



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
REPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

جامعة باجي مختار - عنابة

UNIVERSITÉ BADJI MOKHTAR - ANNABA

FACULTÉ DES SCIENCES  
DÉPARTEMENT DES SCIENCES DE LA MER

THÈSE DE DOCTORAT ES SCIENCES

Spécialité : Sciences de la mer

Option : Écologie marine

Intitulé :

**BIOSURVEILLANCE DES EAUX DU LITTORAL EST  
ALGÉRIEN Á TRAVERS UN MOLLUSQUE GASTÉROPODE :**  
*Phorcus(=Osilinus) turbinatus* (BORN, 1780)

Présentée par : Sabrine BOUCETTA Ép. KRIBA

Directrice de thèse: Mme BELDI H. (Professeur, Université Badji Mokhtar - Annaba)

Co-Directeur : M. DRAREDJA B. (Professeur, Université Badji Mokhtar - Annaba)

Jury d'examen

Président :

M. BENSOUILAH M. (Professeur, Université Badji Mokhtar - Annaba)

Examineurs :

M. MEZEDJRI L. (Professeur, Université 20 Août 1955 - Skikda)

Mme KAOUACHI N. (MCA, Université Med-Chérif Messaadia - Souk Ahras)

Mme ZAIDI N. (MCA, Université 20 Août 1955 - Skikda)



2016-2017

## AVANT-PROPOS

*Cette étude est le fruit d'un effort conjugué de nombreuses personnes et institutions ayant apporté une contribution directe ou indirecte à ce travail et à qui j'exprime ma profonde gratitude.*

*Je ne saurais commencer sans remercier Mme Hayet BELDI (Professeur, Laboratoire Biologie Animale Appliquée, Université Badji-Mokhtar - Annaba) et M. Brahim DRAREDJA (Professeur, Laboratoire d'Ecobiologie des Milieux Marins et Littoraux, Université Badji-Mokhtar - Annaba), qui ont assuré respectivement la direction et la co-direction de cette thèse. Ils ont suivi minutieusement le déroulement de cette investigation, comme ils m'en surtout encouragé à être autonome et persévérante. Je suis très honorée et fière d'avoir été l'étudiante des professionnels scientifiques aussi bien sur le terrain qu'au laboratoire. Ils ont toujours été exigeants et rigoureux. Malgré leurs emplois du temps souvent très chargé, ils se sont montrés toujours disponibles afin mener à terme ce travail et pour améliorer la qualité du manuscrit.*

*Je remercie M. Mourad BENSOUILAH (Professeur, Directeur du Laboratoire d'Ecobiologie des Milieux Marins et Littoraux, Université Badji-Mokhtar - Annaba) d'avoir accepté de présider le jury de soutenance.*

*Mes vifs remerciements s'adressent à M. Lyamine MEZEDJRI (Professeur, Université 20 août 1955 - Skikda), Mme Nouha KAOUACHI (MCA, Université Med-Chérif Messaadia - Souk Ahras) et Mme Nadjoua ZAÏDI (MCA, Université 20 août 1955 - Skikda), qui ont bien voulu examiner ce travail. Leurs critiques et remarques me seront d'une grande utilité.*

*Je tiens à exprimer toute ma gratitude à M. TAHAR ALI (Professeur, Directeur du Laboratoire de Biologie végétale et*

Environnement, Université Badji-Mokhtar - Annaba) qui, malgré ses nombreuses responsabilités scientifiques et administratives, a bien voulu m'initier aux analyses biostatistiques et surtout à l'utilisation des programmes MINITAB et XLSTAT.

Mes sincères remerciements s'adressent particulièrement au Professeur Serge GOFAS du Muséum Nationale d'Histoire Naturelle de Paris, à Mme Mireille HARMELIN-VIVIEN (Institut Méditerranéen d'Océanologie, Marseille), pour leur précieuse contribution à la confirmation du statut taxonomique des espèces de troques. J'espère que nous garderons de bonnes relations professionnelles à l'avenir. Bien sûr, jamais j'aurais pu faire la connaissance de Mme Mireille HARMELIN-VIVIEN sans l'aide du Professeur Helmut ZIBROWIUS de l'Institut Méditerranéen d'Océanologie (Marseille). C'est l'occasion de le remercier vivement. Mme Chantal BONIS (Bibliothécaire à l'Institut Méditerranéen d'Océanologie, Marseille), m'a toujours soutenu et encouragé. Elle m'a cordialement aidé pour la bibliographie spécialisée, par conséquent, je lui adresse mes sincères remerciements.

Toute ma gratitude et reconnaissance à M. Sami BOUHOUCHE (Directeur de l'Observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable, Wilaya de Skikda) qui m'a donné libre accès à leurs laboratoires pour effectuer toutes mes manipulations. Sans les moyens matériels mis à ma disposition, ce travail n'aurait jamais vu le jour. C'est l'occasion pour moi de lui rendre un grand hommage.

Je n'oublierai jamais l'aide précieuse de Mme Meriem Bellatar et son mari M. Abdallah BCHIRI, ainsi que Melles Achouak Lakhdar Hamina et Khawla Boucetta.



A mon Mari "ABDOU" :  
Je ne pourrais pas le définir...!

A mes Bijoux, mes yeux, ma vie:  
Hani Radouane (Mano) et Hala  
(Nina)

A mes enfants : Zahra, Rima et mon petit  
Abdessamed

A yema Safia et baba el hadj Ali

A ma soeur Souheila, et mes frères Salah et  
salim

A mes belles soeurs Nora et Nadia

A ma petite, mon medecin: loulou

A ma nièce : Racha et mes neveux : Siraj  
Eddine AMMAR et Achraf.

Qu'Allah les protège pour moi!

À la mémoire de papa décédé le 04-juin-2009;

À la mémoire de yema décédée le 04-Février-2015,

Symbole d'el Imène ; de la Réussite et de la Volonté.

À la mémoire de mes Enfants:

➤ Mohamed décédé le 29-octobre-2013.

➤ Khadija liliane décédée le 02-juillet-2015.

➤ Karoune décédé le 10-Février-2017.

(Reposez au Paradis-----Je suis brulée sur terre)



*À la mémoire du Pr M. Zitouni BOUTIBA*

*Décédé le 20 Novembre 2016  
(Professeur et Directeur du Laboratoire du  
Réseau de Surveillance Environnementale,  
Université Ahmed Ben Bella -Oran 1),*

# Liste des Acronymes

---

a	constante
ACh	Acétylcholine
AChe	Acétylcholinestérase
ACP	Analyse des composante principale
ADN	Acide désoxyribonucléique
ANOVA=AV1	Analyse de la variance a un seul critère de classification
AV2	Analyse de la variance a un deux critère de classification
b	Coefficient d'allométrie
CAH	Analyse hiérarchique des composantes
Cd	Cadmium
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
Da	Dominance de l'espèce
E	Indice d'équitabilité
ETM	Elément trace métallique
ETMs	Eléments traces métalliques
ev	Electron volte
Fi %	Fréquence
GPx	Glutathion peroxydase
GS-DNB	1-glutathion-2,4-dinitrobenzène
GSH	Glutathion réduit
GSSG	Glutathion oxydé
GST	Glutathion S-transférase
H'	Indice de Shannon
H1	Hauteur de la coquille maximale (en mm)
H2	Hauteur de la coquille minimale (en mm)
H $\infty$	hauteur maximale (en mm) ou taille asymptotique
IC%	Indice de condition physiologique
ICE	Indice de condition environnemental
ICR	Indice de condition de reproduction
k	taux de croissance
K	Indice de condition d'amaigrissant(embonpoint)
LDA	Analyse linéaire discriminante
LMR	Limites Maximales Recommandées
LT	Longueur Totale
M	Million
m	Mètre
m <sup>3</sup>	Mètre Cube
MAX	Maximum.
MES	Matière En Suspension
Mg	Milligramme
MIN	Minimum
ml	Millilitre
mm	Millimètre
Nas/Nrc	National Academy of Science/National Research Council, Washington
ng	Nanogramme
Ni	Nickel
°	Degré
Ø Cop 1	Diamètre de la coquille maximale (en mm)
Ø Coq 2	Diamètre de la coquille minimale (en mm)
Ø Op 2	Diamètre de l'opercule minimale (en mm)
Ø Op1	Diamètre de l'opercule maximale (en mm)
°C	Celsius (degrés)
OFIMER	Office national Interprofessionnel des produits de la Mer et de l'aquaculture
OMS	Organisation Mondiale de Santé

ONM	Office National Météorologique
OSPAR	Oslo Paris
p.p.m	Partie par million
$P_{\infty}$	Poids totale (en g) ou poids asymptotique
Pa	Pascal
PAM	Plan d'Action pour la Méditerranée
PARNA	Plan d'action régional Nord-Américain
Pb	Plomb
PCB	Polychlorobiphényles
PCT	Porphyrie Cutanée Tardive
PF	Poids Frais
pH	Potentiel Hydrogène
PISSC	Programme International sur la Sécurité des Substances Chimiques
PNUE	Programme des Nations Unis pour l'Environnement
POP	Polluants Organiques Persistants
ppb	Partie Par Billion
ppm	Partie Par Million
PS	Poids Sec
Pt	poids total (g)
QUASIMEM	Quality Assurance for Marine Measurements
r	Coefficient de corrélation
R	Logiciel statistique
R1	Indice de Margalef
RFEA	Réseau Francophone sur l'Eau et l'Assainissement
RINBIO	Réseau Intégrateurs Biologiques
RNB	Réseau National de Bassin
RNO	Réseau National de l'Observation du milieu marin
SAA	Spectrophotomètre a absorption atomique
SAAF	Spectrophotomètre a absorption atomique à flamme
SAAFG	Spectrophotomètre a absorption atomique à four graphite
SIM	Sélection d'Ions Moléculaire
SR	Sex ratio globale
T	Tonne
<i>t</i>	test t de Student
T°	Température
$t_0$	temps théorique
Tr	Tour
WHO-IPCS	World Health Organisation-International Programme on chemical safety
Zn	Zinc
<b><i>SCE</i></b>	somme des carrées des écarts
%	Pour Cent
$(\chi^2)$	test de khi deux
$\mu\text{g}$	Microgramme
$\mu\text{g. g}^{-1}$ (P.S)	Microgramme par gramme du poids sec



## LISTE DES FIGURES

N° Figure	Titre	Page
<b>Première chapitre : Généralités</b>		
Figure 1	Table périodique des éléments (l'encadrement indique les éléments étudiés lors de ce travail).	07
Figure 2	Résultats RNO: comparaison des concentrations en contaminants aux médianes nationales pour les trois dernières années (Bulletin de la Surveillance, édition 2004 du laboratoire côtier Provence Azur Corse). Concentrations exprimées en mg.kg <sup>-1</sup> de poids sec de chair de moule.	10
Figure 3	Evolution de l'activité biologique en fonction des concentrations en métaux essentiels (Le modèle d'accumulation trace métallique d'un invertébré aquatique qui régule la concentration totale corps métallique d'un métal essentiel en équilibrant absorption [ U ] excrétion [ E ]	11
Figure 4	Représentation schématique des trois groupes de facteurs interagissant dans le processus de bioaccumulation des métaux traces chez les Mollusques (Ribeyre et Boudou, 1989).	12
Figure 5	Vues ventrale (à gauche) et dorsale (à droite) du troque <i>Phorcus turbinatus</i> .	19
Figure 6	Anatomie de <i>Phorcus turbinatus</i> (d'après Fretter et Graham, 1994).	20
Figure 7	Estomac de <i>Phorcus turbinatus</i> après section médio-dorsale (d'après Fretter et Graham, 1994).	21
Figure 8	Répartition mondiale de <i>P. turbinatus</i> (Donald et al., 2012).	24
Figure 9	Femelle de <i>Phorcus turbinatus</i> (d'après Fretter et Graham, 1994).	26
Figure 10	Diagrammes illustrant le développement d' <i>Osilinus turbinatus</i> . (D'après Desai, 1966)	27
Figure 11	Golfe d'Annaba (D'après la carte maritime hydrographique des forces navales N°1213).	29
Figure 12	Golfe de Skikda et Baie de Chétaibi "Ras El Hdid" (D'après la carte maritime hydrographique des forces navales N°1212).	30
Figure 13	Baie de Collo (extrait de la carte marine à l'aide du logiciel MaxSea 2014).	32

N° figure	Deuxième chapitre : Matériel et Méthodes	Page
Figure 14	Localisation des stations d'échantillonnage des troque <i>Phorcus (Osilinus) turbinatus</i> (Carte réalisée avec le logiciel ArcGis 9.0, SIG).	34
Figure 15	Photo montrant la station(1) limitrophe du port de pêche de Collo.	34
Figure 16	Photo montrant la station 2 à l'Ouest du Nouveau port de pêche de Stora et à l'Est de l'ancien port.	35

Figure 17	Photos montrant la station 3 (à gauche) et le point de rejet des eaux usées (en haut à droite).	36
Figure 18	Photo montrant la station témoin à l'Est de la localité de Chétaibi. Les eaux sont généralement limpides.	36
Figure 19	Photo du multiparamètre de terrain.	37
Figure 20	Méthode de récolte des troques à l'aide d'un quadra.	37
Figure 21	Tri et identification des espèces dans le laboratoire	38
Figure 22	Collecte de la faune associée dans les stations d'échantillonnages.	39
Figure 23	Différents paramètres métriques mesurés sur les troques avec un pied à coulisse électronique (ONEDS).	41
Figure 24	Spectrophotomètre a absorption atomique (SAA).(a : à flamme ; b : à four graphite).	47
Figure 25	Différents étapes du dosage des métaux lourds dans la chaire de <i>P. turbinatus</i> .	50

N° figure	Troisième chapitre : Résultats	Page
Figure 26	Variations mensuelles de la température des eaux superficielles dans les stations prospectées de la côte Est algérienne.	58
Figure 27	Variations spatio-temporelles du pH des eaux dans les stations prospectées de la côte Est algérienne.	59
Figure 28	Variations mensuelles de la salinité (psu) dans les stations prospectées de la côte Est Algérien.	60
Figure 29	Variations spatio-temporelles de l'oxygène dissous (mg/l) dans les stations prospectées de la côte Est algérienne.	61
Figure 30	Résultats de la corrélation du Rang de Pearson de l'ensemble des paramètres physico-chimiques dans les stations prospectées.	62
Figure 31	<i>P. turbinatus</i> : Face ventrale.	63
Figure 32	<i>P. turbinatus</i> : Face dorsale.	64
Figure 33	<i>P. articulatus</i> : a: Face dorsale ; b: Face ventrale .	64
Figure 34	<i>G. divaricata</i> : Face ventrale	65
Figure 35	<i>P. richardi</i> : a: Face dorsale ; b: Face ventrale.	65
Figure 36	<i>G. varia</i> : Face dorsale.	66
Figure 37	<i>G. varia</i> : Face ventrale.	66
Figure 38	<i>G. racketti</i> : a: Face dorsale ; b : Face ventrale.	66
Figure 39	<i>Patella caerulea</i> (vue ventrale).	67
Figure 40	<i>Patella caerulea</i> (vue dorsale).	67
Figure 41	<i>P. intermedia</i> (vue ventrale).	67
Figure 42	<i>P. intermedia</i> (vue dorsale).	67
Figure 43	<i>Austrolittorina unifasciata</i> (vue dorsale).	67
Figure 44	<i>Acanthochitona crinitus</i> (Vues dorsale).	67

Figure 45	<i>Thais haemastoma</i>	67
Figure 46	<i>Perna picta</i>	67
Figure 47	<i>Pachycrapsus marmoratus</i>	67
Figure 48	<i>Acanthochitona crinita</i>	67
Figure 49	Faune invertébrée cohabitant avec les troques au niveau de l'étage intertidale	67

N° figure	Titre	Page
Figure 50	Variations spatio-temporelles des densités de <i>P. turbinatus</i> dans la zone d'étude.	68
Figure 51	Variations saisonnière de la densité (ind.m <sup>-2</sup> ) de <i>P. turbinatus</i> dans les stations d'échantillonnages.	68
Figure 52	Variations spatio-temporelles de la biomasse (g.m <sup>-2</sup> , PS) chez <i>Phorcus turbinatus</i> dans la zone d'étude.	70
Figure 53	Variations saisonnières de la biomasse (g.m <sup>-2</sup> , PS) de <i>P. turbinatus</i> dans les stations d'échantillonnages. (Test de Tukey, p≤0,001).	70
Figure 54	Dominance moyenne (%) des principales troques rencontrées dans la station 1.	71
Figure 55	Dominance moyenne (%) des principales troques rencontrées dans la station témoin.	71
Figure 56	Variations mensuelles des indices écologiques (Richesse spécifique ; Indices de Shannon, Indice de Margalef et Indice d'équitabilité) dans les stations prospectées.	72
Figure 57	Distribution mensuelle des fréquences de tailles chez <i>Phorcus turbinatus</i> dans la zone d'études (janvier - juin 2011).	74
Figure 57	Distribution mensuelle des fréquences de tailles chez <i>Phorcus turbinatus</i> dans la zone d'études (janvier - juin 2011).	75
Figure 58	Coefficient d'allométrie en fonction des paramètres mesurés chez <i>P. turbinatus</i> dans la station 1 (a: population totale ; b: femelles ; c: mâles).	77
Figure 59	Coefficient d'allométrie en fonction des paramètres mesurés chez <i>P. turbinatus</i> à la station 2. (a: population totale ; b: femelles ; c: mâles).	78
Figure 60	Coefficient d'allométrie en fonction des paramètres mesurés chez <i>P. turbinatus</i> à la station 3 (a: population totale ; b: femelles ; c: mâles).	79
Figure 61	Coefficient d'allométrie en fonction des paramètres mesurés chez <i>P. turbinatus</i> à la station témoin. (a: population totale ; b: femelles ; c: mâles).	80
Figure 62	Répartition des sexes (%) de la population de <i>P. turbinatus</i> de la station 1.	86
Figure 63	Répartition mensuelle de la sex-ratio de <i>P. turbinatus</i> de la station 1.	87
Figure 64	Répartition des sexes (%) de la population de <i>P. turbinatus</i> de la station 2.	87
Figure 65	Répartition mensuelle de la sex-ratio de <i>P. turbinatus</i> de la station 2.	88
Figure 66	Répartition des sexes (%) de la population de <i>P. turbinatus</i> dans la station 3.	88
Figure 67	Répartition mensuelle de la sex-ratio de <i>P. turbinatus</i> de la station 3.	89
Figure 68	Répartition des sexes (%) de la population de <i>P. turbinatus</i> de la station témoin.	89
Figure 69	Répartition mensuelle de la sex-ratio de <i>P. turbinatus</i> de la station témoin.	80
Figure 70	Taille à la première maturité sexuelle chez les femelles (F) et les mâles (M) de <i>Phorcus turbinatus</i> des quatre stations des côtes Est de l'Algérie.	91

Figure 71	Variations saisonnières de l'indice de condition environnemental (ICE) chez <i>P. turbinatus</i> dans les stations prospectées (janvier 2011 – janvier 2012).	93
Figure 72	Variations saisonnières de l'indice d'amaigrissement chez <i>P. turbinatus</i> dans les quatre stations prospectées.	94
Figure 73	Variation du coefficient de condition (K) chez <i>Phorcus turbinatus</i> en fonction des mois.	95
Figure 74	Variation du coefficient de condition (K) chez <i>P. turbinatus</i> en fonction des saisons.	95
Figure 75	Croissance linéaire observée et théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de <i>Phorcus turbinatus</i> de la station 1.	98

<b>N° figure</b>	<b>Titre</b>	<b>Page</b>
Figure 76	Croissance linéaire observée et théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de <i>Phorcus turbinatus</i> de la station 2.	98
Figure 77	Croissance linéaire observée et théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de <i>Phorcus turbinatus</i> de la station 3.	99
Figure 78	Croissance linéaire observée et théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de <i>Phorcus turbinatus</i> de la station témoin.	100
Figure 79	Croissance pondérale théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de <i>Phorcus turbinatus</i> échantillonnés à la station 1.	100
Figure 80	Croissance pondérale théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de <i>Phorcus turbinatus</i> échantillonnés à la station 2	101
Figure 81	Croissance pondérale observée et théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de <i>Phorcus turbinatus</i> échantillonnée a la station 3.	101
Figure 82	Croissance pondérale théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de <i>Phorcus turbinatus</i> échantillonnés à la station témoin.	102
Figure 83	Variations saisonnières des coefficients d'allométrie de la relation taille-poids et équation de régression chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> échantillonnée à la station 1. (-) : allométrie minorante, (=) : isométrie.	103
Figure 84	Variations saisonnières des coefficients d'allométrie de la relation taille-poids et équation de régression chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> échantillonnés à la station 2, (-) : allométrie minorante,(=) : isométrie.	104
Figure 85	Variations saisonnières des coefficients d'allométrie de la relation taille-poids et équation de régression chez les femelles de <i>P. turbinatus</i> dans la station 3. (-) : allométrie minorante,(=) : isométrie.	105
Figure 86	Variations mensuelles des coefficients d'allométrie de la relation taille-poids et équation de régression chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> échantillonnés à la station témoin. (-) : allométrie minorante,(=) : isométrie.	106

## LISTE DES TABLEAUX

N° tableau	Titre	Page
<b>Première chapitre : Généralités</b>		
Tableau 1	Données statistiques sur les concentrations de 5 métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) dans la chair de moules sur deux périodes (1993-1999, 1999-2004) (RNO, 1974-2004). (Nb: nombre d'observations. Moy.: moyenne exprimée par rapport au poids sec. Mini-max: concentrations minimales et maximales rencontrées avant élimination des valeurs extrêmes).	09
Tableau 2	Comparaison des concentrations pour les 5 métaux étudiés chez les mollusques bivalves des deux réseaux de surveillance français. Concentrations exprimées en mg.kg-1 de poids sec de chair (RNO, 1974-2004 ; Andral et Stanisiere, 1999 ; Andral <i>et al.</i> , 2001).	09
Tableau 3	Espèces <i>Phorcus</i> et <i>Osilinus</i> et leurs sites d'échantillonnage (Donald <i>et al.</i> , 2012, modifié).	18

N° tableau	Deuxième chapitre : Matériel et Méthodes	Page
Tableau 4	Limites et coordonnées géographiques des stations d'échantillonnage.	33
Tableau 5	Utilisation industrielle des métaux lourds (D'après Chambost-Manciet, 2002).	47
Tableau 6	Conditions expérimentales pour le dosage des ions métalliques par SAA. (Chiffolleau <i>et al.</i> , 2003)	51
Tableau 7	Quantités prélevées de la solution mère et les concentrations des standards. (Chiffolleau <i>et al.</i> , 2003)	52
Tableau 8	Valeurs des écart-types sur les blancs d'analyses ; limites de détection et limites de quantifications des éléments métalliques analysées. Chiffolleau <i>et al.</i> , (2010)	53
Tableau 9	Valeurs certifiées et mesurées de l'échantillon de référence utilisé. (moyenne±écart-type) Chiffolleau <i>et al.</i> , (2010)	54
Tableau 10	Réalisation de la gamme d'étalonnage pour la quantification des protéines.	57

N° tableau	Troisième chapitre : Résultats	Page
Tableau 11	ANOVA à un facteur contrôlé des variations de la température des eaux dans les stations prospectées.	59
Tableau 12	ANOVA à un facteur contrôlé des variations du pH des eaux dans les stations prospectées.	59
Tableau 13	Résultats des tests de comparaisons multiples (test de <i>Newmean-Keuls</i> (SNK)) et test de <i>Dunnnett</i> entre les stations concernant le pH.	60

Tableau 14	ANOVA à un facteur contrôlé des variations de la salinité dans les stations prospectées.	61
Tableau 15	ANOVA à un facteur contrôlé des variations de l'oxygène dissous dans les stations prospectées.	61
Tableau 16	Résultats des tests de comparaisons multiples (Test de <i>Newman-Keuls</i> ( <i>SNK</i> ) et test de <i>Dunnnett</i> entre les stations pour l'oxygène dissous.	62
Tableau 17	Inventaire des Trochidae dans la zone d'étude.	63
Tableau 18	Résultats de l'analyse de la variance à un seul critère de classification AV1 (station, N = 4) pour l'ensemble des saisons et différences inter-stations (test <i>Dunnnett</i> ) chez <i>P. turbinatus</i> . * : différence significative ( $\alpha = 0,05$ ), ** : différence hautement significative ( $\alpha = 0,001$ ).	69
Tableau 19	Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification AV2 (station, saison) de la densité de <i>P. turbinatus</i> (N.S : différence non significative ( $\alpha > 0,05$ ), ** : différence hautement significative ( $\alpha = 0,001$ )).	69
Tableau 20	Résultats du test de l'AV1 de la comparaison entre station pour chacune des caractéristiques mesurées chez la population totale, les mâles et les femelles de <i>Phorcus turbinatus</i> pendant la période d'étude (janvier 2011 - janvier 2012). (* : Hautement significative, *** : Très hautement significative, NS : Non significative ; $\alpha = 5\%$ , 1% et 10%).	83
Tableau 21	Résultats du test de l'AV1 de la comparaison entre mois pour chacune des caractéristiques mesurées chez la population totale, les mâles et les femelles de <i>Phorcus turbinatus</i> des stations d'échantillonnage. (* : Hautement significative, *** : Très hautement significative, NS : Non significative ; $\alpha = 5\%$ , 1%, 10%).	84
Tableau 22	Comparaison statistique (test de <i>Dunnnett</i> ) des différents paramètres métriques des populations totale, des mâles et des femelles de <i>P. turbinatus</i> provenant de l'ensemble des stations d'échantillonnage.* : Différence significative ( $\alpha = 0,05$ ) p, *** : Différence très hautement significative ( $\alpha = 0,001$ ).	84
Tableau 23	Résultats du test de l'ANOVA à deux critères de classification (station, mois) pour chacune des caractéristiques mesurées chez la population totale, les mâles et les femelles de <i>Phorcus turbinatus</i> pour l'ensemble des stations pendant toute la période d'étude (janvier 11- janvier 12).* : différence significative ( $\alpha = 0,05$ ), *** : différence très hautement significative ( $\alpha = 0,001$ ), NS : différence non significative.	85
Tableau 24	Recherche des différences morphologiques entre les groupes (Test de <i>Newman-Keuls</i> , <i>SNK</i> ) chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> dans les stations prospectées ( $\alpha = 5\%$ ).	85
Tableau 25	Recherche des différences morphologiques entre les groupes (Test de <i>Newman-Keuls</i> , <i>SNK</i> ) chez les ♀ de <i>P. turbinatus</i> dans les stations prospectées ( $\alpha = 5\%$ ).	86
Tableau 26	Recherche des différences morphologiques entre les groupes (Test de <i>Newman-Keuls</i> , <i>SNK</i> ) chez les ♂ de <i>P. turbinatus</i> dans les stations prospectées ( $\alpha = 5\%$ ).	92

Tableau 27	Paramètres de maturité sexuelle de <i>P. turbinatus</i> des côtes de l'Est Algérien (N : nombre d'individus ; a : pente ; b : ordonnée à l'origine ; r : coefficient de corrélation ; H <sub>25</sub> : 25% d'individus matures; H <sub>50</sub> : 50% d'individus matures; H <sub>75</sub> : 75% d'individus matures; $\chi^2$ : test de khi 2.	96
Tableau 28	Détermination des classes d'âge de <i>P. turbinatus</i> de la station 1 par la méthode de Battacharya. Les valeurs entre parenthèses représentent les effectifs par âge.	96
Tableau 29	Détermination des classes d'âge de <i>P. turbinatus</i> de la station 2 par la méthode de Battacharya. Les valeurs entre parenthèses représentent les effectifs par âge.	97
Tableau 30	Détermination des classes d'âge de <i>P. turbinatus</i> de la station 3 par la méthode de Battacharya. Les valeurs entre parenthèses représentent les effectifs par âge.	97
Tableau 31	Détermination des classes d'âge de <i>P. turbinatus</i> de la station témoin par la méthode de Battacharya. Les valeurs entre parenthèses représentent les effectifs par âge.	96

N° tableau	Quatrième Chapitre : Discussion	Page
Tableau 32	Comparaison de la variabilité physico-chimiques dans différents écosystèmes marins de l'Est Algérien.	144
Tableau 33	Les paramètres morphologiques mesurés chez les troques colonisant les différentes régions méditerranéennes.	149
Tableau 34	Variations saisonnières des indices physiologiques chez <i>P. turbinatus</i> dans les stations prospectées (cycle 2011).	151
Tableau 35	Tableau des concentrations métalliques en poids sec et poids frais trouvées chez <i>Phorcus turbinatus</i> de différentes zones géographiques (valeurs moyennes et plages).	155

## LISTE DES TABLEAUX ANNEXÉS

N°	Titre	Page
I.	Résultats statistiques du de l'analyse de la variance AV1 de la comparaison de la biomasse (PS) mensuelle de <i>P. turbinatus</i> station 1 (plage El Djerda , *** très hautement significative $p \leq 0,001$ ).	209
II.	Résultats statistiques du de l'analyse de la variance AV1 de la comparaison de la biomasse (PS) mensuelle de <i>P. turbinatus</i> station 1 (plage El Djerda , *** très hautement significative $p \leq 0,001$ ).	209
III.	Résultats statistiques du de l'analyse de la variance AV1 de la comparaison de la biomasse (PS) mensuelle de <i>P. turbinatus</i> station 3 (plage Rizi Amor, *** très hautement significative $p \leq 0,001$ ).	209
IV.	Résultats statistiques du de l'analyse de la variance AV1 de la comparaison de la biomasse (PS) mensuelle de <i>P. turbinatus</i> station témoin ( plage Oued El Ganem, *** très hautement significative $p \leq 0,001$ ).	210
V.	Résultats statistiques du de l'analyse de la variance AV1 de la comparaison de la biomasse (PS) saisonnière de <i>P. turbinatus</i> , suivi du test de <i>Dunnnett</i> (bilatéral) ; analyse des différences entre la station témoin (T) (plage Oued El Ganem) et les autres stations avec un intervalle de confiance à 95%.(station 1 :plage El Djerda ; station 2 : plage Militaire ; station 3 : plage Rizi Amor ; *** très hautement significative $p \leq 0,001$ ).	210
VI.	Résultats statistiques des synthèses des moyennes de la biomasse ( PS) saisonnière de <i>P. turbinatus</i> prélevé dans les stations d'étude. (station 1 : plage El Djerda ; station 2 : plage Militaire ; station 3 : plage Rizi Amor ; station T : témoin (plage Oued El Ganem ; *** très hautement significative $p \leq 0,001$ ).	210
VII.	Coefficient de corrélation et équation de régression des différents paramètres métriques mesurés en fonction de la hauteur maximal chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> échantillonné à la station 1 pendant treize mois (Janv 11-Jan 12) (N : 1792 ; = : isométrie ; - : minorante ; *** : $P \leq 0,001$ ).	211
VIII.	Coefficient de corrélation et équation de régression des différents paramètres métriques mesurés en fonction de la hauteur maximal chez les Femelles de <i>P. turbinatus</i> échantillonnées à la station 1 pendant treize mois (Janv 11-Jan 12) (N : 502 ; = : isométrie ; - : minorante ; *** : $P \leq 0,001$ ).	211
IX.	Coefficient de corrélation et équation de régression des différents paramètres métriques mesurés en fonction de la hauteur maximale chez les mâles de <i>P. turbinatus</i> échantillonnées à la station 1 pendant treize mois (Janv 11-Jan 12) (N : 305 ; = : isométrie ; - : minorante ; *** : $P \leq 0,001$ ).	212
X.	Coefficient de corrélation et équation de régression des différents paramètres métriques mesurés en fonction de la hauteur maximale chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> échantillonnées à la station 2 pendant treize mois (Janv 11-Jan 12) (N : 748 ; = : isométrie ; - = minorante ; *** : $P \leq 0,001$ ).	212



XI.	Coefficient de corrélation et équation de régression des différents paramètres métriques mesurés en fonction de la hauteur maximale chez les femelles de <i>P. turbinatus</i> échantillonnées à la station 2 pendant les treize mois (Janv 11-Jan 12) (N : 219; = : isométrie ; - : minorante ;*** : $P \leq 0,001$ ).	213
XII.	Coefficient de corrélation et équation de régression des différents paramètres métriques mesurés en fonction de la hauteur maximale chez les mâles de <i>turbinatus</i> échantillonnées à la station 2 pendant treize mois (Janv 11-Jan 12) (N : 192; = : isométrie ; - : minorante ;*** : $P \leq 0,001$ ).	213
XIII.	Coefficient de corrélation et équation de régression des différents paramètres métriques mesurés en fonction de la hauteur maximal chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> prélevée à la station 3 pendant treize mois (Janv 11-Jan 12) (N : 622 ; = : isométrie ; *** : $P \leq 0,001$ ).	214
XIV.	Coefficient de corrélation et équation de régression des différents paramètres métriques mesurés en fonction de la hauteur maximal chez les femelles de <i>P. turbinatus</i> échantillonnées à la station 3 pendant les treize mois (Janv 11-Jan 12) (N : 89 ; = : isométrie ; *** : $P \leq 0,001$ ).	214
XV.	Coefficient de corrélation et équation de régression des différents paramètres métriques mesurés en fonction de la hauteur maximale chez les mâles de <i>P. turbinatus</i> échantillonnées à la station 3 pendant treize mois (Janv 11-Jan 12). (N : 91 ; = : isométrie ; *** : $P \leq 0,001$ ).	215
XVI.	Coefficient de corrélation et équation de régression des différents paramètres métriques mesurés en fonction de la hauteur maximale chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> prélevées à la station témoin pendant treize mois (Janv 11-Jan 12) (N : 1963; = : isométrie ; *** : $P \leq 0,001$ ).	215
XVII.	Coefficient de corrélation et équation de régression des différents paramètres métriques mesurés en fonction de la hauteur maximal chez les femelles de <i>P. turbinatus</i> prélevées à la station témoin pendant treize mois (Janv 11-Jan 12). (N : 651; = : isométrie ; *** : $P \leq 0,001$ ).	216
XVIII.	Coefficient de corrélation et équation de régression des différents paramètres métriques mesurés en fonction de la hauteur maximale chez les mâle de <i>P. turbinatus</i> prélevées à la station témoin pendant treize mois (Janv 11-Jan 12). (N : 403; = : isométrie ; - : minorante ;*** : $P \leq 0,001$ ).	216
XIX.	Résultats statistiques des synthèses des moyennes de la comparaison des paramètres métriques mesurés mensuelle chez les mâles de <i>P. turbinatus</i> prélevées à la station 1. (Station 1 : plage El Djerda ; couleurs standardisées logiciel XL STAT 2015).	217
XX.	Résultats statistiques des synthèses des moyennes de la comparaison des paramètres métriques mesurés mensuelle chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> prélevées à la station 1. (Station 1 : plage El Djerda ; couleurs standardisées logiciel XL STAT 2015).	217
XXI.	Résultats statistiques des synthèses des moyennes de la comparaison des paramètres métriques mesurés mensuelle chez les femelles de <i>P. turbinatus</i> prélevées à la station 1. (Station 1 : plage El Djerda ; couleurs standardisées logiciel XL STAT 2015).	218

XXII.	Résultats statistiques des synthèses des moyennes de la comparaison des paramètres métriques mesurés mensuelle chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> prélevées à la station 2. (Station 2 : plage Militaire ; couleurs standardisées logiciel XL STAT 2015).	218
XXIII.	Résultats statistiques des synthèses des moyennes de la comparaison des paramètres métriques mesurés mensuelle chez les femelles de <i>P. turbinatus</i> prélevées à la station 2. (Station 2 : plage Militaire ; couleurs standardisées logiciel XL STAT 2015).	219
XXIV.	Résultats statistiques des synthèses des moyennes de la comparaison des paramètres métriques mesurés mensuelle chez les mâles de <i>P. turbinatus</i> prélevées à la station 2. (Station 2 : plage Militaire ; couleurs standardisées logiciel XL STAT 2015).	219
XXV.	Résultats statistiques des synthèses des moyennes de la comparaison des paramètres métriques mesurés mensuelle chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> prélevées à la station 3. (Station 3 : plage Rizi Amor ; couleurs standardisées logiciel XL STAT 2015).	220
XXVI.	Résultats statistiques des synthèses des moyennes de la comparaison des paramètres métriques mesurés mensuelle chez les femelles de <i>P. turbinatus</i> prélevées à la station 3. (Station 3 : plage Rizi Amor ; couleurs standardisées logiciel XL STAT 2015).	220
XXVII.	Résultats statistiques des synthèses des moyennes de la comparaison des paramètres métriques mesurés mensuelle chez les mâles de <i>P. turbinatus</i> prélevées à la station 3. (Station 3 : plage Rizi Amor ; couleurs standardisées logiciel XL STAT 2015).	221
XXVIII.	Résultats statistiques des synthèses des moyennes de la comparaison des paramètres métriques mesurés mensuelle chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> prélevées à la station témoin. (Station témoin : plage Oued El Ganem ; couleurs standardisées logiciel XL STAT 2015).	221
XXIX.	Résultats statistiques des synthèses des moyennes de la comparaison des paramètres métriques mesurés mensuelle chez femelles de <i>P. turbinatus</i> prélevées à la station témoin. (Station témoin : plage Oued El Ganem ; couleurs standardisées logiciel XL STAT 2015).	222
XXX.	Résultats statistiques des synthèses des moyennes de la comparaison des paramètres métriques mesurés mensuelle chez mâles de <i>P. turbinatus</i> prélevées à la station témoin. (Station témoin : plage Oued El Ganem ; couleurs standardisées logiciel XL STAT 2015).	222
XXXI.	Variations mensuelle de l'indice de l'environnement chez <i>P. turbinatus</i> échantillonnée dans les stations d'étude. (Station 1 : plage El Djerda ; station 2 : plage Militaire ; station 3 : plage Rizi Amor et station témoin : plage Oued El Ganem).	223
XXXII.	Variations saisonnières de l'indice de l'environnement chez <i>P. turbinatus</i> échantillonnée dans les stations d'étude (valeurs moyennes $\pm$ écart-types).(Station 1 : plage El Djerda ; station 2 : plage Militaire ; station 3 : plage Rizi Amor et station témoin : plage Oued El Ganem).	223
XXXIII.	Résultats statistique de l'ANOVA de la variation saisonnière de l'indice de l'environnement chez <i>P. turbinatus</i> échantillonnée dans les stations d'étude. (Station 1 : plage El Djerda ; station 2 : plage Militaire ; station 3 : plage Rizi Amor et station témoin : plage Oued El Ganem).	223

XXXIV.	Variations mensuelle de l'indice de condition amaigrissant chez <i>P. turbinatus</i> échantillonnée dans les stations d'étude .(Station 1 : plage El Djerda ; station 2 : plage Militaire ; station 3 : plage Rizi Amor et station témoin : plage Oued El Ganem).	224
XXXV.	Variations saisonnières de l'indice de condition amaigrissant chez <i>P. turbinatus</i> échantillonnée dans les stations d'étude (valeurs moyennes $\pm$ écart-types). (Station 1 : plage El Djerda ; station 2 : plage Militaire ; station 3 : plage Rizi Amor et station témoin : plage Oued El Ganem)	224
XXXVI.	Résultats statistique de l'ANOVA de la variation saisonnière de l'indice de condition amaigrissant chez <i>P. turbinatus</i> échantillonnée dans les stations d'étude. (Station 1 : plage El Djerda ; station 2 : plage Militaire ; station 3 : plage Rizi Amor et station témoin : plage Oued El Ganem).	224
XXXVII.	Variations mensuelle de l'indice de condition (K) chez <i>P. turbinatus</i> échantillonnée dans les stations d'étude. (Station 1 : plage El Djerda ; station 2 : plage Militaire ; station 3 : plage Rizi Amor et station témoin : plage Oued El Ganem).	225
XXXVIII.	Variations saisonnières de l'indice de condition (K) chez <i>P. turbinatus</i> échantillonnée dans les stations d'étude (valeurs moyennes $\pm$ écart-types). (Station 1 : plage El Djerda ; station 2 : plage Militaire ; station 3 : plage Rizi Amor et station témoin : plage Oued El Ganem).	225
XXXIX.	Résultats statistique de l'ANOVA de la variation saisonnière de l'indice de condition (K) chez <i>P. turbinatus</i> échantillonnée dans les stations. (Station 1 : plage El Djerda ; station 2 : plage Militaire ; station 3 : plage Rizi Amor et station témoin : plage Oued El Ganem).	225
XL.	Variations mensuelles des coefficients d'allométrie de la relation taille-poids chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> de la station 1 (=) : isométrie ; (-) : allométrie minorante.	226
XLI.	Variations mensuelles des coefficients d'allométrie de la relation taille-poids chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> de la station 2 (=) : isométrie ; (-) : allométrie minorante.	227
XLII.	Variations mensuelles des coefficients d'allométrie de la relation taille-poids chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> de la station 3 (=) : isométrie ; (-) : allométrie minorante.	228
XLIII.	Variations mensuelles des coefficients d'allométrie de la relation taille-poids chez la population totale de <i>P. turbinatus</i> de la station témoin (=) : isométrie ; (-) : allométrie minorante.	229

