba (b), and Skikda (c) during the study period

The highest mean ($\pm\text{SD}$) concentration of vitellin was measured at site of El-Kala at, $4.4 \pm 0.2 \mu\text{g}/\text{mg}$ of oocytes in April, with values ranging from 4.1 to $4.6 \mu\text{g}/\text{mg}$ of oocytes while the lowest mean ($\pm\text{SD}$) concentration of vitellin was measured at Skikda at $1.02 \pm 0.20 \mu\text{g}/\text{mg}$ of oocytes in May, with values ranging from 0.7 to $1.2 \mu\text{g}/\text{mg}$ of oocytes. Significant differences were observed between worms from the three sites during the three months of the study ($P < 0.05$).

Correlations between different studied parameters. The Pearson test allowed us to confirm that there is a positive and highly significant correlation between the four studied parameters at El-Kala (Fig. 6a), and very significant at Annaba (Fig. 6b) and Skikda (Fig. 6c), with lower values.

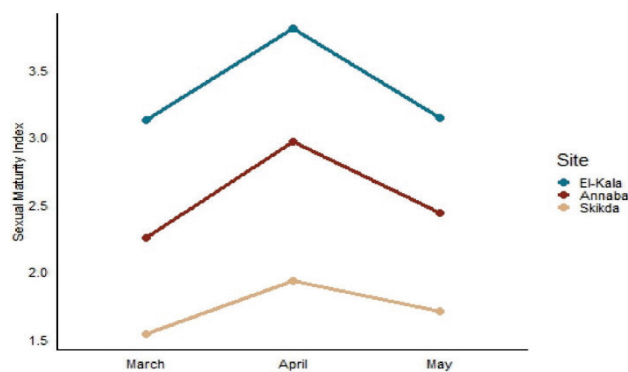


Fig. 4. Sexual maturity index variations in *Perinereis cultrifera* females at different study sites during the study period

Discussion

The aquatic ecosystem is an important environment that supports the livelihoods of millions of people, and its contamination is a major threat and concern (Ahmed & Thompson, 2019; Yu et al., 2020). The constructions along these ecosystems discharge several types of pollutants, such as metals, pesticides, microorganisms and microplastics (Abelouah et al., 2021; Chahouri et al., 2021). The complex mixtures of those pollutants cannot be assessed (Hamza-Chaffai, 2014) due to their potential synergistic/antagonistic effects. Their occurrence has become a major threat to the health of this ecosystem (Cappello et al., 2015). The Algerian coast, like several Mediterranean wetlands, is subject to increasing pressure in anthropogenic activities (urbanization, industry, pollution, aquaculture, tourism and overfishing). The consequences can be detected on the general states of ecosystems, mainly in macrofauna that is more sensitive and more exposed (Ben Mustapha et al., 1999; Ayari & Afli, 2003; Guemouda et al., 2014; Boucetta et al., 2016).

Many species have been used as bioindicators of pollution especially the bivalves (Sifi et al., 2007; Bensouda & Soltani-Mazouni, 2014; Hamdani et al., 2020) and the polychaetes (Rouhi et al., 2013; Snani et al., 2015; Diaz-Jamillo et al., 2017; Ramdani et al., 2020). The littoral is highly vulnerable to a wide assortment of contaminants and micropollutants directly released into the seas and oceans, to which are added those released into the air and drained by soils and rivers (Bensouda-Talbi, 2015). Polychaetes, located in unpredictable environments, have been deeply studied to understand the characteristics of their life cycle. Fauchald (1977) has divided polychaetes into three general reproductive lifestyles. Later, Wilson (1991) described a two-factor classification system for types of reproductive modes within the Polychaeta based on the type of larval development and the fate of the female gametes (free spawned or brooded in a variety of ways). Mettam (1980), Olive (1985), and Prevedelli & Cassai (2001) related this diversity of reproductive traits to the importance of variation in life-history traits related to the characteristics of brackish environments, presence or absence of epitoky, and reduction or disappearance of the dispersal phase.

In polychaetes, a specialized type of coelomic cells (eleocytes) assumes a central role in the process of oogenesis. Eleocytes synthesize yolk protein, vitellogenin (Fischer, 1979) which is secreted into the coelomic fluid and transferred to the oocytes, which internalize it by a specific uptake system (Fischer et al., 1991).

The observation of the oocytes of *P. cultrifera* during the three months of study (March, April and May 2019) showed an oogenesis presenting an asynchronous evolution where one meets in the same individual oocytes of different sizes and belonging to different stages of vitellogenesis.

The oocyte diameters at El-Kala increase in March to reach a peak in April then they gradually decrease during May. The impact of anthropogenic and industrial effects in Annaba and Skikda causes the reduction of oocyte diameter and this results in the imbalance of the storage of reserves during the process of oogenesis in comparison with the El-Kala site considered as a reference site in our study due to its remoteness from any kind of pollution.

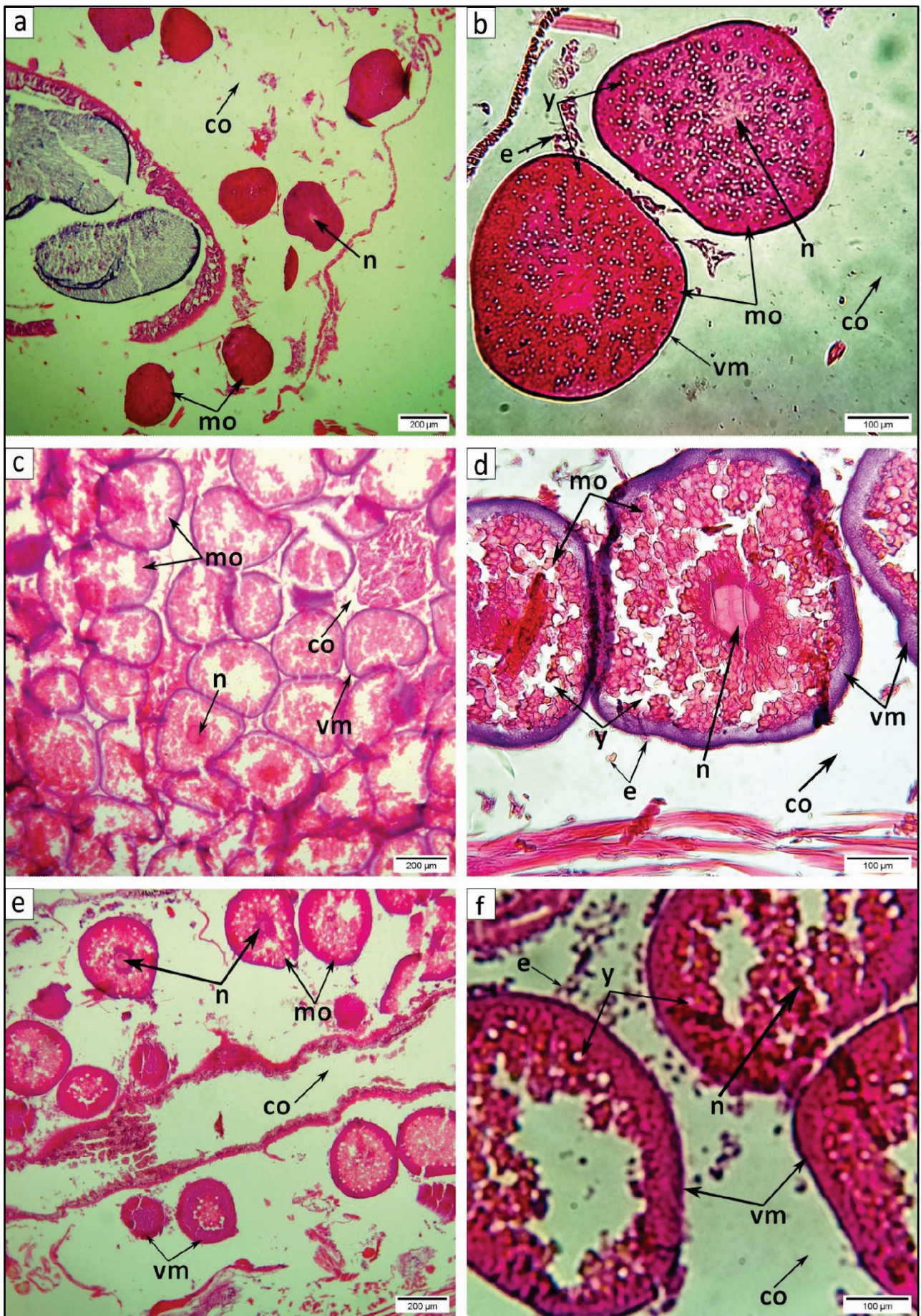


Fig. 5. Histological sections of female *Perinereis cultrifera* obtained from El-Kala (a, b), Annaba (c, d) and Skikda (e, f): a, c, e – maturing oocytes; b, d, f – mature oocytes; co – coelomic fluid; e – eleocytes; mo – mature oocytes; n – nucleus; y – yolk; vm – vitelline membrane

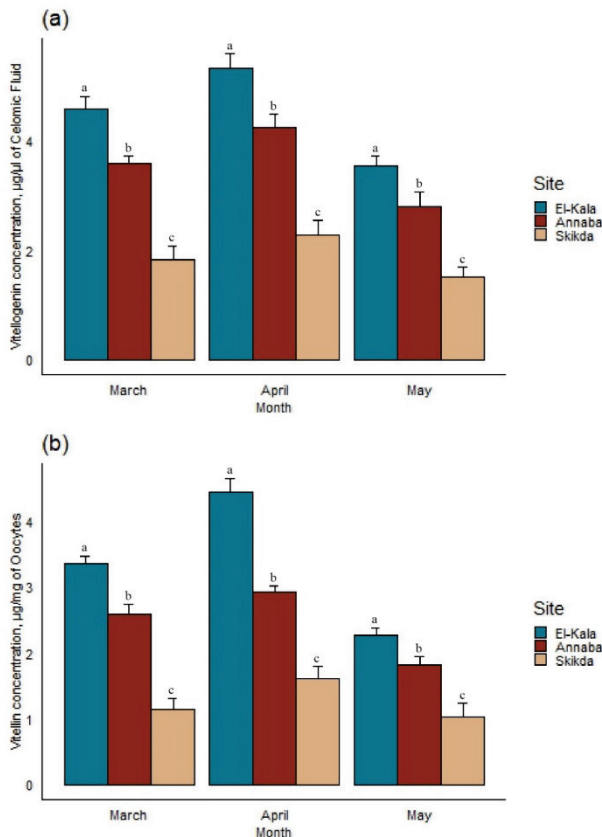


Fig. 6. Vitellogenin (a) and vitellin (b) concentrations in female *Perinereis cultrifera* sampled at the three study sites during the study period: different letters indicate the differences between the sites within one month of observations (Tukey test, $P < 0.05$); $\bar{x} \pm SD$, $n = 5$

The peaks recorded in April at the three sites can lead us to know the reproduction cycle of *P. cultrifera* and to confirm that this month is the period of emission of female gametes, which confirms the results of Daas et al. (2011).

The measurement of the diameter of the oocytes allowed us to determine the stage of sexual maturity. Nevertheless, it has been suggested that oocyte morphology could be a more sensitive indicator, particularly concerning hormonal activity (Schroeder et al., 1977).

In this work, the sexual maturity of females was defined by stages ranging from 1 to 4 after microscopic examination of an aliquot of coelomic fluid. According to stage 1 worms, germ cells are absent in the coelomic cavity. In stage 2 worms, germ cells are linked by cytoplasmic bridges and meiosis is not initiated. When meiosis is initiated, some primary oocytes appear in the coelomic fluid but the oogonial cluster is still present (stage 2). The minimum diameter of oocytes varies from 15 to 20 µm. Then, the oocytes initiate a phase of growth (stage 3), vitellogenesis, absorbing resources through the coelomic fluid. The oocytes are very heterogeneous in size (from 65 to 190 µm). Finally, the oocytes enter a maturation process and reach a maximum oocyte diameter equal to or greater than 250 µm leading to gametes that are mature and easily ready to be spawned (step 4). In general, Nereidae showed a wide range of oocyte diameter and according to Olive et al. (1998) from 170 to 200 µm for *Nereis virens* (M. Sars, 1835), while *N. diversicolor* (O. F. Müller, 1776) has a small range of oocyte diameter from 130 to 140 µm at three different latitudes in southwestern Portugal (Costa, 2003). The diameter of mature oocytes in *Perinereis nuntia brevicirris* (Grübe, 1867) ranges from 200 to 250 µm. Daas et al. (2011) indicated that oocytes of *Nereis falsa* took less than one year to develop fully, and the first mature oocyte diameter that occurred in the coelomic fluid of females was greater than 160 µm (approximately 180 µm). *Pseudonereis anomala* (Gravier, 1900) in Iskenderun Bay has a diameter of mature oocytes in specimens with epitokal modification that may reach 195 µm (Çinar & Ergen, 1995). Therefore, in the Barge canal, the maximum oocyte diameter of *P. anomala* was 207.9 µm,

and the diameter of the mature oocytes ranged between 170.0 to 207.9 µm. However, on the Egyptian coast, *P. cultrifera* displayed lower fecundity and maturation percentage than *Platynereis dumerilii* (Audouin & Milne-Edwards, 1833), while the latter species recorded less biomass and smaller oocytes (Hamdy et al., 2020). Coelomic puncture in *P. cultrifera* females had a heterogeneous appearance and presented different oocyte diameters. Due to the asynchronous oogenesis of *P. cultrifera* females, we performed a biometric study of oocyte growth during the reproductive period.

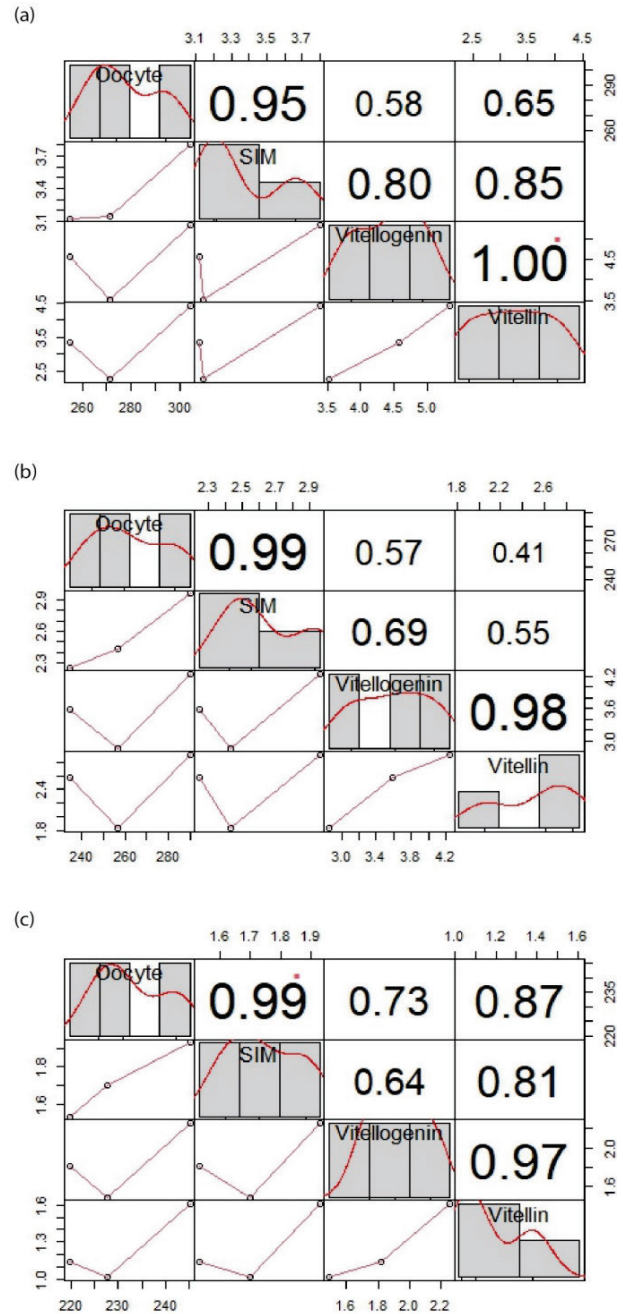


Fig. 7. Pearson correlation test between four parameters (oocyte diameter, sexual maturity index, vitellogenin, and vitellin) at El-Kala (a), Annaba (b), and Skikda (c)

The diameter of the oocytes present in the coelomic cavity was used as an indicator of the stages of maturation. In *P. cultrifera*, these germinal elements had a wide range of sizes, such that eight groups of oocytes were identified using a class gap size of 50 µm. Oocytes having completed vitellogenesis measured 280–300 µm. Females with small oocytes (diameter less than 50 µm) were present throughout the year. Thus, we can consider that the breeding period extends from March to May. Our results are in agreement with the work of El Barhouni et al. (2013) on *Marphysa*

sanguinea (Montagu, 1815). Oogenesis requires massive synthesis and storage of the female-specific lipoprotein, vitellogenin (VTG), a key protein for the growth and development of the oocytes. As in the other egg-laying animals, VTG is usually produced externally (extra-ovarian synthesis) and is taken up by the oocytes via receptor-mediated endocytosis and this is also true in annelids (Fischer et al., 1991; Hafer et al., 1992; Lee et al., 1997). Recent studies in *N. virens* (Schenk & Hoeger, 2011) have shown that VTG also carries the hemoglobin degradation product biliverdin. Biliverdin is formed in the eleocytes and is surprisingly converted to a novel conjugated form, glutathione biliverdin, which was termed nereioverdin. In female animals, vitellogenin bound nereioverdin is exported into the coelomic fluid and incorporated into the oocytes which become progressively green during growth.

Vitellogenesis is the period of life during which the major yolk protein is being synthesized and deposited in developing oocytes. Among annelids, most nereids have for a long time been considered classic examples of polychaetes presenting autogenous vitellogenesis (Baert, 1985). This was based largely on the apparent absence or low levels of endocytotic activity as determined with electron microscopy (Dhainaut, 1967, 1976). In polychaete annelids, two types of vitellogenesis have been described: a heterosynthetic mechanism (in several different worms) and an autogenous process (other including *Nereis*) (Porchet et al., 1989). Recent biochemical results suggest that the heterosynthetic mechanism is more general than previously thought. In *Nereis*, the vitellogenin (the precursor) is synthesized in coelomocytes and after transfer through coelomic fluid incorporated into oocytes. In germinal cells, a conversion process, involving proteolytic cleavages of vitellogenin, produces mature vitellins which are accumulated in yolk granules. The neurohormones identified so far are not essential for vitellogenin synthesis. These neurohormones may regulate enzymatic activities in the oocytes. A recent study of *P. dumerilii* (Schenk et al., 2016) has shown that VTG synthesis is under control of the sesquiterpenoid hormone methyl-farnesoate (MF). MF suppresses VTG synthesis in eleocytes, thus acting as a juvenile hormone. In turn, declining titers of this hormone then lead to the initiation of sexual maturation. Vitellogenin (precursor of the major constituent of oocyte reserves) is secreted by eleocytes and absorbed by the oocytes during vitellogenesis (Bonnier & Baert, 1992). This uptake process is receptor-mediated endocytosis (Rees & Olive, 1999). In oocytes, a conversion process, involving particular protein cleavages, transforms the precursor (incorporated vitellogenin) into vitellin (Baert, 1985; Baert & Slomianny, 1987; Porchet et al., 1989; Rees & Olive, 1999; Andries, 2001). In the species *P. cultrifera*, vitellin occurs during the second stage of oogenesis "corticogenesis" which follows the stage of vitellogenesis. In addition, the results of in vitro metabolic studies show a progressive increase in the rate of secretion of vitellogenins (the precursor) newly synthesized by the coelomocytes (eleocytes) which produce this protein until the end of oocyte growth. Thus, contrary to the results of previous cytological and autoradiographic studies, current data clearly indicate that the vitellogenesis process is active not only during the vitellogenesis phase but also throughout corticogenesis (Baert & Slomianny, 2011).

Synthesized vitellogenin is incorporated into oocytes after transfer through coelomic fluid. In germ cells, a conversion process, involving proteolytic cleavages of vitellogenin, produces mature vitellins which are accumulated in the vitelline granules (Maurice et al., 2011).

The fact that the oocyte is capable of autonomously assuming its vitelline syntheses has often been considered as a primitive characteristic (Bilinski, 1976; Gremigni, 1979). Among the polychaete annelids, the nereidians have long seemed to meet this criterion. In marine worms, the results obtained by autoradiography have indeed shown that the oocyte is capable of synthesizing protein material intended for the vitelline globules (Dhainaut, 1967, 1970; Bertout & Dhainaut, 1971; Dhainaut & Porchet, 1977). The monthly monitoring of the rate of vitellogenin and vitellin shows a considerable increase in the quantity of vitellogenin and vitellin in females of *P. cultrifera* during April. A very highly significant difference was recorded concerning the rate of vitellogenin and a very highly significant difference for the vitellin between the reference site (El-Kala) and the polluted sites (Annaba and Skikda). Oogenesis is asynchronous where oocytes bathed in coelomic fluid are at different stages of vitellogenesis. The results show a slowing down of the passage of yolk constituents to the

oocytes of females from the Annaba site and that of Skikda. This could be explained either by a disturbance in the synthesis of the cerebral hormone (Durchon & Porchet, 1971) or by the impermeability of the vitelline membrane blocking the diffusion of vitellin materials, even dysfunction of eleocytes which have focused much more on immune responses compared to environmental stress. However, five major lipoglycoproteins (V1 to V5) identified as vitellins were detected in young oocytes of *P. cultrifera* (Baert, 1985). The histological study of the coelom of the females of the population of *P. cultrifera* during the month of April provides very interesting data on the ovogenetic cycle of this species.

This suggests that the period of reproduction is concentrated during the spring season and that oocyte growth is asynchronous since, in the same individual, we encountered oocytes presenting roughly similar diameters. This growth has also been observed in other species, in particular, *P. dumerilii* (Fisher & Dorresteijn, 2004); in addition, in a species similar to Nereidae such as *Perinereis macropus* (Claparède, 1870), oocyte growth is asynchronous where all stages of vitellogenesis are found in the same individual (Zribi et al., 2007). The results obtained show a very pronounced disturbance of oocyte growth by the slowed supply of essential elements of the yolk. However, previous studies have shown that oocyte metabolism takes place in two successive phases; during the first, the oocyte develops the first lipid and then protein reserve substances, followed by a second where it synthesizes mainly carbohydrate reserves (Porchet & Dhainaut, 1969). The cerebral ganglia secrete a hormone that controls oocyte development. This hormone exerts a double-action; on the one hand, it inhibits the growth of oocytes and on the other hand, it is essential for their metabolism (Porchet, 1972). Further cytological studies have shown that the forming yolk cells are located near the dictyosomes. There are numerous vesicles morphologically identical to those produced by the Golgi apparatus. These vesicles seem to materialize the process by which the transfer of protein material from the dictyosomes to the protein globules takes place, thus emphasizing the role of the Golgi apparatus in the construction of the yolk (Caro & Palade, 1964; Jamieson & Palade, 1967). The work of Baert (1985) indicates that the lipid globules represent 16.4% of the oocyte weight and which are essentially triglycerides and free sterols and that the most important amino acids are glutamine, leucine and alanine; these compounds are at the base of the vitelline as in insects (Hagedorn & Kunkel, 1979) and in *N. virens* (Fisher, 1979).

Conclusion

This study investigated the biometric, histological, and biochemical features of oocyte growth in female *Perinereis cultrifera* collected from three sites (El-Kala, Annaba, and Skikda) in Algeria. The study showed that oocyte diameter increased from March to April and decreased in May at all of the sites, with significant differences between the sites. The proportion of females with mature oocytes was the highest in April, and females with small oocytes were present throughout the study period. The sexual maturity index was the highest in April and lowest in March at all three sites. Histological observations revealed asynchronous oogenesis and disrupted vitellogenesis in the polluted sites. Biochemical analysis showed that the concentrations of vitellogenin and vitellin were the highest in April at the El-Kala site and lowest in May at the Skikda site, with significant differences between the sites during the study period. These results suggest that environmental pollution affects the reproductive health of *P. cultrifera*.

We are thankful to the staff of the Laboratory of Applied Animal Biology for their help and assistance, all of which have facilitated the realization of this scientific contribution.

This work was supported by the National Fund for Scientific Research to Prof. N. Soltani (Laboratory of Applied Animal Biology), and the Ministry of High Education and Scientific Research of Algeria (University Research-Training Project to Prof. O. Maamcha).