## LISTES DES FIGURES ANNEXÉES

N°	Titre	Page
I	Résultats de l'ANOVA en fonction des mois des moyennes mensuelles de l'ensemble des paramètres métriques mesurées de <i>P. turbinatus</i> échantillonnées pendant treize mois (janvier 2011-janvier 201) (a : population totale ; b : individus femelles ; c : individus mâles).	230
II	Résultats de l'ANOVA en fonction des mois des moyennes mensuelles de l'ensemble des paramètres métriques mesurées de <i>P. turbinatus</i> échantillonnées pendant treize mois (janvier 2011-janvier 201) (a : population totale ; b : individus femelles ; c : individus mâles).	231
III	Détermination des cohortes par la méthode de BATTACHARYA de <i>P. turbinatus</i> de la plage El Djerda (station 1) de haut vers le bas (population totale ; individus femelles ; individus mâles).	232
IV	Détermination des cohortes par la méthode de BATTACHARYA de <i>P. turbinatus</i> de la plage Militaire (station 2) de haut vers le bas (population totale ; individus femelles ; individus mâles).	233
V	Détermination des cohortes par la méthode de BATTACHARYA de <i>P. turbinatus</i> de la plage Rizi Amor (station 3) de haut vers le bas (population totale ; individus femelles ; individus mâles).	234
VI	Détermination des cohortes par la méthode de BATTACHARYA de <i>P. turbinatus</i> de la plage Oued El Ganem (station témoin) de haut vers le bas (population totale ; individus femelles ; individus mâles).	235

# SOMMAIRE

## AVANT PROPOS

## INTRODUCTION 01

### CHAPITRE I : GÉNÉRALITÉS

<b>1. Pollution marine et contamination chimique par les métaux lourds</b>	06
1.1. Métaux lourds en milieu marin	06
1.2. Métaux lourds en Méditerranée	08
1.3. Rôle biologique des ETMs	10
1.4. Métabolisme des métaux chez les Mollusques	11
1.4.1. Bioconcentration	11
1.4.2. Bioaccumulation	12
1.4.3. Stockage et excrétion	13
<b>2. Biomarqueurs : Outils pour évaluer la toxicité des polluants</b>	13
2.1. Stress oxydant et systèmes de défenses antioxydants	15
2.2. Les protéines de fixation des métaux	15
<b>3. Présentation de l'espèce bioindicatrice</b>	16
3.1. Systématique, phylogénie et synonymie	16
3.2. Morphologie et anatomie	18
3.3. Distribution géographique	23
3.4. Alimentation	24
3.5. Reproduction et développement	24
3.6. Croissance et longévité	28
3.7. Intérêt écologique	28
<b>4. Description de la zone d'étude et choix des stations</b>	28
4.1. Golf d'Annaba	28
4.2. Baie de Chétaibi	30
4.3. Golf de Skikda	31
4.4. Baie de Collo	31

### Chapitre II. MATÉRIEL ET MÉTHODES

<b>1. Choix et localisation des stations</b>	33
1.1. Station 1	33

1.2. Station 2	35
1.3. Station 3	35
1.4. Station témoin	35
<b>2. Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau</b>	<b>37</b>
<b>3. Collecte et traitement des échantillons</b>	<b>37</b>
3.1. Méthode de prélèvement	37
3.2. Traitement des échantillons au laboratoire	38
3.2.1. Tri	38
3.2.2. Identification	38
<b>4. Etude de la faune associée</b>	<b>39</b>
<b>5. Indice écologique</b>	<b>39</b>
5.1. Densité	39
5.2. Biomasse	39
5.3. Dominance	40
5.4. Indice de Shannon (H')	40
5.5. Indice d'équitabilité (E)	40
<b>6. Structure démographique</b>	<b>41</b>
<b>7. Morphométrie de <i>Phorcus turbinatus</i></b>	<b>41</b>
7.1. Caractères métriques	41
7.2. Comparaisons morphométriques	42
<b>8. Sex-ratio</b>	<b>43</b>
<b>8.1. Taille à la première maturité sexuelle</b>	<b>43</b>
<b>9. Age et croissance</b>	<b>44</b>
9.1. Coefficient de condition ou indice pondéral	44
<b>10. Détermination de l'âge</b>	<b>45</b>
<b>11. Modélisation de la croissance</b>	<b>45</b>
<b>12. Dosage des métaux lourds</b>	<b>47</b>
12.1. Choix des métaux étudiés	47
12.2. Préparation de l'échantillon	47
12.3. Techniques expérimentales	48
12.3.1. Appareillage et réactifs	48
12.3.2. Préparation de verrerie et de plastique	48
12.3.3. Prise d'essai	48

12. 3.3.1. Minéralisation de l'échantillon	49
12.4. Dosage des métaux lourds par la Spectroscopie d'absorption atomique à flamme et a four graphite	49
12.4.1. Techniques expérimentales	49
12.4.1.1. Appareillage et réactifs	49
12.4.1.2. Préparation des Solutions	51
12.4.1.3. Etalonnage	51
<b>13. Analyses statistiques des données</b>	<b>54</b>
<b>14. Activités enzymatiques</b>	<b>55</b>
14.1. Dosage de l'acétylcholinestérase (AChE)	55
14.2. Dosage du glutathion S-transférase (GST)	56
14.3. Dosage des protéines	57
14.4. Traitements statistiques	57

### **CHAPITRE III : RÉSULTATS**

1. Caractéristiques physico-chimiques	58
2. Diversité spécifique des Trochidae	63
3. Faune invertébrée associée	67
4. Indices écologiques	68
4.1. Densité	68
4.2. Biomasse	69
4.3. Dominance	71
5. Structure et organisation	72
5.1. Variation des indices de diversité biologiques	72
5.2. Structure démographique	73
6. Morphologie	76
6.1. Morphométrie	76
7. Sex-ratio	86
7.1. Taille à la première maturité sexuelle	90
8. Age et croissance	93
8.1. Coefficient de condition ou indice pondéral	93
8.2. Age	96
8.3. Croissance	97
8.3.1. Croissance linéaire absolue	97
8.3.2. Croissance pondérale absolue	100
8.3.3. Croissance relative ou relation taille-poids	102
9. Variation des éléments métalliques dans la chaire de <i>P. turbinatus</i>	106
10. Réponses biochimiques du stress environnemental chez <i>Phorcus turbinatus</i>	124

## CHAPITRE IV : DISCUSSION

1. Paramètres physico-chimiques de l'eau de mer	140
2. Richesse spécifique et faune invertébrée associée	143
3. Structure démographique de <i>P. turbinatus</i>	145
4. Morphométrie Sex-Ratio, Age et Croissance de <i>P. turbinatus</i>	148
5. Bioaccumulation des Métaux lourds dans la chaire de <i>P. turbinatus</i>	153
6. Activité biochimique (AChE & GST) dans la chaire de <i>P. turbinatus</i>	157

CONCLUSION ET PERSPECTIVES	159
----------------------------	-----

### RÉSUMÉS

Français	162
Anglais	163
Arabe	164
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	165
ANNEXES	209



# *INTRODUCTION*

## INTRODUCTION

L'écosystème désigne l'ensemble formé par une association ou communauté d'êtres vivants (ou biocénose) et son environnement biologique, géologique, édaphique, hydrologique, climatique, etc. Les éléments constituant un écosystème développent un réseau d'échange d'énergie et de matière permettant le maintien et le développement de la vie (Fischesser et Dupuis-Tate, 2007). La structure des écosystèmes, qui inclut la biodiversité, aussi les interactions inter-spécifiques et les facteurs abiotiques, influence le fonctionnement des écosystèmes, notamment la biomasse, la production, la stabilité et la résistance des écosystèmes aux invasions biologiques (Thévenot, 2013).

La totalité des écosystèmes de la planète sont désormais affectés d'une façon ou d'une autre par le développement des sociétés et les rejets agricoles, urbains et industriels pouvant mener à de hauts niveaux de pollution dans les écosystèmes marins côtiers (Smolders *et al.*, 2003 ; De Jonge *et al.*, 2013 ; Rao *et al.*, 2007 ; Batista *et al.*, 2014). Les rejets d'origine urbaine, agricole et industrielle altèrent les communautés et affectent les organismes qui les composent (Boening, 1999 ; Webb *et al.*, 2002 ; Azzoni *et al.*, 2005). Les zones portuaires, qui comptent parmi les régions côtières les plus polluées, menacent les communautés benthiques et pélagiques (Bulleri et Chapman, 2010).

Au cours des dernières décennies les zones côtières ont été le théâtre d'un développement accéléré s'accompagnant inévitablement de répercussions sur l'environnement en général et sur le milieu marin en particulier. En effet, qu'il s'agisse de développement urbain, industriel, agricole ou touristique, l'activité humaine exerce une pression de plus en plus grande sur les milieux marins (Daby, 2006 ; Huang *et al.*, 2007 ; Rao *et al.*, 2007).

Le milieu marin méditerranéen est particulièrement exposé au déversement de déchets agricoles, de particules en suspension dans l'air et d'eaux de ruissellement chargées d'agents pathogènes, de métaux lourds, de matières organiques polluantes, d'huiles et de substances radioactives (Haffner et Sommer, 2008). L'ensemble de ces polluants sont issues des activités industrielles, du transport maritime (30% du trafic maritime mondial) et des activités domestiques avec des rejets en mer estimés à  $6,10^5$  tonnes/an, soit l'équivalent de 30 catastrophes de type Erika (Gualini, 2008). La zone méditerranéenne a été classée par le PNUE comme l'une des cinq régions du monde où les problèmes environnementaux sont les plus graves (Ramade, 1992), alors que la Méditerranée est classée parmi les sept mers les plus menacées (Boudouresque, 1996).

Les multiples pollutions qui découlent des activités humaines et industrielles sur la côte ont comme point de convergence le milieu marin, plus particulièrement les environnements côtiers qui subissent ainsi les perturbations de plus en plus importantes. Le développement urbain, agricole et industriel, passé et actuel, n'a fait qu'aggraver le phénomène de pollution marine. Les zones côtières sont en effet des biotopes où de nombreuses espèces animales se reproduisent et méritent donc à ce titre d'être protégées. Aujourd'hui, les perturbations environnementales ont des répercussions sur la santé publique (Mc Cauley *et al.*, 2000 ; Long,

2000). De ce fait, il est devenu indispensable d'évaluer la qualité de ces milieux aquatiques. A l'heure actuelle, les études consacrées au milieu marin sont moins abondantes par rapport aux écosystèmes continentaux et particulièrement en Algérie.

Les enjeux environnementaux et sanitaires, liés aux polluants toxiques dans les milieux aquatiques sont actuellement au cœur de nombreux débats de société et de prise de conscience de la nécessité de réduire la pollution toxique de l'eau (Binelli et Provini, 2003 ; Sarker *et al.*, 2006). La préservation de l'environnement est donc devenue une des priorités des scientifiques et gestionnaires de l'environnement. C'est ainsi que l'étude des polluants et de leurs effets sur les écosystèmes a donné naissance à une discipline récente qu'est l'écotoxicologie, dont le développement est consécutif à l'augmentation des rejets et des accidents dû à l'intensification des activités anthropogéniques (Valavanidis *et al.*, 2006).

Pendant de nombreuses années, les méthodes d'évaluation de la qualité de l'environnement marin reposaient presque exclusivement sur des mesures de paramètres chimiques de l'eau et des sédiments (Munawar *et al.*, 1995). Cependant, ces méthodes traditionnelles basées sur les caractéristiques chimiques des écosystèmes ne permettent pas de mesurer l'impact des contaminants sur les différents organismes, populations et communautés peuplant un milieu donné (Kaiser, 2001). D'autres méthodes plus récentes utilisant les paramètres biologiques, physiologiques et biochimiques des organismes vivants, tant à l'échelle du simple individu que des écosystèmes entiers, sont venues combler les lacunes inhérentes aux analyses strictement chimiques (Kaiser, 2001; Markert *et al.*, 2003 ; Daby, 2006). En réalité, c'est plutôt la complémentarité des résultats obtenus par les analyses chimiques et biochimiques qui permet alors d'effectuer un diagnostic complet sur la source et l'impact d'une pollution sur un écosystème, tels est l'objectif des programmes de biosurveillance des milieux marins (Oros *et al.*, 2007).

Le concept de biosurveillance (biomonitoring), qui repose sur l'étude de la réponse biologique des organismes aux polluants, est aujourd'hui en plein essor. Les effets biologiques des polluants peuvent être assimilés à des indicateurs biologiques ou biomarqueurs de la pollution, dans les règnes animal et végétal. Cette approche originale et spécifique aux problèmes environnementaux, est appropriée pour les études de terrain et pour l'estimation des risques engendrés par la pollution de l'écosystème (Galgani et Bocquené, 1989 ; Pellerin-Massicotte *et al.*, 1989 ; Day et Scott, 1990 ; Mc Carthy et Shugart 1990 ; Bocquené et Galgani, 1991 ; Narbonne *et al.*, 1991 ; Narbonne et Michel, 1992 ; Huggett *et al.*, 1992 ; Livingstone, 1993 ; Escartin et Porté, 1997 ; Lagbouri, 1997 ; Najimi, 1997 ; Stien *et al.*, 1998 ; Mora *et al.*, 1999 ; Narbonne *et al.*, 1999 ; Fishelson, 1999 ; Dellali *et al.*, 2001; Soltani *et al.*, 2012).

Aujourd'hui, deux approches complémentaires sont utilisées comme indicateurs de la pollution : les biomarqueurs et les bioindicateurs (Valavanidis *et al.*, 2006).

Un biomarqueur, selon la définition la plus récente (Lagadic *et al.*, 1997), est "un changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, qui révèle l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant". Les biomarqueurs permettent un suivi à la fois

spatial et temporel donnant une image dynamique des variations des quantités de polluants présents dans le milieu marin.

Les bioindicateurs sont des organismes vivants utilisés pour surveiller la santé de l'environnement, où toute perturbation physiologique dans leur organisme indique une exposition chronique à la pollution. Ces perturbations sont tributaires de plusieurs critères, incluant entre autres, la sensibilité, la reproductibilité et la pertinence écologique pour bien représenter les phénomènes en cause (Lagadic *et al.*, 1997).

Les métaux ont régulièrement un rôle à jouer dans les systèmes biologiques utilisés comme indicateurs de pollution en écotoxicologie : ils peuvent induire un état de stress général chez des Mollusques contaminés, entraînant la réduction de leurs capacités d'adaptation à l'anoxie. Ils peuvent également être source d'altérations des membranes lysosomales, responsables de l'induction de la synthèse des métallothionéines et enfin, à l'origine de perturbations de l'activité d'un certain nombre d'enzymes tels que l'AChE (Namour, 1992 ; Stien *et al.*, 1997). Compte tenu de l'omniprésence des métaux au sein des processus biologiques, il est donc intéressant de pratiquer systématiquement un dosage des éléments les plus courants (mercure, plomb, cadmium, cuivre, zinc) lors de missions de biosurveillance. Les résultats permettront, d'une part d'évaluer la teneur en toxiques (mercure, plomb et cadmium), d'autre part de vérifier que les autres biomarqueurs auxquels il est fait appel ne sont pas altérés par l'intervention des métaux.

Dans le milieu aquatique, les métaux lourds deviennent plus toxiques et peuvent exercer leurs effets négatifs sur l'environnement même à de très faibles concentrations et présentent souvent une grande variabilité de concentrations dans le temps et dans l'espace. Ceci complique l'évaluation des quantités rejetées et de leurs impacts sur les écosystèmes.

Pour ces raisons, un grand nombre d'intervenants du milieu marin (scientifiques, gestionnaires, agences gouvernementales, et le public en général) s'intéressent au développement de différents moyens permettant de mesurer les effets de la pollution urbaine, industrielle et agricole sur l'écosystème marin (Benoit-Chabot, 2014).

Afin de connaître et de suivre l'évolution de la contamination chimique côtière par les métaux lourds (Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, Hg, etc.), des programmes de recherche et de surveillance à partir du dosage des métaux dans l'eau et les sédiments ont été mis en œuvre. Cependant, les concentrations de la plupart des métaux dans l'environnement sont de l'ordre de quelques nanogrammes par litre d'eau, ce qui rend les techniques de prélèvement et de mesure complexes. Les risques de contamination au moment de l'échantillonnage et de l'analyse sont nombreux, rendant les mesures délicates (Richir et Gobert, 2014). C'est dans cette optique que Goldberg (1975) a proposé de suivre, à l'échelle internationale, les concentrations des contaminants dans les organismes vivants pour surveiller le milieu. C'est le principe des « bioindicateurs quantitatifs » basé sur le fait que les organismes marins concentrent les contaminants, en particulier les métaux divalents, en relation avec les concentrations présentes dans le milieu (Goldberg, 1975 ; Philips, 1976 ; Robards et Worsfold, 1991).

La science de la bioindication, c'est-à-dire de l'utilisation d'organismes vivants comme modèle expérimental dans le but d'évaluer les conditions environnementales d'un milieu donné, a développé de nombreux outils (bioindicateurs, biomoniteurs, bioaccumulateurs, biomarqueurs, etc.) permettant la gestion et le maintien des écosystèmes marins côtiers.

L'utilisation de bioindicateurs choisis au sein des communautés marines affectées représente un des moyens d'évaluer l'impact du développement humain sur les écosystèmes marins et de prévenir les situations critiques par la mise en place d'outils de restauration et de conservation (Burger *et al.*, 2006 ; Ballorain, 2011). Le grand défi des générations à venir consiste à mettre sur pied des méthodes d'évaluation environnementale standards et donc accessibles à tous les pays et à développer des systèmes d'échange d'informations permettant le suivi et la conservation des milieux marins côtiers à l'échelle internationale (Bélangier, 2009).

L'Algérie avec ses longues côtes d'environ 1600 Km, regroupent un éventail d'habitats, et la biodiversité marine algérienne est considérée parmi les plus élevées du bassin méditerranéen (Grimes *et al.*, 2005), grâce à la diversité biologique des espèces d'intérêt écologique et économique. Par ailleurs, le littoral algérien abrite de nombreuses espèces vulnérables ou menacées, à cet égard il reste un élément clé de la conservation de la biodiversité marine et côtière de l'ensemble du bassin méditerranéen.

En raison de leur importance écologique, mode de vie sédentaire, répartition, longévité, abondance, leur capacité de filtration et de bioaccumulation, et de leur facilité d'échantillonnage, les Mollusques et plus particulièrement les Bivalves sont les bioindicateurs les plus fréquemment utilisés dans les programmes d'évaluation de la qualité de l'environnement marin (Huang *et al.*, 2006 ; Espinosa *et al.*, 2007). En effet, leur capacité à faire face aux différents stress affectant leur milieu, les rendent très utiles pour caractériser les effets des contaminants auxquels ils sont exposés, et en font d'excellents indicateurs pour les programmes de suivi à long terme (Guerra-García *et al.*, 2006). Ces espèces, par leur sensibilité, ont la capacité de mettre en évidence des signes précurseurs d'altération du milieu naturel dans lequel ils vivent. Ils agissent par conséquent, comme une sorte de signal d'alarme pour l'ensemble de l'écosystème marin (Markert *et al.*, 2003).

Le gastéropode *Phorcus turbinatus* ou Gibbule commune colonise la bordure rocheuse battue par les vagues. Elle y broute les algues rases à l'aide de sa radula. Elle peut résister à la chaleur du soleil grâce à son opercule qui refermé lui permet de maintenir l'humidité à l'intérieur de la coquille. *P. turbinatus* a été souvent utilisée comme espèce bioindicatrice de pollution dans le bassin méditerranéen (Cubadda *et al.*; 2001).

De nombreuses études scientifiques (Bouderbala *et al.*, 1996 ; Dermeche, 1998 ; Aoudjit, 2001 ; Boutiba *et al.*, 2003 ; Beldi *et al.*, 2006 ; Taleb & Boutiba., 2007, Soltani *et al.*, 2012), ont été développées ces deux dernières décennies en Algérie pour l'évaluation quantitative et qualitative des différents agents polluants minéraux et organiques bioaccumulés chez certains organismes marins (notamment les Moules, Oursins, Crustacés, Poissons et Cétacés) provenant de plusieurs sites de la côte Algérienne (occidentale et orientale). Ces études ont révélé des concentrations extrêmement élevées en métaux lourds (Hg, Cd, Pb, Zn, Cu, Mn, Ni, Mg), en composés organochlorés (PCB et Pesticides chlorés) et en hydrocarbures polycycliques (chrysène, phénanthrène), et dépassant souvent les normes tolérées ainsi que les seuils de références. A cet effet, un réseau de surveillance environnementale (LRSE) a été créé en 2000 au niveau du littoral oranais, ayant pour objectif de contrôler la pollution des côtes oranaises, en évaluant les niveaux et les tendances de la

contamination chimique du littoral. Ce réseau intègre également des mesures d'effets biologiques des contaminants, ainsi que le contrôle de la qualité microbiologique des eaux côtières (Boutiba *et al.*, 2003).

C'est dans ce contexte que nous avons élaboré ce travail de recherche le long du littoral Est- Algérien. Ce travail représente une continuité à plusieurs études réalisées durant les dix dernières années. D'une part, au niveau de la côte Est Algérienne (Beldi *et al.*, 2006 ; Sifi *et al.*, 2007 ; Boucetta *et al.*, 2010 ; Amira *et al.*, 2011 ; Soltani *et al.*, 2012; Sifi *et al.*, 2013 ; Boumaza *et al.*, 2014) et au niveau de la côte Ouest algérienne, d'autre part (Boutiba *et al.*, 2003 ; Dermeche *et al.*, 2006 ; Grimes *et al.*, 2010 ; Belhouari *et al.*, 2011 ; Rouane-Hacene, 2013 ; Rouane-Hacene *et al.*, 2015).

Le littoral Est Algérien est exposé à une dégradation qualitative mais aussi quantitative de ses ressources à cause des rejets urbains et industriels non contrôlé. Dans ce contexte, l'état de santé des eaux des côtes Est algériennes est évaluée dans la présente étude à travers l'utilisation d'un bioindicateur de la pollution *P. turbinatus* prélevée dans quatre stations choisie selon la disponibilité de l'espèce et le degré de pollution.

Cette étude est soutenue par deux projets de recherches nationaux:

- Programme National de Recherche et le Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique de l'Algérie (Projet PNR-MESRS, intitulé : "Biosurveillance du littoral Est algérien", n°118/ANDRS/2011.
- Projet CNEPRU, intitulé : "Pollution et biodiversité floro-faunistique du littoral Est algérien", F.1120120112.

A la base du choix méthodologique et de l'approche multi-marqueurs, il nous a semblé convenable d'organiser notre manuscrit comme suit:

- Une introduction, où on aborde la problématique de cette étude et l'importance de la biosurveillance en tant qu'outil d'évaluation du stress environnemental, ainsi que l'objectif de cette investigation.
- Le premier chapitre relatif aux généralités, est consacré à une synthèse bibliographique sur la pollution marine et son origine d'une part, et la notion de biomarqueurs / bioindicateurs d'autre part.
- Le chapitre matériel et méthodes constituera le fond même de cette étude avec une description détaillée de la zone d'étude et la présentation du matériel biologique, puis un exposé lié aux différents protocoles analytiques.
- Le chapitre résultats, traite les aspects écobioécologiques de l'espèce étudiée (condition physico-chimiques des eaux, structure et dynamiques de cette espèce) et écotoxicologiques (estimation saisonnière des teneurs en métaux lourds, dosage saisonnier de l'Acétylcholinestérase (AChE) et la glutathion S-transférase (GST) dans la tête et le manteau de *P. turbinatus*).
- Le chapitre quatre est consacré à la discussion et interprétation des résultats obtenus. Enfin, on termine notre document par une conclusion générale et des perspectives.

# *GÉNÉRALITÉS*

## Chapitre I : Généralités

### 1. Pollution marine et contamination chimique par les métaux lourds

Le milieu marin, biotope particulièrement riche est caractérisé à la fois par une remarquable stabilité de ses propriétés fondamentales et une grande variabilité de ses micro-constituants. L'eau de mer contient en solution des combinaisons de tous les éléments chimiques, mais seulement certains d'entre eux, au nombre de douze ont des concentrations égales ou supérieures au  $\text{mg.L}^{-1}$ . Ces douze éléments majeurs interviennent pour 99,4% en masse du total de la croûte terrestre (O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti, H, P et Mn par ordre d'abondance). Les éléments traces, au nombre de 68, ne représentent en masse que 0,6% du total, et sont à des concentrations inférieures à  $10^{-6}$  M dans l'eau de mer (Miquel, 2001 ; Neff, 2002).

Les définitions des métaux lourds sont multiples et dépendent du contexte dans lequel on se situe ainsi que de l'objectif de l'étude à réaliser. D'un point de vue purement scientifique et technique, les métaux lourds peuvent être également définis comme :

- tout métal ayant une densité supérieure à 5,
- tout métal ayant un numéro atomique élevé, en général supérieur à celui du sodium ( $Z=11$ ),
- tout métal pouvant être toxique pour les systèmes biologiques.

Ces éléments sont engagés dans des réactions biochimiques et contribuent à l'équilibre du milieu marin. Mais l'apport de contaminants métalliques par l'intermédiaire des effluents industriels et de l'atmosphère, des fleuves et de leur estuaire, peut modifier la composition de l'eau de mer qui peut devenir toxique pour la flore et la faune.

L'étude de l'interaction entre les contaminants et les barrières biologiques est d'un intérêt considérable pour la compréhension des phénomènes écotoxicologiques ; particulièrement la bioaccumulation et les transferts à travers les chaînes trophiques. Les processus impliqués sont très complexes et sont influencés par le contaminant (taille molécule, spéciation chimique, etc.), l'organisme récepteur (propriétés membranaires, composition chimique, processus actifs, etc.) et l'environnement intra et extracellulaire (température, pH, etc.).

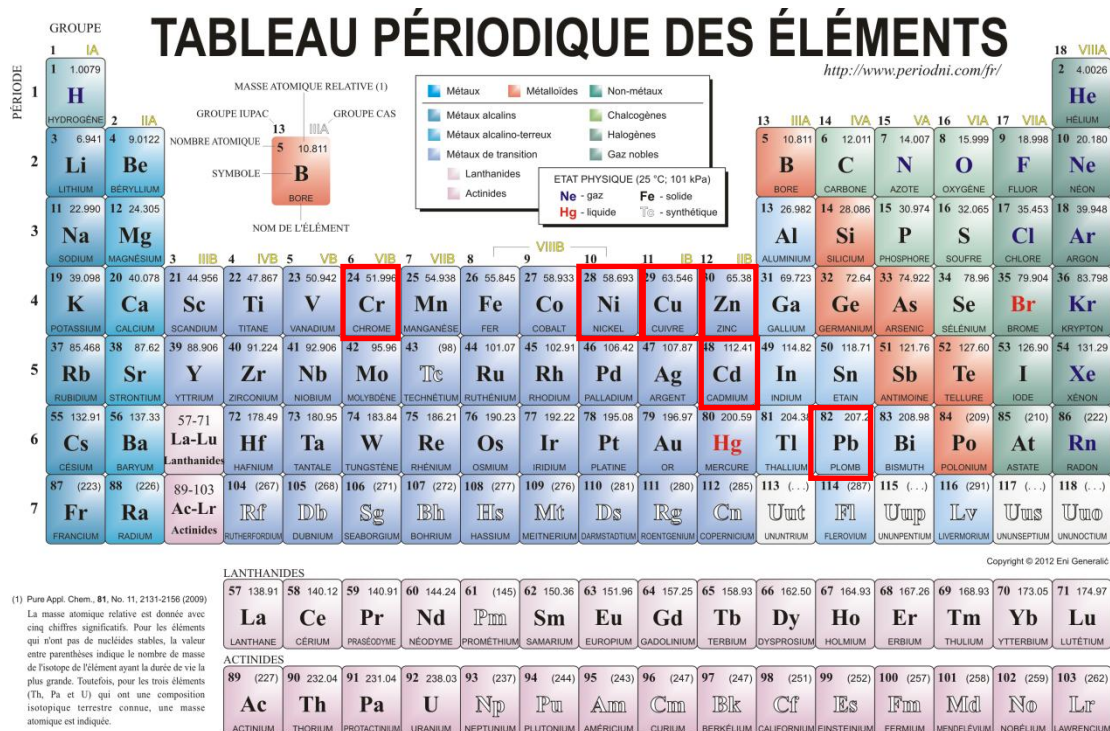
#### 1.1. Métaux en milieu marin

Un métal est un élément chimique, issu le plus souvent d'un minerai doté d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisés par l'homme depuis l'antiquité. Si les métaux sont souvent indispensables au déroulement des processus biologiques (oligo-éléments), nombre d'entre eux peuvent s'avérer contaminants pour diverses formes de vie, lorsque leur concentration dépasse un seuil, lui-même fonction de l'état physico-chimique (spéciation) de l'élément considéré. C'est le cas du fer (Fe), du cuivre (Cu), du zinc (Zn), du nickel (Ni), du cobalt (Co), du vanadium (V), du sélénium (Se), du molybdène (Mo), du manganèse (Mn), du chrome (Cr), de l'arsenic (As) et du titane (Ti) (Miquel, 2001). D'autres ne sont pas nécessaire à la vie, et peuvent être même



préjudiciables comme le mercure (Hg), le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et l'antimoine (Sb) (Chiffoleau *et al.*, 2001).

L'appellation "éléments en traces métalliques" (ETM) ou par extension "éléments traces", est communément utilisée pour désigner les éléments métalliques naturels, caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 g.cm<sup>-3</sup> (Fig. 1).



**Figure 1.** Table périodique des éléments (l'encadrement indique les éléments étudiés lors de la présente étude) (Chiffoleau *et al.*, 2001).

Les utilisations des métaux sont multiples et très diversifiées, depuis les additifs de plomb dans les carburants jusqu'aux sels d'argent de l'industrie photographique, au nickel ou au cadmium des batteries d'accumulateurs, au zinc des gouttières ou au chrome des aciers inoxydables, au cuivre de l'industrie électrique ou à l'arsenic des produits phytosanitaires. Les sources de contamination le sont par conséquent aussi. Durant toutes les phases d'élaboration, d'utilisation et/ou de recyclage de ces produits, des métaux sont rejetés dans l'environnement, soit directement dans les eaux continentales ou marines, soit dans l'atmosphère transportés par les vents, associés aux aérosols avant de se déposer par voie sèche ou humide à la surface de la terre ou de l'océan.

Ainsi, les métaux traces sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, à la fois parce qu'ils sont naturellement présents (sources naturelles), ou parce que certaines activités de l'homme favorisent leur dispersion (source anthropique).

Enfin, ils présentent un danger potentiel pour le consommateur de produits marins du fait de leur possibilité de concentration dans les espèces marines, de leur élimination difficile et de leur large répartition dans le milieu aquatique.

## 1.2. Métaux lourds en Méditerranée

Comme son nom l'indique, la Méditerranée est une mer semi-fermée, entourée de trois continents, les apports atmosphériques et telluriques sont donc importants. Sa superficie est de  $2,5 \times 10^6$  Km<sup>2</sup>, alors que son bassin versant représente  $1,8 \times 10^6$  km<sup>2</sup>. Le rapport des surfaces bassin versant sur mer est donc de 0,7 alors qu'il est de 0,3 pour l'océan mondial. Cet effet du bassin versant, reste toutefois inférieur à ce que subit la Mer Noire où le rapport des surfaces respectives atteint 4,4. Dans la vingtaine de pays riverains de la Méditerranée sont hébergés près de 400 millions d'habitants, dont 100 millions de résidents sur la zone côtière, recevant 120 millions de visiteurs par an.

En conséquence, au lessivage naturel des sols et à l'érosion éolienne, s'ajoutent les apports (ou rejets) liés aux activités industrielles, agricoles et urbaines du bassin versant. De plus, les apports atmosphériques, inclus dans la circulation atmosphérique, peuvent venir de régions extérieures au bassin versant: Europe du Nord et régions sahariennes. Les premières mesures fiables d'éléments traces, réalisées en 1983, ont montré des profils verticaux très différents en Méditerranée de ceux mesurés dans les océans Atlantique et Pacifique (Ruiz-Pino *et al.*, 1990 ; Ruiz-Pino *et al.*, 1991).

Dans ces deux océans, pour le zinc et le cadmium, par exemple, les profils verticaux s'apparentaient à ceux des éléments nutritifs ; à savoir de très faibles concentrations en surface et une augmentation progressive en profondeur. En Méditerranée, ces métaux traces sont plus concentrés dans les couches supérieures que dans les couches inférieures, où ils restent en quantité relativement stable. Ces profils particuliers en Méditerranée ont été interprétés par un état non stationnaire, les apports superficiels étant plus forts que le transfert vertical par l'activité biologique et les mouvements hydrologiques.

Cette caractéristique a permis aux chercheurs d'analyser avec plus de facilité l'évolution de la concentration des métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn), provenant de l'atmosphère et des rivières : dus pour l'essentiel aux activités humaines. Les statistiques sur les niveaux moyens de contamination, à l'échelle des grandes façades du littoral pour les périodes 1979-1993 et 1993-1999 (RNO, 1974-2004), sont mentionnées dans le **tableau 1**. Pour que ces statistiques soient représentatives d'un état moyen du littoral, un traitement d'élimination des valeurs extrêmes a été nécessaire.

Sur une période plus récente, la comparaison des niveaux de contamination métallique trouvés dans le cadre des réseaux de surveillance le long du linéaire côtier français permettent d'observer les différences entre la Méditerranée (réseau RNO et réseau RINBIO l'Atlantique et la Manche (RNO, 1974-2004 ; Andral et Stanisiere, 1999 ; Andral *et al.*, 2001) (**Tab. 2**).

**Tableau 1.** Données statistiques sur les concentrations de 5 métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) dans la chair de moules sur deux périodes (1993-1999, 1999-2004) (RNO, 1974-2004).

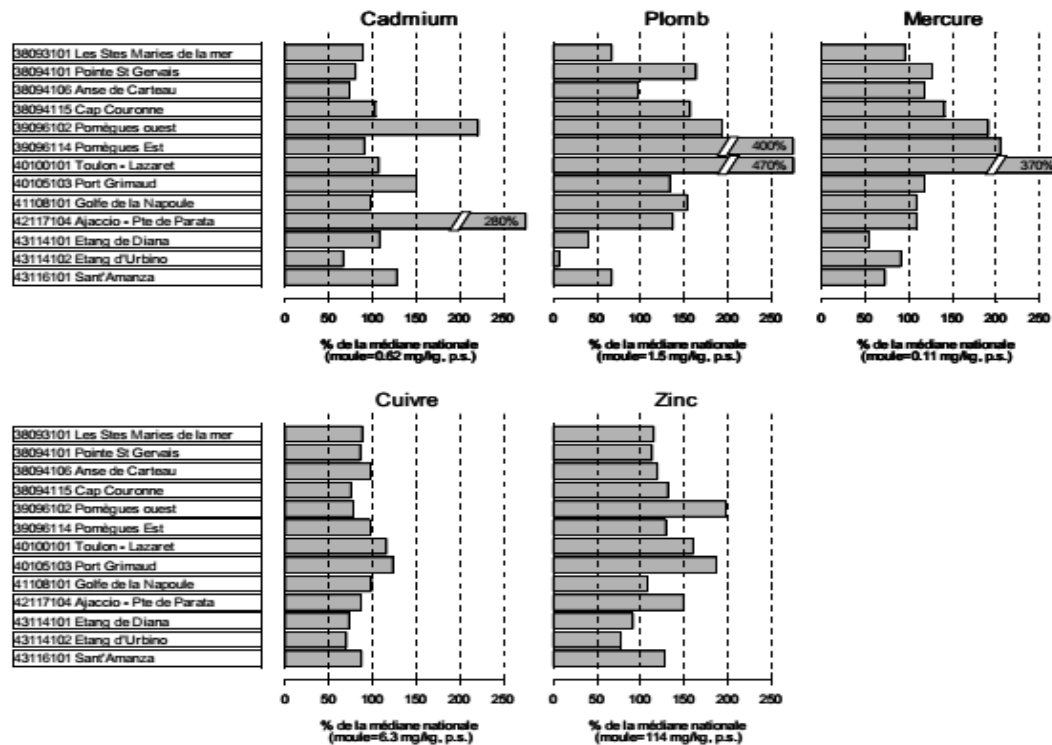
Eléments (mg.Kg <sup>-1</sup> )	Paramètres	Méditerranée	Méditerranée
		1993-1999	1999-2004
Hg	Nb,	943	350
	Moy,	0,17	0,15
	Ecart-type	0,1	0,09
	Min-Max	0,02-1,24	0,03-0,66
Cd	Nb,	985	350
	Moy,	0,83	0,87
	Ecart-type	0,37	0,86
	Min-Max	0,09-36,2	0,21-7,95
Pb	Nb,	994	350
	Moy,	3,06	2,6
	Ecart-type	2,38	2,65
	Min-Max	0,1-83,2	0,1-18,8
Cu	Nb,	1015	350
	Moy,	7,1	8,49
	Ecart-type	2	11,5
	Min-Max	1,3-52,2	2,3-132
Zn	Nb,	1000	350
	Moy,	154	147
	Ecart-type	55,2	53,3
	Min-Max	43-615	51-373

(Nb: nombre d'observations. Moy.: moyenne exprimée par rapport au poids sec. Mini-max: concentrations minimales et maximales rencontrées avant élimination des valeurs extrêmes).

**Tableau 2.** Comparaison des concentrations pour les 5 métaux étudiés chez les mollusques bivalves des deux réseaux de surveillance français. Concentrations exprimées en mg.kg-1 de poids sec de chair (RNO, 1974-2004 ; Andral et Stanisiere, 1999 ; Andral *et al.*, 2001).

Eléments (mg.Kg-1)	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn
	Moy.Min-Max	Moy. Min-Max	Moy. Min-Max	Moy.Min-Max	Moy.Min-Max
RNO Méditerranée	0,1 0,03-0,6	0,9 0,03-17,3	2,62 0,1-34,6	5,9 2,3-29,7	153,3 47-371
RNO Atlantique	0,1 0,01-0,3	0,9 0,01-2,5	2,18 0,6-6,8	7,2 5-9,9	113,4 40-407
RNO Manche	0,1 0,01-0,47	1,1 0,01-6	1,61 0,4-4,9	6,7 5-9,9	79,8 30-289
RINIBIO 1998	0,2 0,1-0,5	1,2 0,9-3,7	1,8 0,7-2,8	6,7 4,2-14,5	123,385,2-178,8
RINIBIO 2000	0,1 0,05-0,34	0,9 0,1-5,85	1 05-5,4	7,4 5,2-18,3	148,3 116,1-203,2

Au niveau Méditerranéen, les teneurs de ces cinq métaux demeurent importantes et varient de façon importante le long du littoral (**Fig. 2**).