References

- Abelouah, M. R., Ben-Haddad, M., Alla, A. A., & Rangel-Buitrago, N. (2021). Marine litter in the central Atlantic coast of Morocco. *Ocean and Coastal Management*, 214, 105940.

- Ahmed, N., & Thompson, S. (2019). The blue dimensions of aquaculture: A global synthesis. *Science of the Total Environment*, 652, 851–861.
- Amamra, F., Sifi, K., Kaouchi, N., & 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*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 28(2), 908–915.
- 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*, 15(1), 87–110.
- Amira, A., Merad, I., Almeida, C. M. R., Guimaraes, L., & Soltani, N. (2018). Seasonal variation in biomarker responses of *Donax trunculus* from the Gulf of Annaba (Algeria): Implication of metal accumulation in sediments. *Comptes Rendus Geoscience*, 350, 173–179.
- Andries, J. C. (2001). Endocrine and environmental control of reproduction in Polychaeta. *Canadian Journal of Zoology*, 79, 254–270.
- Aouini, F., Boussoufai, D., Ghribi, F., Bejaoui, S., Navarro, J. C., & 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.
- Ayari, R., & Afli, A. (2003). Bionomie benthique du petit golfe de Tunis [Benthic bionomy of the small gulf of Tunis]. *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô, Tunisia*, 30, 79–90 (in French).
- Baert, J. L. (1985). Multiple forms of vitellin in young oocytes of *Perinereis cultrifera* (Polychaeta, Annelida): Occurrence and relation to vitellin maturation in the oocyte. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 81B, 851–856.
- Baert, J. L., & Slomianny, M. C. (1987). Heterosynthetic origin of the major yolk protein, vitellin, in a nereid, *Perinereis cultrifera* (Polychaeta annelid). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 88B, 1191–1199.
- Baert, J. L., & Slomianny, M. C. (2011). Vitellin accumulation and vitellogenin synthesis in relation to oogenesis in *Perinereis cultrifera* (Polychaeta, Annelida). *Invertebrate Reproduction and Development*, 21(2), 121–128.
- Bahlmann, A., Brack, W., Schneider, R. J., & Krauss, M. (2014). Carbamazepine and its metabolites in wastewater: Analytical pitfalls and occurrence in Germany and Portugal. *Water Research*, 57, 104–114.
- Balls, P. W., Hull, S., Miller, B. S., Pirie, J. M., & Proctor, W. (1997). Trace metal in scottish estuarine and coastal sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 34, 42–50.
- Banta, G. T., & Andersen, O. (2003). Bioturbation and the fate of sediment pollutants. Experimental case studies of selected infauna species. *Life and Environment*. Observatoire Océanique – Laboratoire Arago, 53, 233–248.
- 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, 265.
- Belfetmi, N. Z., Daas, T., & Maamcha, O. (2021). The effects of total hydrocarbons on the Polychaeta *Perinereis cultrifera* (Grübe, 1840): Impacts on morphometric aspects and biochemical markers. *Aquaculture, Aquarium, Conservation and Legislation Bioflux*, 14(3), 1464–1477.
- Belhadji, H., Aubert, D., & Youcef, N. D. (2017). Geochemistry of major and trace elements in sediments of Ghazaouet Bay (Western Algeria): An assessment of metal pollution. *Comptes Rendus Geoscience*, 349, 412–421.
- BenMustapha, K., Hattour, A., Mhetli, M., El Abed, A., & Tritar, B. (1999). Bionomie des étages infra et circalittoral du golfe de Gabès [Bionomy of the infra- and circalittoral stages of the Gulf of Gabès]. *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô, Tunisia*, 26, 5–48 (in French).
- Bensouda, 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 and Review in Biology*, 4(12), 1902–1914.
- Bensouda-Talbi, L. (2015). Etude biochimique, enzymologique et cytologique chez *Donax trunculus*: Rapport avec le cycle biologique et la pollution dans le Golfe d'Annaba [Biochemical, enzymological and cytological study in *Donax trunculus*: Relationship with the biological cycle and pollution in the Gulf of Annaba]. University of Badji Mokhtar, Annaba (in French).
- Bertout, M., & Dhainaut, A. (1971). Etude cytochimique et autoradiographique de l'ovogenèse de *Nereis diversicolor* O. F. Müller (Annelide, Polychète), dans les conditions naturelles et en l'absence d'hormone cérébrale [Cytochemical and autoradiographic study of the ovogenesis of *Nereis diversicolor* O. F. Müller (Polychaeta, Annelida), under natural conditions and in the absence of brain hormone]. *General and Comparative Endocrinology*, 17, 371–387 (in French).
- Bilinski, S. (1976). Ultrastructural studies on the vitellogenesis of *Tetradonto phora bielensis* (Waga) (Collembola). *Cell and Tissue Research*, 168, 399–410.
- Bonnier, P., & Baert, J. L. (1992). Vitellogenesis in the sand worm, *Nereis diversicolor*. *Comparative Biochemistry and Physiology B*, 102(5), 785–790.
- Boucetta, S., Beldi, H., & Draredja, B. (2016b). Seasonal variation of heavy metals in *Phorus (Osilinus) turbinatus* (Gastropoda, Trochidae) in the Eastern Algerian coast. *Global Veterinaria*, 17(1), 25–41.
- Boukari, A., Hamoudi, F. S., & Soltani, N. (2021). Biochemical modification in an edible mollusk (*Donax trunculus*) during transplantation into a polluted environment. *Fresenius Environmental Bulletin*, 30(3), 2416–2422.
- Boumazza, F. Z., Beldi, H., Draredja, B., Filali, B., & Soltani, N. (2021). Composition and distribution of Patellicidae (Mollusca, Gastropoda) in the Algerian east coast: The case of Jijel. *Biodiversity Journal*, 12(2), 495–500.
- Bradford, M. M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Annals of Biochemistry*, 72, 278–284.
- Cabioch, L., L'Hardy, J. P., & Rullier, F. (1968). Inventaire de la faune marine de Roscoff. Annelides [Inventory of the marine fauna of Roscoff. Annelida]. Editions de la Station Biologique de Roscoff, France (in French).
- Cappello, L., Elangovan, N., Contu, S., Khosravani, J., & Masia, L. (2015). Robotaided assessment of wrist proprioception. *Frontiers in Human Neuroscience*, 9, 198.
- Caro, L. G., & Palade, G. E. (1964). Protein synthesis storage and discharge in the pancreatic exocrine cells. An autoradiographic study. *Journal of Cell Biology*, 20(3), 473–495.
- Cazaux, C. (1965). Evolution de *Perinereis cultrifera* (Grübe) au cours d'un cycle annuel à Arcachon [Evolution of *Perinereis cultrifera* (Grübe) during an annual cycle in Arcachon]. *Procès-Verbaux de la Société Linnéenne de Bordeaux*, 101, 1–18 (in French).
- Chahouri, A., Agnaou, M., El Hanaoui, M., Yacoubi, B., Moukrim, A., & Banaoui, A. (2022). Assessment of seasonal and spatial variation responses of integrated biomarkers in two marine sentinel bivalve species: Agadir Bay (Southern of Morocco). *Marine Pollution Bulletin*, 174, 113–179.
- Chen, Y., Liu, Q., Xu, M., & Wang, Z. (2020). Inter-annual variability of heavy metals pollution in surface sediments of Jianguo coastal region, China: Case study of the Dafeng Port. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110–120.
- Choi, Y., Lee, J. H., Kim, K., Mun, H., Park, N., & Jeon, J. (2021). Identification, quantification, and prioritization of new emerging pollutants in domestic and industrial effluents, Korea: Application of LC-HRMS based suspect and non-target screening. *Journal of Hazardous Materials*, 402, 123–706.
- Çinar, M. E., & Ergen, Z. (2005). Lessepsian migrants expanding their distributional ranges, *Pseudonereis anomala* (Polychaeta: Nereididae) in Izmir Bay (Aegean Sea). *Journal of the Marine Biological Association*, 85, 313–321.
- Costa, F. P. (2003). The oogenic cycle of *Nereis diversicolor* (O. F. Müller, 1779) (Annelida: Polychaeta) in shallow water environments in Southwestern Portugal. *Bolletín Instituto Espanol de Oceanografía*, 19, 17–29.
- Daas, T., Yousni, M., Daas-Maamcha, O., Gillet, P., & Scaps, P. (2011). Reproduction, population dynamics and production of *Nereis falsa* (Nereididae: Polycheta) on the rocky coast of El Kala National Park, Algeria. *Helgolander Marine Research*, 65, 165–173.
- Dhainaut, A. (1967). Etude de la vitellogenèse chez *Nereis diversicolor* O. F. Müller (Annelide, Polychète) par autoradiographie à haute resolution [Study of vitellogenesis in *Nereis diversicolor* O. F. Müller (Polychaeta, Annelida) by high resolution autoradiography]. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, 165, 434–436 (in French).
- Dhainaut, A. (1970). Etude cytochimique et ultrastructurale de l'évolution ovocytaire de *Nereis pelagica* L. [Cytochemical and ultrastructural study of oocyte evolution of *Nereis pelagica* L.]. *Ovogenèse Naturelle. Zeitschrift für Zellforschung und Mikroskopische Anatomie*, 104, 375–389 (in French).
- Dhainaut, A. (1976). Contrôle hormonal de la biosynthèse des glycoconjugués chez l'ovocyte de *Perinereis cultrifera* (Annelide, Polychète) [Hormonal control of glycoconjugate biosynthesis in the oocyte of *Perinereis cultrifera* (Polychaeta, Annelida)]. *Etude Autoradiographique [Autoradiographic study]*. In *Actualités sur les hormones d'invertébrés, Colloques Internationaux du Cnrs*, 251, 83–92 (in French).
- Dhainaut, A., & Porchet, M. (1977). Evolution des constituants glucidiques de l'ovocyte de *Perinereis cultrifera* (Annelide, Polychète) dans les conditions naturelles [Evolution of carbohydrate constituents of the oocyte of *Perinereis cultrifera* (Polychaeta, Annelida) under natural conditions]. *Biology of the Cell*, 28, 233–240 (in French).
- Diaz-Jaramillo, M., Miglioranza, K. S. B., Carriquiriborde, P., Marino, D., Pegoraro, C. N., Valenzuela, G., & Barra, R. (2017). Sublethal effects in *Perinereis gualpensis* (Polychaeta: Nereididae) exposed to mercury-pyrene sediment mixture observed in a multipolluted estuary. *Ecotoxicology*, 26(6), 792–801.
- Drif, F., Abdenour, C., Çigerci, I. K., Muddassir, A. M., Mansouri, O., & Messarah, M. (2019). Preliminary assessment of stress and genotoxicity biomarkers in bivalve molluscs from the Gulf of Annaba, Algeria. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102, 555–559.
- Durchon, M. (1951). Les modalités de l'essaimage de *Perinereis cultrifera* (Grübe) (Annelida, Polychète) à Luc-sur-Mer (Calvados) [The modalities of the swarming of *Perinereis cultrifera* (Grübe) (Annelida, Polychaeta) in Luc-sur-Mer (Calvados)]. *Archives Zoologie Expérimentale et Générale*, 88, 1–6 (in French).
- Durchon, M. (1957). Problèmes posés par le comportement des néréidiens au moment de leur reproduction [Problems posed by the behavior of nereids at the time of their reproduction]. *Annals of Applied Biology*, 33, 31–42 (in French).