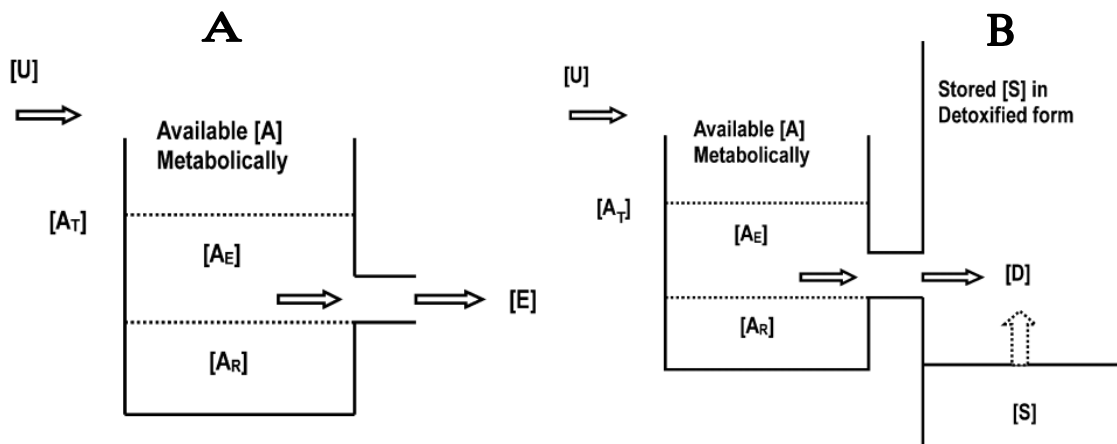


**Figure 2.** Résultats RNO: comparaison des concentrations en contaminants aux médianes nationales pour les trois dernières années. Concentrations exprimées en  $\text{mg.kg}^{-1}$  de poids sec de chair de moule.

### 1.3. Rôle biologique des ETMs

Les études portant sur le rôle et l'assimilation des éléments métalliques ont été réalisées majoritairement dans le but de comprendre l'impact des pollutions par les métaux sur les communautés marines.

Les métaux peuvent avoir un rôle bénéfique pour la croissance, le métabolisme, ils sont appelés métaux essentiels, ce sont principalement le fer, le cuivre, le cobalt, le manganèse. En revanche, certains métaux n'ont pas de rôle biologique connu à ce jour, ce sont notamment le cadmium, le plomb et le mercure. La **figure 3A** ci-dessous représente le modèle d'accumulation de métaux traces d'un invertébré aquatique qui régule la concentration totale en métal du corps d'un métal essentiel en équilibrant l'absorption [U] avec l'excrétion [E]. Tout le métal est accumulé dans la composante [A] métaboliquement disponible, elle-même subdivisée en métal essentiel nécessaire aux fins métaboliques [AR] et excès de métal [AE] au-delà de cette exigence métabolique. Il existe une concentration seuil [AT] de métal métaboliquement disponible, au-dessus de laquelle le métal accumulé est toxique. Un exemple d'un tel modèle d'accumulation est celui du zinc dans le crustacé *Palaemon elegans* (Ranibow, 2007).



**Figure 3.** Evolution de l'activité biologique en fonction des concentrations en métaux essentiels (Le modèle d'accumulation trace métallique d'un invertébré aquatique qui régule la concentration totale corps métallique d'un métal essentiel en équilibrant absorption [U] excrétion [E] ) (Rainbow, 2007).

La **figure 3B** illustre bien le modèle d'accumulation de métaux traces d'un invertébré aquatique qui est un accumulateur net d'un métal essentiel sans excrétion de métal pris. Le métal métaboliquement disponible qui dépasse les exigences est détoxifié [D] pour être stocké [S] en tant que composant détoxifié du métal accumulé sans limite de concentration supérieure. Ce schéma d'accumulation est illustré par le zinc dans les Cirripedia (Rainbow, 2007). Pour ces deux groupes, des effets néfastes sur l'activité biologique apparaissent lorsque. Pour les métaux essentiels, ces effets néfastes interviennent à la fois en présence de trop faibles ou de trop fortes concentrations dans l'environnement. Il y a une concentration optimale qui permet un métabolisme correct ; alors que, dans le cas des métaux non-essentiels, les organismes vivent à une concentration tolérable dans le milieu, au-delà de cette concentration des phénomènes de toxicité apparaissent.

#### 1.4. Métabolisme des métaux chez les mollusques

Les organismes vivants possèdent des mécanismes d'absorption, de transport et d'élimination des métaux (Roesijadi, 1992 ; Hassler *et al.* 2005).

##### 1.4.1. Bioconcentration

La bioconcentration est un cas particulier de bioaccumulation, elle peut être définie comme étant l'assimilation et l'accumulation d'une substance chimique par un organisme à partir de son environnement ou de son alimentation. La biodisponibilité des métaux, est le facteur clé qui détermine les concentrations tissulaires métalliques. C'est donc l'accroissement direct de la concentration d'un contaminant, lorsqu'il passe de l'eau à un organisme aquatique.

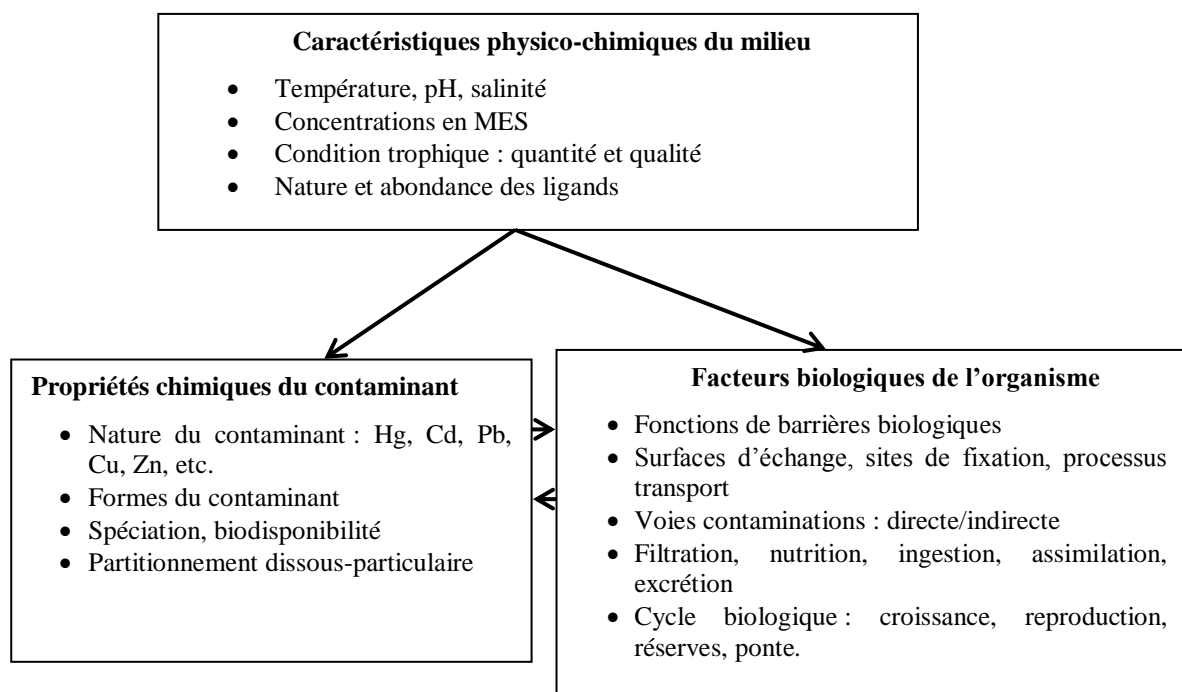
Le facteur de concentration (FBC), peut être défini comme une constante issue du rapport de la concentration d'un élément dans un organisme en état d'équilibre, à sa concentration dans

le biotope (Ramade, 1992 ; Veith *et al.* 1979). Dans ce cas-là, la biodisponibilité des métaux pour les organismes marins dépend de la forme chimique sous laquelle ils se trouvent ainsi que de leur richesse dans le milieu.

La forme chimique des métaux est liée aux propriétés physico-chimiques du milieu. Si les métaux sont souvent indispensables au déroulement des processus biologiques (oligo-éléments), nombre d'entre eux, peuvent s'avérer contaminants pour diverses formes de vie, lorsque leur concentration dépasse un seuil, lui-même fonction de l'état physico-chimique (spéciation) de l'élément considéré (Chiffolleau *et al.*, 2003).

#### 1.4.2. Bioaccumulation

La bioaccumulation est le processus par lequel un organisme vivant absorbe une substance à une vitesse plus grande que celle avec laquelle il l'excrète ou la métabolise. Elle désigne donc, la somme des absorptions d'un élément par voie directe et alimentaire par les espèces animales aquatiques ou terrestres (Ramade, 1992). De ce fait, la bioaccumulation est le résultat des processus par lesquels le contaminant entre dans l'organisme et des processus de décontamination, une combinaison des mécanismes d'excrétion vers l'environnement et de biotransformation endogène (Ribeyre et Boudou, 1989). Dans le cas d'accumulateurs de métaux tels que les bivalves, l'excrétion ne compense pas leur assimilation. Trois groupes de facteurs intimement liés, interviennent dans les interactions entre les composés métalliques et les barrières biologiques (Fig. 4).



**Figure 4.** Représentation schématique des trois groupes de facteurs interagissant dans le processus de bioaccumulation des métaux traces chez les mollusques (Ribeyre et Boudou, 1989).

### 1.4.3. Stockage et excrétion

Dans certaines mesures, les organismes sont capables de développer une acclimatation physiologique ; pour faire face à une exposition continue aux métaux en étant séquestrés (Depledge et Rainbow, 1990). Dans ce cas, il existe plusieurs voies possibles d'élimination des métaux par les cellules :

- **Métallothionéines** : Ce sont des protéines de faible poids moléculaire très riches en groupement thiol (-SH), prennent en charge les métaux dans le cytosol. Ce système est le système majoritaire de détoxification des métaux chez les poissons (Olsson *et al.*, 1998), il est moins important chez les invertébrés (Amiard *et al.* 2006). La synthèse de ces protéines est induite par une augmentation de l'exposition aux métaux. Ces protéines assurent ainsi la régulation des concentrations intracellulaires de différents éléments métalliques essentiels ou non (Hamilton et Mehrle, 1986). Les métallothionéines sont d'ailleurs utilisées comme biomarqueurs, indices précoces d'une pollution aux métaux lourds ; par exemple chez la palourde (Bebianno et Serafim, 1998).
- **Lysosomes** : Dans lesquels, les métaux entrent soit par des ATPases calciques, soit après incorporation par les métallothionéines et dégradation de ces dernières (Viarengo, 1989 ; Depledge et Rainbow, 1990). Il faut noter que, si les métaux ainsi séquestrés n'induisent plus d'effet toxique pour l'organisme (ils ne sont plus biodisponibles), ils ne sont pas pour autant nécessairement excrétés, et peuvent s'accumuler dans les tissus (McGeer *et al.*, 2003). Ils peuvent ainsi représenter un danger pour les prédateurs.
- **Défécation** : C'est une autre voie d'excrétion qui permet de supprimer les métaux contenus dans le tractus digestif. Chez la moule *Mytilus edulis*, le fer, le zinc et l'arsenic peuvent également être excrétés à travers le byssus (George *et al.*, 1976).

## 2. Biomarqueurs : Outils pour évaluer la toxicité des polluants

A l'heure actuelle, il existe deux approches permettant d'évaluer les effets des contaminants de l'environnement dans les milieux récepteurs : l'étude des biomarqueurs utilisées au niveau de l'individu, et celle des indices biocénotiques utilisés à l'échelle de populations et d'écosystèmes. Ces indices ont déjà fait l'objet de normes en Europe tels que les IBGN =Indice Biologie Global Normalisé ; cet indice très employé pour l'étude de la pollution des rivières. Notre travail portera sur l'étude chez l'organisme sentinelle, la troque *Phocus turbinatus* de deux biomarqueurs : l'Acétylcholinestérase et le Glutathion S-transférase, choisis en raison de leur importance dans le mécanisme cellulaire normal, mais aussi pour la longue exposition de l'organisme au stress. Qu'elles soient spécifiquement impliquées dans la protection de l'organisme vis-à-vis des agressions extérieures, ou qu'elles soient détournées de leurs fonctions physiologiques pour contribuer à la défense de l'organisme, certaines molécules biologiques ont la particularité de réagir à la présence de toxiques, l'amplitude de la réponse étant parfois proportionnelle à la quantité de xénobiotiques (Lagadic *et al.*, 1997). Ces composantes biologiques peuvent être alors utilisées comme biomarqueurs. Ces derniers ont été définis comme "un changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental,

révélant l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant" (Lagadic *et al.*, 1997). Ils peuvent renseigner sur les mécanismes d'action des polluants, ainsi que sur les systèmes mis en jeu dans la défense de l'organisme contre les effets d'une contamination. Les biomarqueurs sont le plus souvent mesurés chez des espèces sentinelles comme les bivalves, qui se révèlent être également bioaccumulatrices des contaminants de l'environnement. Ces espèces, présentes naturellement ou mises en cage sur les sites étudiés, sont utilisées dans le cadre d'études de biosurveillance de la qualité d'un milieu (Roméo *et al.*, 2003). Les espèces les plus utilisées sont les espèces marines *Mytilus edulis* (Canesi et Viarengo, 1997) et *Mytilus galloprovincialis* (Porté *et al.*, 1991 ; Roméo *et al.*, 2003). Ces espèces ont été souvent étudiées dans le cadre de pollution par les Hydrocarbure aromatique polycyclique 'HAP' (Baumard *et al.*, 1998 a,b ; Baumard *et al.*, 1999).

Les bivalves sont les plus employés pour estimer la qualité générale des écosystèmes continentaux (Cossu *et al.*, 2000 ; Charissou *et al.*, 2004). Les biomarqueurs sont classés en trois catégories (National Research Council, 1987 ; Lagadic *et al.*, 1997) : les biomarqueurs d'expositions, d'effet, et de sensibilité.

(i) Les biomarqueurs d'exposition, traduisent une réponse biologique d'un individu à son environnement. Cette réponse est l'expression de la biodisponibilité des agents chimiques auxquels l'individu est exposé. Elle n'est pas obligatoirement le reflet d'une toxicité. Les marqueurs les plus courants sont ceux impliqués dans la détoxification des xénobiotiques (cytochrome P450, glutathion transférases, etc.) ou les mécanismes de défense cellulaire (enzymes antioxydantes). Si la contamination est de courte durée ou de faible ampleur, les effets enregistrés au niveau de ces marqueurs peuvent être réversibles. Les activités des biomarqueurs recouvrent alors des valeurs proches de celles mesurées avant la pollution. Dans le cas où la charge polluante est élevée, les systèmes de défense cellulaires sont dépassés. Les organismes ne peuvent alors plus se défendre contre les effets de la charge polluante et la toxicité apparaît comme le montre une augmentation des dommages membranaires.

(ii) Les biomarqueurs d'effet, rendent compte des conséquences néfastes d'un xénobiotique au sein des différents tissus de l'organisme. Ils apparaissent quand les systèmes de défense dépassés et ne peuvent plus enrayer les effets de xénobiotiques. Ils comprennent par exemple les dommages cytotoxiques et les dommages oxydatifs à l'ADN.

(iii) Les biomarqueurs de sensibilité, informent sur le rôle des variations génétiques dans les réponses observées. Ils concernent notamment l'expression d'enzymes antioxydantes, dont les variations peuvent augmenter la sensibilité des organismes. De nombreux biomarqueurs non spécifiques sont aujourd'hui utilisés dans la surveillance de l'environnement. Nous citerons, la stabilité de la membrane lysosomale, dont la perturbation subcellulaire s'est donc révélée être un bon indice extrêmement sensible de la condition de la cellule et le stress ou stress qui permettent d'évaluer leur état physiologique.

Les premiers biomarqueurs étudiés ont été des activités enzymatiques spécifiques capables de répondre à certaines classes de contaminants. Ainsi, l'acétylcholinestérase, est inhibée notamment en présence des insecticides organophosphorés et carbamates, le cytochrome P450, qui est induit par les HAP et les organochlorés, la peroxydation lipidique est considérée comme un marqueur de stress environnementaux. Le malondialdéhyde (MDA) est un résidu



de dégradation des lipides endogènes, dont l'augmentation des concentrations est considérée comme la conséquence de la peroxydation lipidique (Pompella *et al.*, 1987 ; Sunderman, 1987; Roméo et Gnassia-Barelli, 1997).

Les glutathion transférases (GST), ont été parmi les premières composantes biologiques étudiées pour évaluer les effets de substances polluantes sur les organismes. Ce sont des enzymes de phase II de la biotransformation des xénobiotiques qui prennent en charges les métabolites de phase I et permettent de rendre ces substances plus hydrosolubles. Les GST constituent un groupe d'iso enzymes catalysant la conjugaison du glutathion réduit (GSH) à une grande variété de substrats.

En 1991, Sheehan *et al.* mettent en évidence cette activité chez la moule *Mytilus edulis* et l'utilisent comme indice de pollution chimique. On retrouve cette activité dans différents organes : glande digestive, manteau, pied, mais c'est dans les branchies qu'elle est la plus élevée (Hoarau *et al.*, 2002).

Cependant, dans l'environnement la contamination est multiple et différentes classes de polluants se retrouvent simultanément dans le milieu aquatique. Il est alors intéressant de disposer de marqueurs capables de répondre à une contamination multiple. En ce sens, les systèmes antioxydants présentent un intérêt certain par le caractère aspécifique de leur réponse.

## 2.1. Stress oxydant et systèmes de défenses antioxydants

L'origine du stress oxydant chez les organismes aérobies, provient de la consommation intracellulaire de la molécule d'oxygène ; qui est essentielle pour de nombreuses fonctions physiologiques, mais qui génère dans le même temps la formation d'espèces réactives de l'oxygène ou "Reactive Oxygen Species" (ROS), qui sont potentiellement toxiques pour la cellule. Les principales sources de production des ROS proviennent de la phosphorylation oxydative de l'ADP, des chaînes de transport d'électrons microsomiales, de l'activité phagocytaire et de l'activité de plusieurs enzymes, qui produisent des ROS comme molécules intermédiaires.

Les xénobiotiques peuvent augmenter la production intracellulaire des ROS, par exemple au cours de leur réduction, où ils peuvent être transformés en leur radical libre, qui va rapidement donner son électron à une molécule d'oxygène et produire un radical anion super-oxyde. Celui-ci va à son tour réagir dans une réaction en chaîne, et ainsi amplifier le phénomène initial. Pour pouvoir maîtriser la formation de ces espèces réactives, les cellules disposent d'un complexe antioxydant de défense ; constitué d'enzymes (superoxyde dismutase, catalase, glutathion peroxydase), et de molécules qui piègent les espèces radicalaires au niveau des membranes (vitamine E,  $\beta$ -carotène), ou de la phase aqueuse (acide ascorbique, acide urique et glutathion).

## 2.2. Protéines de fixation des métaux

Un autre système de protection consiste à séquestrer les métaux sous forme libre impliqués dans la production des espèces radicalaires. La transferrine maintient le fer libre plasmatique à des niveaux très faibles (Gutteridge *et al.*, 1982). La lactoferrine est produite

par les neutrophiles et joue le même rôle que la transferrine. La céruloplasmine fixe les ions cuivre et oxyde le fer ferreux. L'albumine fixe également les ions cuivre (Gutteridge et Wilkins, 1983). La nature antioxydante des métallothionéines est connue chez les mammifères ; en ce qui concerne les invertébrés, Viarengo *et al.* (1991 et 1995) ont montré chez *Mytilus galloprovincialis*, que les métallothionéines inhibent la réaction de Fenton et donc, réduisent le stress oxydant en se liant aux métaux de transition tels que le fer et le cuivre.

L'intérêt majeur des systèmes de détoxification comme biomarqueurs, réside dans leur réponse aspécifique, ce qui est intéressant dans le cadre d'une contamination par un mélange de xénobiotiques, comme cela est le cas dans le milieu naturel. La première réaction des organismes face à une contamination peut être une augmentation de l'activité de ces systèmes (Winston *et al.*, 1990), traduisant une adaptation à la pollution et une résistance à la modification de l'environnement (Lagadic *et al.*, 1997).

L'induction des systèmes antioxydants permet à l'organisme de limiter la production ou de favoriser la destruction d'espèces réactives de l'oxygène, et empêcher ainsi leurs effets néfastes. Les systèmes antioxydants peuvent être débordés ; en cas de pollution chronique ou accidentelle par des composés organiques et des métaux présents dans les sédiments des milieux contaminés. En conséquence, des effets toxiques peuvent apparaître.

### 3. Présentation de l'espèce bioindicatrice

Cette partie comporte la présentation des caractéristiques générales de l'espèce bioindicatrice, la troque *Phorcus (Osilinus) turbinatus*, sa répartition géographiques et son utilisation en biosurveillance marine.

#### 3.1. Systématique, phylogénie et synonymie

Avec 56 espèces et 5 principaux genres signalés en Méditerranée (Gaillard, 1987), la taxonomie des Trochidae reste toujours un sujet de controverse, malgré l'utilisation de l'outil moléculaire dans la systématique phylogénique (Hickman, 1992 ; Donald *et al.*, 2005 ; Donald *et al.*, 2012). Les principales espèces inventoriées au sein de cette famille sont les suivantes :

<i>Calliostoma conulum</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Gibbula fanulum</i> (Gmelin, 1791)
<i>Calliostoma granulatum</i> (Born, 1778)	<i>Gibbula magus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Calliostoma gualtierianum</i> (Philippi, 1848)	<i>Gibbula philberti</i> (Recluz, 1843)
<i>Calliostoma laugierii</i> (Payraudeau, 1826)	<i>Gibbula rarilineata</i> (Michaud, 1829)
<i>Calliostoma zizyphinum</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Gibbula richardi</i> (Payraudeau, 1826)
<i>Clanculus corallinus</i> (Gmelin, 1791)	<i>Gibbula umbilicaris</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Clanculus cruciatus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Gibbula varia</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Clanculus jussieui</i> (Payraudeau, 1826)	<i>Jujubinus exasperatus</i> (Pennant, 1777)
<i>Gibbula adansonii</i> (Payraudeau, 1826)	<i>Monodonta articulata</i> (Lamarck, 1822)
<i>Gibbula albida</i> (Gmelin, 1791)	<i>Monodonta mutabilis</i> (Philippi, 1846)
<i>Gibbula ardens</i> (von Salis, 1793)	<i>Monodonta turbinata</i> (Born, 1780)
<i>Gibbula divaricata</i> (Linnaeus, 1758)	

La position systématique de l'espèce étudiée est celle proposée par [Fischer et al. \(1987\)](#) :

Règne :	Animalia
Embranchement :	Mollusca.
Classe :	Gastropoda
Sous-classe :	Prosobranchia.
Ordre :	Archaeogastropoda.
Super-famille :	Trochacea
Famille :	Trochidae
Genre :	<i>Osilinus (Phorcus)</i> ( <a href="#">Donald et al., 2012</a> )
Espèce :	<i>Phorcus turbinatus</i> (Born, 1780).

Jusqu'à l'heure actuelle, il règne une certaine confusion taxonomique des Trochidae d'Atlantique et de Méditerranée ([Gofas et Jabaud, 1997](#) ; [Proston, 2001](#) ; [Donald et al., 2005, 2012](#)). Au niveau générique, les différents synonymes rapportés par la littérature sont :

*Monodonta* (Born, 1780)  
*Trochocochlea* (Born, 1780)  
*Fagaoides* (Lamarck, 1822)  
*Osilinus* (Lamarck, 1822)  
*Trochus* (Born, 1778)  
*Olivieri* (Payraudeau, 1826)

Historiquement, la classification de l'espèce au sein du genre *Osilinus* a été instable, [Nordsieck \(1982\)](#) a reconnu 16 espèces dans l'Atlantique Nord-Est et de la Mer Méditerranée, alors que [Beck \(1995\)](#) synonymisé bon nombre de ces espèces, réduisant ainsi le nombre total à neuf (*lineatus*, *sauciatus*, *articulatus*, *atratus*, *tamsi*, *turbinatus*, *punctulatus*, *richardi* et *mutabilis*). Par la suite, *O. tamsi* était synonymisé avec *O. atratus* ([Poppe et Goto, 1991](#)), et l'*O. richardi* et *O. mutabilis* ont été réaffectés à *Phorcus* ([Gofas et Jabaud, 1997](#)).

Plus tard, [Crothers \(2001\)](#) a reconnu six espèces (*O. lineatus*, *O. articulatus*, *O. atratus*, *O. turbinatus*, *O. sauciatus* et *O. edulis*). [Donald et al. \(2012\)](#), citent également que *O. sauciatus* est souvent dénommé *O. colubrinus* ou *O. edulis* ([Poppe et Goto, 1991](#); [Crothers, 2001](#)). Sur le plan taxonomique et phylogénique, il offre un appui solide pour neuf espèces distinctes et démontre également que le genre *Osilinus*, tel qu'il est actuellement constitué, n'est pas monophylétique : les espèces arabes *O. kotschy* sont exclus, tandis que le genre *Phorcus* est inclus parmi les membres restants d'*Osilinus*. De toute évidence, la classification de ce groupe nécessite une révision ([Harzhauser et al., 2007](#); [Adams et al., 1983](#) ; [Donald et al., 2012](#)).

Un autre changement taxinomique découlant est la réévaluation de l'état des genres *Phorcus* Risso, 1826 et *Osilinus* Philippi, 1847. Ces deux espèces ont été initialement incluses dans *Phorcus margaritaceus* Risso, 1826 et *P. striatus* Risso, 1826 ([Donald et al., 2012](#)).

Un certain nombre de désignations d'espèces de type irrégulièrement espèces fixes qui ne figuraient pas initialement dans *Phorcus* (Gray, 1847), y compris *Trochus cinereus* da Costa, (Herrmannsen, 1847), *Trochus umbilicatus* da Costa (Wenz, 1938) et *Trochus richardi* (Payraudeau 1826). [Arnaud \(1978\)](#) valide la première désignation qui fixe

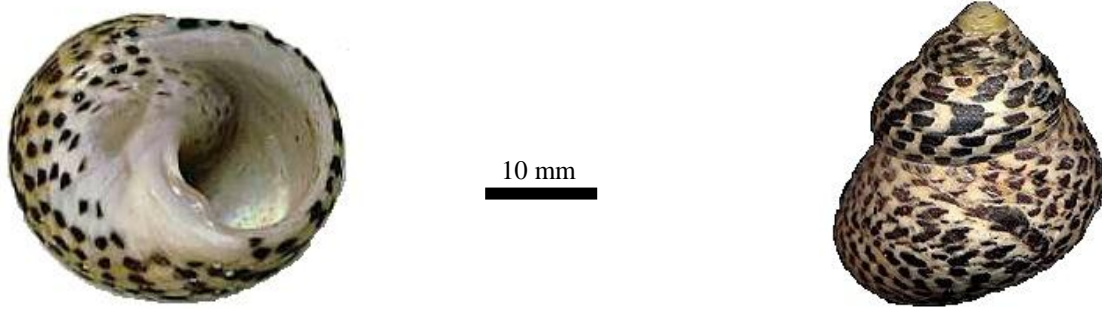
*Phorcus margaritaceus* (Risso, 1826) (= *Monodonta richardi* Payraudeau, 1826), comme type de *Phorcus*. Ces deux espèces appartiennent, respectivement, au groupe *Osilinus/Phorcus* (Tab. 3). Le genre *Osilinus* est celui de *Trochus* (Born, 1778).

**Tableau 3.** Espèces *Phorcus* et *Osilinus* et leurs sites d'échantillonnage (Donald *et al.*, 2012, modifié).

Nom actuel	Nom proposé	Région d'échantillonnage
<i>Osilinus articulatus</i> (Lamarck, 1822)	<i>Phorcus (Phorcus) articulatus</i>	SE Espagne "Islas Chafarinas", SE Espagne "Cabo de Palos, Murica" N. Afrique "Tunisie".
<i>Osilinus aratus</i> (Wood, 1828)	<i>Phorcus (Phorcus) aratus</i>	Les golfes d'Espagne: Lanzarote, Canaries jameous del Agua, Lanzarote, plage Canaries Castillo, Fuerteventura, Canaries".
<i>Osilinus Kotschyi</i> (Philippi, 1849)	<i>Pirotrochus Kotschyi</i>	Bahrain, UAE, Abu Dhabi, UAE
<i>Osilinus lineatus</i> (da Costa, 1778)	<i>Phorcus (Phorcus) punctulatus</i>	Dakar, Sénégal
<i>Osilinus sauciatus</i> (Koch, 1845)	<i>Phorcus(Osilinus) sauciatus</i>	Maroc, Algarve, Portugal, Canaries
<i>Osilinus sp</i>	<i>Phorcus (Phorcus) sp</i>	Islande
<i>Osilinus turbinatus</i> (Born, 1780)	<i>Phorcus (Osilinus) turbinatus</i>	Turquie, Nord- Est Espagne
<i>Osilinus turbinatus</i> (Born, 1780)	<i>Phorcus (Osilinus) turbinatus</i>	Turquie sud, Nord d'Afrique et Espagne.
<i>Phorcus mutabilis</i> (Philippi, 1846)	<i>Phorcus (Phorcus) mutabilis</i>	Adriatique, Italie et Turquie
<i>Phorcus richardi</i> (Payraudeau, 1826)	<i>Phorcus (Phorcus) richardi</i>	Espagne et Croatie

### 3.2. Morphologie et anatomie

*Phorcus (Osilinus) turbinatus* a une coquille unique, grossièrement sphérique, épaisse, à spires coniques comportant six tours légèrement déprimés en dessous de la suture. Elle se développe en quelque sorte sous la forme d'un hélicocône, c'est-à-dire d'une surface conique enroulée en spirale autour d'un axe hypothétique. Le pas de l'hélice est très variable et l'hélicocône peut même s'enrouler dans un plan, comme le montrent les coquilles [planorboïdes](#). La columelle correspond à l'axe d'enroulement. Cependant, selon le degré de confluence des tours vers l'axe, elle est pleine ou creuse, et dans ce cas, ouverte à la partie inférieure par un ombilic étroit, large ou très large. Les tours de spires, en général délimités par un sillon plus ou moins profond, la suture, n'en pas toujours en réalité une section circulaire. Ainsi, leur face externe devient plane dans les coquilles trochiformes. Lorsque le dernier tour, très dilaté, recouvre les autres, la suture n'est plus apparente. Dans [les coquilles pupiformes](#) la section de l'hélicocône, après avoir atteint une certaine taille, tend au contraire à se réduire. Le dernier tour s'ouvre par le péristome où l'on distingue le bord externe, ou labre, le bord inférieur simple, échancré, allongé en gouttière ou en tube lorsque le manteau développe un siphon respiratoire, et le bord columellaire, parfois épaissi par une callosité columellaire. Cette ouverture porte en bien des cas des plis internes, des denticules ou des lamelles qui la rétrécissent curieusement.



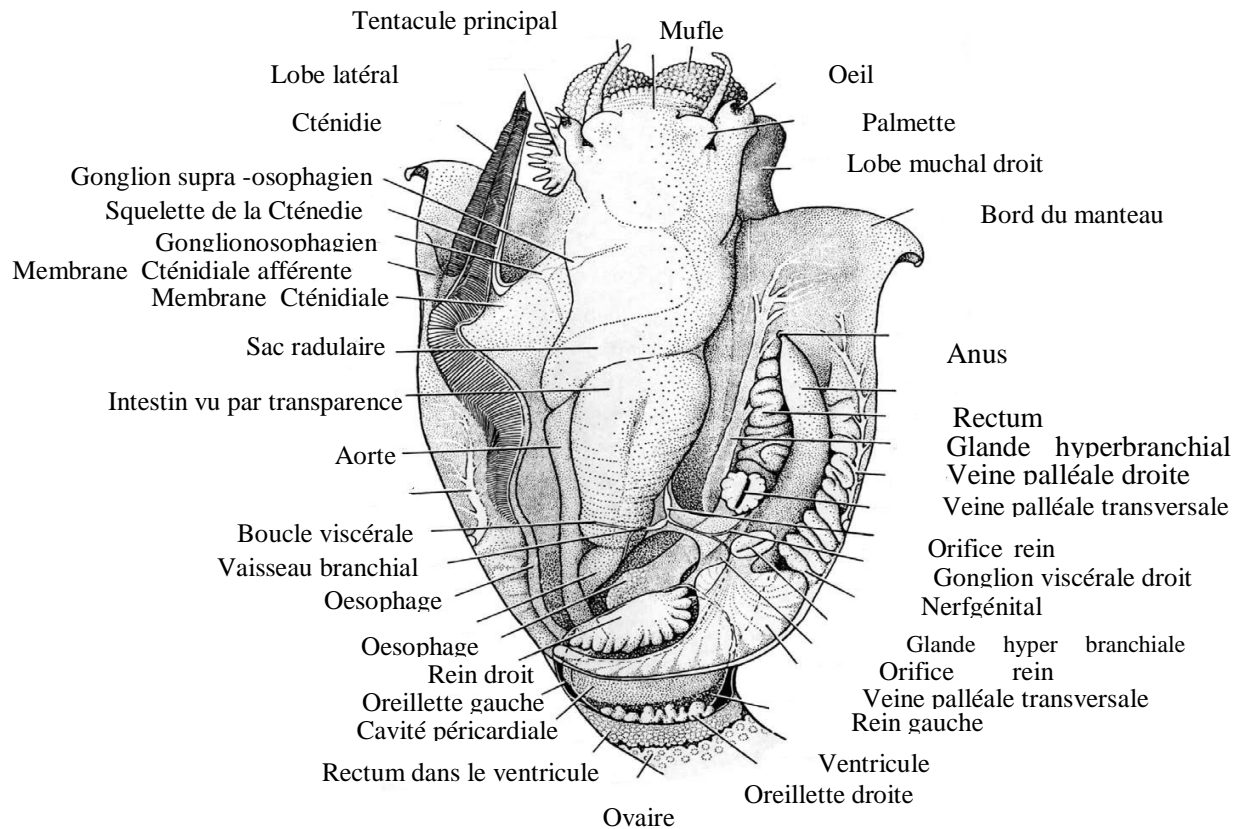
**Figure 5.** Vues ventrale (à gauche) et dorsale (à droite) de *Phorcus turbinatus*.

L'enroulement n'est pas toujours régulier ou continu ; l'ornementation des coquilles (stries, varices, cordons, tubercules, épines, lamelles) atteint un étonnant degré de complexité. Elle résulte de différences d'activité du bord du manteau qui n'a pas en toutes ses régions les mêmes propriétés. L'ouverture est arrondie à tendance quadrilatérale. L'ombilic est masqué par une cal blanche, chez les jeunes comme chez les adultes. Les sutures sont nettes mais peu creuses. La sculpture est formée de larges cordons spiraux concentriques sur la base. La coquille présente une coloration avec une teinte de fond blanc jaunâtre, avec tessellations d'un brun-rouge, plus ou moins carmin, voire noirâtre, sur les cordons. La face interne est iridescente à l'ouverture. La longueur maximum de la coquille est de 35 mm. Elle est commune avec des tailles comprises entre 20-25 mm de longueur et de 33 mm de diamètre (**Fig. 5**).

La tête, souvent bien distincte du reste du corps, allongée ou non en mufler, porte la bouche et dorsalement une paire d'yeux, une ou deux paires de tentacules, ou des rhinophores. A ces organes sensoriels s'en ajoutent d'autres dont la fonction est mal connue. Le pied demeure en général aplati en une sole pédieuse à fonction essentiellement locomotrice. C'est un organe riche en muscles, relié à la columelle par le puissant muscle columellaire qui s'y insère solidement et dont la contraction provoque la rentrée de l'animal dans la coquille (**Fig. 6**).

- **Appareil digestif** : De la bouche, toujours antérieure, à l'anus situé en général en arrière de la tête et sur le côté droit du corps, mais parfois ouvert à son extrémité postérieure, le tube digestif comprend la cavité buccale, la cavité pharyngienne où débouchent les conduits des glandes salivaires et dont le plancher est occupé par l'appareil radulaire, l'œsophage, l'estomac et l'intestin, très long chez les formes primitives herbivores, mais beaucoup plus court chez les autres.

L'appareil radulaire est utilisé pour la préhension des aliments. Il est essentiellement constitué d'une radula, mince ruban porteur de rangées transversales de dents de forme extrêmement variée et dont la connaissance permet de reconnaître des genres ou même des espèces. A sa partie postérieure, ce ruban émerge de la gaine radulaire où des odontoblastes élaborent les dents, puis il passe en avant sur un odontophore, masse musculieuse souvent consolidée par des cartilages. L'odontophore, mû par de nombreux muscles, protracte la radula jusqu'au-delà de la bouche, puis la ramène à sa position initiale.



**Figure 6.** Anatomie de *Phorcus turbinatus* (Fretter et Graham, 1994).

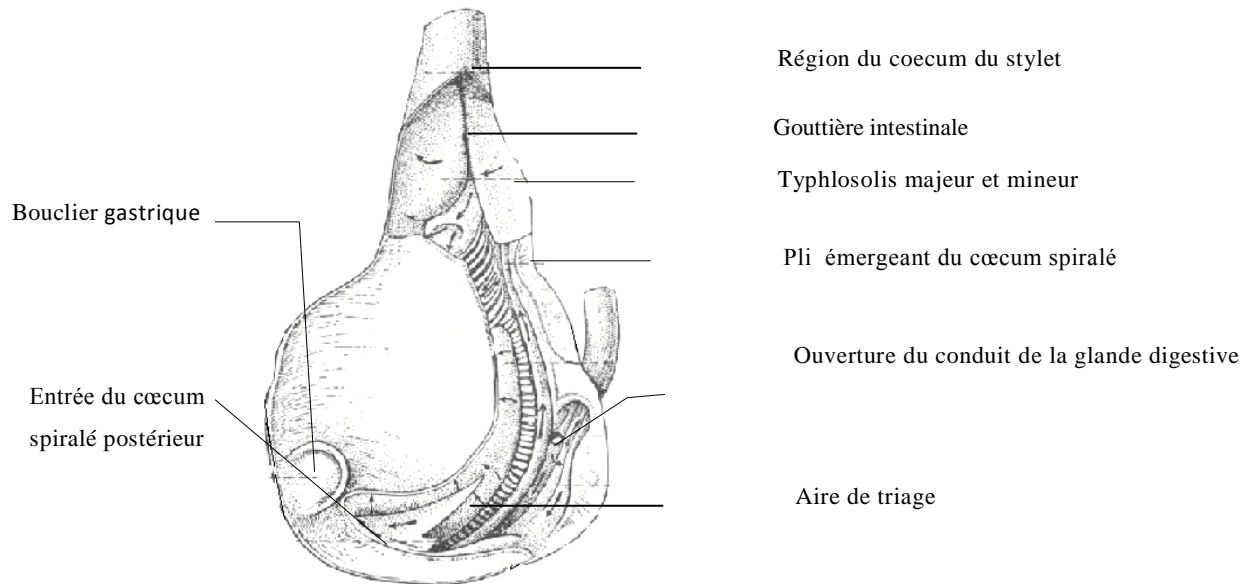
La radula attaque les végétaux ou les proies animales par un mouvement de va-et-vient. En réalité ce dernier s'accompagne de la déformation du ruban qui, d'abord creusé en gouttière, s'étale en passant sur la partie antérieure du bulbe radulaire, ce qui a pour effet de redresser les dents et de rendre leur action particulièrement efficace (**Fig. 6**).

La radula n'est cependant pas toujours une "langue râpeuse". Lorsque les dents sont très longues, très fines et très nombreuses, elles agissent parfois comme une brosse ou comme un balai sur une paroi couverte de micro-organismes. Les rangées peuvent comporter de nombreuses pièces disposées avec une grande régularité, soit une dent centrale, dite rachidienne, sur l'axe du ruban, une ou plusieurs dents latérales et des dents plus externes, les marginales. Une rangée peut se réduire à la seule dent rachidienne; c'est là le type de la "radulascie" qu'utilisent les Sacoglosses pour ouvrir les parois cellulaires des algues et aspirer le suc cellulaire. D'autres Gastéropodes possèdent de très fortes dents conformées comme des harpons et qui coexistent avec une glande à venin. L'appareil radulaire, se modifie considérablement avec le régime alimentaire.

Chez les Monodontes, la cavité buccale ou « pharynx » s'ouvre en arrière, au-dessus de la gaine radulaire, dans l'œsophage, tube dont la longueur est en relation avec la présence d'un mufle ou d'une trompe et qui conduit les aliments à l'estomac.