- Durchon, M., & Porchet, M. (1971). Premières données quantitatives sur l'activité endocrine du cerveau des Néréidiens au cours de leur cycle sexuel [First quantitative data on the endocrine activity of the Nereid brain during the sexual cycle]. *General and Comparative Endocrinology*, 16, 555–565 (in French).
- Durou, C., & Mouneyrac, C. (2007). Linking steroid hormone levels to sexual maturity index and energy reserves in *Nereis diversicolor* from clean and polluted estuaries. *General and Comparative Endocrinology*, 150, 106–113.
- El-Barhouni, M., Scaps, P., & Zghal, F. (2013). Reproductive cycle of *Marphysa sanguinea* (Montagu, 1815) (Polychaeta: Eunicidae) in the Lagoon of Tunis. *The Scientific World Journal*, 2013, 7.
- Evgenidou, E. N., Konstantinou, L. K., & Lombropoulou, D. A. (2015). Occurrence and removal of transformation products of PPCPs and illicit drug in wastewater: A review. *Science of the Total Environment*, 505, 905–926.
- Fabre, M. C., Descamps, M., & Baert, J. L. (1992). Identification and partial characterization of vitellin and vitellogenin from *Scolopendra cigulata* Latreille (Myriapoda, Chilopoda). *The Reports of the Natural Science and Medicine Association of Innsbruck*, 10, 117–121.
- Farmer, J. G. (1991). The perturbation of historical pollution records in aquatic sediments. *Environmental Geochemistry and Health*, 13, 76–83.
- Fauchald, K. (1977). The polychaete worms. Definitions and keys to the orders, families and genera. *Natural History Museum of Los Angeles County, Science Series*, 28, 1–188.
- Fauvel, P. (1916). Annelides polychètes pélagiques des yachts “Hirondelle” et “Princesse alicé” [Pelagic polychaete annelids from the yachts “Hirondelle” and “Princesse alicé”]. *Résultats Scientifiques des Campagnes du Prince Albert 1er de Monaco*, 48, 1–152 (in French).
- Fauvel, P. (1923). Polychètes errants [Wandering Polychaetes]. In: *Faune de France*. 4. Lechevaliers, Paris (in French).
- Fischer, A. (1979). A vitellin-like antigen in the coelomic fluid of maturing *Nereis virens* females. *Naturwissenschaften*, 66(6), 316.
- Fischer, A., & Dorresteijn, A. (2004). The polychaete *Platynereis dumerilii* (Annelida): A laboratory animal with spiralian cleavage, lifelong segment proliferation and a mixed benthic/pelagic life cycle. *BioEssays*, 26(3), 314–325.
- Fischer, A., Rabien, H., & Heacox, A. E. (1991). Specific, concentration-dependent uptake of vitellin by the oocytes of *Nereis virens* (Annelida: Polychaeta) *in vitro*. *Journal of Experimental Zoology*, 260, 106–115.
- Golding, D. W., & Yumono, E. (1994). Latent capacities for gametogenic cycling in the semelparous invertebrate *Nereis*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 91, 11777–11781.
- Gremigni, V. (1979). An ultrastructural approach to planarian taxonomy. *Systematic Biology*, 28(3), 345–355.
- Griffol, M., Jorda, G., Espino, M., Romo, J., & Garcia-Sotillo, M. (2011). A management system for accidental water pollution risk in a harbour. The Barcelona case study. *Journal of Marine Systems*, 88(1), 60–73.
- Grube, A. E. (1840). Actinians, echinoderms and worms of the Adriatic and Mediterranean Seas, Described from Personal Collections. J. H. Bon, Königsberg.
- Guemouda, M., Meghlaoui, Z., Daas, T., Daas-Maamcha, O., & Scaps, P. (2014). Monitoring pollution in East Algerian Coasts using biochemical markers in the polychaete annelid *Perinereis cultrifera*. *Annals of Biological Research*, 5(2), 31–40.
- Hafer, J., Fischer, A., & Ferenz, H. J. (1992). Identification of the yolk receptor protein in oocytes of *Nereis virens* (Annelida, Polychaeta) and comparison with the locust vitellogenin receptor. *Journal of Comparative Physiology B*, 162, 148–152.
- Hagedorn, H. H., & Kunkel, J. G. (1979). Vitellogenin and vitellin in insects. *Annual Review of Entomology*, 24, 475–505.
- 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*, Springer-Verlag GmbH Germany.
- Hamdy, R., Dorgham, M. M., Al-Rashidy, H. H., & Atta, M. (2020). Biometry and reproduction of three polychaete species from Egyptian coasts. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 24(7), 1005–1021.
- Hamza-Chaffai, A. (2014). Usefulness of bioindicators and biomarkers in pollution biomonitoring. *International Journal of Biotechnology for Wellness Industries*, 3, 19–26.
- Herpin, R. (1925). Recherches bibliographiques sur la reproduction et le développement de quelques annelides polychètes [Bibliographical research on the reproduction and development of some polychaete annelids]. *Bulletin de la Société des Sciences Naturelles de l'Ouest de la France*, 4, 1–250 (in French).
- Inal, A., Boulahdid, M., Angelleti, B., & Radakovitch, O. (2018). Levels and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of fishing grounds along Algerian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 322–333.
- Jamieson, J. D., & Palade, G. E. (1967). Intracellular transport of secretory proteins in the pancreatic exocrine cell: II. Transport to condensing vacuoles and zymogene granules. *Journal of Cell Biology*, 34(2), 597–615.
- Karadirek, E., Aktas, K., & Topkaya, B. (2019). Environmental pollution of the Mediterranean Sea: Evaluation of research activities in the Mediterranean Sea countries. *Fresenius Environmental Bulletin*, 28(2), 867–872.
- Lavradas, R. T., Rocha, R. C. C., Bordon, I. C. A. C., Saint Pierre, T. D., Godoy, J. M., & Hauser-Davis, R. A. (2016). Differential metallothionein, reduced glutathione and metal levels in *Perna pernamussels* in two environmentally impacted tropical bays in Southeastern Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 129, 75–84.
- Lee, B. K., Nam, H. J., & Lee, Y. R. (1997). Receptor-mediated transport of vitellin during oogenesis of a polychaete, *Pseudopotamilla ocelata*. *Korean Journal of Biological Sciences*, 1(2), 341–344.
- Liu, W. X., Li, X. D., Shen, Z. G., Wang, D. C., Wai, O. W. H., & Li, Y. S. (2003). Multivariate statistical study of heavy metal enrichment in sediments of the Pearl river estuary. *Environmental Pollution*, 121(3), 377–388.
- Lotufo, G. R., Farrar, J. D., Inouye, L. S., Briges, T. S., & Ringelberg, D. B. (2001). Toxicity of sediment-associated nitro aromatic and cyclonitramine compounds to benthic invertebrates. *Environmental Toxicology*, 20(8), 1762–1771.
- Marcel, R. (1962). Cycle annuel de *Perinereis cultrifera* (Grübe) (Annelide, Polychète) à Alger [Annual cycle of *Perinereis cultrifera* (Grübe) (Polychaeta, Annelida) in Algiers]. *Mémoires Société Nationale des Sciences Naturelles et Mathématiques de Cherbourg*, 49, 39–54 (in French).
- Maurice, P., Beart, J. L., & Dhainaut, A. (2011). Evolution of the concepts of vitellogenesis in Polychaete Annelids. *Invertebrate Reproduction and Development*, 16(1–3), 53–61.
- Meghlaoui, Z., Guemouda, M., Snani, M., Daas, T., Maamcha, O., & Scaps, P. (2015). Effect of oil pollution on polychaete annelids in the Algerian East coast. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 3(3), 339–343.
- Mettan, C. (1980). Survival strategies in estuarine Nereids. In: Jones, N. V., & Wolff, W. J. (Eds.). *Feeding and survival strategies of estuarine organisms*. Plenum Press, New York. Pp. 65–77.
- Morton, B., & Blackmore, G. (2001). South China sea. *Marine Pollution Bulletin*, 42(12), 1236–1263.
- Olive, P. J. W. (1985). Environmental control of reproduction in Polychaeta. *Fortschritt der Zoologie*, 29, 17–38.
- Olive, P. J. W., & Clark, R. B. (1978). Physiology of reproduction. In: Mills, P. (Ed.). *Physiology of Annelids*. Academic Press, New York.
- Olive, P. J. W., Rees, S. W., & Djunaedi, A. (1998). Influence of photoperiod and temperature on oocyte growth in the semelparous polychaete *Nereis (Neanthes) virens*. *Marine Ecology Progress Series*, 172, 169–183.
- Park, C. B., Kim, G. E., Kim, S., & Yeom, D. H. (2021). Biomonitoring the effects of urban-stream waters on the health status of pale club (*Zacco platypus*): A comparative analysis of biological indexes and biomarker levels. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111–452.
- Perkins, E. J., Gilchrist, J. R. S., & Abbott, O. J. (1973). Trace metals in solway firth sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 4(4), 59–61.
- Porchet, M. (1972). Variation de l'activité endocrine des cerveaux en fonction de l'espèce, du sexe et du cycle vital chez quelques Néréidiens [Variation in brain endocrine activity as a function of species, sex and life history in some Nereidians]. *General and Comparative Endocrinology*, 18, 276–283 (in French).
- Porchet, M., & Dhainaut, A. (1969). Formation et migration des mucopolysaccharides au cours de l'ovogenèse de *Perinereis cultrifera* et *Nereis pelagica* [Formation and migration of mucopolysaccharides during ovogenesis of *Perinereis cultrifera* and *Nereis pelagica*]. *Etude histochemique et ultrastructurale [Histochemical and ultrastructural study]*. *Comptes Rendus des Seances de la Societe de Biologie et de Ses Filiales*, 163, 418–420 (in French).
- Porchet, M., Baert, J. L., & Dhainaut, A. (1989). Evolution of the concepts of vitellogenesis of Polychaete Annelids. *Invertebrate Reproduction and Development*, 16(1–3), 53–61.
- Prevedelli, D., & Cassai, C. (2001). Reproduction and larval development of *Perinereis rullieri* Pilato in the Mediterranean Sea (Polychaeta: Nereididae). *Ophelia*, 54(2), 133–142.
- Ramdani, M. S., Rezzag-Mahcene, H., Daas-Maamcha, O., Daas, T., & Denis, F. (2020). Effects of environmental stress on the growth and the reproduction of *Perinereis cultrifera* (Annelida, Polychaeta) from the eastern coasts of Algeria. *Biodiversity Journal*, 11(2), 505–526.
- Rees, S. W., & Olive, P. J. W. (1999). Photoperiodic changes influence the incorporation of vitellin yolk protein by oocytes of the semelparous polychaete *Nereis (Neanthes) virens*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*, 123, 213–220.
- Rouhi, A., Sif, J., & Chema, A. (2013). The evaluation of metal pollution on the littoral El Jadida city (Morocco, Atlantic Ocean) using *Arenicola grubii* (Polychaeta: Nereididae) as biological indicator. *Cahiers de Biologie Marine*, 54(2), 199–207.
- Scaps, P. (2002). A review of the biology, ecology and potential use of the common ragworm *Hediste diversicolor* (O. F. Müller) (Annelida: Polychaeta). *Hydrobiologia*, 470, 203–218.
- Scaps, P., Retière, C., Desrosiers, G., & Miron, G. (1992). Dynamique d'une population de *Perinereis cultrifera* (Grübe) de la côte nord de Bretagne [Population dynamics of *Perinereis cultrifera* (Grübe) from the north coast of Brittany]. *Cahiers de Biologie Marine*, 33, 477–494 (in French).

- Schenk, S., & Hoeger, U. (2011). Glutathionyl-biliverdin IXa, a new heme catabolite in a marine annelid: Sex and cell specific accumulation. *Biochimie*, 93(2), 207–216.
- Schenk, S., Kraudisch, C., Fruhauf, P., Gerner, C., & Raible, F. (2016). Discovery of methylflavonate as the annelid brain hormone reveals an ancient role of sesquiterpenoids in reproduction. *ELife*, 5, e17126.
- Schroeder, P. C., Hofmann, E., & Wallace, K. (1977). Posterior regeneration and the endocrine control of postlarval development in *Nereis grubei* (Kinberg). In: *Essays on Polychaetous Annelids in Memory of Dr. Olga Hartman*. Alan Hancock Foundation, Los Angeles. Pp. 391–405.
- Scoullou, M., & Ferragina, E. (2010). Environmental and sustainable development in the Mediterranean. Institute of the Mediterranean & Institute for Security Studies.
- Sifi, K., Chouahda, S., & Soltani, N. (2007). Biosurveillance de l'environnement par la mesure des biomarqueurs chez *Donax trunculus* (L., 1758) dans le golfe d'Annaba (Algérie) [Environmental biomonitoring by measuring biomarkers in *Donax trunculus* (L., 1758) in the Gulf of Annaba (Algeria)]. *Mésogé*, 63, 11–18 (in French).
- Snani, M., Meghlaoui, Z., Maamcha, O., Daas, T., & Scaps, P. (2015). Laying period and biomarkers of the polychaete *Perinereis cultrifera* from the eastern coast of Algeria subjected to marine pollution. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 3(3), 249–254.
- Souid, F., Agoubi, B., Hamdi, M., Telahigue, F., & Kharroubi, A. (2017). Groundwater chemical and fecal contamination assessment of the Jerba unconfined aquifer, southeast of Tunisia. *Arabian Journal of Geosciences*, 10(10), 231.
- Taylor, S. R., & McLennan, S. M. (1995). The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews of Geophysics*, 33, 241–265.
- Tlili, S., & Mouneyrac, C. (2019). The wedge clam *Donax trunculus* as sentinel organism for Mediterranean coastal monitoring in a global context. *Regional Environmental Change*, 19, 995–1007.
- Vidal-Dorsch, D. E., Bay, S. M., Maruya, K., Snydes, S. A., Trenholm, R. A., & Vanderford, B. J. (2012). Contaminants of emerging concern in municipal wastewater effluents and marine receiving water. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(12), 2674–2682.
- Wang, J., & Wang, S. (2016). Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from wastewater: A review. *Journal of Environmental Management*, 182, 620–640.
- Wilson, J. W. H. (1991). Sexual reproductive modes in polychaetes: Classification and diversity. *Bulletin of Marine Science*, 48, 500–516.
- Wu, B. L., Sun, R. P., & Yang, D. J. (1985). *Nereididae (Polychaetous Annelids) of the Chinese coast*. China Ocean Press, Beijing.
- Yu, X., Zhang, Z., Feng, A., Gu, D., Zhang, R., Xia, P., Yan, W., & Zhou, X. (2020). Recent history of metal contamination in the Fangchen Bay (Beibu Gulf, South China) utilizing spatially distributed sediment cores: Responding to local urbanization and industrialization. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111418.
- Ziouch, O. R., Laskrib, H., Chenakera, H., Ledjedeb, N. E., Daifallah, T., & Ounissi, M. (2020). Transport of nutrients from Seybouse River to Annaba Bay (Algeria SW Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 15, 111–231.
- Zribi, S., Zghal, F., & Tekaya, S. (2007). Ovogenèse de *Perinereis macropus* Clarapède, 1870 (Annélide, Polychète) dans le golfe de Gabès (Tunisie) [Ovogenesis of *Perinereis macropus* Clarapède, 1870 (Annelida, Polychaeta) in the Gulf of Gabes (Tunisia)]. *Comptes Rendus Biologies*, 330, 199–204 (in French).