D'après Graham (1939), l'estomac des Trochidae serait du type le plus primitif (**Fig. 7**). L'œsophage des Monodonta, s'ouvre vers l'arrière de la région globuleuse et sa lumière se prolonge vers le cœcum spiralé postérieur non représenté sur la figure en une gouttière qui reçoit près de son fond du cœcum spiralé ; elle l'accompagne, en contourne l'extrémité et

revient dans la poche stomacale en devenant la gouttière intestinale qui remonte jusqu'à l'origine de l'intestin. La gouttière intestinale est maintenant bordée par le typhlosolis majeur sur sa droite, alors que sur sa gauche s'étend l'aire de triage, étroite zone à nombreux plis transversaux ciliés que limite à gauche un pli fort originaire du cœcum spiralé. Le reste de la surface interne de la portion globuleuse de l'estomac est recouvert par la cuticule gastrique.



**Figure 7.** Estomac de *Phorcus turbinatus* après section médio-dorsale (Fretter et Graham, 1994).

- **Appareil circulatoire :** Au ventricule unique s'adjoignent chez les Trochidae deux oreillettes. L'une d'elles disparaît chez ceux qui sont plus évolués. Le cœur est aidé dans sa fonction de propulsion du sang par les contractions de tout le corps, et par celles des papilles dorsales de bien des espèces dépourvues de coquille.

A l'asymétrie consécutive à la torsion et qui est seule manifeste chez les Archéogastropodes, ou Diotocardes, qui possèdent deux cténidies, deux reins, un cœur à deux oreillettes et un ventricule, s'ajoute chez les Mésogastropodes et Néogastropodes (Monotocardes) une autre cause d'asymétrie : la disparition de la cténidie et du rein droit. Dans ces formes le cœur se réduit au ventricule et à l'oreillette gauche et une partie des circuits sanguins s'ajuste à ces nouvelles conditions. Le cœur est par suite de la torsion orienté de telle sorte que les aortes naissent le plus souvent à sa partie postérieure, isolément, ou sous forme d'un bulbe aortique ; toutefois le ventricule d'*Haliotis* émet une aorte par chacune de ses extrémités (Filhol, 1938). Dans cette même forme, le cœur est disposé obliquement de haut en bas et de droite à gauche, mais il est transversal chez les Trochidae. Chez *P. turbinatus*, la circulation se présente comme suite : de la gauche du ventricule naît un bulbe aortique d'où partent dans deux directions opposées l'aorte céphalique et l'aorte viscérale. La première franchit le septum transverse qui sépare la cavité viscérale de l'hémocèle céphalique, se courbe à droite en s'y accolant et parvenue au niveau du bulbe buccal; se dilate en un vaste sinus céphalo-pédieux d'où le sang est distribué, par des perforations de son plancher : (1) à une artère pédieuse antérieure, (2) à deux artères pédieuses latérales, (3) à un sinus pleuro-pédieux qui s'étend autour des

ganglions et des cordons pédieux. Vers le haut le sang, suivant les connectifs cérébro-pleuraux et cérébro-pédieux accède à un sinus céphalique dorsal logé dans la partie dorsale de la tête. D'autres prolongements vont au mufler, aux pédoncules oculaires, aux tentacules, à la région buccale, dans des sinus buccaux dorsal et ventral. Le sang de ces derniers parvient à un sinus céphalique ventral sous-jacent à l'œsophage, qui est limité en arrière par le septum transverse ; aussi doit-il gagner un autre sinus, le sinus céphalique dorsal qui, d'abord supra-oesophagien s'incline à gauche, vers l'arrière. Le sang qui a circulé dans la tête s'écoule dans une portion de ce sinus, puis se mêle au sang qui provient du pied par le grand sinus pédieux dans le sinus viscéral ventral inférieur que clôt en arrière le septum transverse.

Une communication permet cependant au sang de ce sinus de se déverser en arrière du septum dans le sinus collecteur qui s'étend du septum au ganglion viscéral. Englobant ce dernier, naît une grosse veine palléale transverse qui reçoit bientôt une veine efférente du rein droit, poursuit sa course en passant sous le rectum et gagne le manteau. La veine palléale transverse, où débouchent trois vaisseaux issus du rectum, du rein gauche et de la région de la glande hypobranchiale droite (Sanchez, 1958), se ramifie, tandis que sa portion principale atteint la glande hypobranchiale gauche en formant la veine palléale antérieure qui, par de fins vaisseaux, communique avec la veine branchiale afférente. Il est vraisemblable, en outre, qu'une partie du sang acheminé par la veine palléale transversale accède au rein gauche, puis au cœur en évitant la traversée de la cténidie. A l'inverse de ce qui a lieu chez *Haliotis*, le sang revenant des régions céphalique et pédieuse ne traverse pas le rein droit de *Monodonta* (Fig. 7).

- **Appareil excréteur** : En liaison étroite avec l'appareil reproducteur, l'appareil rénal n'est représenté par deux reins que dans les formes primitives. De ces deux reins, le gauche, lorsqu'il n'est pas seul, est le plus important. Cette situation est évidemment l'une des conséquences de la torsion car le développement de la spire à droite du corps a provoqué, pense-t-on, la compression de l'avant-dernier tour sur la partie droite de l'Animal, donc aussi une réduction de tous les organes palléaux droits.

Chez les Trochidae, l'appareil excréteur se rapproche de celui d'*Haliotis*, le rein gauche étant un sac papillaire. Le rein droit comprend un grand lobe postérieur et un lobe antérieur parfois très réduit qui s'allonge dans le manteau en un uretère qui reçoit le canal réno-péricardique où s'ouvre la gonade. La paroi postérieure du sac rénal est fortement plissée. Le rein gauche porte des papilles conjonctives faites d'un tissu spongieux contenant des fibres musculaires et des phagocytes. La cavité du rein gauche communique avec le péricarde. Vers celui-ci se différencie une "glande néphridienne", masse conjonctive où pénètrent des tubules issus du sac papillaire. Les lacunes de cette masse conjonctive communiquent par un vaisseau avec l'oreillette gauche. Les tubules sont émis par le sac (Franc, 1943) a pensé reconnaître en cet endroit des stades de formation des globules sanguins.

- **Système nerveux** : Le système nerveux des Trochidae montre des centres cérébraux et d'autres, secondaires, qui s'y relient par des colliers ou des anses. Fondamentalement, les deux ganglions Cérébroïdes, dorsaux par rapport à l'œsophage, s'unissent de part et d'autre de cet



organe aux deux ganglions pédieux, sous œsophagiens, reliés l'un à l'autre par la commissure pédieuse, par deux connectifs dits cérébro-pédieus. C'est là le collier périœsophagien. L'anse viscérale, que l'on peut suivre dans la masse viscérale, se raccorde par ses deux extrémités aux ganglions cérébroïdes. Elle porte à partir du ganglion cérébroïde droit les ganglions suivants: pleural droit, pariétal droit, viscéral, pariétal gauche et viscéral gauche. Les ganglions pleuraux sont reliés aux pédieux du même côté par un connectif pleuro-pédieus. Vers l'avant, un collier buccal porte sur son trajet deux ganglions buccaux placés sur le bulbe radulaire. Les effets de la torsion se manifestent seulement sur l'anse viscérale, à condition toutefois que sa longueur soit suffisante. Les autres colliers ne sont pas affectés. Ainsi schématisée, la disposition du système nerveux peut sembler simple. Chez les Prosobranches, d'une manière générale, une évolution extraordinaire caractérise leur système nerveux qui, peu ganglionnaire et assez voisin de celui des Polyplacophores dans les groupes primitifs des Archéogastropodes, acquiert une disposition que l'on peut qualifier de « typique » chez beaucoup de Mésogastropodes et montre dans les groupes les plus évolués une tendance très accentuée à la céphalisation par suite d'une condensation des centres nerveux autour de la portion antérieure du tube digestif. Cette évolution est telle qu'entre le système nerveux de l'Haliotis et celui des Muricidae, ou des Conidae, il ne semble guère y avoir de points communs. La commissure viscérale des Trochidae et des Turbinidae peut différencier des ganglions supra-œsophagiens et sous-œsophagiens, mais alors le sous-intestinal se développe moins que le supra-intestinal, du fait sans doute de la disparition de la cténidie et de l'osphradie droites (**Fig. 7**).

- **Organes sensoriels** : A peu d'exceptions près, tous les Gastéropodes possèdent des yeux qui peuvent être simples ou complexes, et tous sont dotés de statocystes. Par contre, des chimiorécepteurs particuliers, les osphradies, dont la fonction semble être d'apprécier les qualités de l'eau qui pénètre dans la cavité palléale, ne subsistent plus qu'exceptionnellement chez les Gastéropodes terrestres.

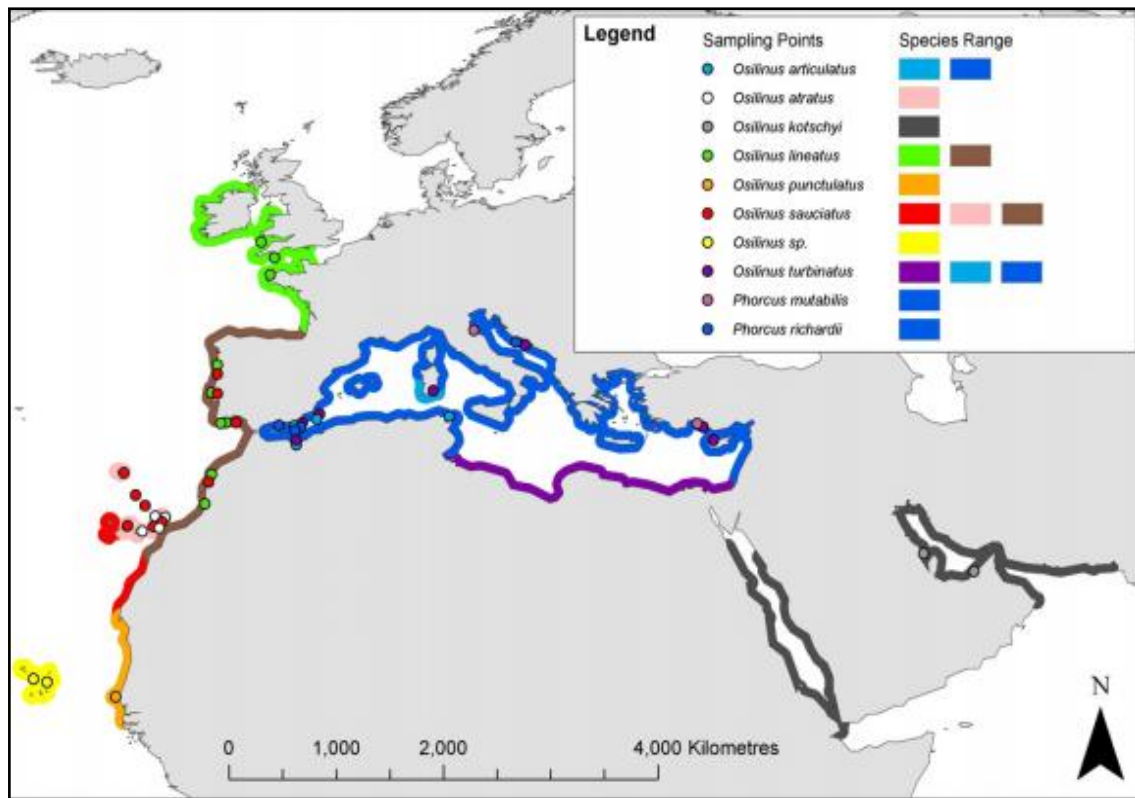
### 3.3. Distribution géographique

Les troques sont des gastéropodes des rivages rocheux cassés, évitant les verticales et le bardeau mobile. Ils colonisent les zones intertidales ou l'étage médiolittoral et infralittoral. Ils ont la faculté de s'abriter dans des petites cavités et failles rocheuses lorsque les vagues se déferlent fortement contre les rochers. L'espèce *P. turbinatus* effleure souvent la moitié supérieure de la zone intertidale (Desai, 1966).

La zonation des troques peut changer avec la saison (Fretter et Graham, 1962, 1994). Elles effectuent des déplacements verticaux et horizontaux. En période estivale, ces gastéropodes remontent vers le haut du rivage et redescend en hiver lorsque les eaux se refroidissent (Alyakrinskaya, 2004). La littérature rapporte que la migration est plus fréquente chez les individus âgés dont la longueur est supérieure à 5 mm. *P. turbinatus* est présent dans l'ensemble du bassin méditerranéen. Il demeure des contradictions concernant sa limite géographique qui serait le détroit du Gibraltar (Gofas et Jabeau, 1997).

Actuellement *P. turbinatus* est rencontrée en océan Atlantique oriental, de la Scandinavie à la Namibie nordique. Il pénètre en Mer Méditerranée par le détroit du Gibraltar et très

exceptionnellement dans le Golfe du Lion (Fig. 8). Elle est absente en Mer Noire (Donald *et al.*, 2012).



**Figure 8.** Répartition mondiale de *P. turbinatus* (Donald *et al.*, 2012).

### 3.4. Alimentation

Sur les rivages de mer rocheuse, les troques forment une communauté des gastéropodes brouteurs ou herbivores microphages. Elle ne partage pas les mêmes niches trophiques avec ses congénères (Gause, 1934). Une certaine séparation spatiale existe en raison des modèles de zonation. Lorsque les quatre troques sont présentes sur le même rivage, *Calliostoma zizyphinum* et *Gibbula cineraria* se trouvent vers le bas, alors que *G. cineraria* et *P. turbinatus* remontent vers le haut. Il est aussi courant de trouver sur la même roche d'autres gastéropodes dans les mêmes zones trophiques, comme c'est le cas de *Rotula vulgata*, des bigorneaux comestibles *Littorina littorea* et des *Gibbules*. Tous ces Trochidae s'alimentent en râpant la surface de la roche à l'aide de leur radula. Ils se nourrissent généralement au crépuscule et la nuit. L'analyse de leurs contenus fécaux a montré la présence d'algues non digérées, de microdétritus divers, de fragments d'épines d'oursin, d'ostracodes, de moules, de bigorneaux et d'éponges.

### 3.5. Reproduction et développement

Chez les Gastéropodes, l'appareil reproducteur est particulièrement complexe. A la suite de la torsion il ne subsiste dans les groupes inférieurs qu'une gonade qui s'ouvre soit

dans le rein droit soit dans le conduit réno-péricardique. En conséquence, les gamètes sont évacués directement dans l'eau. Chez les autres formes, où le rein droit se réduit à son canal évacuateur, c'est dans ce dernier que débouche la gonade. C'est alors qu'apparaissent aux dépend de la partie droite du manteau des prolongements des voies génitales, sous la forme de gouttières ciliées. Un pénis se développe à droite de la tête, à l'extrémité du sillon séminal. Chez la femelle le conduit homologue devient très glandulaire. Ainsi, les voies génitales très simples des Gastéropodes primitifs subissent une spécialisation poussée par suite du développement de voies génitales palléales, puis d'organes copulateurs. D'externe, la fécondation devient interne, ce qui rend possible la reproduction des lignées devenues terrestres. Chez celles-ci du reste, comme chez les Opisthobranches qui sont tous marins, le tractus génital s'enrichit encore de glandes annexes, tandis que ses parties distales se diversifient. A l'inverse des Pulmonés et des Opisthobranches qui sont hermaphrodites, les Prosobranches sont souvent gonochoriques. La gonade unique, qui correspondrait à la gonade droite post-torsionnelle, est disposée dans la masse viscérale, au contact de la glande digestive. Les voies d'évacuation de ses produits conservent au moins chez beaucoup de formes primitives des relations étroites avec les autres cavités cœlomiques, péricarde et rein droit, mais chez les Mésogastropodes et les Néogastropodes elle se complique d'une portion différenciée aux dépens du manteau, de sorte que l'on peut distinguer dans l'appareil reproducteur de ces derniers une portion viscérale (« rénale » pour (Fretter et Graham, 1962) et une "portion palléale" qui est glandulaire.

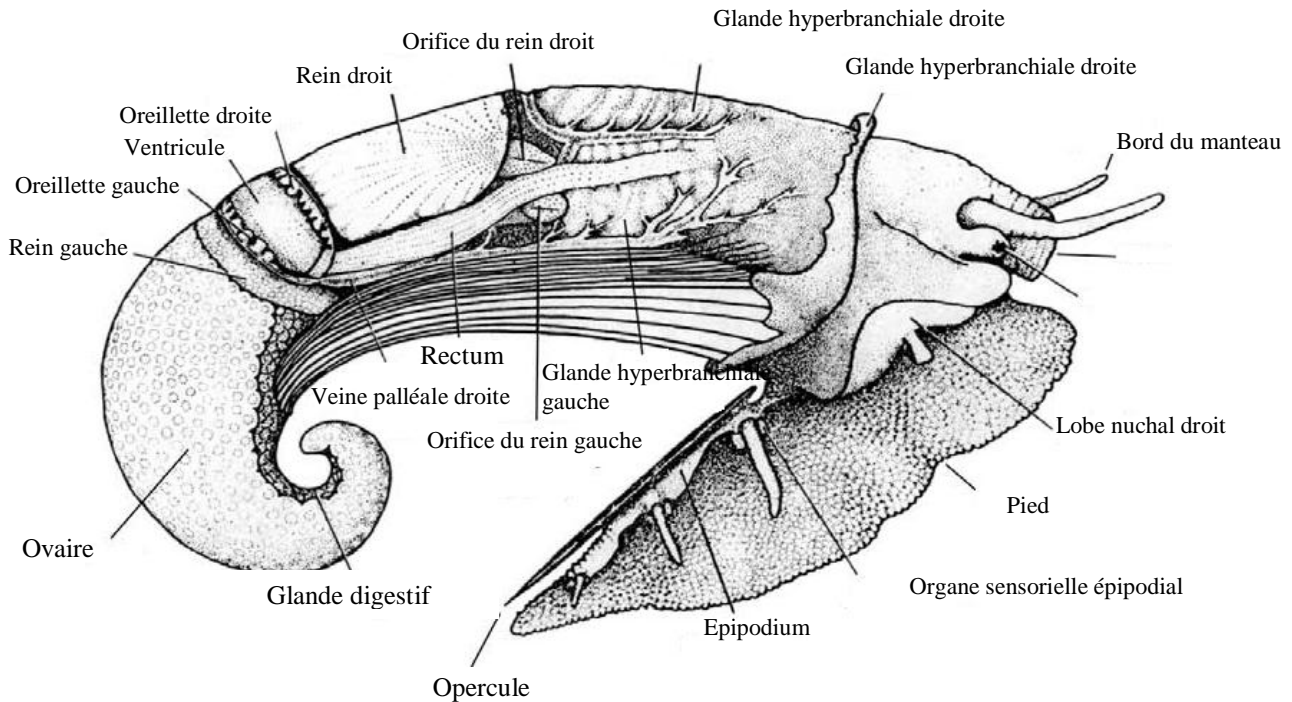
La fécondation est externe (Archéogastropodes), ou interne et dans ce dernier cas les œufs sont abrités dans des coques ou dans des masses gélatineuses qui d'ordinaire sont fixées à des roches ou à des plantes. Les œufs produisent des larves libres, ou véligères si l'éclosion a lieu avant la métamorphose ; dans le cas contraire le stade pélagique est en général supprimé. Comme pour les Lamellibranches, on peut observer tous les types d'herma-phrodisme ; mais on connaît quelques espèces parthénogénétiques. Les individus sont matures durant leur deuxième année. L'émission des gamètes dans l'eau a lieu vers mai-juin, mais peut se poursuivre jusqu'en septembre.

- **Appareil reproducteur mâle :** Le maximum de simplicité s'observe chez les Archéogastropodes, où la gonade débouche dans le conduit réno-péricardique (Puncturella, Diodora, Trochidae), ou dans le rein (Pleurotomariidae, Patelloidea). Tous ces animaux sont dépourvus de pénis et les spermatozoïdes sont évacués par l'orifice rénal droit, au fond de la cavité palléale.

- **Appareil reproducteur femelle :** La connaissance de cet appareil, malgré de nombreuses observations, est relativement récente ; la première étude approfondie étant celle de (Geigy, 1935) sur les Littorines. De nombreuses recherches ont contribué à montrer sa grande variabilité (Gabe, 1951 ; Streiff, 1965 ; Fretter et Graham, 1962), de sorte qu'à l'heure actuelle sa morphologie, son anatomie macroscopique ou microscopique, son fonctionnement sont connus pour les formes les plus représentatives des Prosobranches (Fig. 9).

**Ponte et développement :** L'œuf des Prosobranches à fécondation externe ne jouit d'aucune protection. En mer, il évolue en une larve de type trochophorien. Mais la majeure partie des Gastéropodes marins déposent leurs œufs dans des coques, des rubans ou des cordons gélatineux qu'ils fixent sur des végétaux ou sur des roches, ce que font aussi les lymnées. Les

coques ovigères isolées ou groupées en une ponte volumineuse, telle celle de *Murex brandaris*, contiennent un nombre d'œufs très variable. Les œufs pondus par les Opisthobranches dans des cordons parfois très longs ou dans des rubans enroulés en spirale sont petits et abondants.

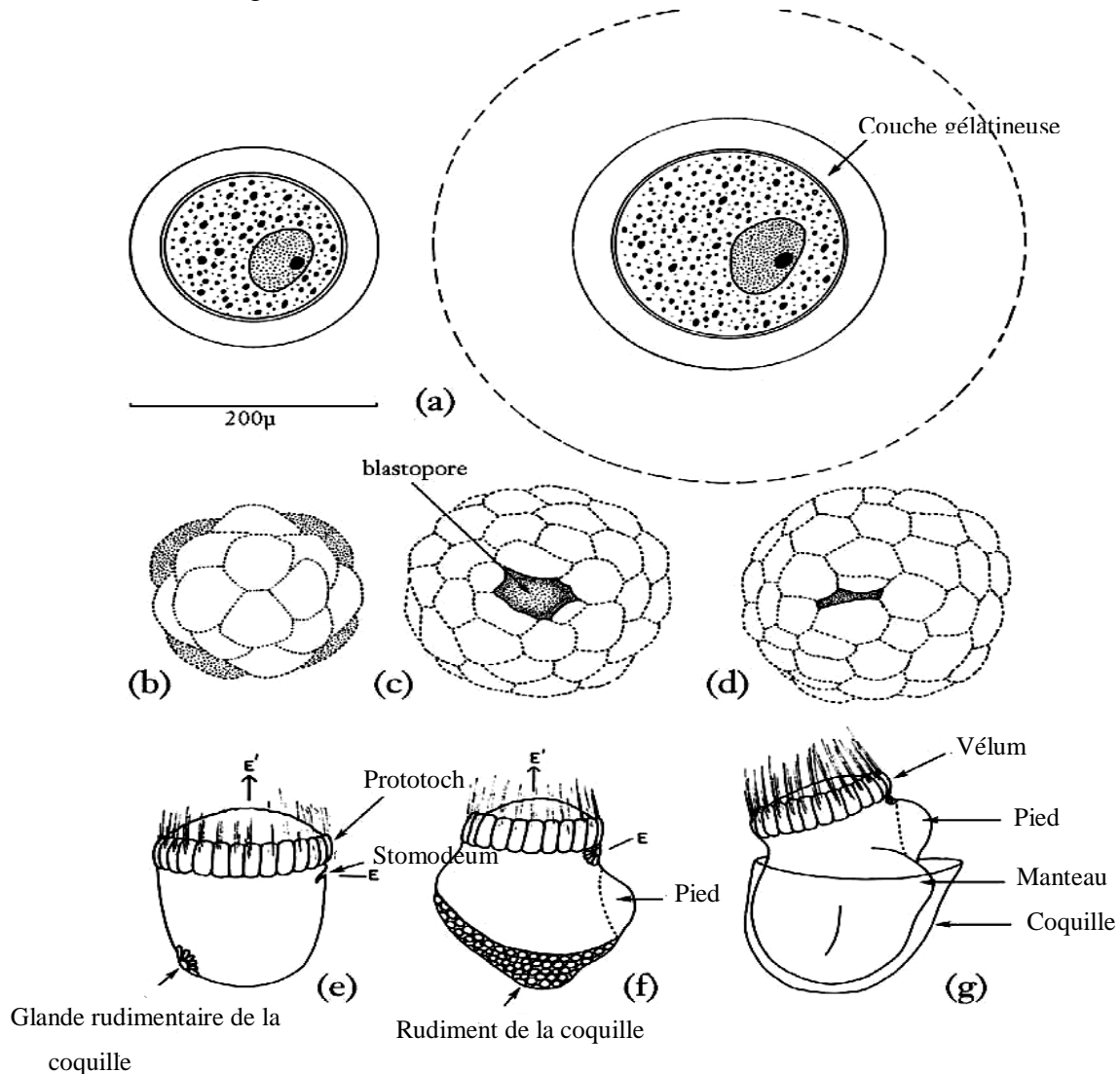


**Figure 9.** Femelle de *Phorcus turbinatus* (Fretter et Graham, 1994).

En mer, les larves issues d'œufs pauvres en réserves éclosent sous la forme de véligères à velum bilobé, tétralobé ou hexalobé. Elles mènent une existence méroplanctonique plus ou moins longue avant de se métamorphoser. Lors de la métamorphose se produit une régression ou une perte rapide du velum, mais en général les changements ne sont pas très grands. Le développement direct s'observe chez les Prosobranches dont les œufs contiennent beaucoup de vitellus, chez ceux qui sont incubés (*Viviparus*), ainsi que chez les Pulmonés.

**Fécondation et ponte :** Chez les Trochidae, Desai (1966) a observé que les deux sexes libèrent leurs gamètes dans la mer et la fécondation se produit dans l'eau. Les mâles émettent des nuages blancs de spermatozoïdes qui ont montré peu de mouvement au début, mais est devenu très actif après 2 ou 3 minutes. Les femelles libèrent les oocytes séparément, un peu à chaque spasme. Ceci est inhabituel parmi les gastéropodes marins, dont la plupart pondent des œufs dans des capsules d'une sorte ou d'une autre. La fécondation externe, généralement considérée comme un trait «primitif» chez les Trochidae, elle est évidemment une stratégie à haut risque et peu de chances pour être couronnée de succès à moins que l'espèce est localement commune. Les individus dispersés ne peuvent pas former une population reproductrice autonome. Les enquêtes préliminaires ont révélé que les individus d'*O. lineatus* qui ont une taille moins de 11mm étaient tous immatures (Crothers, 2001). La synchronisation de la gamétogenèse dans la population suivie d'une libération simultanée des gamètes femelles par les mâles et améliore nettement la probabilité de fécondation (Lasiak, 1987).

**La phase de dispersion:** Les œufs sont expulsés séparément et, initialement, elles mesurent entre 165 - 195 $\mu$  mais, en contact avec l'eau de mer, la couche externe de la gelée à l'extérieur de l'œuf se gonfle rapidement, lui rendant flottante (**Fig.10**). Dans les 20 minutes à (15-17 ° C), la couche de gelée est dissociée et les œufs immergent dans l'eau. La première segmentation apparaît 1 heure après la fécondation et l'éclosion larvaire s'effectue à environ 29 heures plus tard, comme un larves véligères en nage libre (**Desai, 1966**). Quatre jours après la fécondation, les larves véligères commencent à faire des tentatives répétées pour ramper sur le terrain plutôt que de nager et les vélum larvaire (organes de nage) devient progressivement réduite. A six jours d'âge, l'aptitude rampante est complètement développée; le jeune *O. lineatus* est un escargot.



**Figure 10.** Diagrammes illustrant le développement d'*Osilinus turbinatus*. [a : œuf « a gauche » ; a : a droite ; aspect dans l'ovaire après le gonflement en eau de mer ; b : 16 étapes de cellules avec le quatrième quartet ombragé « 6 h » ; c : Gastrula tôt, examinant le blastopore ouvert « 10h » ; d : Gastrula en retard avec le blastopore presque clôturé « 14h » ; e : La première anguille « 18h » trochophore c'est l'axe embryonnaire ; f : trochophore en retard et G :tôt veliger, juste avant la hachure« 30h») (D'après **Desai, 1966**).

### 3.6. Croissance et longévité

La croissance des Prosobranches est rapide chez les jeunes et faible chez les plus âgés. Les taux d'accroissement sont plus importants en période chaude (printemps et été) qu'en période froide (hiver). Chez *Monodonta lineta*, la taille de coquille atteint un diamètre de 14 mm dans 24 mois, de 20 mm dans 42 mois, de 22 mm dans 66 mois, de 24 mm dans 98 mois, de 26 mm à 14 ans, de 28 mm à 19 ans (Poppe et Goto, 1991). Chez *O. turbinatus*, le diamètre de la coquille peut atteindre jusqu'à 38 mm (Poppe et Goto, 1991). Des spécimens de 41 mm de diamètre sont disponibles dans la collection de British Museum (Mieszkowska *et al.*, 2013).

### 3.7. Intérêt écologique

Les travaux de Cubadda *et al.* (2001) sur la troque *Osilinus turbinatus* ont conclu à l'existence d'une relation de type puissance entre la concentration du métal (Cu, Cr, Cd, Zn et Pb) et le poids total de l'individu. Les auteurs suggèrent l'espèce *Osilinus turbinatus*, comme bioindicateur de pollution dans le bassin méditerranéen mais supposent aussi qu'il a un très fort coefficient de concentration du cadmium (Cubadda *et al.*, 2001). Ils ont lié ce fait aux habitudes nutritionnelles et aux effets morphologiques et physiologiques de l'animal.

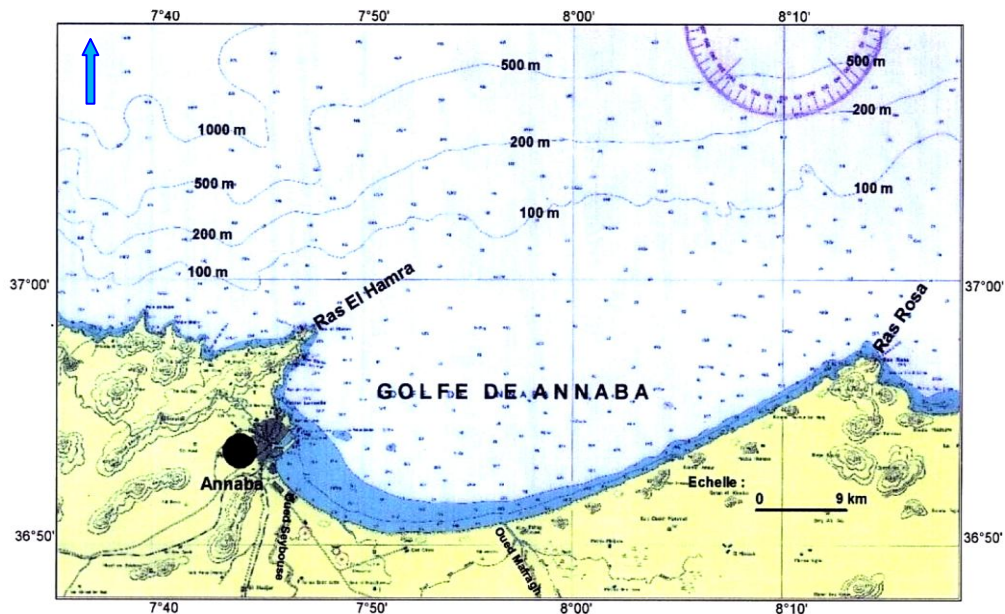
## 4. Description de la zone d'étude et choix des stations

La présente étude porte sur les substrats rocheux de l'ensemble de la côte Est algérienne et s'étend à l'Est (36°56'44,19''N - 6°15'39,08''E) et à l'extrême Est (36°50'38''N - 7°49'39''E) sur une distance de près de 300 km. Deux Golfes et deux Baies ainsi que les plus importants ports qui leur sont associés ont fait l'objet d'une prospection systématique, au moins une fois par mois, durant la période 2011-2012.

### 4.1. Golfe d'Annaba

Le Golfe d'Annaba se situe entre les caps de Garde à l'Ouest (Ras El Hamra : 7°16'E et 36°68'N) et Rosa à l'Est (8°15'E et 36°38'N), distant d'environ 40 km l'un de l'autre (Fig. 11). La profondeur maximale ne dépasse pas 65 m (Anonyme, 1976). La zone côtière du golfe d'Annaba reçoit les apports continentaux ; essentiellement par les oueds Seybouse et Mafrag. Ces deux oueds déversent des quantités importantes de matières minérales et organiques de différentes origine terrigènes, agricoles domestique et industrielles (Khélifi-Touhami *et al.*, 2006 ; Ounissi, 2007), auxquels s'ajoutent les rejets urbains et industriels parvenant également du Sud. Il en ressort que Seybouse représente la principale source de pollution par les sels nutritifs et les matières organiques. La Seybouse entraînant à la mer  $0,5 \cdot 10^6 - 3 \cdot 10^6$  m<sup>3</sup> par an, décharge à la mer près de 6000 tonnes d'azote et 1 100 tonnes de phosphates auxquels il faut ajouter 26 000 tonnes de DBO et 68 000 tonnes de production primaire potentielle. Les données de Fréhi (1995), Ounissi *et al.*, (1998) et Ounissi et Fréhi (1999) montrent clairement que l'environnement côtier et ces peuplements sont fortement déséquilibrés par suite des apports continentaux enrichis et pollués parvenant de Seybouse en particulier.

D'après [Djabri \(1992\)](#), les eaux de l'oued Seybouse sont excessivement riches en nutriments (nitrites, ammonium et azote) engendrant une eutrophisation du milieu ([Gaïd, 1986](#) ; [Djabri et al., 1998](#)), qui s'étend jusqu'au littoral adjacent où de fortes concentrations en sels nutritifs et en chlorophylle *a* sont observées ([Ounissi et al., 1998](#) ; [Frehi et al., 2007](#)). Cette eutrophisation s'accroît en période de confinement hydrologique estival et s'ordonne selon un gradient Sud-Nord ([Ounissi et al., 1998](#)). Selon [Ounissi et al. \(2002\)](#), le golfe d'Annaba reçoit de la Seybouse des quantités excessives d'azote minéral (4,3 tonnes.j<sup>-1</sup>), de phosphates (0,7 tonnes.j<sup>-1</sup>) et de carbone organique dissous (2,3 tonnes.j<sup>-1</sup>).



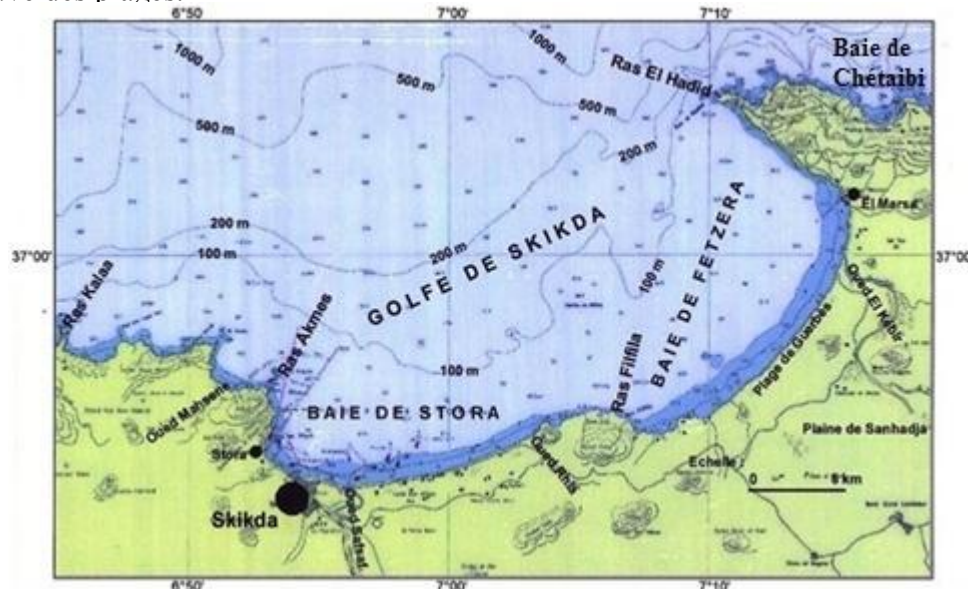
**Figure 11.** Golfe d'Annaba (D'après la carte maritime hydrographique des forces navales N°1213).

Le golfe d'Annaba reçoit également les eaux de l'oued Mafrag. Ces eaux sont généralement troubles tout le long de la côte jusqu'à la plage D'raouch et parfois au-delà. Elles sont fortement eutrophes et mal renouvelées ([Ounissi et al., 2002](#) ; [Khelifi-Touhami et al., 2006](#)). Selon l'étude du [Laboratoire Central Hydrographique de France \(LCHF, 1976\)](#), à l'entrée du golfe d'Annaba, on retrouve une circulation générale méditerranéenne permanente d'orientation 100° - 120°. A proximité du Cap de Garde, un courant principal résiduel progresse vers la côte prenant une direction Sud (150° - 180°) avec une vitesse de 0,25 à 0,35 m/s. En l'absence de toute autre cause motrice de l'eau, de lents tourbillons plus au moins vastes prennent naissance le long du rivage, d'origines non précisées. Au Sud du cap, le courant se dirige vers l'Est aux environs de l'oued Mafrag (90° - 100°) en diminuant d'intensité (0,10 à 0,25 m/s). Toutefois, en période de crues ou par tempête d'Est, les eaux coulent vers le Nord. Le secteur d'El-Kala est aussi caractérisé par la présence de faibles courants superficiels dont la vitesse fluctue entre 0,1 et 0,25 m/s. Au Nord du cap Rosa, l'écoulement est d'orientation Sud-Est (160°) changeant progressivement de direction en coulant franchement vers l'Est. Dans le secteur Sud-Est du golfe d'Annaba, la salinité varie sensiblement entre 31,6 et 37 psu, en raison des phénomènes de dilution engendrés par les apports continentaux, alors qu'au Nord-Ouest, elle est comprise entre 36,9 et 37,6 psu

(Ounissi *et al.*, 1998). Globalement, la température fluctue au cours de l'année entre 14 et 28,8°C (Ounissi *et al.*, 1998 ; Frehi *et al.*, 2004).

#### 4.2. Baie de Chétaïbi

La Baie de Chétaïbi s'étend sur une superficie 382 ha (**Fig. 12**). Cette localité fut tour à tour nommée Tacatua dans l'antiquité, Takouche par les conquérants Arabes, Herbillon par les Français et enfin Chétaïbi après l'indépendance. Cette bande littorale, éloignée des activités socio-économiques, est accidentée à l'exception de certaines zones de dépression, où l'on trouve des plages.



**Figure 12.** Golfe de Skikda et Baie de Chétaïbi "Ras El Hdid" (D'après la carte maritime hydrographique des forces navales N°1212).

Les eaux sont généralement limpides et la biodiversité est épargnée de toute forme de pollution. Nous disposons d'informations éparées sur les caractéristiques physico-chimiques et géomorphologiques du littoral de Chétaïbi.

Dans le golfe de Skikda, le substrat est généralement sableux. Les fonds rocheux et mixtes (rochers et herbiers à *Posidonia oceanica*) n'apparaissent qu'à partir de Fil Fila, à l'Est de la plage Ben-Mhidi et de la Croix, et à l'Ouest de la plage Stora (Refes, 2011).

Au voisinage du Cap Toukouch, la vitesse du courant est faible (1 m/s). Du cap Toukouch au cap de Garde, le littoral est généralement accidenté jusqu'à - 30 m, sauf au niveau des plages où le fond est de nature sableuse (baie de Toukouch, Aïn Barbar, Pain de Sucre, Voiles Noires et Sidi Bagraât). Au-delà, le substrat est meuble (généralement sableux ou sablo-vaseux) jusqu'à - 100 m dans la baie de Toukouch. Sur la même ligne bathymétrique mais en se dirigeant vers le cap de Garde, s'installe une large ceinture de coralligènes mélangés à du gravier entre le cap Axine et Aïn Barbar. Ce substrat corallien laisse place jusqu'au Pain de Sucre, à du sable (Refes, 2011).



### 4.3. Golfe de Skikda

Le Golfe de Skikda se situe dans le Nord-Est de l'Algérie (**Fig. 12**). La ville de Skikda est limité à l'Est par la wilaya de Annaba, à l'Ouest par la wilaya de Jijel, au Sud par Constantine et Guelma, et par Mila au Sud-Ouest. Elle couvre une superficie totale de 4137,68 km<sup>2</sup> avec une frange littorale de 142 km de long, représentant environ 12% du littoral algérien. Ses façades maritimes Est et Ouest sont caractérisées par un plateau continental dont les deux tiers sont accidentés. Les petits fonds de la baie (0 à 12 m) sont rocheux sur un transect d'environ 500 m Nord-Sud. Plus au large, le fond est de nature sableux mélangé à de la vase. Dans le golfe de Skikda, le substrat est généralement sableux. Les fonds rocheux et mixtes (rochers et herbiers à *Posidonia oceanica*) n'apparaissent qu'à partir de Fil Fila, à l'Est de la plage Ben-Mhidi et de la Croix, et à l'Ouest de la plage Stora (**Anonyme, 1996**). Dans la région de Skikda, les oueds El-Kébir et Saf Saf sont les principaux effluents naturels. Ils drainent respectivement des bassins versants de 1419 et 1165 km<sup>2</sup> avec des débits annuels relativement faibles, de l'ordre de 150 hm<sup>3</sup>/an environ, comparés à l'oued Guebpli (988 km<sup>2</sup>) qui décharge en mer 490 hm<sup>3</sup> d'eau par an (**Anonyme, 1996**) (**Fig. 12**).

Dans le golfe où les trajectoires de courants sont mal connues, un courant général dirigé vers l'Est peut atteindre 1 à 2,5 nœuds et un autre de 0,5 à 1,5 nœuds, longerait la côte sans pénétrer dans la baie (**Anonyme, 1996**). Dans cette dernière, on note l'existence d'une marée d'une période de 12 heures mais de faible amplitude, de l'ordre de 30 cm. Les températures et salinités maximales et minimales des eaux de surface et profondes sont respectivement de 24,5 (été) et 16,5°C (hiver), et de 36,9 (été) et 36,3 psu (hiver) (**Anonyme, 1996**).

### 4.4. Baie de Collo

La zone de Collo se situe à l'Ouest de la wilaya de Skikda. La commune a été créée lors de l'occupation française en 1886. La population a atteint 35682 habitants, d'après le recensement officiel de 2009, elle est répartie sur 24 km<sup>2</sup>. La commune de Collo est pourvue d'une côte de 18,7 km son relief est très difficile (**Fig. 13**). La zone renferme des endroits paradisiaques attractifs qui la qualifient à être un pôle touristique important. La Baie de Collo est considérée comme l'une des plus belles d'Algérie. Le littoral est compris entre la presqu'île de Collo et la plage de Benzuet représente le plus grand espace naturel du littoral de la région. Entouré de deux caps ou pointes rocheuses : le Kef Djerda et Ras fra. En effet il s'étend sur près de 400 ha, soit près de 6 km de littoral naturel continu (**Anonyme, 1996**).

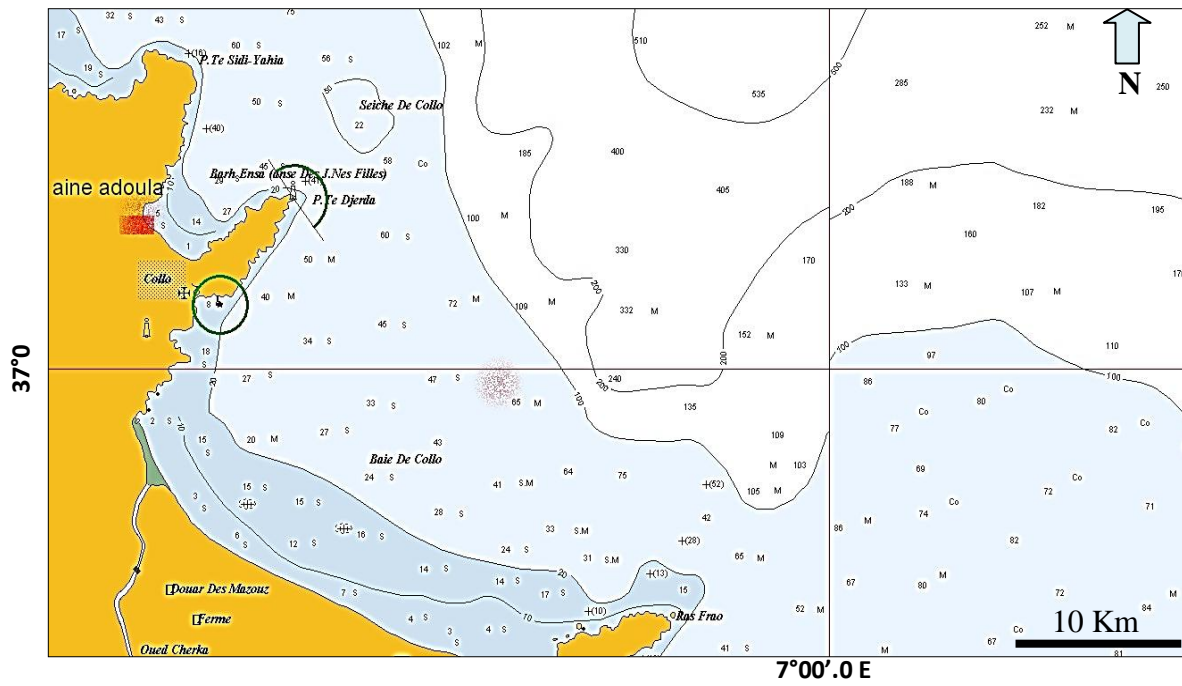


Figure 13. Baie de Collo (Extrait de la carte marine à l'aide du logiciel MaxSea 2014).

*MATÉRIEL  
ET  
MÉTHODES*

## CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES

### 1. Choix et localisation des stations

En partant de l'Ouest, les zones prospectées, leurs coordonnées géographiques (WGS) et leurs principales caractéristiques sont rapportées dans le **tableau 4**. La **figure 14** renseigne sur la localisation et la configuration des différents sites qui ont fait l'objet de la présente étude. Les stations retenues ont été choisies en fonction de la présence des troques le long des côtes de l'Est Algérien. Après prospection d'un linéaire côtier de 400 Km, quatre stations ont été retenues ; trois stations de suivi, les Golfes de Skikda, Annaba et la Baie de Collo et une quatrième station la baie de Chétaibi considérée comme témoin.

**Tableau 4.** Limites et coordonnées géographiques des stations d'échantillonnage.

Régions		Position géographiques	Port, bassin et passes	Surface ou distance
Collo	Station 1 (Plage El Djerda)	Latitude : 37°00'07,50"N longitude : 6°34'39,93"E	Port de Collo	300 m (mètre linéaire)
Skikda	Station 2 (Plage Militaire)	Latitude : 36°53'32,33"N longitude : 6°53'12,21"E	Port de Skikda (ancien & nouveau)	300 m (mètre linéaire)
Annaba	Station 3 (Plage Rizzi Amor)	Latitude : 36°55'31,46"N longitude : 7°45' 44,43"E	Canal d'eaux usées urbain d'Annaba	300 m (mètre linéaire)
	Station témoin (Plage Oued El Ganem)	Latitude : 37°02'26,27"N longitude : 7°24'22,04"E	Néant	300 m (mètre linéaire)

#### 1.1. Station 1 : plage El Djerda

Ne disposant d'aucune information précise sur la distribution des troques le long du golfe de Collo, il était indispensable d'effectuer une recherche systématique de ce gastéropode. La prospection s'est effectuée entre la plage de Ain Daoula jusqu'à Teleza. Après plusieurs jours de prospection dans la zone intertidale (0-50 cm), nous avons trouvé des troques qu'au niveau de la plage de la baie des jeunes filles et de la plage presque île El Djerda. En raison de la difficulté d'accès au niveau de la baie des jeunes filles, nous avons retenu une seule station (1) : le secteur Est de la plage El Djerda, juste à proximité du collecteur des eaux usées de la ville de Collo et le port de pêche. Nous avons considéré ce secteur comme étant pollué (pollution portuaire) (**Fig. 15**).



Figure 14. Localisation des stations d'échantillonnage des troque *Phorcus* (*Osilinus*) *turbinatus* (Carte réalisée avec le logiciel Arc Gis 9.0, SIG).



Figure 15. Photo de la station 1 limnotherm du port de pêche de Collo.

## 1.2. Station 2 : plage Militaire

La seconde station dénommée plage Militaire (1& 2) est située à moins de 1 km du chef-lieu de la wilaya. La baie de Skikda s'étend sur 155 km de côtes méditerranéennes. Sa partie centrale, englobe notre station d'étude objet de ce travail. Elle est située au voisinage direct de la plateforme pétrochimique ; elle contient plusieurs points de rejets industriels et urbains, ainsi que deux grands ports à vocation commerciale et touristique (un ancien mixte, un pétrolier) et un port de pêche (**Fig. 16**).



**Figure 16.** Photo montrant la station 2 à l'Ouest du nouveau port de pêche de Stora et à l'Est de l'ancien port.

## 1.3. Station 3 : plage Rizi-Amor

La plage Rizi-Amor située juste à proximité du collecteur des eaux usées. Nous avons considéré ce secteur comme étant pollué. Ce dernier ayant été aménagé il y a quelques années par les autorités locales pour le transformer en piétonnière (**Fig. 17**).

## 1.4. Station témoin : plage Oued El-Ganem

La station témoin dénommée plage Oued El-Ganem est située à moins de 5 km, à l'Est de la localité de Chétaibi. Cette zone, éloignée de toute source anthropogénique, a été considérée comme non polluée. Elle est parsemée de nombreux rochers à surface rugueuse, immergés à moins de 1 m de profondeur (**Fig. 18**). Ces rochers sont recouverts de nombreuses petites cavités qui facilitent non seulement le camouflage mais qui servent aussi aux troques à se protéger des fortes vagues qui se déferlent contre les rochers lorsque les conditions sont défavorables (mauvais temps). En période de crues, cette plage reçoit parfois des eaux continentales *via* l'oued El Ganem.



**Figure 17.** Photos montrant la station 3 (à gauche) et le point de rejet des eaux usées (en haut à droite).



**Figure 18.** Photo montrant la station témoin à l'Est de la localité de Chétaibi. Les eaux sont généralement limpides.

## 2. Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau

La mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau a été effectuée, in situ, à chaque collecte à l'aide d'un multiparamètre de terrain (CG867), en utilisant différentes sondes (**Fig. 19**). L'utilisation de cet appareil consiste à faire plonger la sonde appropriée dans l'eau, après calibrage, puis à attendre quelques secondes, jusqu'à stabilisation de l'affichage sur l'écran avant de relever le résultat de la mesure. Le suivi de ces paramètres s'est effectué mensuellement au niveau des stations d'échantillonnage.



**Figure 19.** Le multi-paramètre de terrain (CG867) utilisé.

## 3. Collecte et traitement des échantillons

### 3.1. Méthode de prélèvement

L'échantillonnage des troques a été effectué mensuellement durant un cycle annuel (2012). La collecte des individus est réalisée au niveau du substrat dur de l'étage médiolittoral (zone de balancement des vagues) entre 0 et -50 cm de profondeur, à l'aide d'un quadra de 0,5 m<sup>2</sup> de surface. Dans chaque quadra, nous prélevons toute la faune qui s'y trouve, y compris la faune associée. Chaque prélèvement s'est effectué sur un linéaire d'environ 300 m. Les échantillons maintenus vivants dans des bidons en plastique remplis d'eau de mer, sont acheminés ensuite vers le laboratoire pour effectuer le tri et l'identification des différentes espèces récoltées (**Fig. 20**).



**Figure 20.** Méthode de récolte des troques à l'aide d'un quadra.



### 3.2. Traitement des échantillons aux laboratoires

#### 3.2.1. Tri

Une fois au laboratoire, les échantillons sont lavés nettoyés rapidement à l'eau douce, égouttés puis triés en fonction des différents groupes zoologiques invertébrés. La fraction végétale n'a pas été prise en considération dans cette étude. Chaque taxon reconnu est placé dans un flacon en plastique étiqueté comportant toutes les indications (origine de l'échantillon, date de prélèvement, groupe taxonomique), puis congelé (-20°C) jusqu'à l'identification (**Fig. 21**).

#### 3.2.2. Identification

La précision de l'identification des organismes est cruciale pour assurer la validité des analyses. Pour cela, nous avons utilisé les clés d'identification reconnues pour les différents groupes zoologiques (Horst et Shapman, 1908 ; Bellon Humber, 1962, 1973 ; Parenzan 1970, 1974 ; Fischer *et al.*, 1987 ; Pope et Goto, 1991, 2000). Nous avons aussi utilisé des clés d'identification à partir de sites internet spécialisés (<http://vieocean.free.fr/>). En raison de la complexité de la taxonomie des Trochidae, nous avons sollicité des spécialistes dans le domaine de la malacologie, en particulier le Professeur Serge Gofas de l'Université de Malaga (Espagne), que nous remercions ici vivement pour le temps qu'il nous a consacré pour identifier les différents Trochidae échantillonnés. Les principaux traits morphologiques retenus pour les gastéropodes sont les suivants (**Fig. 21**) :

- Présentation des cordons spiraux (couleur et forme) ;
- Callosité au niveau de la columelle ;
- Forme de l'ombilic ;
- Taches et coloration de la coquille spiralée ;
- Gibbosités et granules sur la coquille.



**Figure 21.** Tri et identification des espèces dans le laboratoire.

#### 4. Étude de la faune associée

L'étude de l'inventaire de la faune associée à la malacofaune est réalisée à la base des prélèvements effectués mensuellement (janvier 2011 – janvier 2012), conjointement à l'échantillonnage de la malacofaune (**Fig. 22**).



**Figure 22.** Collecte de la faune associée dans les stations d'échantillonnage.

#### 5. Indices écologiques

##### 5.1. Densité

La densité est le nombre d'individus d'une espèce donnée dans un prélèvement donné, rapportée à une surface de sédiment d'un mètre-carré, elle est exprimée en ind/m<sup>2</sup>. Chaque mois, afin d'avoir une idée aussi exacte que possible de la répartition de *P. turbinatus* dans la zone étudié (littoral Est-Algérien), nous avons prélevé et dénombré des individus occupant 1 m<sup>2</sup> du substrat dur de chaque station.

##### 5.2. Biomasse

La biomasse est la masse totale des êtres vivants subsistant en équilibre sur une surface donnée du substrat ou dans un volume d'eau de mer. La technique consiste à la décalcification de la coquille des troques par l'acide chlorique dilué à 50%, puis un rinçage abondant à l'eau de robinet, et à la récupération de la chair humide. Cette dernière est pesée à l'état humide (P<sub>1</sub>) à l'aide d'une balance électronique de précision (type Kerven, précision : 0,01mg), puis séchée dans l'étuve à 80°C pendant 24 h jusqu'à déshydratation (P<sub>2</sub>) ; c'est le poids sec. L'estimation de la biomasse des troques est exprimée, soit en poids sec soit en poids sec libre de cendre (Grimes, 1994).

L'évolution de la biomasse en poids sec de la matière organique par unité de surface a été utilisée par de nombreux benthologues (Reyes, 1968 ; Guilie, 1971 ; Guelorget et Michel 1976 ; Guelorget et Mayerre, 1981).

### 5.3. Dominance

La dominance d'une espèce dans un prélèvement est le nombre d'une espèce dans le prélèvement par rapport au nombre d'individus de toutes les espèces présentes dans ce même prélèvement. Elle s'exprime en pourcentage suivant :

$$Da = \left[ N_a / (N_a + N_b + N_c + \dots, N_n) \right] \times 100$$

Da : Dominance de l'espèce (a) ;

$N_a + N_b + N_c + \dots, N_n$  : Nombre d'individus des espèces a, b, c, ..., n.

### 5.4. Indice de Shannon (H') :

L'indice de diversité le plus fréquemment employé est celui de Shannon H' (Blondel *et al.*, 1973 ; Amanieu *et al.*, 1979-1980). Il donne une indication sur l'organisation des individus au niveau des stations. Il est calculé à partir de l'équation suivante :

$$H' = - \sum_{i=0}^s P_i \log_2 P_i$$

S : Nombre d'espèces du peuplement,

$P_i$  : Abondance relative de l'espèce i ( $P_i = N_i/N$ ),

$N_i$  : Effectif de l'espèce i,

N : Effectif total du peuplement.

La diversité donnée par l'indice de Shannon fournit une image sur l'insertion des individus au sein des différentes espèces, pouvant traduire ainsi un aspect fonctionnel des peuplements. L'indice de Shannon a été calculé uniquement pour les espèces contribuant pour 0,1% et plus. D'après Daget (1976), on peut être amené à négliger les espèces rares si elles ont une incidence négligeable et ne change en rien au sens des variations observées. Il présente cependant l'inconvénient d'être fortement dépendant de la taille des échantillons (le nombre d'espèces échantillonnées augmentant avec la surface échantillonnée) et du type d'habitat (la richesse spécifique varie en fonction du type de substrat, de la profondeur, de la salinité...). Il reste ainsi difficile d'en faire un descripteur de l'état d'un milieu.

### 5.5. Indice d'équitabilité (E)

Il renseigne sur le niveau d'équitabilité d'une biocénose (Lloyd et Ghelardi, 1964 ; Pielou, 1966 ; Sheldon, 1969). L'équitabilité correspond au rapport entre la diversité réelle (H') et la diversité maximale (H'max) attendue de la collection. L'indice d'équitabilité varie de 0 à 1 et s'exprime par la formule suivante :

$$E = H' / H'_{max}$$

H' : Diversité spécifique réelle.

H'max : Diversité spécifique maximale.

Toutes ces opérations ont été réalisées à l'aide du package *R* en utilisant le logiciel Ade 4 (Chessel *et al.*, 2004). L'indice d'équitabilité permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces, indépendamment de la richesse spécifique. Sa valeur varie de 0 (dominance d'une des espèces) à 1 (équi-répartition des individus dans les espèces).

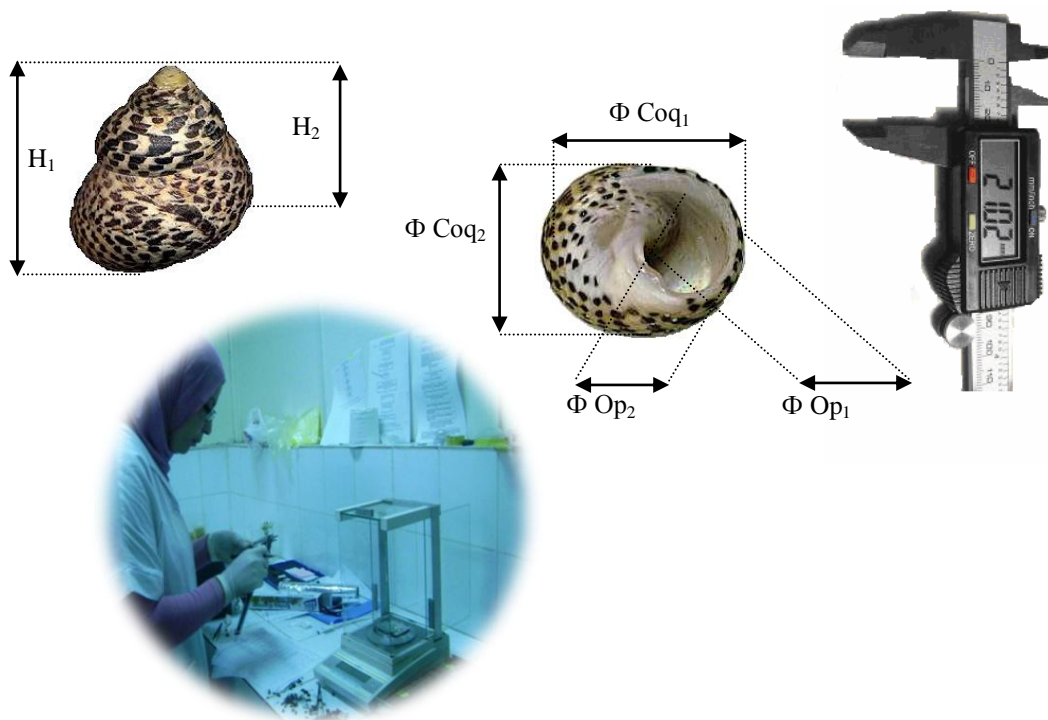
## 6. Structure démographique

Pour l'étude de la structure des populations, nous avons utilisé l'histogramme des fréquences de taille ou méthode de Le Bris, 1988. Elle a été suivie mensuellement dans les quatre sites d'études. Les histogrammes sont construits à partir d'une amplitude de classe de taille de 1 mm (Boucetta, 2010). Les courbes obtenues peuvent présenter zéro, un ou deux points d'inflexion, ce qui permet de mettre en évidence une, deux ou trois cohortes.

## 7. Morphométrie de *Phorcus turbinatus*

### 7.1. Caractères métriques

L'étude morphologique a concerné uniquement la population de *P. turbinatus*. Cette dernière a été caractérisée morphologiquement en utilisant des critères métriques (Urduy *et al.*, 2010). Dans cette étude, six paramètres métriques ont été retenus (Fig. 23) : la hauteur maximale ( $H_1$ ), la hauteur minimale ( $H_2$ ), les diamètres de l'opercule  $\Phi_{Op_1}$  et  $\Phi_{Op_2}$ , les diamètres de la coquille  $\Phi_{Coq_1}$  et  $\Phi_{Coq_2}$ . Les mesures ont été effectuées à l'aide d'un pied à coulisse électronique de précision. Les valeurs des diverses mesures sont appréciées au millimètre près. L'analyse a été effectuée chez la population totale et chez les deux sexes.



**Figure 23.** Différents paramètres métriques mesurés sur les troques avec un pied à coulisse électronique (Boucetta, 2010).

Les différentes parties mesurées du corps sont exprimées en fonction de la hauteur maximale ( $H_1$ ) par la méthode des moindres rectangles (axe majeur réduit) qui est une équation de régression préconisée par [Teissier \(1948\)](#). Elle s'écrit de la manière suivante:

$$Y = bX + a$$

b : pente de la droite.

a : ordonné à l'origine.

X et Y : dimensions mesurées sur un même individu.

La comparaison statistique du coefficient "t" d'allométrie de cette équation avec la valeur 1 est réalisée par le test de Student ([Dagnélie, 1975](#)).

$$t_{obs} = \frac{\left( |b^2 - b_o^2| \cdot \sqrt{n-2} \right)}{\left( 2b \cdot b_o \sqrt{1-r^2} \right)}$$

n : nombre de couples de données,

r : coefficient de corrélation,

b : coefficient d'allométrie (pente).

La valeur de  $t_{obs}$  est comparée à celle de "t" théorique =  $t_{1-\alpha/2}$  (valeur donnée par table de Student) ou  $\alpha$  représente le seuil de confiance au risque d'erreur de 5%. Deux cas peuvent se présenter :

\* Si  $t_{obs} \leq t_{1-\alpha/2}$  : on rejette l'hypothèse, la différence est significative entre la pente et la valeur théorique, il y a donc une allométrie minorante (négative), si  $b < 1$ , ou allométrie majorante (positive), si  $b > 1$ .

\* Si  $t_{obs} > t_{1-\alpha/2}$  : on accepte l'hypothèse, la différence n'est pas significative et  $b = 1$ , il y a donc une isométrie entre les deux paramètres étudiés.

## 7.2. Comparaisons morphométriques

En raison de l'éloignement des quatre stations et de l'impact probable de la pollution sur la morphologie des populations de *P. turbinatus* aussi bien chez les mâles que chez les femelles, nous avons effectué une étude comparative des populations en fonction du sexe, du site et des saisons. En utilisant le test t de Student, nous avons comparé les moyennes des 6 caractères métriques mesurées des quatre populations à l'aide des données de deux échantillons simples et aléatoires et indépendants ([Dagnélie, 1970](#) et [2006](#)). Tous les calculs ont été réalisés en utilisant le programme R ; Minitab (X, 2014) et Xlstat (2014).

Pour comparer les mâles et les femelles de *P. turbinatus* de chaque site indépendamment, entre les quatre saisons, les moyennes de chacune des 6 caractéristiques métriques, nous avons utilisé le test d'analyse de la variance à un critère ou un facteur de classification modèle fixe ([Dagnélie, 1970](#) et [2006](#)).

Pour rechercher éventuellement des groupes homogènes de *P. turbinatus* entre les quatre stations et entre les saisons, nous avons fait appel à la méthode de Newman-Keuls (SNK) (Dagnélie, 2006).

Pour comparer l'ensemble des caractères métriques des mâles et des femelles des quatre populations de *P. turbinatus* de la station 1, 2, 3 et témoin pour l'ensemble des saisons, nous avons utilisé le test de la variance multivarié Manova qui englobe trois tests: Wilk's Lambda, Lawely-Hottelling et Pillai's trace (Dagnélie, 1970, 1986 et 2006). Ce test est une extension de l'analyse de la variance univariée, quand on a plusieurs variables qui ont été observées simultanément sur les mêmes individus (ou station). Les trois tests cités précédemment et qui sont proposés par Palm (2000) et (Chessel *et al.*, 2004) sont asymptotiquement d'égale puissance et aucun test ne peut être recommandé de manière systématique.

## 8. Sex-ratio

La sex-ratio a été étudiée et suivi mensuellement dans les quatre sites. La sex-ratio exprime la proportion en pourcentage d'individus mâles et femelles dans une population donnée. Elle est exprimée par la relation suivante:  $SR = (\text{nombre de mâles} / \text{nombre des femelles}) \times 100$ . L'écart des valeurs observées de la sex-ratio par rapport à la proportion théorique 50 % est déterminé par un test de khi deux ( $\chi^2$ ) (Dagnélie, 2000); l'hypothèse nulle  $H_0$ : sex-ratio = 50 % est testée par le calcul de la quantité:

$$\chi^2 = (M^2 / f) + (F^2 / f) - n$$

M : nombre de mâles.

F: nombre de femelles.

n : M + F : nombre de mâles et femelles dans l'échantillon.

f = n/2 : Fréquence absolue théorique pour chaque sexe.

L'hypothèse nulle est rejetée au niveau de signification  $\alpha$  lorsque  $\chi^2_{\text{obs}}$  est supérieur ou égal à la valeur théorique ( $\chi^2_{1-\alpha}$ ) de la distribution du ( $\chi^2$ ) à la valeur 1 degré de liberté. Ce test n'est valable que pour des effectifs mâles ou femelles supérieur à 5.

### 8.1. Taille à la première maturité sexuelle

La taille à la première maturité sexuelle est un paramètre essentiel en dynamique des populations, car elle permet de connaître la contribution des individus de petite taille au phénomène de reproduction. Cette taille coïncide avec le passage du stade juvénile (immature) au stade adulte, caractérisé par la capacité de participer à la reproduction. L'expression « première maturité sexuelle » paraît redondante, car en réalité, la maturité n'est atteinte qu'une seule fois, mis à part les cas d'hermaphrodisme.

La taille à la première maturité sexuelle, est établie en une fonction logistique reliant les proportions des individus matures et les hauteurs totales du gastéropode. (Bakhayokho, 1983 ; Ouannes-Ghorbel *et al.*, 1996, 2002) a été utilisée. Cette fonction permet en effet de suivre le degré de maturité sexuelle selon la taille et d'estimer avec précision les longueurs (Ht50), (Ht25) et (Ht75).

Cette fonction de forme sigmoïde s'écrit :

$$p = \frac{1}{1 + e^{(b Ht + a)}}$$

avec :

P : proportions des individus matures ;

a et b : constantes.

Cette équation a été ajustée, selon la méthode des moindres carrés, aux données observées de maturité sexuelle chez les deux sexes. Pour cela, nous avons utilisé le logiciel Minitab (version 13.2) (Anonyme, 2000). Par la suite, la longueur Ht50 est estimée selon cette formule :  $Ht50 = -a/b$  et les longueurs Ht25 et Ht75 sont calculées par la formule suivante :

$$\ln\left(\frac{p}{1-p}\right) = a + b Ht$$

La comparaison des valeurs à la première maturité sexuelle entre les mâles et les femelles a été effectuée à l'aide du test t de Student selon la méthode préconisée par Lamotte (1967).

## 9. Age et croissance

### 9.1. Coefficient de condition ou indice pondéral

Dans cette étude nous avons utilisé trois indices de condition, l'un qui permet le suivi environnemental, l'état de santé de l'animal et qui permet de décrire le cycle reproducteur de l'espèce (Beninger, 1984).

- **Indice de condition environnementale** : Dans une étude de suivi environnemental, l'indice de condition (ICE) permet d'évaluer l'état général de l'animal, son état bioénergétique et son état reproducteur. L'indice de condition environnementale en chair est calculé de la manière suivante :

$$IC = \text{poids frais de la chair} / \text{poids total}$$

- **Indice de condition amaigris**: Afin de confirmer que ces coques sont très affaiblies au point de ne plus pouvoir s'enfourir, nous avons mesuré un indice de condition donnant une vision générale de leur état de santé. Nous avons calculé le rapport entre le poids sec de la chair de l'animal et le poids de sa coquille, ce qui permet d'évaluer si les animaux sont amaigris

$$IC \text{ amaigris} = P_s / P_{coq}$$

- **Indice de condition K** : Chacun des 30 individus par site et par an est mesuré au millimètre inférieur et pesé. L'indice de condition (K) de Fulton est ensuite calculé :

$$K = (W/H_l^3) * 100$$

L : Taille (mm)

W : Poids en (mg).

Cet indice allométrique, basé sur une relation linéaire entre le poids et le cube de la taille d'un individu, permet de quantifier son embonpoint ; plus une troque a un indice K élevé, meilleure est sa condition. La moyenne des 30 valeurs, obtenues sur les 30 troques échantillonnés, est ensuite calculée pour chaque station et chaque mois.

## 10. Détermination de l'âge

En dynamique des populations et pour une meilleure connaissance de la croissance, l'étude de l'âge est primordiale. La détermination de l'âge se fait soit indirectement en utilisant les méthodes statistiques, soit directement grâce à la sclérochronologie (lecture des stries d'accroissement sur la coquille). En raison de la complexité de la lecture des marques d'accroissement, nous avons opté pour la méthode indirecte de [Bhattacharya \(1967\)](#). Les différentes classes d'âge ont été déterminées pour les quatre stations (station 1 : 1635 individus, station 2: 687, station 3: 534 et station témoin ; 1811).

La méthode utilisée est basée sur une transformation logarithmique des effectifs regroupés en classes de tailles d'égales.

$$\log z = \log(x_i + h) - \log z(x_i),$$

$z(x_i + h)$  : Effectif de la classe de taille de centre de classe  $(x_i + h)$

$z(x_i)$  : Effectif de la classe de taille de centre de classe  $x_i$

Cette méthode est souvent soumise à deux conditions : (1) L'histogramme ne doit pas comporter de classes vides, ces dernières peuvent être évitée par un lissage ou une moyenne entre les deux classes intermédiaires. (2) L'intervalle  $x_i$  doit être petit par rapport à chacun des écarts types (S). La détermination de l'âge est une étape très importante pour le calcul des paramètres de la croissance individuelle pondérale et linéaire (modèle de Von Bertalanffy) qui sont obtenus au moyen du programme FISAT II.

## 11. Modélisation de la croissance

- **Croissance linéaire absolue** : Il existe plusieurs équations de croissance, mais aucune de celles-ci ne donne entièrement satisfaction pour toutes les situations. Le modèle adopté ici est celui de [Von Bertalanffy \(1938\)](#). C'est celui qui décrit la croissance linéaire dans le temps et sa formule s'adapte à la plupart des données de croissance observées. Cette formule s'exprime comme suit :

$$H_t = H_\infty [1 - e^{-k(t-t_0)}]$$

$H_t$  : hauteur maximal (en mm) à l'instant t.

$H_\infty$  : hauteur maximale (en mm) ou taille asymptotique.

k : taux de croissance.

$t_0$  : temps théorique ou  $H_t = 0$  mm.



Pour comparer les paramètres de croissance obtenus dans différentes localités, nous avons utilisé l'indice de performance de croissance de [Galluci et Quinn \(1979\)](#), qui s'écrit comme suit:  $P = \log(L_{\infty} \cdot K)$ .

- **Croissance relative ou relation taille-poids** : L'expression mathématique de la croissance relative permet, pour sa part, de connaître l'embonpoint des troques ([Richter et al., 2000](#)) et constitue une donnée nécessaire pour l'estimation des biomasses des troques et l'analyse des changements ontogénétiques ([Safran, 1992](#)) et différents aspects de la dynamique des populations. Ses variations mensuelles peuvent nous renseigner sur l'activité sexuelle, notamment sur la période de reproduction. Cette croissance permet d'estimer le poids à partir de la taille ([Beyer, 1991](#)), le poids à partir de l'âge ([Petraakis et Stergiou, 1995](#)), et d'exprimer l'équation de la croissance linéaire en croissance pondérale ([Pauly, 1993](#)). Elle permet aussi de distinguer l'histoire de vie et la morphologie d'une espèce à une autre et entre les populations des différents habitats et ou régions ([Gonçalves et al., 1997](#)). La croissance relative permet de vérifier l'existence d'une corrélation liant le poids à la taille de la troque et de modéliser la relation. Si la troque garde la même forme générale et le même poids durant toute sa vie, son poids sera proportionnel au cube de sa hauteur maximale. C'est une relation de la forme :

$$Pt = a \cdot H_1^b$$

Pt : poids total (g).

H<sub>1</sub> : hauteur maximale (mm).

a : constante.

b : coefficient d'allométrie.

Les paramètres a et b sont déterminés par le programme FISAT (version 1.2.2) ([Gayaniilo et al., 1996](#)). Cette équation peut être linéarisée par transformation logarithmique des données :

$$\text{Log Pt} = b \cdot \text{log H}_1 + \text{log a}$$

L'ajustement de ce modèle linéaire aux données longueur-poids observées est réalisé par la méthode des moindres rectangles. La valeur de coefficient b est comparée statistiquement à b<sub>0</sub> = 3 au seuil  $\alpha = 5\%$ , 1% et 0,1% à l'aide du test t de Student ([Dagnelie, 1975](#)) :

$$t_{obs} = \frac{\left( b^2 - b_o^2 \mid \sqrt{n-2} \right)}{\left( 2b_a \cdot b \sqrt{1-r^2} \right)}$$

n : Effectif.

b : Pente.

b<sub>0</sub> : Pente théorique (b<sub>0</sub> = 3).

r : Coefficient de corrélation.

La valeur de t<sub>obs</sub> est comparée à celle de "t" théorique : t<sub>1- $\alpha$ /2</sub> (donnée par le test de Student) où  $\alpha$  représente le seuil de confiance au risque d'erreur de 5% pour (n-2) degré de liberté. Trois cas peuvent alors se présenter : si b < 3, l'allométrie est minorante, si b = 3, il y a isométrie, si b > 3, l'allométrie est majorante.

- **Croissance pondérale absolue** : Sachant que le poids est lié à la taille par la relation :  $P_t = a \cdot H_t^b$ , et que le modèle décrivant le mieux la croissance linière en fonction du temps est celui de Von Bertalanffy, nous pouvons admettre que la relation  $P_t = P_\infty [1 - e^{-k(t - t_0)}]^n$  peut exprimer l'équation du poids en fonction du temps. Dans cette équation,  $P_t$  est le poids total de la troque à l'instant  $t$  et  $P_\infty$  est le poids correspondant à  $H_\infty$ . Les paramètres  $k$  et  $t_0$  sont ceux de l'équation de la croissance linière absolue. La valeur de  $n$  est le coefficient d'allométrie ou la pente de la droite exprimant la relation taille-poids sous sa forme logarithmique. Tous les paramètres de l'équation de Von Bertalanffy étant connus, nous avons calculé le poids pour chaque groupe d'âge.

## 12. Dosage des métaux lourds

### 12.1. Choix des métaux étudiés

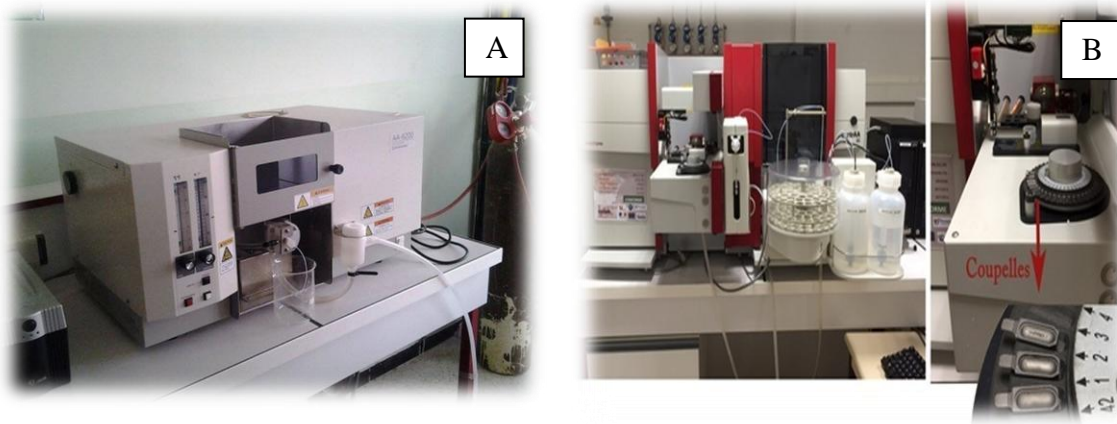
Dans cette étude, six métaux seront étudiés en particulier: le cadmium, le cuivre, le Chrome, le plomb, le Nickel et le Zinc. Les activités humaines ont largement modifié le cycle naturel de ces éléments : des taux élevés proviennent de décharges de l'industrie (**Tab. 5**). L'exploitation pétrolière, l'exploitation minière et l'incinération des déchets contribuent également à la dispersion des métaux lourds dans l'environnement. Ils finiront par se déverser dans les mers et océans.

**Tableau 5.** Utilisation industrielle des métaux lourds ([Chambost-Manciet, 2002](#)).

Elément	Sources anthropiques
Chrome	Piles, peinture, fongicides, catalyseur dans l'industrie chimique, thermomètre,...
Cuivre	Tentures de textiles, pigments de peinture, revêtement métallique, canalisation,...
Plomb	Agent antirouille, additif aux plastiques, batteries, ciment,...
Cadmium	Pigments, batteries, ciment, produits agrochimiques, revêtements de surface,...
Nickel	l'industrie métallurgique, de raffineries d'argent, des fabriques d'acier, des fonderies,...
Zinc	sources minières industrielles (traitement minéral, raffinages, galvanisation du fer,...

### 12.2. Préparation de l'échantillon

Cette méthode consiste à minéraliser l'échantillon par voie humide (four à micro-onde) à l'aide d'acide nitrique concentré et de Peroxyde d'Hydrogène. Les échantillons sont analysés par spectrophotométrie d'absorption atomique de flamme et à four graphite (**Fig. 24**).



**Figure 24.** Spectrophotomètre à absorption atomique (SAA). (A: à flamme ; B: à four graphite).

### 12.3. Techniques expérimentales

#### 12.3.1. Appareillage et réactifs

- Acide Nitrique 65% pour l'analyse des traces (V.W.R).
- Solution de Peroxyde d'Hydrogène 32% pour analyse des traces (V.W.R).
- Eau pure.
- Eau ultra pure (conductivité égale à  $0,0054\mu\text{S}/\text{Cm}$ ).
- Verrerie (Fioles jaugées classe A, béccher classe A, Pipettes jaugées Classe A).
- Balance analytique (précision : 0.001g) METTLER TOLEDO.
- Bain ultra son (FISHER SCIENTIFIC).
- Purificateur d'eau (TKA-GEN PUR).
- Four à micro-ondes (1000W).
- Etuve (THERMO-SCIENTIFIC).

#### 12.3.2. Préparation de verrerie et de plastique

Toute la verrerie du laboratoire est lavée au détergeant ensuite rincé par l'eau pur puis immergée dans l'acide Nitrique 10% pendant 24h suivi d'un rinçage à l'eau ultra pure et sécher à l'aide d'une étuve avant utilisation (**Fig. 24**). Aucun plastique de couleur ne devrait être utilisé.

#### 12.3.3. Prise d'essai

En ce qui concerne les échantillons biologiques (les troques), la première opération consiste à débarrasser l'échantillon des particules externes. Ceci est particulièrement important pour les échantillons ayant un contact avec les sols et les sédiments. Après la dissection des Troques, la masse viscérale est retirée puis séchées à  $80^{\circ}\text{C}$ . 0,5 à 1 g de la chaire a été extraite comme prise d'essai (**Fig. 25**).