Diversity of benthic macroinvertebrates in the Algerian East Coast

Hiba Rezzag Mahcene^{1,2}, Mohamed Said Ramdani¹, Abdelhak Sebbih¹, Tarik Meziane², Françoise Denis², Ouided Maamcha¹, Patrick Georges Thierry Moanono³ & Tarek Daas^{1,*}

¹Laboratory of Applied Animal Biology, Department of Biology, Faculty of Sciences, University Badji Mokhtar, 23000, Annaba, Algeria; e-mail: ramdani.m_said@yahoo.fr, sebbih.abdelhak@gmail.com, ouided_dz_maamcha@yahoo.fr

²UMR 7208 Borea, MNHN, Sorbonne University/University de Caen-Normandie/University of Antilles/CNRS/IRD-207, Paris, France; e-mail: rezhiba@yahoo.fr, tarik.meziane@mnhn.fr, francoise.denis@univ-lemans.fr

³Laboratory of Hydrobiology and Environment, Faculty of Science, University of Yaounde 1, PO BOX 812 Cameroon, e-mail: patrickmoanono@gmail.com

*Corresponding author, e-mail: tarek63daas@yahoo.fr

ABSTRACT

Marine biodiversity play a fundamental role in the ecology and functioning of benthic communities. The study of the structure of benthic macroinvertebrate peoples is an excellent tool for evaluating the impact of human activities on the ecological quality of lotic environments. However, little data is available on the diversity, structure and ecology of benthic macroinvertebrates of the Algerian east coast. The main purpose of this work is to present an inventory of the current faunistic data general at three sites of study in Algerian east coastline: El-Kala, Annaba and Skikda. After doing the morphometric analysis of all the individuals, this study allowed to the identification of several species of macroinvertebrates. The variations in the distribution of these macroinvertebrates at different sites are related to external factors (temperature, salinity, dissolved O₂), that would have an impact on the abundance of the species of marine fauna of the Algerian east coastline.

KEY WORDS

Biodiversity; Ecological indices; Macroinvertebrate; Macrofauna taxa; Algerian east coast.

Received 04.03.2022; accepted 05.08.2022; published online 18.09.2022

INTRODUCTION

The marine environment constitutes a precious capital. Seas and oceans represent 99% of the living space available on our planet, nearly 71% of the earth's surface and contain 90% of the biosphere; they therefore contain more biological diversity than terrestrial and freshwater ecosystems. The marine environment is an essential element for life on earth because it represents a main source of oxygen and plays a determining role on

the climate. It is also an important factor in economic prosperity, social well-being and quality of life. One of the great marine ecosystems on the planet is the Mediterranean Sea. It is of major ecological interest, in particular a specific richness which places it immediately after tropical ecosystems in terms of biodiversity (Ramade, 2003; Coll et al., 2012; Gerovasileiou & Voultsiadou, 2012). This represents 4% to 18% of the world's marine biodiversity, despite its estimated area of 0.82%. The Mediterranean Sea represents a complex re-

serve of biological energy, ensuring important processes, and therefore provide humanity with a wide variety of resources and services (Liquete et al., 2016). They are in fact invisible animal organisms with an internal bony skeleton, visible to the naked eye, which carry out part or all of their life cycle in an aquatic environment (Tachet et al., 2010). They are present at different levels of the food web, and relatively easy to sample and store, and their collection has little effect on the remaining biocenosis (Moisan & Pelletier, 2008). The present study was carried out during the year 2019 aimed generally at determining the composition and structure of populations of benthic macroinvertebrates.

MATERIAL AND METHODS

Study area

Three sites of northeastern of the Algeria were chosen to collect specimens. The first site was located at El-Kala (La Montagne station). It was located on a latitude $36^{\circ}53'53.33''\text{N}$ and a longitude $08^{\circ}27'3.28''\text{W}$. The second site was located at Annaba (Rezgui Rachid station). It was located at latitude $36^{\circ}91'67.70''\text{N}$ and a longitude

$07^{\circ}76'81.70''\text{W}$. The third site was located at Skikda (Bikini Beach). It was located at latitude $36^{\circ}52'18.86''\text{N}$ and a longitude $06^{\circ}54'3.28''\text{W}$ (Fig. 1).

Sampling

Macroinvertebrates were collected from three sites in the northeastern of Algeria during 2019 (El-Kala, Annaba and Skikda). Sampling is carried out in rocky and sandy substrates covered with algae. At each site, one replicate of sampling were performed each month by using $25\text{ cm} \times 25\text{ cm}$ quadrat and 0.5 m depth by using a scraper. In the laboratory, the macroinvertebrates were fixed in the field with at 4% formaldehyde formalin solution, and then preserved in 70% ethanol.

Physico-chemical parameters

The physico-chemical parameters represented by Salinity (mg/l), Dissolved oxygen (mg/l), pH and Temperature ($^{\circ}\text{C}$) can influence the dynamics of the macroinvertebrate, that is why we measured them at the three study sites: El-Kala (La Montagne), Annaba (Rezgui Rachid) and Skikda (Bikini) using a "Thermo" multi-parameter scientific Orient 5-star multi-parameter portable.

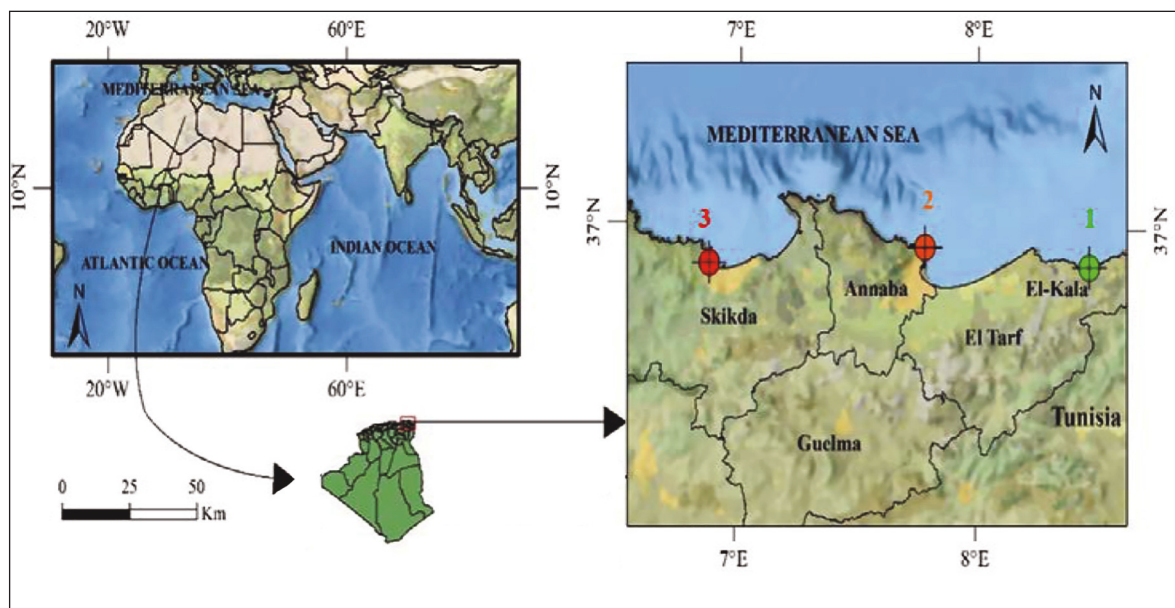


Figure 1. Location of sampling area.

Ecological indices

To determine the general structure of the communities of the macroinvertebrates, the following descriptive parameters were determined: the specific richness (S), abundance (A), or the total number of individuals per unit area (Ind.m⁻²), occurrence frequency (F), diversity of Shannon - Weaver (H'), Pielou equitability index (J') and Sørensen similarity coefficient.

RESULTS

Physico-chemical parameters

The physico-chemical parameters were measured throughout the duration of the study at the three study sites: El-Kala, Annaba and Skikda. We did not observe any significant differences between the study sites for seawater temperature, pH and salinity (Fig. 2). For dissolved O₂, a very highly significant effect was recorded at El-Kala site.

During this study, the physicochemical quality of the water did not vary significantly between the three study sites for the three parameters (temperature, pH and salinity) except for the dissolved oxygen parameter (P <0.05) (Table 1) analyzed by ANOVA single controlled factor variance analysis.

Structure of benthic macroinvertebrate populations - Diversity and distribution of taxa

We carried out an inventory of aquatic macroinvertebrates present at three sites on the East Algerian coast (El-Kala, Annaba and Skikda) during the year 2019 (Table 2). We proceed to the identification and classification of the different species according to the zoological group.

In all three stations studied, we obtained 5226 individuals. These individuals are divided into 6 branches (Annelids, Arthropods, Cnidarians, Echinoderms, Molluscs and Sipuncula), 9 classes (Polychaetes, Malacostraces, Anthozoa, Echinoderms, Holothurians, Bivalves, Gastropods, Polyplacophores, Phascolosomatidea), 14 orders and 25 fami-

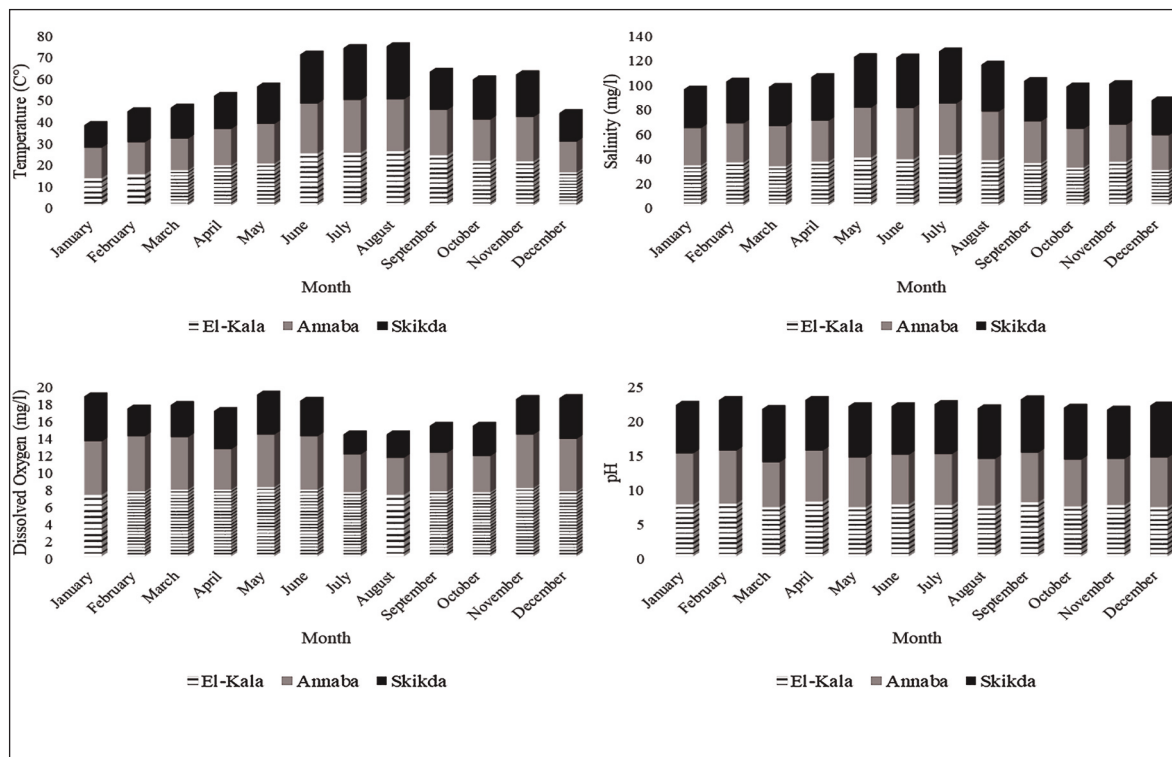


Figure 2. Monthly variations of the mean physico-chemical parameters of seawater for individuals collected in El-Kala, Annaba and Skikda from January to December 2019. Each data point represents mean ± standard deviation (n = 3).

lies, taxa identified at the rank of genus and/or species, 1 at the rank of order and 1 at the rank of family (Table 2). The Annelids have the greatest specific richness of the stand with a value of 33.33% of the total specific richness and an abundance of 45.44%. This phylum is best represented with 1 class, 1 order, 1 family and 9 morphotypes. They are followed by Molluscs representing 25.92% of the total specific richness and an abundance of 45.16%. This branch is divided into 3 classes, 5 orders, 5 families and 7 genera. Arthropods represent 22.22% of the total specific richness and an abundance of 6.81%. They have 1 class, 3 orders, 5 families and 5 genera, then the Sipuncula and the Cnidaria which each contain only one class, an order, a family and a single morphotype represent 3.7% of the total specific richness and an abundance of 1.76% and 0.13% respectively. Finally, the Echinoderms which have 2 classes, 3 orders, 3 families, and 2 genera record 11.11% of the total specific richness and an abundance of 0.56%.

Distribution of taxa by site

The beach of La Montagne (El-Kala) has the greatest taxonomic wealth with a total of 26 morphotypes (96.29% of the overall taxonomic wealth) distributed in 17 families (it represents 100% of families), 14 orders (100 % of orders), 9 classes (Polychaeta, Malacostraca, Anthozoa, Echinoidea, Holothuroidea, Bivalvia, Gastropoda, Polyplacophora, phascolosomatidea) and 6 Phylum (Annelida, Arthropoda, Cnidaria, Echinodermata, Mollusca, Si-

puncula) (Table 2). The Polychaeta class dominates the population with 1 order, 1 family and 8 morphotypes. This class is followed by Mollusc which has 5 orders, 5 families and 4 species. Arthropods are represented by 5 families and 5 taxa, while Echinoderms are made up of 3 families and 2 taxa. The orders of Cnidaria and Sipuncula record a single order and a single family and a single taxon for each one. Twenty-six (26) species are recorded only at the El-Kala site during the entire study period (2019), where we have found *Perinereis oliveirae*, *Platynereis dumerilii*, *Pisa* sp., *Maja* sp., *Paracentrotus lividus* and *Acanthochitona* sp.

The beach of Rezgui-Rachid (Annaba), in total 11 orders (64.28% of orders), 11 families (64.70% of families) and 19 morphotypes (70.37% of the overall taxonomic richness). Annelida and Molluscs predominate with 1 order for Annelids and 4 orders for Molluscs, 1 family for Annelids and 4 families for Molluscs and 6 taxa for Annelida and 4 taxa for Molluscs, followed by Cnidaria, Echinodermata and Sipuncula made up of 1 species each one.

The beach of Bikini (Skikda), a total of 10 families (71.42% of families) and 16 morphotypes (59.25% of the overall taxonomic richness) are identified. Molluscs are the most represented families with 5 orders, 5 families and 6 taxa, followed by Annelids made up of 1 order, 1 and 5 species. Arthropods with 3 identified families and 4 taxa, followed by Sipuncula (a single species). *Pseudonereis anomala* is the only species found at the Skikda site.

Sites	Temperature (C°)	Salinity (mg/l)	Dissolved O ₂ (mg/l)	pH
El-Kala	19.43 ± 3.43	34.58 ± 2.66	7.54 ± 0.21	7.4 ± 0.2
Annaba	18.83 ± 3.26	34.59 ± 4.17	5.45 ± 0.85	7.12 ± 0.28
Skikda	17.65 ± 3.54	35.14 ± 3.59	3.8 ± 0.71	7.33 ± 0.18
P	0.574NS	0.911 NS	0.000***	0.060 NS

Table 1. Statistical analysis of physicochemical parameters seawater collected at the three study sites (El-Kala, Annaba and Skikda) from January to December 2019. NS = not significant (P>0.05); * = very significant (P<0.05); ** = highly significant (P<0.01); *** = very highly significant (P<0.001).

Phylum	Classes	Orders	Families	Genus/Species	K	A	S	Total	
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nereididae	<i>Perinereis cultrifera</i>	763	550	409	1722	
				<i>Perinereis floridana</i>	81	32	0	113	
				<i>Perinereis oliveirae</i>	14	0	0	14	
				<i>Perinereis macropus</i>	26	3	1	30	
				<i>Perinereis marionii</i>	16	10	0	26	
				<i>Pseudonereis anomala</i>	0	0	30	30	
				<i>Platynereis dumerilii</i>	19	0	0	19	
				<i>Nereis falsa</i>	48	203	108	359	
				<i>Perinereis</i> sp.	46	13	5	64	
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	nd	nd	91	67	60	218	
			Decapoda	Epialtidae	<i>Pisa</i> sp.	4	0	0	4
				Eriphiidae	<i>Eriphia verrucosa</i>	16	5	3	24
				Grapsidae	<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	23	14	10	47
				Majidae	<i>Maja</i> sp.	2	0	0	2
			Isopoda	Cirolanidae	<i>Eurydice pulchra</i>	31	27	5	63
Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria	Actiniidae	<i>Anemonia viridis</i>	5	2	0	7	
Echinodermata	Echinoidea	Arbacioida	Arbaciidae	<i>Arbacia lixula</i>	15	3	0	18	
		Camarodonta	Parechinidae	<i>Paracentrotus lividus</i>	9	0	0	9	
	Holothuroidea	Holothuriida	Holothuriidae	nd	3	0	0	3	
Mollusca	Bivalvia	Mytilida	Mytilidae	<i>Mytilus</i> sp.	586	651	525	1762	
	Gastropoda	Archaeogastropoda	Trochidae	<i>Gibbula</i> sp.	119	45	20	184	
		Neogastropoda	Muricidae	<i>Stramonita haemastoma</i>	45	25	17	87	
		Patellogastropoda	Patellidae	<i>Cymbula saffiana</i>	16	10	22	48	
				<i>Patella caerulea</i>	26	15	17	58	
			<i>Patella rustica</i>	84	51	47	182		
	Polyplocophora	Chitonida	Acanthochitonidae	<i>Acanthochitona</i> sp.	41	0	0	41	
Sipuncula	Phascolosomatidea	Phascolosomatida	Phascolosomatidae	<i>Phascolosoma</i> sp.	51	30	11	92	
Totals	9	14	17	27	2180	1756	1290	5226	

Table 2. List of aquatic macrofauna taxa collected at the different sampling stations of the three sites studied (K: El-Kala, A: Annaba, S: Skikda) during the study period (2019); nd = taxon not determined.

Frequency of occurrence of taxa at different sampling sites

The analysis of the benthic macrofauna collected in all 3 sampling sites (El-Kala, Annaba and

Skikda) during the study period (2019) shows that the ubiquitous taxa are the most represented with a frequency of occurrence of 100% followed by accessory taxa (33.33%) and constant taxa (66.66%) (Table 3).

Phylum	Classes	Orders	Families	Genus / Species	F	Qualification					
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nereididae	<i>Perinereis cultrifera</i>	100	*****					
				<i>Perinereis floridana</i>	66,67	***					
				<i>Perinereis oliveirae</i>	33,33	**					
				<i>Perinereis macropus</i>	100	*****					
				<i>Perinereis marionii</i>	66,67	***					
				<i>Pseudonereis anomala</i>	33,33	**					
				<i>Platynereis dumerilii</i>	33,33	**					
				<i>Nereis falsa</i>	100	*****					
			<i>Perinereis</i> sp.	100	*****						
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	nd	nd	100	*****					
					Decapoda	Epialtidae	<i>Pisa</i> sp.	33,33	**		
							Eriphiidae	<i>Eriphia verrucosa</i>	100	*****	
								Grapsidae	<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	100	*****
									Majidae	<i>Maja</i> sp.	33,33
Isopoda	Cirolanidae	<i>Eurydice pulchra</i>	100	*****							
Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria	Actiniidae	<i>Anemonia viridis</i>	66,67	***					
Echinodermata	Echinoidea	Arbacioida	Arbaciidae	<i>Arbacia lixula</i>	66,67	***					
		Camarodonta	Parechinidae	<i>Paracentrotus lividus</i>	33,33	**					
		Holothuroidea	Holothuriida	Holothuriidae	nd	33,33	**				
Mollusca	Bivalvia	Mytilida	Mytilidae	<i>Mytilus</i> sp.	100	*****					
	Gastropoda	Archaeogastropoda	Trochidae	<i>Gibbula</i> sp.	100	*****					
		Neogastropoda	Muricidae	<i>Stramonita haemastoma</i>	100	*****					
		Patellogastropoda	Patellidae	<i>Cymbula safiana</i>	100	*****					
				<i>Patella caerulea</i>	100	*****					
				<i>Patella rustica</i>	100	*****					
	Polyplacophora	Chitonida	Acanthochitonidae	<i>Acanthochitona</i> sp.	33,33	**					
Sipuncula	Phascolosomatidea	Phascolosomatida	Phascolosomatidae	<i>Phascolosoma</i> sp.	100	*****					

Table 3. Frequency of occurrence of aquatic macroinvertebrate taxa collected from El-Kala, Annaba and Skikda sites during the 2019. F = designates the frequency of occurrence; ** = accessory taxa; *** = regular taxa; ***** = ubiquitous taxa.

Numerical structure of benthic macroinvertebrate populations - Representation of abundance

A total of 5226 macroinvertebrate individuals were collected from all 3 sampling stations sur-

veyed in the three sites during the study period. The greatest relative abundance of this macrofauna is obtained in the site of El-Kala where 2180 individuals are counted corresponding to 41.71% of the total abundance. The Annaba site follows it with

1756 individuals collected with 33.60% relative abundance. The Skikda site is in last position with only 1290 individuals counted with 24.68% of the total abundance (Fig. 3).

Spatial and seasonal variations in the abundance of the main families

The spatial variations in the relative abundance of the main families of macroinvertebrates were inventoried across the sites (Fig. 4). In total, 16 families including 1 of Annelids (Nereididae), 5 of Arthropods (Epiplatidae, Eriphiidae, Grapsidae, Majidae and Cirolanidae), 1 of Cnidarians (Actiniidae), 3 of Echinoderms (Arbaciidae, Parechinidae and Holothuriidae), Molluscs (Mytilidae, Trochidae, Muricidae, Patellidae and Acanthochoitonidae) and 1 of Sipuncula (Phascolosomatidae) are retained. The families represented at the El-Kala site are absent at the other sites (Annaba and Skikda) and vice versa. At the three study sites, the Nereididae and Trochidae families dominate the macrofauna. At the El-Kala site, the Nereididae family is the majority with 35% relative abundance followed by the Trochidae with 26.88% relative abundance while at the Annaba site, the Trochidae are the majority with 37.07% relative abundance. In the Skikda site, the Trochidae family is the most represented with 40.69% of the workforce.