### 12.3.3.1. Minéralisation de l'échantillon

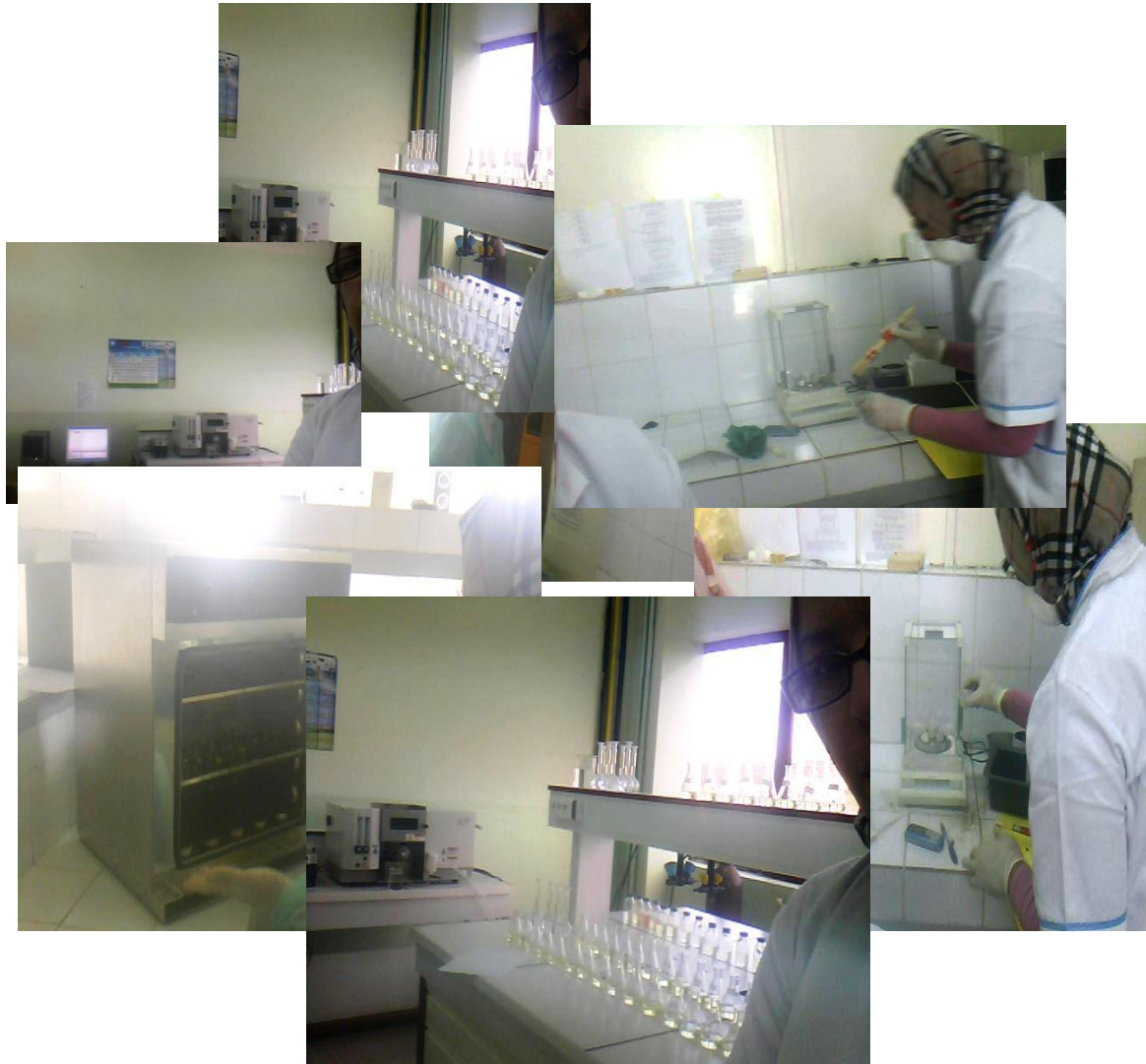
Cette étape doit permettre l'élimination des matières organiques tout en stabilisant l'analyte. La minéralisation a été effectuée dans un four à micro-onde modifié d'une puissance de 1000 W. On met la prise d'essai avec précaution dans un ballon à fond plat puis on rajoute 5 ml d'acide nitrique supra pur à 65% plus 3 ml d'eau oxygénée. On laisse reposer jusqu'à dissolution de l'échantillon avant la minéralisation. Puis on met le ballon dans le four micro-onde à une puissance de 300 w pendant 20mn. Puis on récupère le minéralisât dans une fiole jaugée de 50 ml que l'on complète avec de l'eau ultra pure, puis on transfère la solution dans une fiole ou tube en plastique. Parfois on met les échantillons dans un bain à ultra son ou on les filtre si nécessaire. Il est essentiel de procéder à la même opération pour le blanc (**Fig. 25**).

### 12.4. Dosage des métaux lourds par la Spectroscopie d'absorption atomique à flamme et a four graphite

Le principe consiste à aspirer l'échantillon sous forme liquide dans une flamme à une température de l'ordre de 1700 à 2550°C, de sorte qu'il se forme une vapeur atomique (atomes neutres, libres et a l'état fondamental). On irradie cette vapeur avec une lampe spectrale à cathode creuse. Ces lampes émettent des raies de transition des atomes recherchés. Seuls les atomes recherchés absorbent la radiation excitatrice (**Fig. 25**). Ce qui nous permet de lier l'absorption lumineuse à la concentration des atomes étudiées. Cependant il y a toujours une absorption non spécifique si minime soit-elle. Cette dernière est significativement diminuée par l'emploi d'une lampe au Deutérium (correcteur de bruit de fond). En plus de la simple dilution ou de la minéralisation par voie humide souvent décrite, on préconise l'utilisation d'une solution de modificateur de matrice qui permet de transformer l'élément à doser en ses formes les plus stable thermiquement : composés oxydes, formes réduites ou phosphates. La formation des atomes neutres est réalisée par la vaporisation et l'atomisation dans une flamme air-acétylène. L'analyse des métaux lourds dans les troques a été réalisée dans les mêmes conditions spectrales et pour les mêmes courbes d'étalonnages afin de mieux interpréter les résultats obtenus (**Fig. 25**).

#### 12.4.1. Appareillage et réactifs

- Solution standard à 1,000 g/l de chaque élément à doser (Cd, Cu, Cr, Pb, Zn, Ni,).
- Solution d'acide Nitrique 65% pour l'analyse des traces (V.W.R).
- Solution acide Nitrique > 69% pour l'analyse par four (V.W.R).
- Solution d'acide Chlorhydrique 37%.
- Solution minéralisée des tissus des troques.
- Eau pure.
- Eau ultra pure (conductivité égale à 0,0054 $\mu$ S/Cm).
- Nitrate d'Ammonium (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>).
- Chlorure de Palladium (Pd Cl<sub>2</sub>).
- Chlorure Stanneux (Sn Cl<sub>2</sub>) (M =225,63 g. mol<sup>-1</sup>) (MERCK).
- Micropipettes réglable, de capacité 1 ml.
- Fioles jaugées classe A.



**Figure 25.** Différents étapes du dosage des métaux lourds dans la chaire de *P. turbinatus*.

- Le spectrophotomètre utilisé est un "Thermo AAS-Spectrometer Solaar MQZ Zeeman. Double beam optic" programmé par un ordinateur et comprend :
  - une source d'émission primaire : une tourelle qui peut contenir six lampes pour un dosage successif ;
  - une source d'atomisation constituant la cellule d'absorption (aspirateur d'échantillon, nébuliseur, une flamme) ; - un sélecteur de radiations : monochromateur ;
  - un four à graphite à injection et dilution intelligente avec correcteur par effet Zeeman (effet Zeeman inverse + effet Zeeman transversal). Les conditions opératoires du spectromètre sont présentées dans le **tableau 6**.

**Tableau 6.** Conditions expérimentales pour le dosage des ions métalliques par SAA. (Chiffolleau *et al.*, 2003).

Eléments Paramètres	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni
Longueur d'onde (nm)	228,8		324,8	217,0	213,9	
Fente (nm)	0,5		0,5	0,5	0,2	
Temps de lecture (s)	4,0		4,0	4,0	4,0	
Flamme	Air- Acétylène	Air- Acétylène	Air- Acétylène	Air- Acétylène	Air- Acétylène	Air- Acétylène
Type	stœchiométrique	Stœchio- métrique	oxydante	stœchiométrique	stœchiométrique	oxydante

#### 12.4.2. Préparation des Solutions

- Préparation de la solution de dilution 1 % de HNO<sub>3</sub> On place 1 ml de HNO<sub>3</sub> à 65 % (à l'aide d'une micro pipette graduée à 1ml) dans une fiole de 100 ml et on complète la fiole jusqu'au trait de jauge avec de l'eau ultra pure.

- Modificateur de matrice pour le dosage par spectroscopie d'absorption atomique électrothermique. Dissoudre 1,0 g de poudre de Chlorure Palladium dans 3 ml d'acide Nitrique 65% et 20 ml d'acide Chlorhydrique ( $\rho=1,19 \text{ g.ml}^{-1}$ ), tout en chauffant légèrement sur une plaque chauffante, puis diluer à 100 ml avec de l'eau. Dissoudre 10 g de Nitrate d'Ammonium (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) dans de l'eau et diluer à 100 ml avec de l'eau.

Mélanger 15 ml de la solution de Palladium et 15 ml de la solution de Nitrate d'Ammonium dans une fiole de 100 ml et compléter au volume avec de l'eau. 10  $\mu\text{l}$  de cette solution contiennent 15 pg de Pd et 150 pg de NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>.

- Préparation de la solution de modificateur de matrice biologique (SnCl<sub>2</sub>). On prélève 20 ml de HCl concentré (37%) que l'on dilue dans une fiole de 100 ml (solution de HCl concentrée à 20%) ; Dissoudre 25 g de SnCl<sub>2</sub> ( $M = 225,63 \text{ g.mol}^{-1}$ ) avec les 100 ml de HCl à 20% et ceci dans un bécher de 600 ml ; Compléter le bécher jusqu'à 300 ml et chauffer à l'aide d'un chauffe-ballon pour avoir une solution limpide et on laisse refroidir quelques instants avant de passer au dosage.

#### 12.4.3. Etalonnage

Pour chaque élément à doser on prépare une gamme d'étalons à différentes concentrations (en fonction du type de métal), à partir d'une solution mère de 1000 ppm, dans des tubes de 50 ml en complétant le volume avec la solution de dilution 1% d'acide Nitrique. Les quantités prélevées dans cette solution pour la préparation et les concentrations des standards de chaque métal sont indiquées dans le **tableau 7**.

**Tableau 7.** Quantités prélevées de la solution mère et les concentrations des standards. (Chiffolleau *et al.*, 2003).

Métal	Standard 1		Standard 2		Standard 3	
	[C] (ppm)	[V] ( $\mu$ L)	[C] (ppm)	[V] ( $\mu$ L)	[C] (ppm)	[V] ( $\mu$ L)
Cd	0,6	300	1,8	900	3,6	1800
Cu	1,5	75	4,5	225	9	450
Cr	1	50	3	150	6	300
Pb	3	150	9	225	18	900
Zn	0,5	25	1,5	75	3	150
Ni	2	100	6	300	12	600

[C] concentration du standards en ppm; [V] volume prélevé de la solution mère pour la préparation des standards en  $\mu$ L. On fait passer les différents standards à travers le spectrophotomètre, à chaque concentration correspond une absorbance et l'ordinateur trace la courbe. A partir de cette courbe, l'ordinateur donne par lecture et après mesure de l'absorbance de chaque échantillon, la concentration du métal étudié dans la solution préparée (en  $\text{mg}\times\text{L}^{-1}$ ). Le poids sec (P.S) des troques examinées est déterminé selon la formule de Chiffolleau *et al.*, (2010). Il est exprimé en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (p.s) comme suit :

$$C(\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}) = (C - C_B) \times V/p$$

P : poids de l'échantillon initial (mg).

V : volume final du minéralisât (ml).

CB : concentration en élément mesuré dans le minéralisât ( $\mu\text{g/l}$ ).

C : concentration en élément mesuré dans le blanc ( $\mu\text{g/l}$ ).

La méthode d'analyse a été validée par des dosages sur un échantillon certifié (tissus de moule) provenant de l'Agence internationale de l'énergie atomique de Monaco (A.I.E.A., Réf. MA-A-2/TM). La spectroscopie par absorption atomique avec flamme SAAF n'a pas pu détecter la faible teneur du Cadmium présent dans les tissus des troques échantillonnées, nous avons effectué une analyse par spectroscopie par absorption atomique avec atomisation électrochimique SAA-ET dont le principe est l'injection d'un échantillon acidifié dans un tube graphite chauffé électriquement.

#### - Préparation des étalons pour l'analyse de Cadmium par SAA

(1) Préparation de la solution standard intermédiaire de cadmium ( $50\mu\text{g/L}$ ) : Prélever  $0,5\text{ml}$  de la solution mère et compléter à  $100\text{ml}$  avec de l'acide Nitrique  $1\text{M}$ ,

(2) La courbe d'étalonnage pour le cadmium est réalisée à partir des concentrations suivantes:  $10\mu\text{g/L}$  ;  $20\mu\text{g/L}$  ;  $30\mu\text{g/L}$  grâce à l'option dilution intelligente.

#### - Programmation du four

(1) Température de séchage :  $110^\circ\text{C}$  pendant 30s

(2) Température de décomposition :  $450^\circ\text{C}$  pendant 20s

- (3) Température d'atomisation : 1300°C pendant 3s  
 (4) Température de lavage : 1900°C pendant 3s  
 (5) La mesure de l'absorbance s'effectuera à une longueur 228,8 nm, 10µl d'une solution modificatrice de matrice est ajoutée aux cours du dosage.

**- Performance de la méthode :** La sensibilité d'une méthode est son aptitude à détecter et/ou à mesurer avec précision de faibles quantités d'éléments. Elle exprimée par deux (2) grandeurs : **la limite de détection** qui est la concentration la plus faible détectée avec certitude et **la limite de quantification** qui est la concentration la plus faible mesurable (Tab.1). Ces deux dernières sont fonction du facteur de dilution respectivement formule « 2 » et « 3 » :

$$\text{lim.dét.} = 3 \times \sigma \times V/P \text{----- (2)}$$

et

$$\text{lim.quant.} = 10 \times \sigma \times V/P \text{----- (3)}$$

Cette méthode est assez sensible pour évaluer avec précision la plupart des teneurs en contaminants métalliques dans les mollusques côtiers. Les résultats standardisés dans les conditions routinières (prise d'essai de 200 mg et volume final de 50 ml) sont présentés dans le **tableau 8**.

**Tableau 8.** Valeurs des écart-types sur les blancs d'analyses ; limites de détection et limites de quantifications des éléments métalliques analysées. [Chiffolleau et al. \(2010\)](#).

	$\sigma_{\text{blanc}}$ (µg/l)	Lim. détection (µg/g)	Lim. quantification (µg/g)
Cd	0,03	0,02	0,08
Cr	0,08	0,02	0,2
Cu (four)	0,4	0,3	1
Cu (flamme)	13	10	30
Pb	0,2	0,2	0,5
Zn	3,5	3	9
Ni	0,12	0,09	0,3

La reproductibilité de cette méthode (**Tab. 9**) est exprimée par le coefficient de variation de la concentration (exprimé en pourcentage) selon la formule « 4 » :

$$CV(\%) = \sigma[C]/\delta[C] \text{ ... .. (4)}$$

$\sigma$ : Ecart-type de la série de concentration.

$\delta$ : La moyenne de ces concentrations.



**Tableau 9.** Valeurs certifiées et mesurées de l'échantillon de référence utilisé. (moyenne  $\pm$  écart-type) [Chiffolleau et al. \(2010\)](#)

Type d'échantillon : Moule ; Référence : CRM 278R			
Métal	Valeur certifiée ( $\mu\text{g/g}$ )	Valeur mesurée ( $\mu\text{g/g}$ )	CV
Cd	0,348 $\pm$ 0,007	0,34 $\pm$ 0,01	4%
Cr	0,78 $\pm$ 0,06	0,71 $\pm$ 0,04	6%
Cu	9,45 $\pm$ 0,13	9,2 $\pm$ 0,2	2%
Pb	2,00 $\pm$ 0,04	1,98 $\pm$ 0,09	5%
Zn	83,1 $\pm$ 1,7	82 $\pm$ 2	2%
Ni	0,93 $\pm$ 0,12	0,9 $\pm$ 0,1	12%

### 13. Analyses statistiques des données

Les concentrations métalliques ont été calculées avec un écart-type. Cet écart-type représente la variation de contenu métallique parmi l'individu échantillonné dans la saison et le même site. Toutes les troques échantillonnées et minéralisées appartiennent à un étroit et une gamme homogène de poids et de dimension.

L'analyse de la variance l'ANOVA (ONE-WAY) a été appliquée pour tester les différences du contenant métallique en fonction de chaque site et chaque saison, suivi d'un post-Hoc de comparaison : test de Tukey et test de Shapiro-Wilk. Une comparaison multiple a été effectuée pour évaluer les niveaux de l'impact métallique les plus significatifs dans les stations de prélèvements.

En plus, une analyse des composantes principales (ACP) est appliquée ; c'est un outil très utile pour comprendre la structure et l'organisation des populations ([Chessel et al., 2004](#)). L'ACP est une technique statistique appartenant aux méthodes de reconnaissance de forme non surveillées prétendues utiles pour exécuter l'analyse de donnée exploratoire quand il n'y a aucune connaissance préliminaire des caractéristiques de données à analyser ([Tabachnick et Fidell, 1996](#) ; [Conti et al., 2007](#) ; [Zhou et al., 2007](#) ; [Conti et Mecozzi, 2008](#)).

Pour une variable se groupant avec plus de deux classes, nous avons aussi réalisé une classification hiérarchique cluster (CAH) pour une représentation des données spatio-temporelle concernant l'ensemble des métaux lourds étudiés ([Conti et Cecchetti, 2003](#) ; [Rabaoui et al., 2013](#)).

Finalement, le test de Kruskal Wallis (K-W) a été appliqué afin de vérifier l'existence de différence significative des concentrations métalliques entre la station de référence et les autres stations d'études. Le test Mann-Whitney (M-W) est utilisé pour des comparaisons non appariées.

Les analyses statistiques sont obtenue en utilisant les logiciels suivants : Facto Mine R extra (2015), Minitab 16 ; XL STAT (2015) et ADE4 package.

## 14. Activités enzymatiques

Depuis le début des années 1990, plusieurs revues de synthèse et ouvrages ont été publiés sur les biomarqueurs en écotoxicologie (Huggett *et al.*, 1992 ; Lagadic *et al.*, 1997 ; Kammenga *et al.*, 2000). Parmi ces biomarqueurs on cite l'acétylcholinestérase (AChE) et le glutathion-S-transférase (GST), utilisés dans cette étude.

Les individus destinés aux analyses enzymatiques sont débarrassés de leur chair, puis la tête et le manteau sont prélevés et conservés dans 1 ml de solution détergente et 1 ml de tampon phosphate pour le dosage de l'acétylcholinestérase et le glutathion-S-transférase. L'activité spécifique des enzymes est mesurée par rapport aux protéines. Le dosage des protéines est réalisé selon Bradford (1976).

### 14.1. Dosage de l'acétylcholinestérase (AChE)

Les activités Acétylcholinestérasiques ont été utilisées en tant que marqueur de neurotoxicité. Ces activités, qui ont été très étudiées chez les insectes (Bocquené et Galgani, 2004), font l'objet d'une recherche active chez les mollusques (Cunha *et al.*, 2007). Les AChE sont notamment sensibles aux pesticides carbamates et organophosphorés, mais aussi à certains métaux lourds. Cette activité a été dosée au niveau de la tête des *Phorcus turbinatus* par la technique spectrophotométrique décrite par Ellman *et al.* (1961), qui consiste à fournir à l'enzyme un substrat, l'acétylthiocholine (ASCh), dont l'hydrolyse libère de la thiocholine (SCh) et de l'acide acétique. La quantité de thiocholine obtenue est proportionnelle à l'activité enzymatique, on la révèle grâce à une méthode colorimétrique faisant intervenir un ion (acide 5,5'-dithio-bis-2-nitrobenzoïque ou DTNB), qui se lie avec la thiocholine pour former un complexe de couleur jaune que l'on dose à 412 nm. Les têtes sont homogénéisées pendant quelques secondes dans 1 ml de solutions détergente (solution D) [38,03 mg EGTA (acide éthylène glycol-bis,  $\beta$ -aminoéthyl éther N N N' N' tétra-acétique), 1 ml triton X 100%, 5,845 g NaCl (chlorure de sodium), 80 ml tampon tris (10 mM, pH 7)], à l'aide d'un homogénéisateur à ultrasons (Sonifer B-30). Puis, centrifuger à 9000 tours pendant 15 minutes. Le surnageant est utilisé immédiatement pour la mesure de l'activité de l'AChE.

L'activité spécifique de l'AChE est déterminée comme suit : 100  $\mu$ l de surnageant sont additionnées à 100  $\mu$ l de DTNB (0,1 M, pH 8) [39,6 mg de DTNB, 15 mg CO<sub>3</sub>HNa (bicarbonate de sodium), dans 10 ml tris 0,1 M pH 7] et 1 ml du tampon tris (0,1 M pH 7). Après 3 à 5 mn de repos nécessaire pour épuiser la réaction spontanée, 100  $\mu$ l de substrat acétylthiocholine iodide (Sigma R) (118 mg ASCh dans 5 ml d'eau distillée) sont ajoutés. La lecture des densités optiques s'effectue toutes les 4 mn pendant 20 mn, contre un blanc où le surnageant a été remplacé par un volume équivalent de solution détergente (100  $\mu$ l). La conversion des variations de densité optique en activité enzymatique est réalisée selon la formule :

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

$\Delta \text{Do}$  : Densité optique

$\text{Vt}$  : Volume total des solutions (0,1 ml surnageant + 0,1 ml du DTNB + 1 ml tris + 0,1 ml de substrat ASCh)

$\text{Vs}$  : Volume du surnageant (0,1ml)

1,36 : Coefficient d'extinction (concernant le DTNB à 412 nm)

Protéines : Quantité des protéines en mg.

#### 14.2. Dosage du glutathion S-transférase (GST)

La mesure de l'activité de la glutathion S-transférase (GST), consiste à fournir à l'enzyme un substrat : le 1-chloro-2,4 dinitrobenzène (CDNB), qui réagit facilement avec le glutathion réduit. La réaction de conjugaison de ces deux produits entraîne la formation d'une molécule nouvelle, qui absorbe la lumière à 340 nm de longueur d'onde. La valeur de densité optique mesurée est proportionnelle à la quantité du complexe GSH-CDNB formée dans la température ambiante, elle-même liée à l'intensité de l'activité de la GST (Habig *et al.*, 1974). Le protocole utilisé pour le dosage de l'activité spécifique de la GST est le suivant : le manteau des *troques* est homogénéisé dans 1 ml du tampon d'homogénéisation (20 ml de tampon phosphate 0,1 M, pH = 6 ; 1,71 g saccharose) pendant quelques secondes à l'aide d'un broyeur à ultrasons (Sonifer B-30). L'homogénat obtenu est centrifugé à 14000 tours/mn pendant 30 mn, et le surnageant servira au dosage de l'activité de la GST. Une fraction aliquote de 0,2 ml est ajoutée à 1,2 ml du mélange CDBN-GSH ; (4,052 mg CDBN ; 30,73 mg GSH ; 0,8 ml d'éthanol ; 20 ml tampon phosphate 0,1 M pH 7).

La lecture se fait contre un blanc préparé dans les mêmes conditions avec 0,2 ml d'eau distillée remplaçant le surnageant. La variation de la densité optique due à l'apparition du complexe CDBN-GSH est mesurée toutes les minutes pendant 5 mn à 340 nm dans un spectrophotomètre (SHIMADZI-UV-1202). L'activité spécifique de la GST est déterminée par la formule :

$$\text{GST } (\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg de protéines}) = \frac{\Delta \text{Do} \times \text{Vt}}{9,6 \times \text{Vs}} / \text{mg de protéines}$$

$\Delta \text{Do}$  : densité optique

$\text{Vt}$  : volume des solutions de dosage (1,2 ml du mélange CDBN-GSH + 0,2 ml du surnageant),

9,6 : coefficient d'extinction du mélange GSH-CDNB (à 340 nm),

$\text{Vs}$  : volume du surnageant utilisé dans le dosage,

Protéines. : Protéines en mg.

#### 14.3. Dosage des protéines

La quantification des protéines au niveau du manteau a été faite sur une fraction aliquote (100  $\mu\text{l}$ ) selon Bradford (1976) ; avec le bleu brillant de coomassie (G 25, Merck) comme réactif (50 mg de bleu brillant de coomassie, 25 ml d'éthanol, 50 ml d'acide

orthophosphorique 85% et complété à 500 ml avec de l'eau distillée) et d'albumine de sérum de bœuf (BSA, Sigma) comme protéine standard. Les absorbances ont été lues à une longueur d'onde de 595 nm à l'aide d'un spectrophotomètre, et la gamme d'étalonnage a été effectuée à partir d'une solution d'albumine à  $1 \text{ mg.ml}^{-1}$  (**Tab. 10**).

**Tableau 10.** Réalisation de la gamme d'étalonnage pour la quantification des protéines.

Tubes	1	2	3	4	5	6
Volume d'albumine ( $\mu\text{l}$ )	0	20	40	60	80	100
Eau distillée ( $\mu\text{l}$ )	100	80	60	40	20	0
Réactif BBC (ml)	4	4	4	4	4	4

#### 14.4. Traitements statistiques

Les moyennes  $\pm$  déviation standard (DS), avec un niveau significatif de  $p \leq 0,05$ , sont calculées pour chaque groupe d'expériences. Le test "t" de Student, l'analyse de la variance à un et deux critères de classification ont permis de mettre en évidence les différences entre les groupes étudiés au cours des tests effectués sur les paramètres physiologiques.

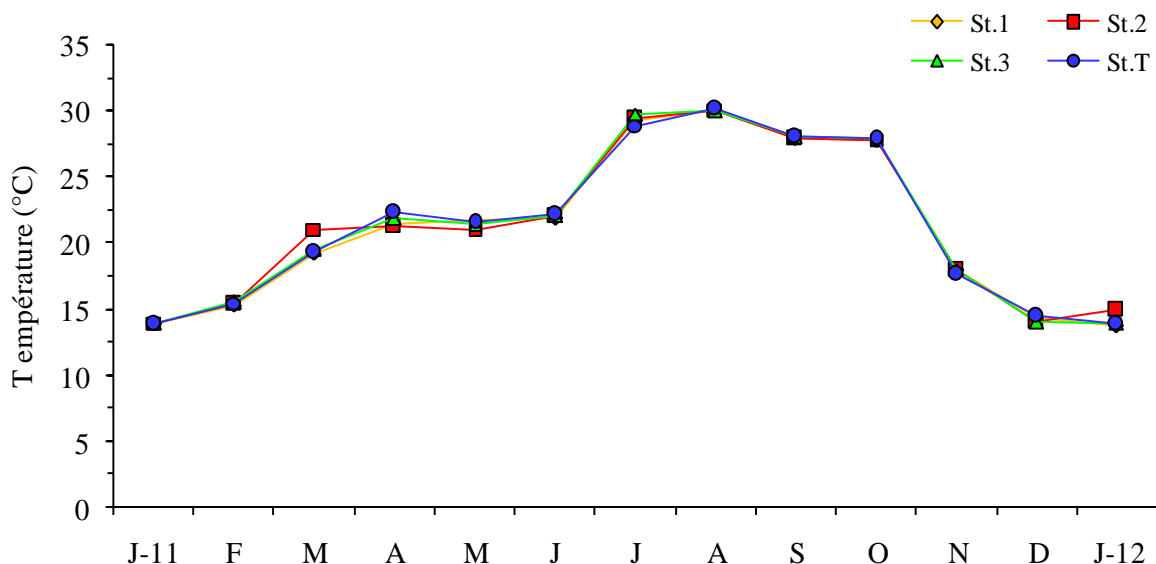
Une analyse de la variance à deux critères de classification ANOVA (sites, saisons) a été effectuée ( $p < 0,05$ ). Plusieurs approches statistiques peuvent être utilisées pour l'analyse des données appliquées à des études environnementales (Conti *et al.*, 2005 et 2007b). Une corrélation du rang de Pearson est attribuée pour les dix variables. Une classification ascendante hiérarchique (CAH) est également appliquée. Par la suite, les données ont été normalisées et analysées en utilisant les techniques d'analyse multivariée telles que l'analyse en composantes principales (ACP) et l'analyse discriminante linéaire (LDA) sur les facteurs ACP (Conti *et al.*, 2007b ; Zhou *et al.*, 2007 ; Chessel *et al.*, 2004). La description de CAH, ACP et les techniques de LDA sont signalées par Mecozzi *et al.*, (2008), Conti *et al.* (2006, 2008, 2010, 2011 et 2012). Tous les calculs ont été effectués à l'aide du logiciel MINITAB version 16.3.1, logiciel XLSTAT 2014 Package et le package Facto Mine R extra.

# *RÉSULTATS*

## Chapitre III : Résultats

### 1. Caractéristiques physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques de l'eau de mer mesurés durant l'année 2011 dans les quatre stations d'étude, sont représentés dans les figures 26, 27, 28, 29 et 30. L'évolution spatio-temporelle de la température des eaux superficielles est directement liée à celle de l'air, selon un rythme saisonnier. Ce facteur joue un rôle majeur dans la répartition des espèces et la limitation de certaines activités biologiques. Les relevés mensuels de la température des eaux de surface, nous ont permis de dégager quatre saisons hydrologiques: l'hiver (14 - 16°C), le printemps (17 - 22,60°C), l'été (22,10 - 30,20°C) et l'automne (17,60 - 24,67°C) (Fig. 26). Par ailleurs, le minimum thermique a été enregistré pendant la saison hivernale en janvier avec 13,70°C à la station 1 et 13,8°C à la station témoin. Puis, une augmentation progressive de la température est enregistrée à partir d'avril et atteint son maximum en août avec 30,20°C à la station témoin. En période automnale une diminution du degré thermique est observée pour les quatre stations d'études (Fig. 26). Concernant ce facteur, l'analyse de la variance à un critère de classification n'a pas montré de différences significatives entre les quatre stations pour la température (Tab. 11).



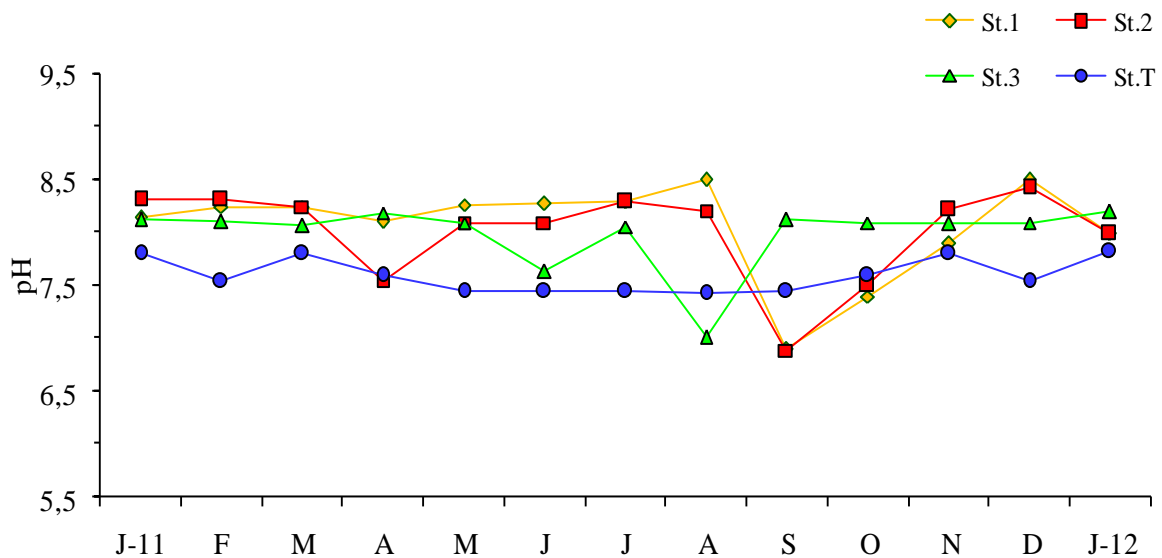
**Figure 26.** Variations mensuelles de la température des eaux superficielles dans les stations prospectées de la côte Est algérienne.

**Tableau 11.** ANOVA à un facteur contrôlé des variations de la température des eaux dans les stations prospectées.

Source	DDL	SCE	CM	F <sub>obs</sub>	Pr>F
Modèle	3	0,1927	0,0642	0,0018	0,9999
Erreur	48	1755,4228	36,5713		
Total corrigé	51	1755,6155			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F<sub>obs</sub>:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Les mesures du pH durant la période d'étude n'ont pas montré d'importantes fluctuations dans la station témoin. Par ailleurs, on note un pH neutre à légèrement alcalin avec une valeur minimale de 6,89 à la station 2 (septembre) et un maximum de 8,50 à la station 1 (décembre) (**Fig. 27**). L'analyse de la variance à un critère de classification a montré une différence significative entre les quatre stations pour le pH (**Tab. 12**).

**Figure 27.** Variations spatio-temporelles du pH des eaux dans les stations prospectées de la côte Est algérienne.**Tableau 12.** ANOVA à un facteur contrôlé des variations du pH des eaux dans les stations prospectées.

Source	DDL	SCE	CM	F <sub>obs</sub>	Pr>F
Modèle	3	1,8130	0,6043	4,5743	0,0068*
Erreur	48	6,3414	0,1321		
Total corrigé	51	8,1543			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F<sub>obs</sub>:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification. \*: différence significative ( $p < 0,05$ ).

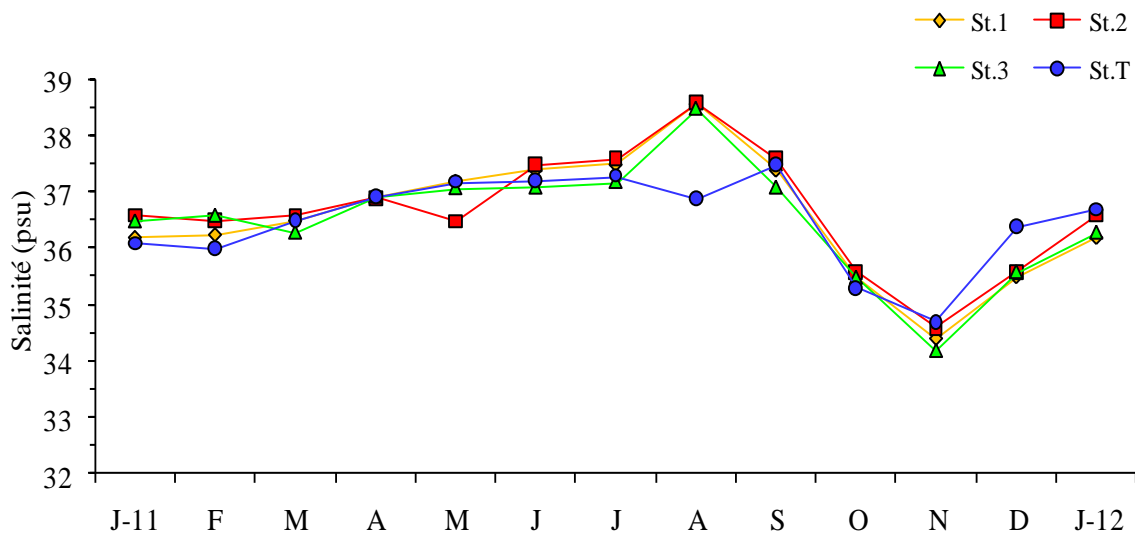
Par conséquent, les tests de comparaisons multiples (*Newmean-Keuls (SNK)*,  $p \leq 0,05$ ), montrent l'existence d'un seul groupe homogène en fonction du pH rassemblant les stations 1,

2 et 3. Alors que le test de *Dunnnett* détecte la signification au niveau de la station témoin (**Tab. 13**).

**Tableau 13.** Résultats des tests de comparaisons multiples (test de *Newmean-Keuls (SNK)*) et test de *Dunnnett* entre les stations concernant le pH.

Test de <i>Newman-Keuls (SNK)</i>		
Modalité	Moyenne estimée	Groupes
Station 1	8,0623	A
Station 2	8,0138	A
Station 3	7,9946	A
Station témoin	7,5962	B
Test de <i>Dunnnett</i> (bilatéral)		
Modalité	Pr>Diff	Significatif
Station témoin vs Station 1	0,0056	Oui
Station témoin vs Station 2	0,0142	Oui
Station témoin vs Station 3	0,0202	Oui

Les mesures de la salinité montrent des variations remarquables entre les saisons. La valeur moyenne mesurée est de 36,38 psu. Elle baisse sensiblement au moment des crues (septembre et novembre) et atteint 34,20 psu dans la station 3. En revanche, la période sèche (juillet – septembre) est caractérisée par des salinités plus élevées qui atteignent un maximum de 38,60 psu (août) relevée dans la station 2 (**Fig. 28**).



**Figure 28.** Variations mensuelles de la salinité (psu) dans les stations prospectées de la côte Est algérienne.

L'analyse de la variance à un critère de classification n'a pas montré de différence significative entre les quatre stations pour la salinité (**Tab. 14**).

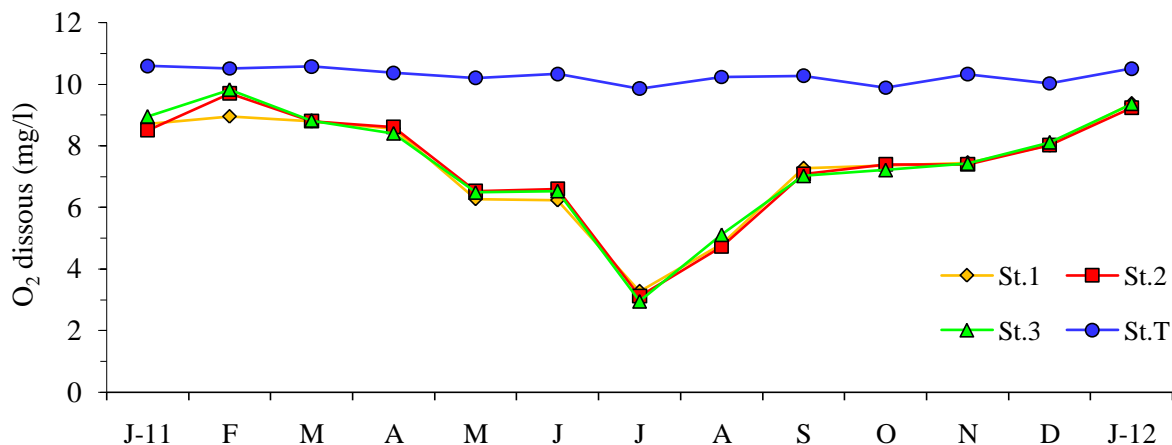


**Tableau 14.** ANOVA à un facteur contrôlé des variations de la salinité dans les stations prospectées.

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr>F
Modèle	3	0,2019	0,0673	0,0672	0,9770
Erreur	48	48,0333	1,0007		
Total corrigé	51	48,2352			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F<sub>obs</sub>:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Les variations mensuelles de l'oxygène dissous au cours d'un cycle (2011), a atteint un maximum de 10,59 mg.l<sup>-1</sup> à la station témoin (en janvier) et des concentrations élevées de 9,82 et 9,7 mg.l<sup>-1</sup> respectivement dans les stations 3 et 2 (en février). Puis, on assiste à une diminution progressive de la teneur de ce facteur pour atteindre valeurs minimales de 2,95 ; 3,12 et 3,27 mg.l<sup>-1</sup>, relevées respectivement aux stations 3, 2 et 1 (en juillet) (**Fig. 29**).

**Figure 29.** Variations spatio-temporelles de l'oxygène dissous (mg/l) dans les stations prospectées de la côte Est algérienne.

L'analyse de la variance à un critère de classification a montré une différence très hautement significative entre les quatre stations pour la saturation en oxygène dissout (**Tab. 15**).