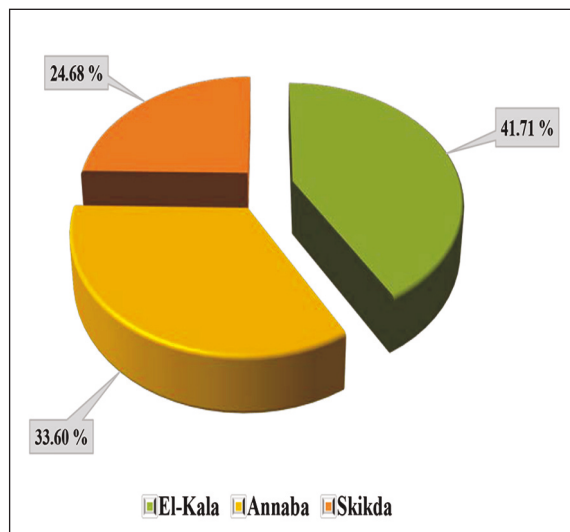


Figure 3. Relative abundance of macroinvertebrates collected in the three study sites (El-Kala, Annaba and Skikda).

Spatial and seasonal variations in the abundance of the main species

The spatial and seasonal variations in the relative abundance of the main species of aquatic macroinvertebrates are presented in Fig. 5. Only taxa identified beyond the rank of the family and

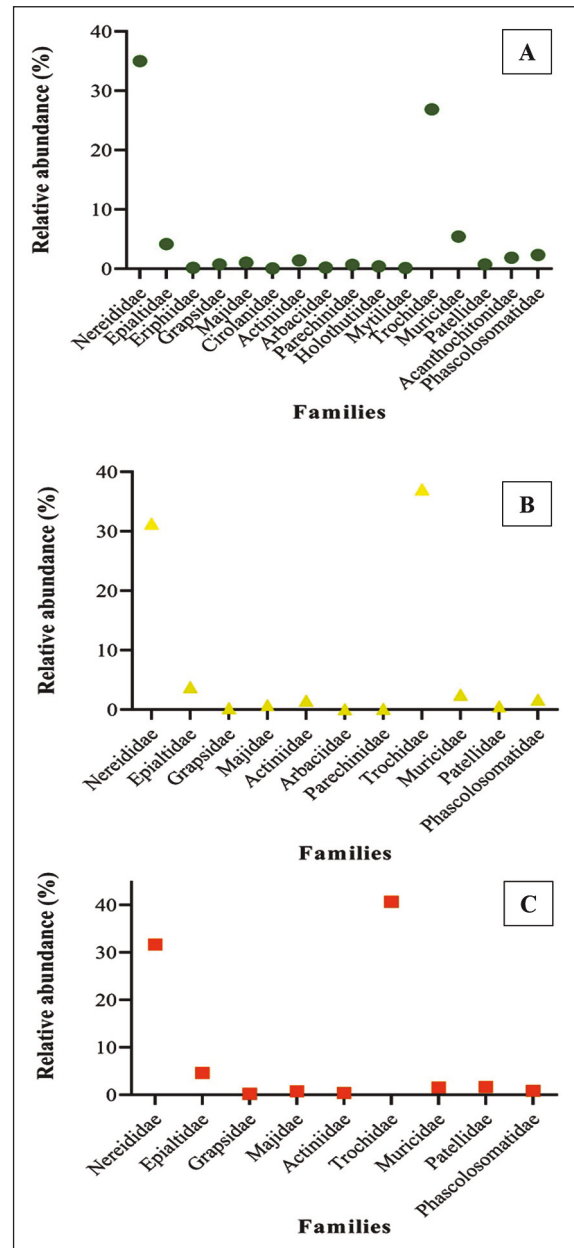


Figure 4. Spatial variations in the relative abundances of the main families of macro-invertebrates inventoried in all the sites during the study period. A: El-Kala, B: Annaba and C: Skikda.

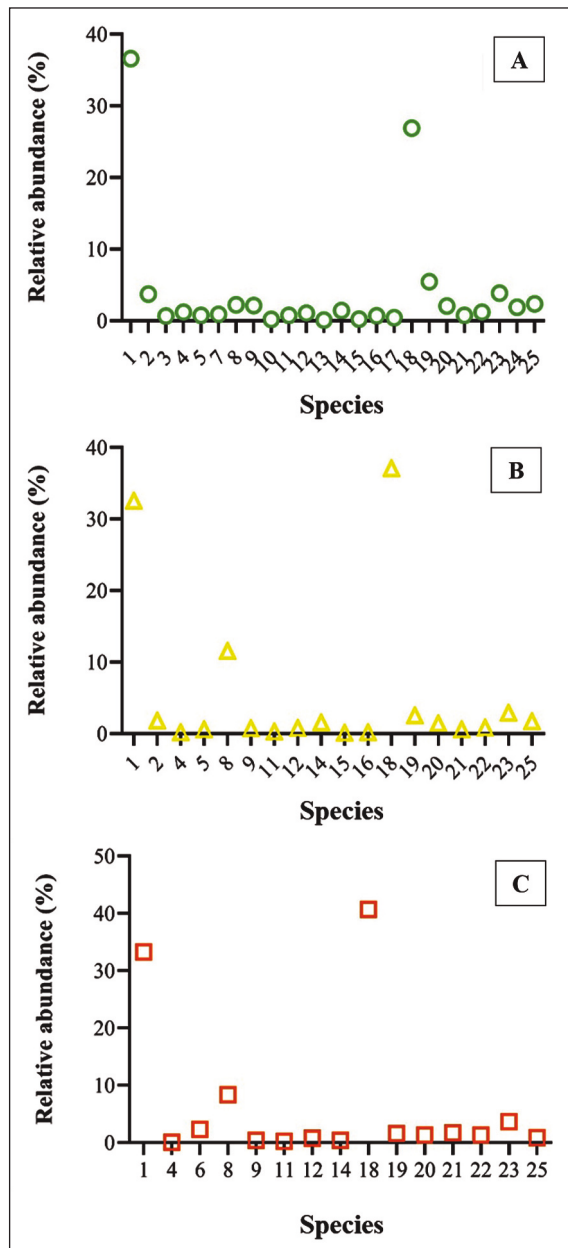


Figure 5. Spatial and seasonal variations in the relative abundance of the main macroinvertebrate species inventoried at all sites during the study period. 1: *Perinereis cultrifera*, 2: *Perinereis floridana*, 3: *Perinereis oliveirae*, 4: *Perinereis macropus*, 5: *Perinereis marionii*, 6: *Pseudonereis anomala*, 7: *Platynereis dumerilii*, 8: *Nereis falsa*, 9: *Perinereis* sp., 10: *Pisa* sp., 11: *Eriphia verrucosa*, 12: *Pachygrapsus marmoratus*, 13: *Maja* sp., 14: *Eurydice pulchra*, 15: *Anemonia viridis*, 16: *Arbarica lixula*, 17: *Paracentrotus lividus*, 18: *Mytilus* sp., 19: *Gibbula* sp., 20: *Stramonita haemastoma*, 21: *Cymbula safiana*, 22: *Patella caerulea*, 23: *Patella rustica*, 24: *Acanthochitona* sp., 25: *Phascolosoma* sp. A: El-Kala, B: Annaba and C: Skikda.

representing at least 5% of the relative abundance in the considered site are taken into account in this analysis. Some species represented at the El-Kala site are not all present at the Annaba and Skikda sites throughout the study period and conversely.

At the El-Kala site, the species *Perinereis cultrifera* (36.57%), *Paracentrotus lividus* (26.88%) and *Mytilus* sp. (5.45%) dominate the stand. While at the Annaba site, it is more the *Mytilus* sp. (37.07%) and *Perinereis cultrifera* (32.56%) which are the most represented at this site. In the Skikda site, these are the *Mytilus* sp. (40.69%) and *Perinereis cultrifera* (33.25%) which are the most abundant.

Spatial and seasonal variations in the Shannon-Weaver diversity index and Pielou index

Overall, the Shannon-Weaver diversity index ($H' = 3.11$ bits/ind) and Pielou fairness ($J' = 0.65$) are higher in the El-Kala site (La Montagne) (Table 4) and weak in the other sites. The Annaba site is in second position with $H' = 2.58$ bits/ind. and $J' = 0.54$. The Skikda site is the least diverse ($H' = 2.42$ bits/ind and $J' = 0.50$) (Table 4, Fig. 6).

The Kruskal-Wallis H test ($p < 0.05$) revealed that the Shannon-Weaver diversity index and fairness were not significant ($p = 0.56$) at each site.

Similarity/dissimilarity of macrobenthic communities between the different sites

The rates of taxonomic resemblance between the macrobenthic populations collected in the different sites are presented in Table 5. The taxa listed at the Annaba and Skikda sites have a similarity rate of 85.71%. However, these taxa are dissimilar to those found at the El-Kala site, with similarity coefficients of 84.44% for El-Kala and Annaba and 71.42% for El-Kala and Skikda (Table 5).

DISCUSSION

The chemical and biological processes influence the quality of seawater. The study of marine ecosystems is based on the measurement of complementary physicochemical parameters as well as on the presence or absence of microorganisms (Rodier, 1996), the literature confirms that these parameters influence the functioning of aquatic ecosystems.

	El-Kala	Annaba	Skikda
Nt (ind.m⁻²)	2180	1756	1290
H'	3.11	2.58	2.42
J'	0.65	0.54	0.50

Table 4. Total abundance (Nt), Shannon-Weaver (H') and Piélou indices (J') of aquatic macroinvertebrates in the three study sites in 2019.

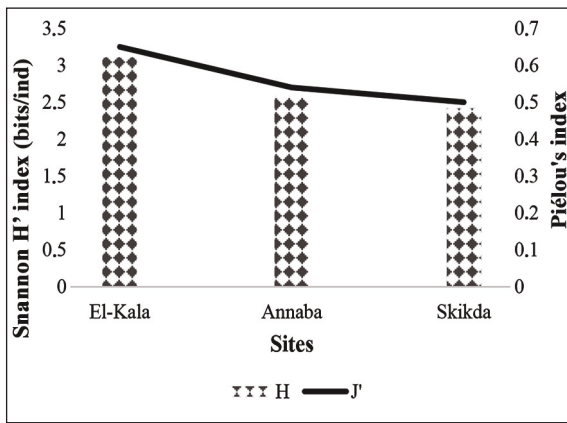


Figure 6. Spatial variations of the Shannon-Weaver diversity and Piélou's indices.

	El-Kala	Annaba
Annaba	84.44	
Skikda	71.42	85.71

Table 5. Values of the Sørensen coefficient of similarity (%) between the macrobenthic communities collected at the different sampling sites during the study period.

Examination of the recorded temperature values reveals that the lowest values are recorded in winter and autumn and the highest in spring and summer. However, ocean currents can supply regions with cold water masses (Agoumi & Orbi, 1992). Tem-

perature is an important ecological factor, it plays a fundamental role in the distribution of species and the limitation of certain biological activities (Rodier, 1996). In addition, the temperature variation has effects on all the other parameters measured such as the pH and the level of dissolved salts. Temperature and its interaction with other abiotic factors, such as water speed, oxygen rate, etc. determined distribution patterns of macro-benthos and other organisms Ekau et al. (2010). The increase in temperature together with other factors favors primary productivity and therefore an increase in food for aquatic fauna (Bremond & Vuichard, 1973). In the three study sites, the results obtained show variation at the site level, and the average temperature at La Montagne is higher than that of the other stations. The results obtained correspond with the work carried out on the Algerian coast by Rouibah et al. (2005), where they recorded a temperature value in a reference station higher than that of the contaminated station.

The pH is one of the parameters physico-chemicals that conditions the aquatic environment, and influences a large number of biological and chemical processes (Pezo et al., 1985). The data collected does not show a significant variation between the three sites, and presents generally similar values, the alkalinity of the different study sites teaches a good quality of the environment for biodiversity and the production of aquatic fauna. The sightings were reported at El-Kala (Benchikh, 2009; Allouti, 2011), at the level of the Gulf of Annaba (Sifi, 2009), at the site of Skikda (Bentayeb & Mechtouf, 2007; Allouti, 2011), from the coast of Algiers (Rouibah et al., 2005; Bachari-Houma, 2011). These results have also been highlighted by other authors who have previously studied this zone (Kaimoussi et al., 2001).

Salinity refers to the amount of salts dissolved in a liquid; sodium chloride (NaCl) is just one of the many salts that make up a solution. This is the essential character of seawater, but there are, inland, bodies of water and soils totally independent of the present sea, which derive their salinity directly from the sea lithological substratum (Lamotte, 1971). The results obtained from measurements of the salinity carried out during the study period shows a decrease in salinity in the month of September and October at the El-Kala site. This variation obtained between the winter and summer period is due to the

combined action of high temperatures, which generate heavy evaporations and reduced precipitation (Soucek, 2007).

Dissolved oxygen is consumed during the heterotrophic oxidation of matter organic, and respiration by fauna, and aquatic flora. The amount of dissolved oxygen in water is necessary for aquatic life and the oxidation of organic matter essential to aquatic life as food (Tran et al., 2001; Tran et al., 2002). The dissolved oxygen in seawater at La Montagne sites is relatively high compared to the other sites studied, this could be explained by the movements of the tide, which generates a continuous stirring of the body of water and therefore an enrichment of the dissolved phase. Our results are in agreement with those found in the Bay of Algiers by Bachari-Houma (2011), and in the Oran coast during the period autumn by Rouane-Hacene (2013). Low oxygen values were recorded in the Annaba and Skikda sites.

Our results are in the same direction as other studies carried out at the level of different localities on the East Algerian coast, where the monitoring of the physico-chemical parameters of seawater shows the existence of the following seasonal variations. Concerning the temperature two major thermal periods have been reported: one hot thermal period corresponding in Spring and Summer, and the other cold thermal period in Autumn and Winter. The salinity values were minimum in Winter, and maximum in Summer with regard to dissolved oxygen, the high levels were recorded in the cold period while low levels were observed in hot weather; pH values revealed a neutral to slightly alkaline medium; these observations were reported on the coast of Skikda, Annaba, and El-Kala (Snani, 2016).

Biodiversity is essential in environmental assessment through the use of bioindicator species. The study of marine biodiversity within species and between species, as well as that of ecosystems will be of great use for species of commercial or ecological interest or for the protection of nature (Rouabah & Rouabah, 2007). Several authors have noted a remarkable diversity of coastal marine ecosystems in the Mediterranean (Ballesteros, 2003). This diversity as well as the richness of these ecosystems allow the proliferation of wildlife. Polychaetes are often important components of any benthic community (Papageorgiou et

al., 2006). The examination of the inventories carried out on the different populations of fauna at the level of the three sites during the study period allowed us, on one hand, to determine the qualitative composition represented by a taxonomic list detailing the different taxa and their presence, while on the other hand, all the samples are analyzed to the quantitative structure using the various ecological indices. The biotope analysis allowed us to identify several species of aquatic fauna characteristic of each site. The animal species are divided into 6 phylum (Annelida, Arthropoda, Cnidaria, Echinodermata, Mollusca and Sipincula) at the level of the three study sites (El-Kala, Annaba and Skikda. In terms of distribution and abundance of the species concerning these 6 phylum, the polychaete Annelids dominate there, but the Molluscs and the Arthropods are also very common, the association between these three branches is rather traditional (Ayari & Afli, 2003).

The goal of calculating the most widely used ecological indices of diversity, namely the index of Shannon-Weaver (H') and Piéou index J' is the state's estimate of the numerical balance of the stands. Our results show a higher H' at the El-Kala site compared to those of Annaba and Skikda, correlated with the dominance of different species present at each site. In general it is accepted that the values of H' are zero when the sample contains only one species, while the values of H' are high when the individuals are distributed among different species, that correspond to a sample balanced and diverse, however, it should be noted that the values of H' also vary in function of the logarithm chosen; to interpret such results. Grimes (2010) considered a scale of 4 following classes: $H' < 1.5 \Rightarrow$ very unbalanced; H' varies between $[1.5-2.5] \Rightarrow$ unbalanced; between $[2.5-4] \Rightarrow$ balanced; $H' > 4 \Rightarrow$ very balanced, thus underlining a (H') balanced at the level of El-Kala and Annaba, versus one unbalanced at the level of Skikda. As for the data relating to the Piéou index, Grimes (2010) also proposed a scale relating to this index of 4 following classes: $J' < 0.4 \Rightarrow$ very unbalanced; J' vary from $[0.4-0.6] \Rightarrow$ unbalanced; from $[0.6-0.8] \Rightarrow$ subnormal; of $[0.8-1] \Rightarrow$ normal, which therefore leads us to propose that the stands of the El-Kala site present an unbalanced distribution, compared to those of the two sites Annaba and Skikda which are subnormal.

CONCLUSIONS

The diversity, structure and determinism of populations of benthic macroinvertebrates were studied in three sites on the East-Algerian coast.

Analysis of abiotic variables showed that the El-Kala site has water of very good ecological quality with high temperatures and good oxygenation comparing it to the two other sites (Annaba and El-Kala).

The El-Kala site is the most diverse with 26 taxa divided into 6 branches, 9 classes, 14 orders and 17 families. The Polychaete class is the most diverse with 8 taxa. The high values of the Shannon-Weaver diversity index and Pielou equitability in the El-Kala site confirm that the La Montagne macroinvertebrate community is well diversified and well structured compared to the other two stations (Rezgui-Rachid and Bikini).

REFERENCES

- Agoumi A. & Orbi A., 1992. Evolution météorologique et Upwelling le long de la côte atlantique marocaine. *Hydroécologie Application*, 4: 149–158.
- Allouti N., 2011. Etude biologique de deux néreïdes: *Pernereis cultrifera* et *Nereis falsa* (Annélides, Polychètes) dans l'est algérien (El-Kala): cycle de reproduction, activité biochimique et enzymatique. Mémoire de magister. Option: Ecotoxicologie. Université d'Annaba, 87 pp.
- Ayari R. & Afli A., 2003. Bionomie benthique de petit golfe de Tunis. *Bulletin INSTM de Salammbô*, 30: 79–90.
- Bachari-Houma F., 2011. Monitoring et étude de la pollution dans les eaux marines et lessédiments superficiels de la côte algéroise: modélisation et impact sur l'environnement. Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral, 23 pp.
- Bachari-Houma F., 2011. Monitoring et étude de la pollution dans les eaux marines et les sédiments superficiels de la côte algéroise: modélisation et impact sur l'environnement. Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral, 23 pp.
- Ballesteros E., 2003. The coralligenous in the Mediterranean. RAC-SPA editor, Tunisia. 104 p. (under press).
- Benchikh N., 2009. Etude de la croissance et cycle de reproduction de la moule *Perna perna* dans le golf d'Annaba et le littoral d'El Kala. Thèse de Magister, Université Badji Mokhtar-Annaba, 99 pp.
- Bentayeb I. & Mechtouf M., 2007. Evaluation du niveau de pollution des effluents du complexe de raffinage de Skikda (RA1K). Mémoire d'ingénieur d'état en Ecologie et Environnement. Université de Constantine, 125 pp.
- Bremond R. & Vuichard R., 1973. Paramètres de la qualité des eaux, Ministère de la protection de la nature et de l'environnement, SPEPE, Paris, 179 pp.
- Coll M. Piroddi C., Albouy C., Ben Rais Lasram F., Cheung W.W.L. & Christensen V., 2012. The Mediterranean Sea undersiege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 465–480.
- Ekau W., Auel H., Portner H.O. & Gilbert D., 2010. Impacts of hypoxia on the structure and processes in pelagic communities (zooplankton, macro-invertebrates and fish). *Biogeosciences*, 7: 1669–1699.
- Frogliia C., Galil B.S., Gasol J.M., Gertwagen R., Gil J., Guilhaumon F., Kesner-Reyes K., Kitsos M., Koukouras A., Lampadariou N., Laxamana E., de la Cuadra C.M., Lotze H.K., Martin D., Mouillot D., Oro D., Raicevich S., Rius-Barile J., Saiz-Salinas J., San Vicente C., Somot S., Templado J., Turon X., Vafidis D., Villanueva R. & Voultsiadou E., 2010. The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, patterns, and threats. *PLoS ONE*, 5(8) 11842: 1–334.
- Gerovasileiou V. & Voultsiadou E., 2012. Marine caves of the Mediterranean Sea: a sponge biodiversity reservoir within a biodiversity hot spot. *PLoS ONE*, 7(7): 39873: 1–17.
- Grimes S., 2010. Peuplements benthiques des substrats meubles de la cote algérienne: Taxonomie, structure et statut écologique. Thèse de Doctorat en Sciences de l'Environnement, option: Biologie et Pollution Marines. Université d'Oran, 362 pp.
- Kaimoussi A., Chafik A., Mouzdahir A. & Bakkas S., 2001. The impact of industrial pollution on the Jorf Lasfar coastal zone (Morocco, Atlantic Ocean): the mussel as an indicator of metal contamination. *Les Comptes Rendus de l'Académie des sciences de Paris*, 333: 337–341.
- Lamotte M., 1971. Ecologie animale organismes et milieu. Doin Editeurs, sixième édition française.
- Liquete C., Piroddi C., Macías D., Druon J.N. & Zulian G., 2016. Ecosystem services sustainability in the Mediterranean Sea: assessment of status and trends using multiple modelling approaches. *Scientific Reports*, 6 (34162): 1–14.
- Moisan J. & Pelletier L., 2008. Guide de surveillance biologique basé sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec - Cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, 86 pp.

- Papageorgiou N., Arvanitidis C. & Eleftheriou A., 2006. Multicausal environmental severity: a flexible framework for microtidal sandy beaches and the role of polychaetes as an indicator taxon. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 70: 643–653.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.11.033>
- Pezo R., Maco J. & Canepa J., 1985. Ambiental por actividades petroleras en los ríos Tigris, Corrientes, Samiria y Amazonas. Instituto de investigaciones de la Amazonia peruana (IIAP), Iquitos, Peru, 59 pp. In: Loayza-Muro R. and Elías-Letts R., 2007. Responses of the mussel *Anodontites trapesialis* (Unionia) to environmental stressors: Effects of pH, temperature and metals on filtration rate. *Environmental Pollution*, 149: 209–215.
- Ramade F., 2003. *Éléments d'écologie: Ecologie fondamentale*. Edit. Dunod, Paris, 308–320 pp.
- Rodier J., Bazin C., Broutin J.P., Chambon P., Champsaur H. & Rodier L., 1996. *L'Analyse de l'Eau* (8^{ème} Ed). Paris, Dunod, 1384 pp.
- Rouabah A. & Rouabah L., 2007. Biodiversité et complexe d'espèces *Perinereis cultrifera*: un exemple de spéciation. *Sciences et Technologies*, 25: 79–87.
- Rouane-Hacene O., 2013. Biosurveillance de la qualité des eaux côtières du littoral occidental algérien, par le suivi des indices biologiques, de la biodisponibilité et la bioaccumulation des métaux lourds (Zn, Cu, Pb et Cd) chez la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'oursin *Paracentrotus lividus*. Thèse présentée pour l'obtention du diplôme de Doctorat en Biologie, Université d'Oran, 295 pp.
- Rouabah M., Boulahdid M., Boudjellal B., Eddalia N. & Ounadi F., 2005. Etude de la pollution du littoral Algérois et du lac de Reghaia. Par l'APPL, ISMAL, 73 pp.
- Sifi K., 2009. Biosurveillance de la qualité des eaux du golfe d'Annaba: croissance, composition biochimique et dosage de biomarqueurs du stress environnemental chez *Donax trunculus* (Mollusque, Bivalve). Thèse de Doctorat en Ecotoxicologie, Université d'Annaba, 140 pp.
- Snani M., 2016. Etude comparative de la reproduction d'un bioindicateur de pollution, *Perinereis cultrifera* (Annelide, Polychète) du littoral nord-est algérien et des côtes de la manche française "aspects morpho-anatomiques, génétiques, immunologiques et activités enzymatiques". Thèse de Doctorat en Biologie Animale Environnementale, option: Reproduction & Développement. Université d'Annaba, 218 pp.
- Soucek D.J., 2007. Sodium sulfate impacts feeding specific dynamic action, and growth rate in the fresh water bivalve *Corbicula fluminea*. *Aquatic Toxicology*, 83: 315–322.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P., 2010. *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie et écologie*. CNRS édition, Paris, France, 588 pp.
- Tran D., Boudou A. & Massabuau J., 2001. How water oxygenation level influences cadmium accumulation pattern in the asiatic clam *Corbicula fluminea*: a laboratory and field study. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20: 2073–2080.
- Tran D., Boudou A. & Massabuau J., 2002. Relationship between feeding-induced ventilatory activity and bioaccumulation of dissolved and algal-bound cadmium in the asiatic clam *Corbicula fluminea*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21: 327–333.