**Tableau 15.** ANOVA à un facteur contrôlé des variations de l'oxygène dissous dans les stations prospectées.

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr>F
Modèle	3	7665,8418	2555,2806	13,8041	< 0,0001***
Erreur	48	8885,3000	185,1104		
Total corrigé	51	16551,1418			

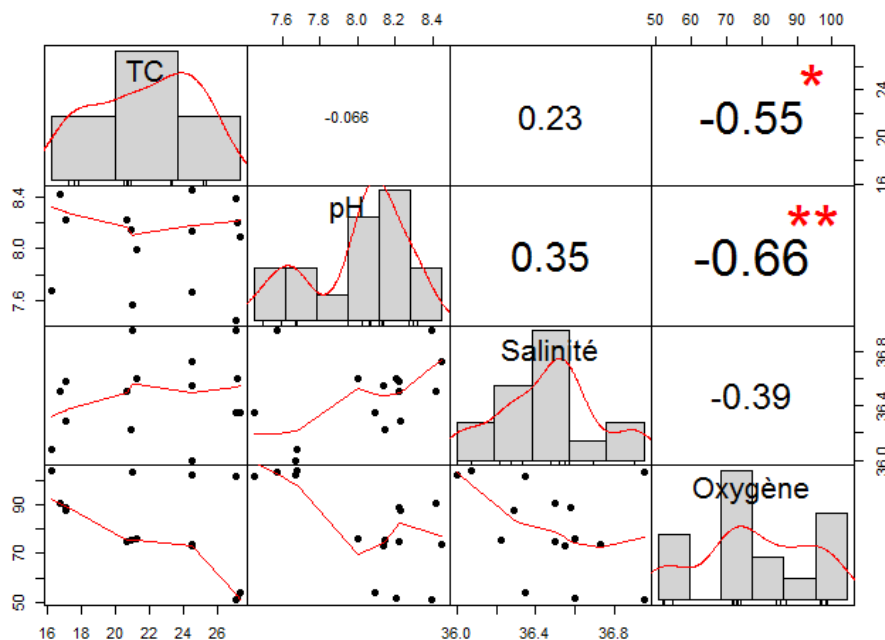
**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F<sub>obs</sub>:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification. \*\*\*: très hautement significative.

En outre, les tests de comparaison multiple (*Newmean-Keuls* (SNK),  $p \leq 0,05$ ), montrent l'existence d'un seul groupe homogène en fonction de la saturation en oxygène dissous, englobant les stations 1, 2 et 3. Le test de *Dunnnett* décrit des différences très hautement significatives entre la station témoin et les trois autres stations (**Tab. 16**).

**Tableau 16.** Résultats des tests de comparaisons multiples (Test de *Newmean-Keuls* (SNK) et test de *Dunnnett* entre les stations pour l'oxygène dissous.

<i>Neumean-Keuls</i>		
Modalité	Moyenne estimée	Groupes
Station témoin	102,7923	A
Station 3	75,4838	B
Station 2	74,7500	
Station 1	74,0923	
Test de <i>Dunnnett</i>		
Modalité	Pr>Diff	Significatif
Station témoin vs Station 1	0,0000	Oui
Station témoin vs Station 2	0,0000	Oui
Station témoin vs Station 3	0,0000	Oui

L'étude de corrélation du Rang de Pearson entre les quatre paramètres physico-chimiques dans les des stations d'échantillonnages sont résumés dans la matrice qui suit (**Fig. 30**). Cette dernière, nous montre une corrélation positive entre la salinité, le pH ( $r = 0,35$  ;  $p < 0,001$ ) et la température ( $r = 0,23$  ;  $p < 0,001$ ). Elle est négative entre l'oxygène dissous et la température ( $r = 0,55^{**}$  ;  $p < 0,001$ ) et le pH ( $r = 0,66^{**}$  ;  $p < 0,001$ ).



**Figure 30.** Résultats de la corrélation du Rang de Pearson de l'ensemble des paramètres physico-chimiques dans les stations prospectées.

## 2. Diversité spécifique des Trochidae

Dans la baie de Chétaibi (station témoin), nous avons identifié six espèces de Trochidae contre quatre espèces dans la baie de Collo, et une seule dans les golfes de Skikda et Annaba (**Tab. 17**). La position systématique des espèces recensées est empruntée de celle de Fischer *et al.*, (1987) avec l'aimable collaboration du Professeur Serge Gofas (Chercheur au Musée National d'Histoire Naturelle à Paris et professeur au Département de Biologie Animale de l' Université de Málaga ) pour l'identification.

**Tableau 17.** Inventaire des Trochidae dans la zone d'étude.

Stations \ Espèces	<i>Phorcus turbinatus</i>	<i>Phorcus articulatus</i>	<i>Phorcus richardi</i>	<i>Gibbula divaricata</i>	<i>Gibbula varia</i>	<i>Gibbula racketti</i>
St. 1	+	+	-	+	+	-
St. 2	+	-	-	-	-	-
St. 3	+	-	-	-	-	-
St. T	+	+	+	+	+	+

***Phorcus (Osilinus) turbinatus* (Born, 1778)** : cette espèce est présente dans les quatre zones.

Embranchement : Mollusques  
 Classe : Gastéropodes  
 Sous-classe : Prosobranches  
 Ordre : Archéogastropodes  
 Famille : Trochidae  
 Genre : *Phorcus*  
 Espèce : *turbinatus* (Born, 1778)

Caractères distinctifs (**Figs. 31** et **32**) : Coquille grossièrement sphérique, épaisse, à spire conique comportant six tours légèrement déprimés en dessous de la suture. Ouverture arrondie, à tendance quadrilatérale. Ombrilic masqué par un cal blanc, chez les jeunes comme chez les adultes.

Sutures nettes mais peu creuses. Sculpture formée de larges cordons spiraux concentriques sur la base.

Coloration : Teinte de fond blanc jaunâtre, avec tessellations d'un brun-rouge, plus ou moins carmin, voire noirâtre, sur les cordons; face interne iridescente à l'ouverture.



**Figure 31.** *P. turbinatus* : Face ventrale.

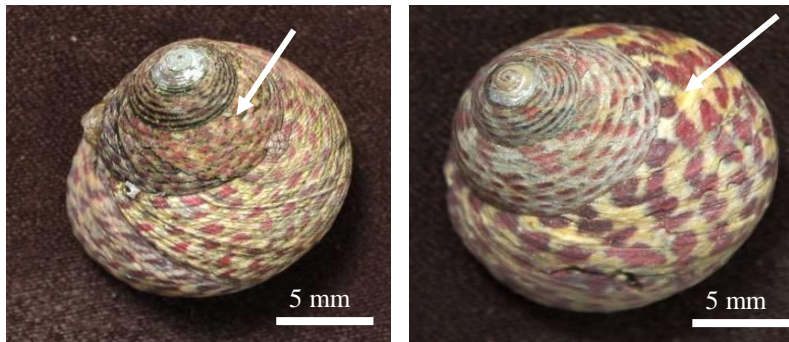


Figure 32. *P. turbinatus* : Face dorsale.

***Phorcus (Osilinus) articulatus* (Lamarck, 1822)** : cette espèce n'est présente qu'à Chetaibi et à Collo.

Embranchement : Mollusques  
 Classe : Gastéropodes  
 Sous-classe : Prosobranches  
 Ordre : Archéogastropodes  
 Famille : Trochidae  
 Genre : *Phorcus*  
 Espèce : *articulatus* (Lamarck, 1822)

**Caractères distinctifs** : Coquille grossièrement sphérique (Fig. 33), épaisse, à spire peu élevée, comportant six tours peu convexes présentant une légère dépression en dessous de la suture. Ouverture arrondie, à tendance quadrilatérale, bord columellaire portant une forte nodosité; labre aigu. Omphalium présent chez les jeunes, mais réduit à une fente chez les adultes; région ombilicale blanche, parfois marquée de verdâtre. Sutures peu marquées. Sculpture formée de larges cordons spiraux nets seulement dans les premiers tours et sur la base.

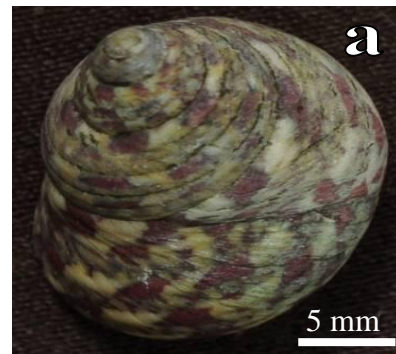


Figure 33. *P. articulatus* (a: Face dorsale; b: Face ventrale).

**Coloration** : teinte de fond gris cendré avec bandes spirales blanches ponctuées de taches brun-rouge, les espaces entre les bandes ornés de linéoles brunes, irrégulières en zigzag. En dessous de la suture, se situe très fréquemment une bande colorée comportant un alignement de points; face interne nacré.

***Gibbula divaricata* (Linné, 1758)** : cette espèce n'est présente qu'à Chetaibi et à Collo.

Embranchement : Mollusques  
 Classe : Gastéropodes  
 Sous-classe : Prosobranches  
 Ordre : Archéogastropodes  
 Famille : Trochidae  
 Genre : *Gibbula*  
 Espèce : *divaricata* (Linné, 1758)

**Caractères distinctifs** : chez cette espèce il y a des cordons spiraux bien définis et ceux ci portent de tous petits points d'un rouge carmin sur fond verdâtre. Le dernier tour est bien arrondi, contrairement à l'espèce voisine *Gibbula rarilineata* qui a la même coloration, mais le dernier tour formant un angle prononcé avec la base (Fig. 34).



Figure 34. *G. divaricata* : Face ventrale.

***Phorcus richardi* (Payraudeau, 1826)** : cette espèce n'est présente qu'à Chetaibi.

Embranchement : Mollusques  
 Classe : Gastéropodes  
 Sous-classe : Prosobranches  
 Ordre : Archéogastropodes  
 Famille : Trochidae  
 Genre : *phorcus*  
 Espèce : *richardi* (Payraudeau, 1826)

**Caractères distinctifs** : La longueur de l'enveloppe varie entre 10 mm et 23 mm. La coquille ombiliquée conoïdal est olivacée ou jaunâtre. Elle est ornée de rayures obliquement fauves longitudinales. Toute la surface est lisse. La flèche conique est courte. Les sutures sont profondément impressionnées (Fig. 35). Les cinq tours sont convexes, le dernier aplati et en pente autour de la partie supérieure, et subangulaire très obtus autour de la périphérie. La grande ouverture est très oblique.



Figure 35. *P. richardi* (a: Face dorsale ; b: Face ventrale).

***Gibbula varia* (Linnaeus, 1758)**: cette espèce est présente à Chetaibi et à Collo.

Embranchement : Mollusques  
 Classe : Gastéropodes  
 Sous-classe : Prosobranches  
 Ordre : Archéogastropodes  
 Famille : Trochidae  
 Genre : *Gibbula*  
 Espèce : *varia* (Linnaeus, 1758)

**Caractères distinctifs** : La taille de l'enveloppe varie entre 8 mm et 15 mm. La solide coquille ombiliquée a une forme conique (Fig. 36). Sa couleur est terne, sans éclat blanc jaunâtre ou rosâtre, avec rayures rayonnantes cendrées ou violacées au dessous de la suture. Toute la surface est finement marbrée et parsemée jaunâtre ou violacée et blanc. Les six tours sont aplaties et séparés par des sutures. Ils sont entourés par de nombreuses stries fines. Le cornet de corps est obtus angulaire à la périphérie. La grande ouverture est très oblique et l'intérieur est lisse. La columelle oblique est redressée (Fig. 37).



Figure 36. *G. varia* : Face dorsale.

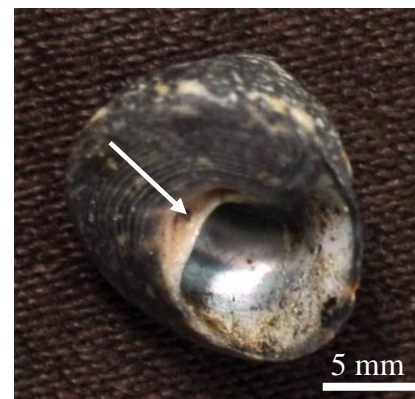


Figure 37. *G. varia* : Face ventrale.

***Gibbula racketsi* (Payraudeau, 1826)** : cette espèce n'est présente qu'à Chetaibi.

Embranchement : Mollusques  
 Classe : Gastéropodes  
 Sous-classe : Prosobranches  
 Ordre : Archéogastropodes  
 Famille : Trochidae  
 Genre : *Gibbula*  
 Espèce : *racketsi* (Payraudeau, 1826)

**Caractères distinctifs** : La taille de l'enveloppe varie entre 4 et 8 mm (Fig. 38). Elle est variable dans des proportions, souvent aussi large ou plus large que long. Cette espèce se trouve en mer Méditerranée et dans l'océan Atlantique au large du Portugal.

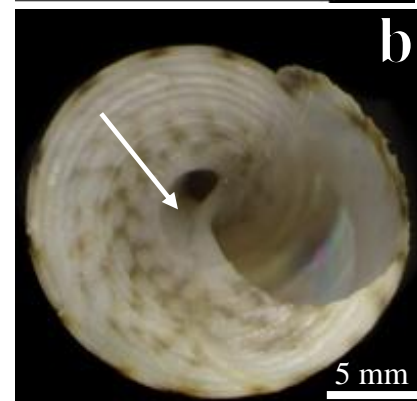
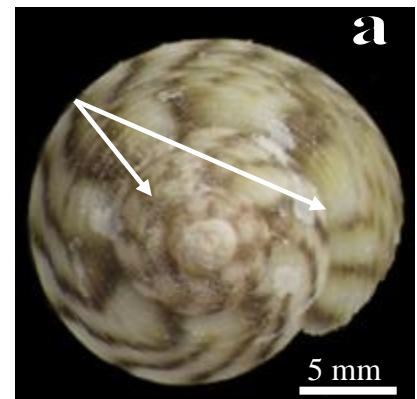
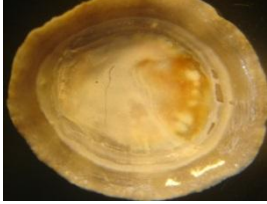


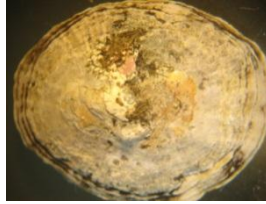
Figure 38. *G. racketsi*: a: Face dorsale ; b : Face ventrale.

### 3. Faune associée

La **figure 49** montre la faune associée aux troques colonisant les stations prospectées est représentée par les gastéropodes : *Patella caerulea*, *P. intermedia*, *Austrolittorina unifasciata* et *Stramonita haemastoma* (Figs. 39, 40, 41, 42, 43, 44 et 45), le bivalve : *Perna picta* (Fig. 46), le crustacé (crabe) : *Pachygrapsus marmoratus* (Fig. 47) et le petit chiton épineux le polyplacophore : *Acanthochitona crinita* (Fig. 48).



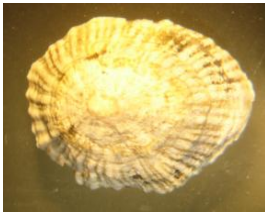
**Figure 39.** *Patella caerulea*  
(vue ventrale).



**Figure 40.** *Patella caerulea*  
(vue dorsale).



**Figure 41.** *P. intermedia*  
(vue ventrale).



**Figure 42.** *P. intermedia*  
(vue dorsale).



**Figure 43.** *Austrolittorina unifasciata*  
(vue ventrale).



**Figure 44.** *Austrolittorina unifasciata*  
(vue dorsale).



**Figure 45.** *Stramonita haemastoma* |



**Figure 46.** *Perna picta*.



**Figure 47.** *Pachygrapsus marmoratus*  
(Avec son appât)



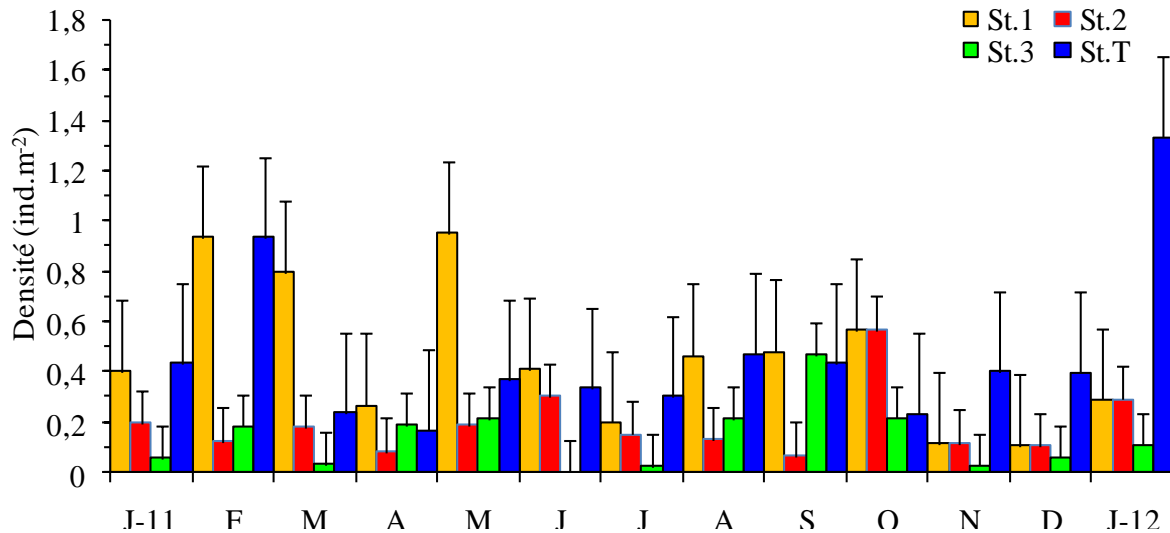
**Figure 48.** *Acanthochitona crinita*

**Figure 49.** Faune invertébrée cohabitant avec les troques dans l'étage intertidale.

## 4. Indices écologiques

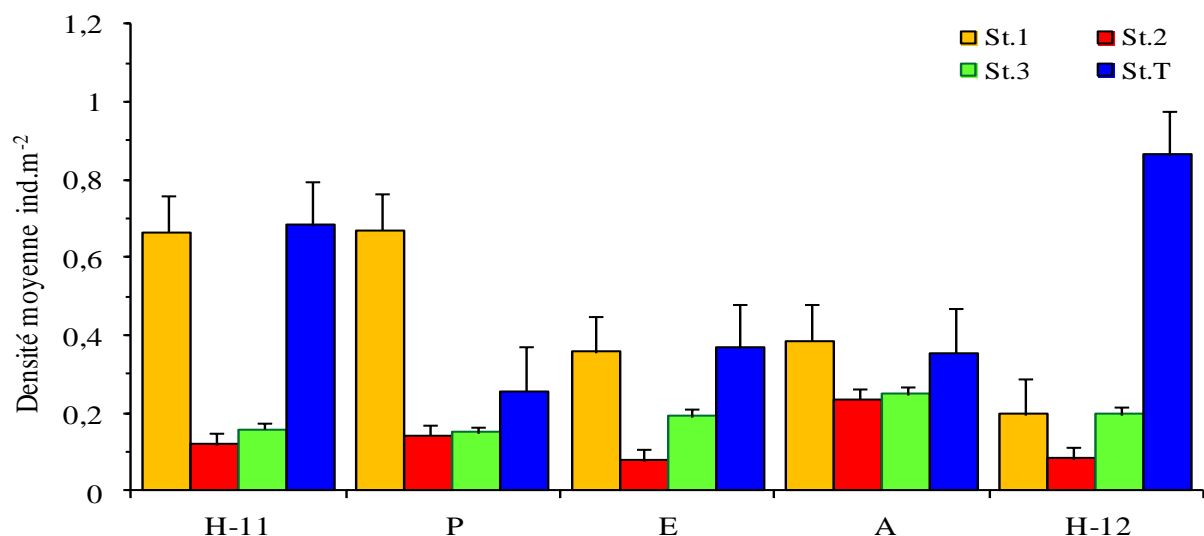
### 4.1. Densité

La **figure 50**, montre les variations spatio-temporelles de l'abondance de la troque *Phorcus turbinatus* dans la zone d'étude. La plus forte présence de *P. turbinatus* ( $1,33 \pm 0,55$  ind.m<sup>-2</sup>) est rencontrée à la station témoin durant le mois de janvier 2012, alors que la plus faible densité ( $0,023 \pm 0,11$  ind.m<sup>-2</sup>) est relevée dans la station 3 pendant le mois de juillet.



**Figure 50.** Variations spatio-temporelles des densités de *P. turbinatus* dans la zone d'étude.

Les résultats des variations saisonnières des densités de *P. turbinatus*, provenant du port de Collo (station1), du Golfe de Skikda (station 2), du golfe d'Annaba (station 3) et de la Baie de Chétaibi (station témoin), sont illustrés dans la **figure 51**. Les densités moyennes les plus élevées ( $0,86 \pm 0,51$  ind.m<sup>-2</sup>), sont enregistrées dans la station témoin durant la saison hivernale (2012). Alors que, les plus faibles abondances ( $0,07 \pm 0,1$  ind.m<sup>-2</sup>) sont rencontrées dans la station 2 lors de la saison estivale.



**Figure 51.** Variations saisonnière de la densité (ind.m<sup>-2</sup>) de *P. turbinatus* dans les stations d'échantillonnages.



Le **tableau 18** renferme les résultats de l'étude comparative (AV1) inter-stations des densités ( $\text{ind.m}^{-2}$ ) pour l'ensemble des saisons, suivis des comparaisons multiples et le test de *Dunnnett* bilatéral. Les résultats obtenus montrent l'existence des différences hautement significatives entre les stations ( $p < 0,01$ ) quelle que soit la saison.

**Tableau 18.** Résultats de l'analyse de la variance à un seul critère de classification AV1 (station,  $N = 4$ ) pour l'ensemble des saisons et différences inter-stations (test *Dunnnett*) des densités *P. turbinatus*. \* : différence significative ( $\alpha = 0,05$ ), \*\* : différence hautement significative ( $\alpha = 0,001$ ).

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	p	Test <i>Dunnnett</i>
Stations	3	0,452	0,151	5,722	0,002**	Témoin vs 1**
Erreur	56	1,475	0,026			Témoin Vs 3**
Total corrigé	59	1,927				Témoin vs 1*
Tests robustes d'égalité des moyennes						
statistique	DDL1	DDL2		F	P	
Statistique de Welch	3	32		6,240	0,002**	
Rapport de Browne-Forsythe	3	32		5,722	0,003**	

L'analyse de la variance à deux critères de classification (station  $\times$  saison), révèle une différence non significative ( $\alpha > 0,05$ ) entre les valeurs de la densité de *P. turbinatus* en fonction des saisons et l'interaction site/ saison (**Tab. 19**). Toutefois, on note une différence hautement significative entre les quatre stations.

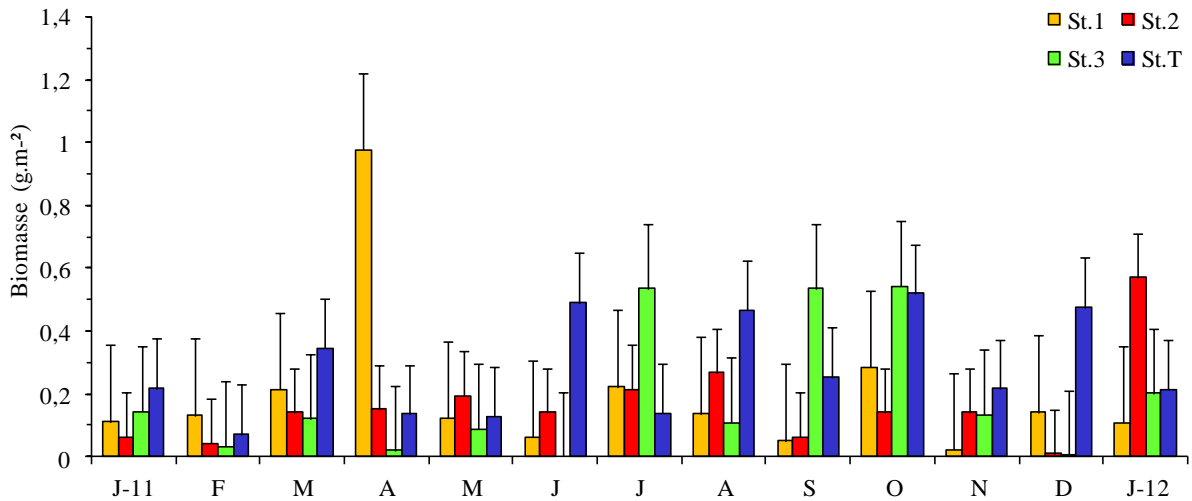
**Tableau 19.** Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification AV2 (Station  $\times$  Saison) de la densité de *P. turbinatus* (N.S : différence non significative ( $\alpha > 0,05$ ), \*\* : différence hautement significative ( $\alpha = 0,001$ )).

Source	F	P
Saison	0,09	0,985 N.S
Station	4,58	0,008**
Saison $\times$ Station	0,37	0,967 N.S

## 4.2. Biomasse

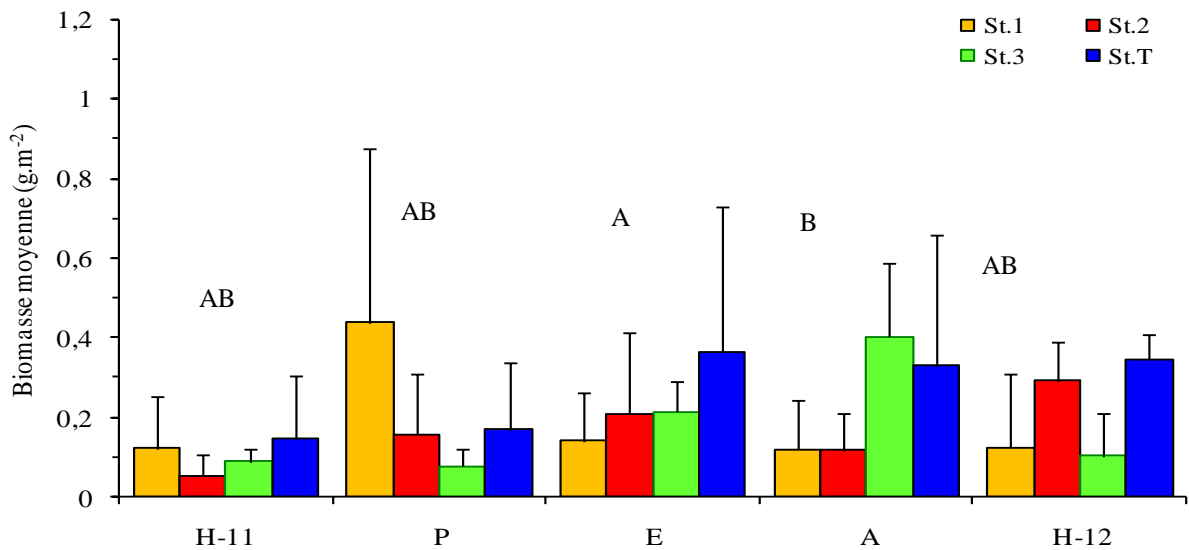
La **figure 52** indique les variations spatio-temporelles de la biomasse ( $\text{g.m}^{-2}$ , PS) chez la troque *P. turbinatus* dans la zone d'étude. Les valeurs maximales de ce paramètre s'observent en avril avec  $0,97 \pm 0,48 \text{ g.m}^{-2}$  (station 1), alors que les biomasses minimales sont décelées en décembre avec  $0,001 \pm 0,1 \text{ g.m}^{-2}$  (station 3).

L'analyse de la variance à un seul critère de classification, montre des différences très hautement significatives des biomasses mensuelles dans la zone d'étude ( $p < 0,0001$ ;  $F_{\text{obs}} = 12,91$ ;  $F_{\text{obs}} = 11,39$ ;  $F_{\text{obs}} = 5,89$ ;  $F_{\text{obs}} = 11,39$ ) (**Tab. I, II, III et IV** en annexes).



**Figure 52.** Variations spatio-temporelles de la biomasse ( $\text{g.m}^{-2}$ , PS) chez *Phorcus turbinatus* dans la zone d'étude.

La **figure 53** compare les biomasses saisonnières entre les quatre stations prospectées. Le test de *Dunnnett* montre l'existence d'une différence hautement significative des biomasses entre la station témoin et le reste des stations (Station 3 :  $p = 0,005$ , station 2 :  $p = 0,01$  et station 1 :  $p = 0,021$ ) (**Tab. V** en annexes).



**Figure 53.** Variations saisonnières de la biomasse ( $\text{g.m}^{-2}$ , PS) de *P. turbinatus* dans les stations d'échantillonnages. (Test de *Tukey*,  $p \leq 0,001$ ).

Globalement, la station témoin offre les biomasses les plus élevées. En effet, l'analyse de la variance à deux critères de classification, montre des différences hautement significatives ( $p < 0,0001$ ) (**Tab. VI** en annexes).

### 4.3. Dominance

Les figures 54 et 55, montrent la contribution en terme de dominance moyenne (%) de chaque espèce de la famille des Trochidae dans la station 1 et la station témoin. Par ailleurs, on note une nette prépondérance de *Phorcus turbinatus* dans les deux stations avec des pourcentages respectifs de 94,96 et 88,50%.

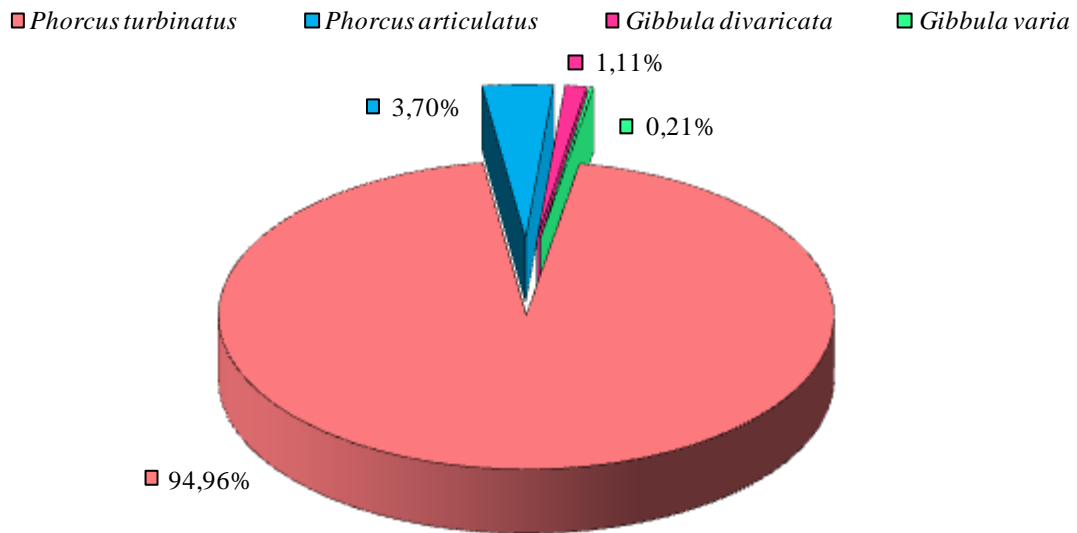


Figure 54. Dominance moyenne (%) des principales troques rencontrées dans la station 1.

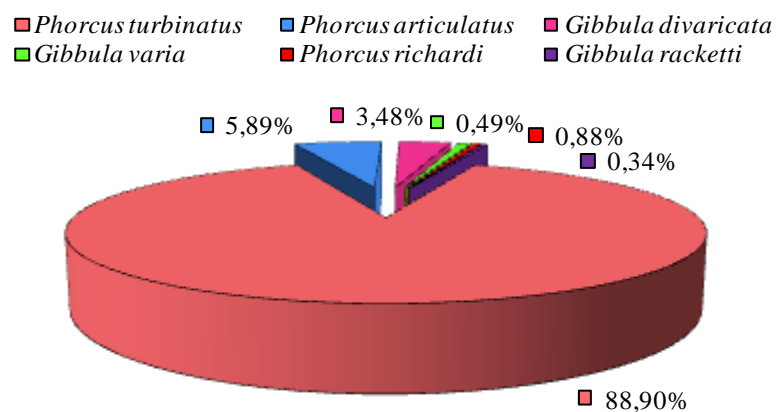
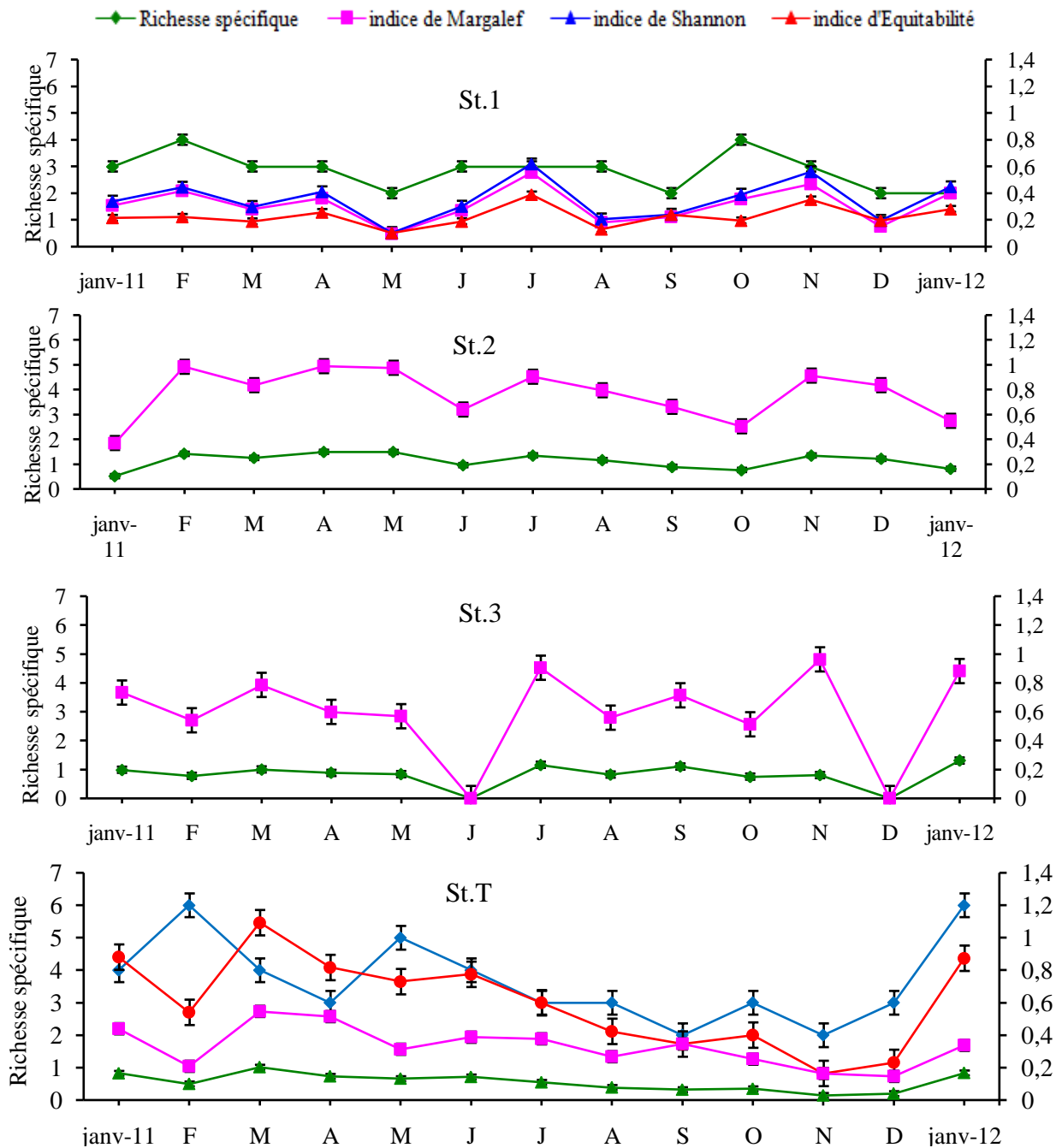


Figure 55. Dominance moyenne (%) des principales troques recensées dans la station témoin.

## 5. Structure et organisation

### 5.1. Variation des indices de diversité biologique

Les variations spatio-temporelles de la richesse spécifique (S), des indices de Shannon (H'), Margalef (R1) et d'équitabilité (E') chez les Trochidae prélevés dans les stations d'échantillonnages durant la période d'étude, sont indiquées dans la **figure 56**. C'est ainsi que la station témoin éloignée de toute source de pollution et la station 1 marquée par une pollution portuaire enregistrent les valeurs extrêmes de ces indices écologiques (S, H', R1 et E); avec respectivement 3,69 ; 0,55 bits ; 0,60 et 0,33 (station témoin) et 2,84, 0,31 bits, 0,35 et 0,22 (station 1).



**Figure 56.** Variations mensuelles des indices écologiques (Richesse spécifique ; Indices de Shannon, Indice de Margalef et Indice d'équitabilité) dans les stations prospectées.

## 5.2. Structure démographique

La **figure 57** représente la distribution mensuelle des fréquences de tailles des individus de la troque *P. turbinatus* prélevés dans la zone d'étude, pendant un cycle (2011).

La répartition spatio-temporelle des fréquences de tailles chez ce Trochidae, montre une évolution relativement similaire des différentes classes de tailles pour les quatre stations prospectées ; avec un déplacement vers la droite du mode de janvier à juin notamment pour la station témoin. Au mois de janvier, la station témoin montre l'apparition de nouvelles recrues appartenant au plus petite classe de taille [0-1[ mm avec une fréquence de 0,60%. Cependant, cette classe de taille n'apparaît pas dans le reste stations. Globalement, on enregistre deux phases de recrutement ; la première au début de la saison printanière (février- mars) concerne les stations 1,2 et 3 et s'étale jusqu'à mai dans la station témoin, et une seconde phase automnale (octobre) concerne l'ensemble des stations retenues.

De juin à décembre, on enregistre une évolution croissante des classes de tailles pour l'ensemble des stations.

Lors de cette étude, la plus petite taille rencontrée chez *P. turbinatus* appartient à la classe de taille [0-1[ mm, avec une taille de 0,43 mm ; enregistrée en janvier à la station témoin. Alors que, la plus grande taille décelée appartenant à la classe de tailles [27-28[ mm avec 27,96 mm relevée en septembre, à la station témoin.

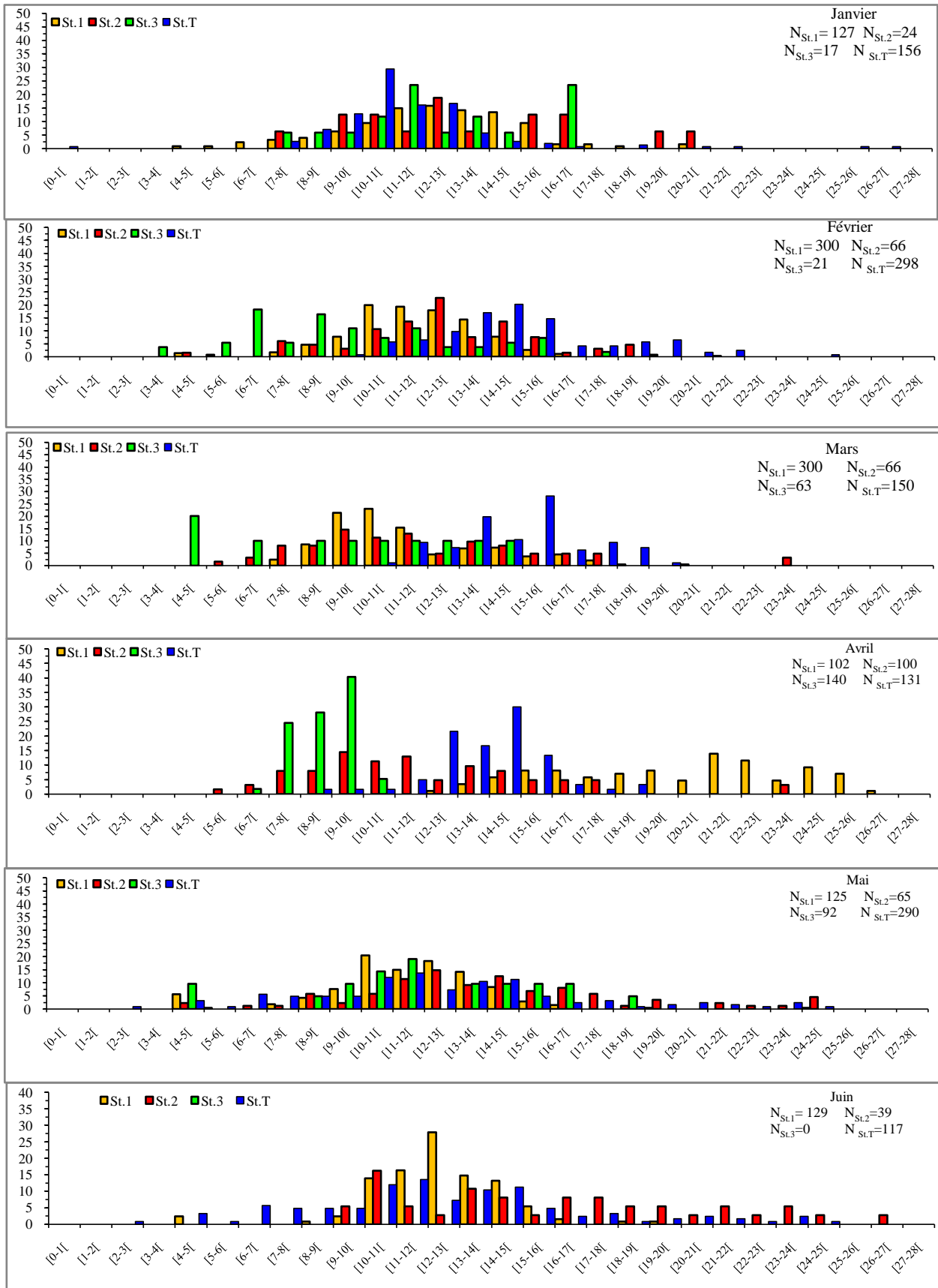
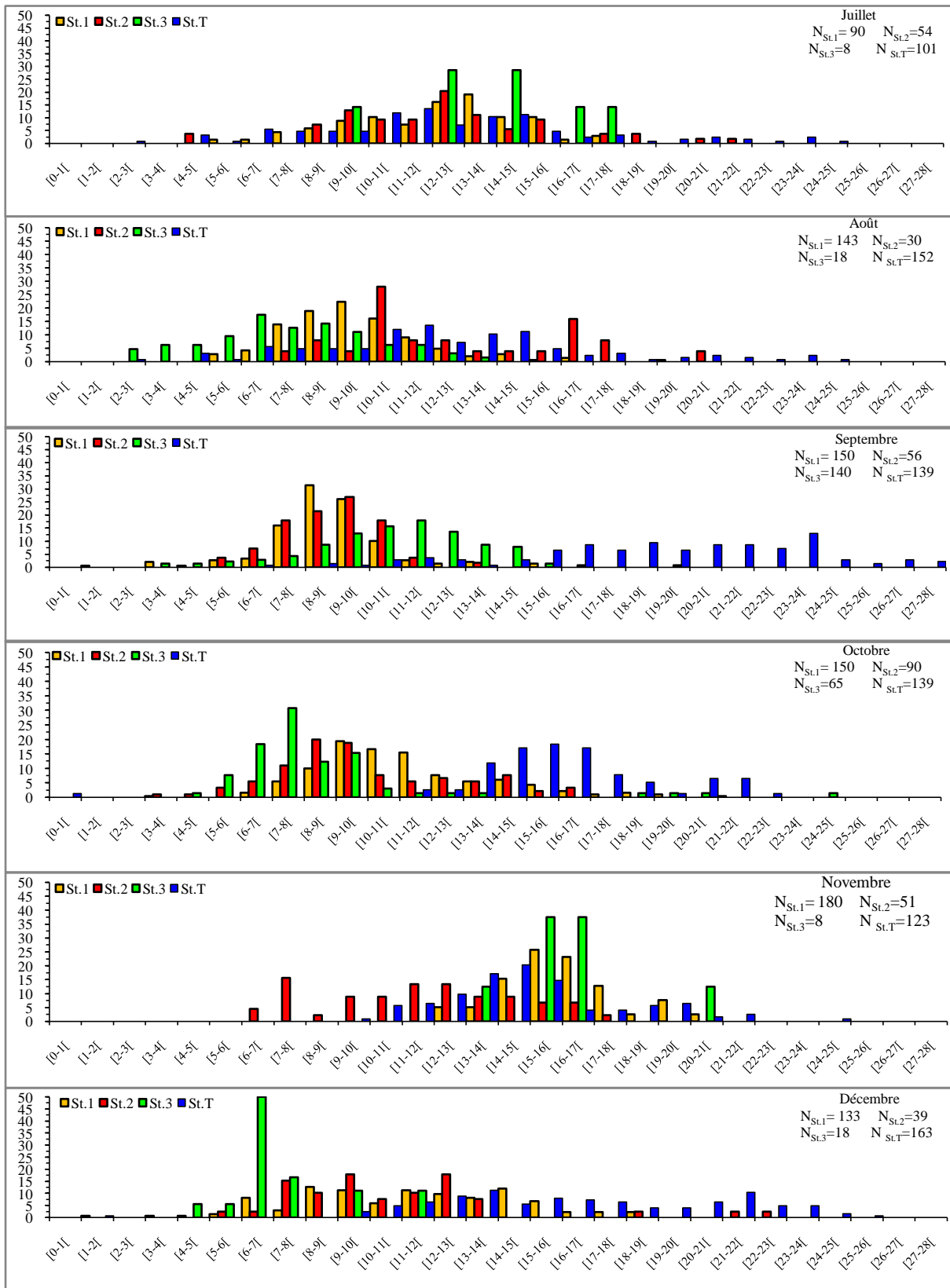


Figure 57. Distribution mensuelle des fréquences de tailles chez *Phorcus turbinatus* dans la zone d'études (janvier - juin 2011).



**Figure 57.** Distribution mensuelle des fréquences de tailles chez *Phorcus turbinatus* récoltée dans la zone d'études (juillet - décembre 2011).

## 6. Morphologie

### 6.1. Morphométrie

Les caractères métriques et méristiques ont été pris sur 1792 spécimens, d'une hauteur maximale comprise entre 1,86 et 26,4 mm. Les équations de conversion des différents caractères métriques en fonction de la hauteur maximale ( $H_1$ ) et leurs coefficients de corrélation chez *Phorcus turbinatus* de la station 1, sont consignées dans la **figure 58 (a, b, c)** et les **tableaux VII, VIII et IX** en annexes.

La **figure 58 a** et le **tableau VII** en annexes, montrent que tous les paramètres mesurés sont significativement corrélés à la hauteur maximale ( $H_1$ ) ( $p \leq 0,001$ ). La corrélation la moins forte est celle qui lie la hauteur minimale ( $H_2$ ) à la hauteur maximale ( $r = 0,016$ ). Une allométrie minorante est mise en évidence dans les cinq cas : la hauteur minimale ( $H_2$ ), les diamètres de l'opercule  $\emptyset Op_1$  et  $\emptyset Op_2$ , les diamètres de la coquille  $\emptyset Coq_1$  et  $\emptyset Coq_2$  par rapport à la hauteur maximale de la troque.

Les équations des régressions présentent une allométrie minorante par rapport à la hauteur maximale ( $H_1$ ). Les diamètres de l'opercule  $\emptyset Op_1$  et  $\emptyset Op_2$ , les diamètres de la coquille  $\emptyset Coq_1$  et  $\emptyset Coq_2$  présentent une allométrie minorante par rapport à la hauteur maximale ( $H_1$ ).

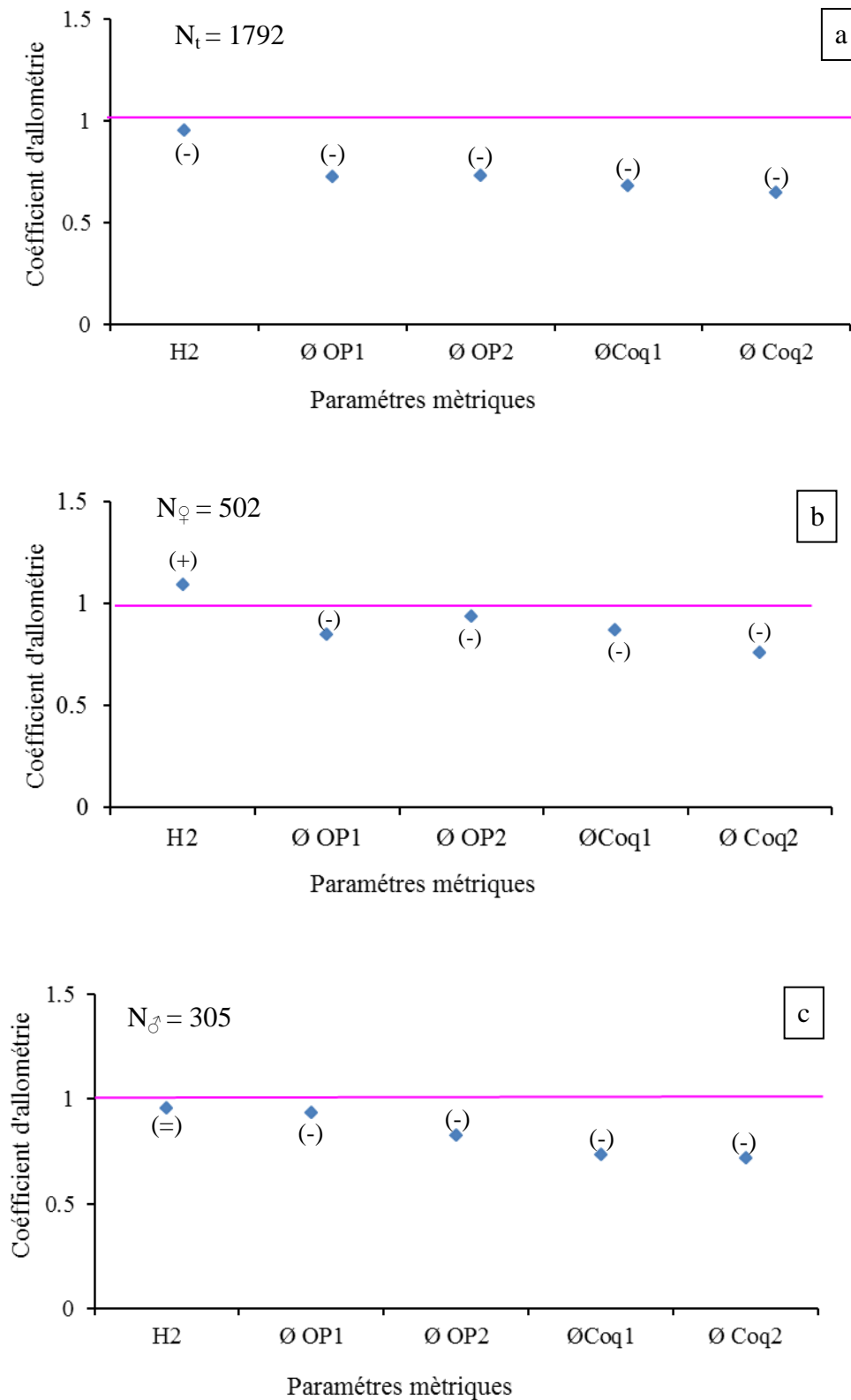
L'examen des paramètres métriques chez les femelles ( $N = 502$  ;  $7,47 \leq H_1 \leq 25,02$ ), la croissance allométrique est majorante par rapport à la hauteur maximale ( $H_1$ ) sauf pour le paramètre hauteur secondaire ( $H_2$ ). Les diamètres de l'opercule  $\emptyset Op_1$  et  $\emptyset Op_2$ , les diamètres de la Coquille  $\emptyset Coq_1$  et  $\emptyset Coq_2$ , présentent une allométrie minorante par rapport à la hauteur maximale ( $H_1$ ) (**Fig. 58 b** ; **Tab. VIII** en annexes). L'étude morphométrique chez les femelles, montre également une corrélation très hautement significative pour l'ensemble des couples de longueurs ( $0,222 \leq r \leq 0,319$ ). À l'exception dans deux cas, le diamètre de l'opercule  $\emptyset Op_1$  ( $r = 0,02$ ) et le diamètre de la coquille  $\emptyset Coq_1$  ( $r = 0,128$ ) présentent une très faible corrélation ( $p \leq 0,001$ ) (**Fig. 58 b**). Les caractères métriques de la population mâle ont été pris sur 305 individus mâles, d'une hauteur maximale comprise entre 4,86 et 26,4 mm. La **figure 58 c** et le **tableau IX** en annexes, montrent que tous les paramètres mesurés sont significativement corrélés à la hauteur maximale ( $0,725 \leq r \leq 0,917$ ).

La **figure 59 (a, b, c)** et les **tableaux X, XI et XII** (en annexes), montrent que les paramètres mesurés chez la population totale ( $N = 748$  ;  $3,68 \leq H_1 \leq 26,39$ ) de *P. turbinatus* de la station 2, sont significativement corrélés à la hauteur maximale ( $H_1$ ) ( $0,786 \leq r \leq 0,902$  ;  $p \leq 0,001$ ). La croissance minorante concerne cinq paramètres: la hauteur minimale ( $H_2$ ), les diamètres de l'opercule  $\emptyset Op_1$  et  $\emptyset Op_2$ , les diamètres de la coquille  $\emptyset Coq_1$  et  $\emptyset Coq_2$ .

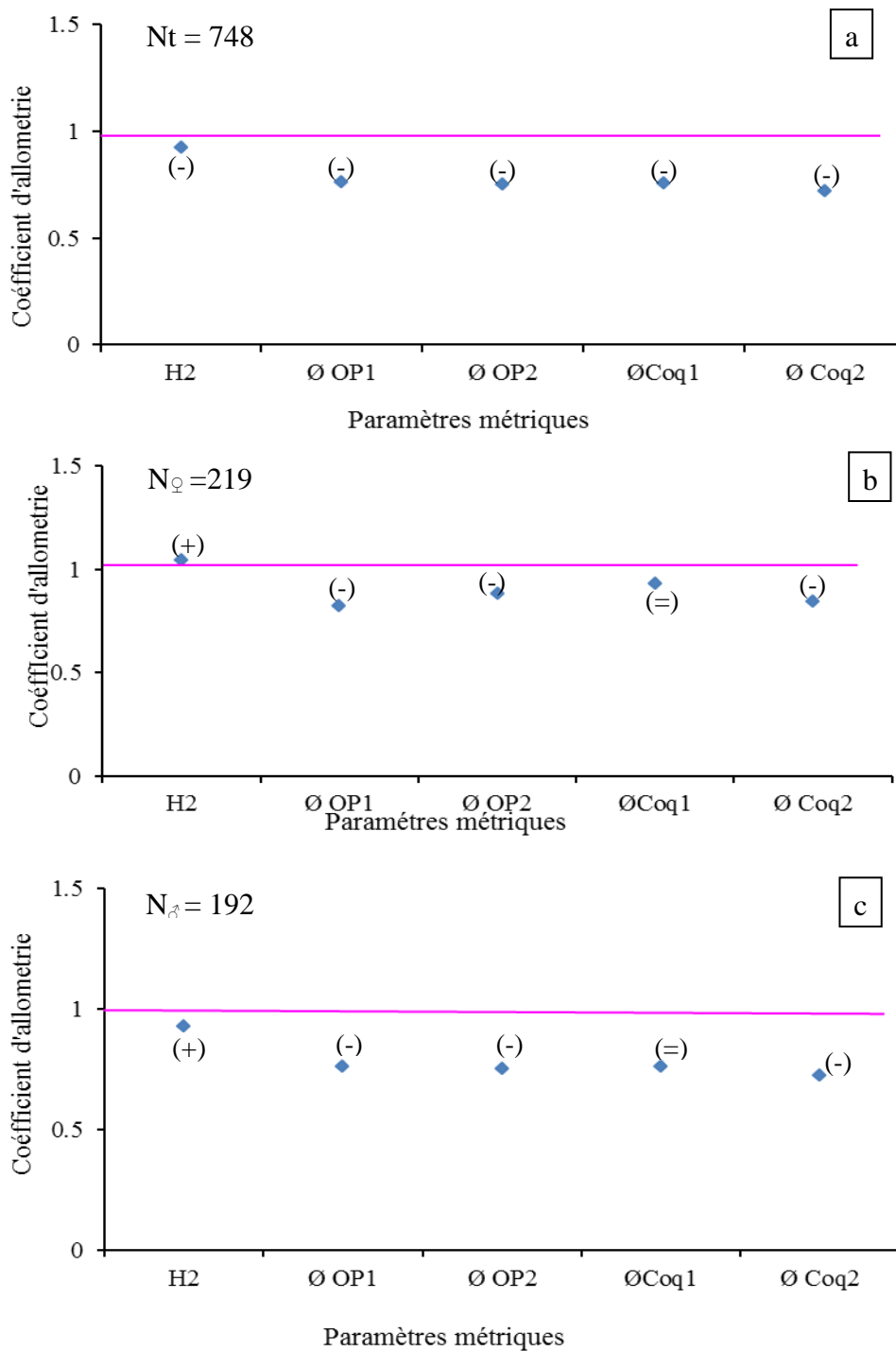
L'examen des paramètres métriques chez les femelles ( $N = 219$  ;  $10,09 \leq H_1 \leq 26,39$ ) révèle que, l'isométrie concerne un seul paramètre métrique  $\emptyset Coq_1$  ( $t_{obs} = 1,934$  ;  $p \leq 0,001$ ), il s'agit du diamètre de la coquille. Trois mesures présentent une allométrie minorante, il s'agit des diamètres de l'opercule  $\emptyset Op_1$  et  $\emptyset Op_2$  et le diamètre de la coquille  $\emptyset Coq_2$ . Un seul cas d'allométrie majorante est à signaler et concerne la hauteur secondaire  $H_2$  ( $t_{obs} = 1,300$  ;  $p \leq 0,001$ ). Tous les paramètres mesurés présentent une corrélation hautement significative ( $0,734 \leq r \leq 0,934$  ;  $p \leq 0,001$ ). (**Fig. 59 b** ; **Tab. XI** en annexes). La **figure 59 c** et le **tableau XII** (en annexes), montrent que les paramètres mesurés chez la population mâles ( $N = 192$  ;  $4,56 \leq H_1 \leq 19,05$ ), sont significativement corrélés à la hauteur maximale  $H_1$  ( $p \leq 0,001$ ). Une



croissance minorante est mise en évidence dans les trois cas restants (les diamètres de l'opercule  $\emptyset Op_1$  et  $\emptyset Op_2$ , le diamètre de la coquille  $\emptyset Coq_1$ ).



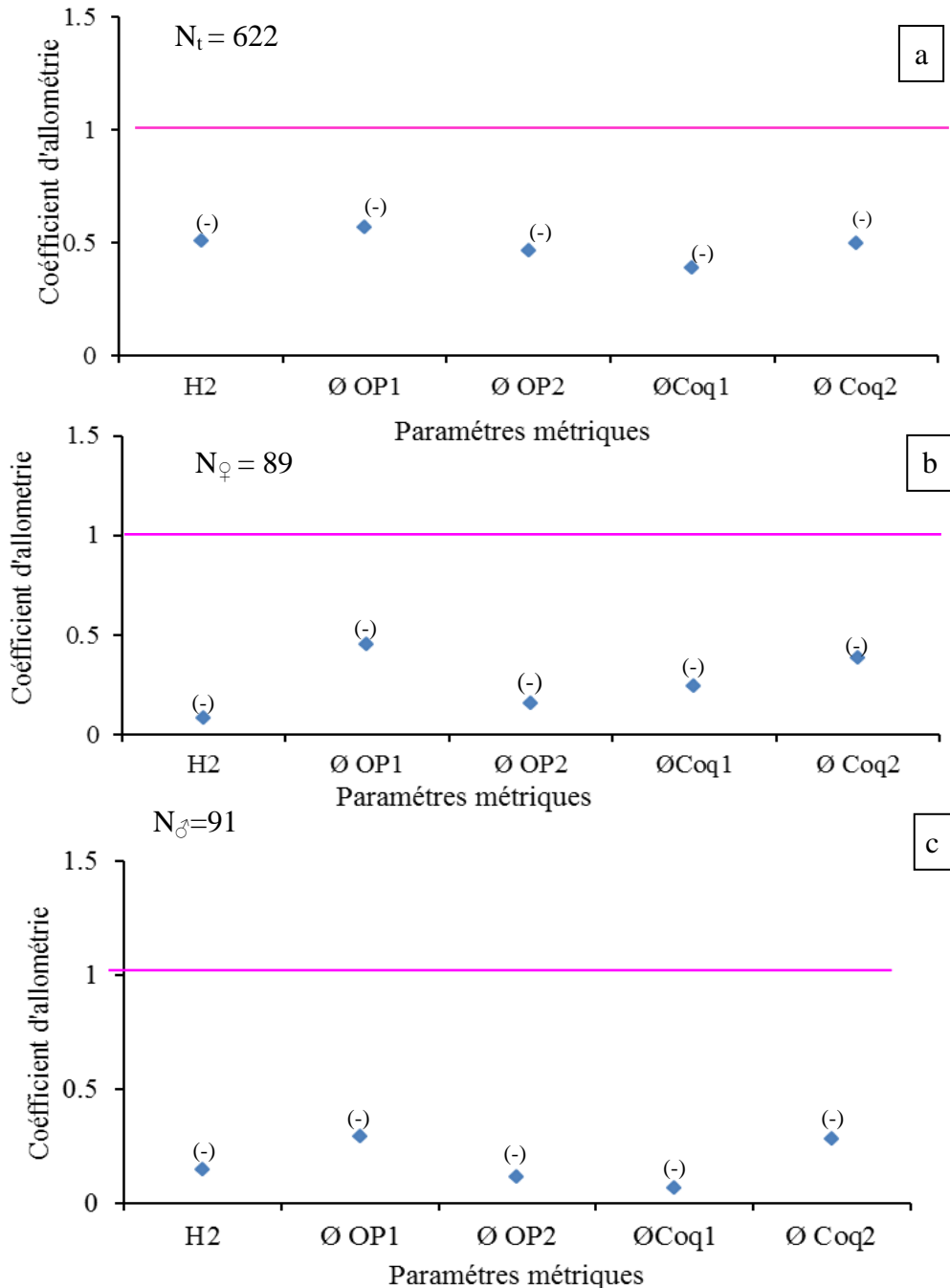
**Figure 58.** Coefficient d'allométrie en fonction des paramètres mesurés chez *P. turbinatus* dans la station 1 (a: population totale ; b: femelles ; c: mâles).



**Figure 59.** Coefficient d'allométrie en fonction des paramètres mesurés chez *P. turbinatus* à la station 2. (a: population totale ; b: femelles ; c: mâles).

L'étude morphométrique chez *P. turbinatus*, montre également une corrélation très hautement significative pour l'ensemble des couples de longueurs ( $0,594 \leq r \leq 0,807$ ). Les différents paramètres métriques en fonction de leurs coefficients d'allométrie pour la population de *P. turbinatus* de la station 3 sont indiqués dans les **figures 60 (a, b, c)**.

Les équations de conversion des différents caractères métriques en fonction de la hauteur maximale ( $H_1$ ) et leurs coefficients de corrélation ( $r$ ) sont présentées dans les **tableaux XIII, XIV et XV** (en annexes).

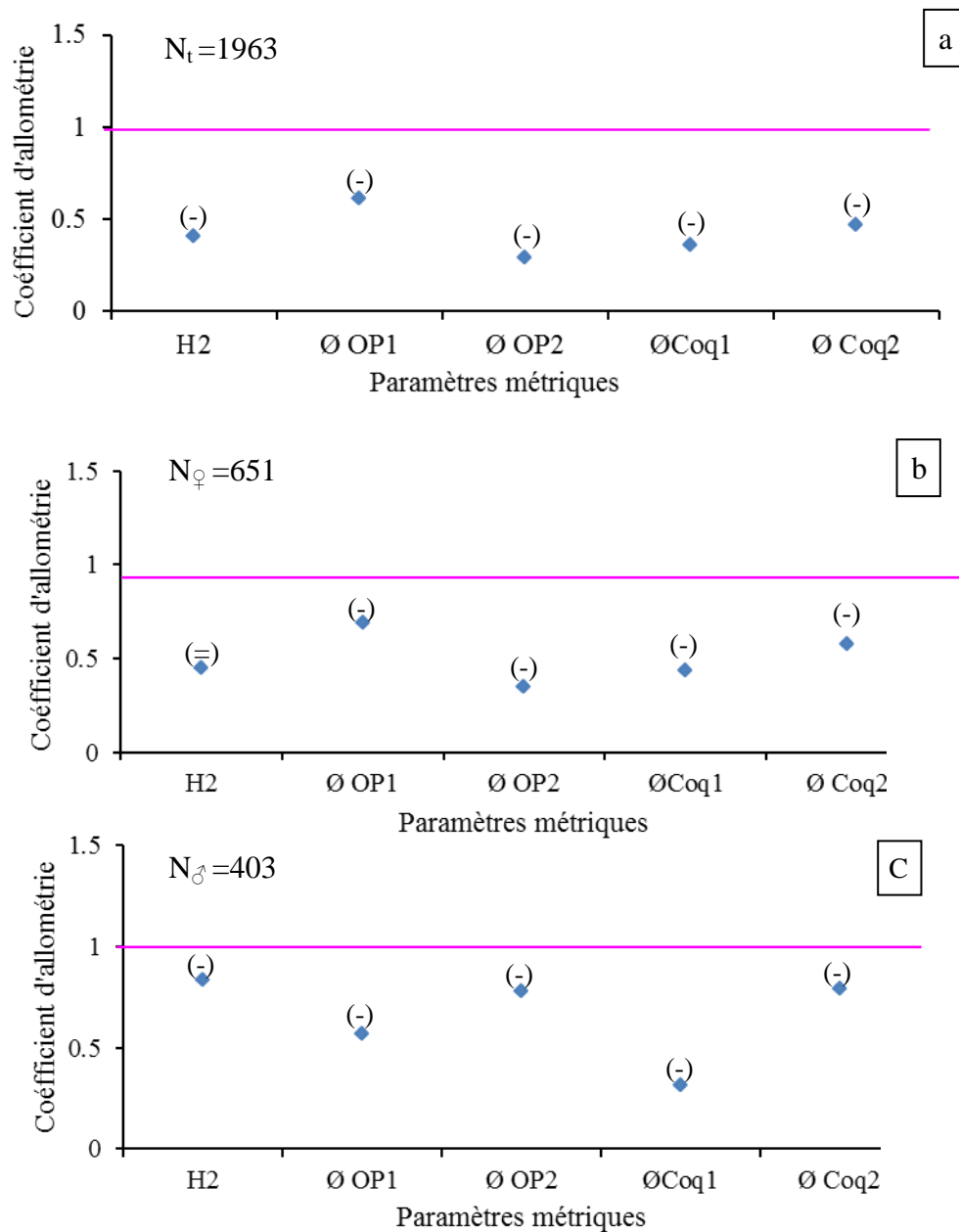


**Figure 60.** Coefficient d'allométrie en fonction des paramètres mesurés chez *P. turbinatus* à la station 3 (a: population totale ; b: femelles ; c: mâles).

L'étude morphologique de la population totale, montre une corrélation très hautement significative ( $0,303 \leq r \leq 0,704$  ;  $p \leq 0,001$ ) entre les quatre paramètres mesurés et la hauteur maximale ( $H_1$ ). (Fig. 61 a, b et c)

Parmi les paramètres étudiés, la hauteur minimale ( $H_2$ ) les diamètres de l'opercule  $\emptyset Op_1$  et  $\emptyset Op_2$ , les diamètres de la coquille  $\emptyset Coq_1$  et  $\emptyset Coq_2$  présentent une allométrie minorante par rapport à la hauteur maximale de la troque ( $H_1$ ) sont présentées dans les **tableaux XVI, XVII** et **XVIII** (en annexes).

Les différents caractères métriques étudiés chez les femelles sont corrélés à la hauteur maximale ( $H_1$ ) d'une manière très hautement significative ( $0,06 \leq r \leq 0,763$ ). Tous caractères métriques présentent une allométrie minorante. L'étude morphométrique chez les mâles montre aussi une corrélation très hautement significative pour l'ensemble des couples de longueurs ( $0,204 \leq r \leq 0,803$ ).



**Figure 61.** Coefficient d'allométrie en fonction des paramètres mesurés chez *P. turbinatus* à la station témoin. (a: population totale ; b: femelles ; c: mâles).

Dans la station témoin, nous avons enregistré une corrélation hautement significative entre les paramètres mesurés et la hauteur maximale ( $H_1$ ) chez la population totale ( $N = 1963$  ;  $0,713 \leq r \leq 0,850$ ), les femelles ( $N = 651$  ;  $0,907 \leq r \leq 0,637$ ) et les mâles de *P. turbinatus* ( $N = 403$  ;  $0,713 \leq r \leq 0,850$ ).

Les six paramètres mesurés montrent une allométrie minorante par rapport à la hauteur maximale ( $H_1$ ). Seule la hauteur secondaire ( $H_2$ ) présente une isométrie de croissance chez les femelles (**Fig. 61**; **Tab. XVI, XVII** et **XVIII** en annexes).

L'analyse statistique univariée en fonction des mois dans la station 1 montre que, chez les mâles de *P. turbinatus*, les valeurs moyennes les plus élevées pour les six paramètres métriques mesurés ( $H_1$ ,  $H_2$ ,  $\emptyset Op_1$ ,  $\emptyset Op_2$ ,  $\emptyset Coq_1$  et  $\emptyset Coq_2$ ) sont observées en mois d'avril. Chez la population totale et les femelles de *P. turbinatus*, le même résultat est observé, à l'exception de la hauteur minimale ( $H_2$ ), où les valeurs les plus élevées sont enregistrées en mois de février (**Tab. XIX, XX** et **XXI** en annexes).

À la station 2, les valeurs moyennes les plus élevées des quatre paramètres étudiés ( $H_1$ ,  $H_2$ ,  $\emptyset Coq_1$  et  $\emptyset Coq_2$ ), sont enregistrées en juin pour l'ensemble de la population de *P. turbinatus*. C'est en janvier 2011 que le diamètre de l'opercule ( $\emptyset Op_1$ ), enregistre une valeur maximale, chez la population totale. Le diamètre de l'opercule ( $\emptyset Op_2$ ), présente une valeur maximale en juillet aussi bien chez la population totale que chez les mâles. Chez les femelles, il atteint son maximum durant le mois d'octobre (**Tab. XXII, XXIII** et **XXIV** en annexes).

Dans la station 3, chez la population totale et les femelles de *P. turbinatus* l'ensemble des paramètres métriques atteignent leur maximum durant la saison automnale (octobre, novembre). En hiver (janvier 2011 et janvier 2012), cette situation est observée chez toute la population quelque soit le sexe des individus. (**Tab. XXV, XXVI** et **XXVII** en annexes).

Enfin, à la station témoin, c'est en septembre que les valeurs élevées de l'ensemble des paramètres métriques sont enregistrées aussi bien chez la population totale que chez les femelles de *P. turbinatus*. En revanche, chez les mâles, c'est durant le mois de juin qu'on assiste à cette situation. (**Tab. XXVII, XXIX** et **XXX** en annexes).

La comparaison, entre mois, pour chacune des caractéristiques mesurées pour les populations totales, les mâles et les femelles étudiés séparément a été effectuée en utilisant l'analyse de la variance univariée à un critère de classification (AV1mois), pour toutes les stations échantillonnées. Par conséquent, on constate l'existence d'une différence très hautement significative pour tous les paramètres mesurés ( $H_1$ ,  $H_2$ ,  $\emptyset Op_1$ ,  $\emptyset Op_2$ ,  $\emptyset Coq_1$  et  $\emptyset Coq_2$ ) chez la population totale, comme chez les mâles et les femelles de *P. turbinatus* des stations prospectées (**Tab. 20** ; **Fig. II** en annexes).

Le test de la variance (AV1) chez la population totale de *P. turbinatus* pour l'ensemble des stations d'échantillonnages montre que, les deux paramètres métriques le diamètre de l'opercule  $\emptyset Op_1$  ( $F_{obs} = 1,672$ ,  $p = 0,006$ ,  $\alpha = 0,05$ ) et le diamètre de la coquille  $\emptyset Coq_2$  ( $F_{obs} = 2,410$ ,  $p = 0,004$ ,  $\alpha = 0,05$ ), présentent une différence hautement significatives. En ce qui concerne le paramètre  $H_2$ , la différence est non significative pour l'ensemble des stations étudiées ; aussi bien chez la population totale *P. turbinatus* ( $F_{obs} = 0,695$ ,  $p = 0,758$ ,  $\alpha = 0,05$ ), que chez les femelles ( $F_{obs} = 0,891$ ,  $p = 0,556$  ;  $\alpha = 0,05$ ).

La comparaison entre stations, pour chacune des caractéristiques mesurées pour la population totale, les mâles et les femelles étudiés séparément, a été effectuée en utilisant l'ANOVA ou

analyse de la variance univariée à un critère de classification (AV1station), pour l'ensemble des mois d'échantillonnage.

Pour l'ensemble des stations, il existe une différence très hautement significative pour tous les paramètres mesurés ( $H_1$ ,  $\emptyset Op_1$ ,  $\emptyset Op_2$ ,  $\emptyset Coq_1$  et  $\emptyset Coq_2$ ) chez les populations totales, les mâles et les femelles provenant des stations d'études (**Tab. 21** ; **Fig. II** en annexes). À l'exception du paramètre  $H_2$ , la différence est non significative pour l'ensemble des stations prospectées ; aussi bien chez la population totale *P. turbinatus* ( $F_{obs} = 0,372$ ,  $p = 0,773$ ,  $\alpha = 0,05$ ), que chez les femelles ( $F_{obs} = 0,810$ ,  $p = 0,488$  ;  $\alpha = 0,05$ ).

Le **tableau 22**, montre les résultats obtenus à partir du test de *Dunnnett*, utilisé pour comparer les moyennes de chacune des 6 caractères pour l'ensemble des mois et par rapport à la station de référence (station témoin). Dans les trois stations, l'analyse révèle l'existence d'une différence très hautement significative par rapport à la station témoin pour l'ensemble des paramètres métriques mesurés chez les mâles. Chez les femelles, le test de *Dunnnett* révèle une différence significative uniquement entre la station 1 et la station témoin. Par contre, aucune station ne présente une différence significative avec la station témoin pour l'ensemble des paramètres métriques chez la population totale de *P. turbinatus*. Notons que la station témoin présente à elle seule des Monodontes ayant une biométrie symétrique à ce biotope, cela est prouvé chez la population totale et les femelles des deux stations (3 et 2) (**Tab. 23**).

L'analyse de la variance à deux critères de classification (station, mois), révèle une différence très hautement significative pour le facteur temps et station et l'interaction temps/stations ( $p \leq 0,001$ ) (**Tab. 23**).

Pour rechercher éventuellement des groupes homogènes, nous avons utilisé le test *SNK* (*Newman-Keuls*). Les résultats obtenus chez la population totale pour le paramètre  $H_1$  ont montré que, les valeurs moyennes de toutes les stations d'étude sont inégales. Tandis que, les valeurs moyennes de la hauteur  $H_2$ , semblent identiques dans les quatre stations d'échantillonnages (**Tab. 24**). Pour le paramètre  $\emptyset Op_1$ , seule la station 3 (Plage Rizi Amor), forme un groupe hétérogène par rapport aux autres stations. La situation est similaire pour les deux paramètres métriques mesurés ( $\emptyset Op_2$ ,  $\emptyset Coq_2$ ). Finalement, trois groupes (A: station 1 et 2 ; AB: station 3 et B: station témoin) forment l'hétérogénéité des stations d'échantillonnages par rapport au diamètre de la coquille  $\emptyset Coq_2$ , le test *SNK* (*Newman-Keuls*) fait ressortir que les troques échantillonnées dans la station 2 (Plage Militaire) et la station 1 (Plage El Djerda) semblent identiques.

Les résultats de test *t* de *Newman-Keuls* (*SNK*) chez les femelles de *P. turbinatus* dans les stations prospectées, ont montré que les valeurs moyennes des paramètres métriques  $H_1$ ,  $\emptyset Op_1$  et  $\emptyset Coq_1$  des stations 1, 3 et témoin sont similaires, seule la station 2 qui est différente. La valeur moyenne de  $H_2$  est égale pour l'ensemble des stations d'échantillonnages. Les valeurs moyennes de  $\emptyset Op_2$ , des stations 1 et 2, sont différents par rapport aux deux autres (stations 3 et témoin). Par ailleurs, la valeur moyenne de  $\emptyset Coq_1$  de la station 1 est différente de celles des autres stations (**Tab. 25**). Les résultats de test *t* de *Newman-Keuls* (*SNK*) chez les mâles de *P. turbinatus* de l'ensemble des stations, ont montré que les valeurs moyennes des paramètres métriques  $H_1$ ,  $\emptyset Op_1$  et  $\emptyset Coq_2$  des quatre stations sont différentes entre elles ; les valeurs moyennes de  $H_2$ ,  $\emptyset Op_2$  et  $\emptyset Coq_1$  de la station témoin sont nettement différentes par rapport aux restes des stations (**Tab. 26**).

**Tableau 20.** Résultats du test de l'AV1 de la comparaison entre station pour chacune des caractéristiques mesurées chez la population totale, les mâles et les femelles de *Phorcus turbinatus* pendant la période d'étude (janvier 2011 - janvier 2012). (\* : Hautement significative, \*\*\* : Très hautement significative, NS : Non significative ;  $\alpha = 5\%$ ,  $1\%$  et  $10\%$ ).

variables	Paramètres descriptifs														
	DDL			Sce			CM			F <sub>obs</sub>			p		
	T	♂	♀	T	♂	♀	T	♂	♀	T	♂	♀	T	♂	♀
H <sub>1</sub>	3	3	3	4802,689	3657,103	233,004	1600,896	1219,034	77,668	85,111	123,163	3,302	<0,0001***	<0,0001***	0,02***
H <sub>2</sub>	3	3	3	10179,313	789,864	60284,901	3393,104	263,288	20094,967	0,372	40,214	0,810	0,773 N.S	<0,0001***	0,488 N.S
ØOP <sub>1</sub>	3	3	3	2409,936	685,209	164,913	803,312	228,403	54,971	3,987	50,198	6,475	0,008***	<0,0001***	0,000***
ØOP <sub>2</sub>	3	3	3	4943,857	112,980	282,201	1647,952	37,660	94,067	6,690	9,747	17,273	0,000***	<0,0001***	<0,0001***
ØCoq <sub>1</sub>	3	3	3	4275,415	686,153	280,285	1425,138	289,384	93,428	11,289	37,553	8,221	<0,0001***	<0,0001***	<0,0001***
ØCoq <sub>2</sub>	3	3	3	12680,813	1352,334	310,947	4226,938	450,778	103,649	5,450	58,135	6,535	0,001***	<0,0001***	0,000***

**Tableau 21.** Résultats du test de l'AV1 de la comparaison entre mois pour chacune des caractéristiques mesurées chez la population totale, les mâles et les femelles de *Phorcus turbinatus* des stations d'échantillonnages. (\* : Hautement significative, \*\*\* : Très hautement significative, NS : Non significative ;  $\alpha = 5\%$ ,  $1\%$ ,  $10\%$ ).

variables	Paramètres descriptifs														
	DDL			Sce			CM			F <sub>obs</sub>			p		
	T	♂	♀	T	♂	♀	T	♂	♀	T	♂	♀	T	♂	♀
H <sub>1</sub>	12	12	12	19724,836	3781,023	23754,337	1643,736	315,085	1979,528	101,284	31,953	158,643	0,0001***	0,0001***	0,0001***
H <sub>2</sub>	12	12	12	76072,608	1106,141	265218,077	6339,384	92,178	22101,506	0,695	14,689	0,891	0,758 NS	0,0001***	0,556 NS
ØOP <sub>1</sub>	12	12	12	7568,139	1116,350	6755,765	630,678	93,029	562,980	3,139	22,482	104,219	0,0001***	0,0001***	0,0001***
ØOP <sub>2</sub>	12	12	12	4950,928	487,142	1090,689	412,577	40,595	90,891	1,672	11,581	17,871	0,066**	0,0001***	0,0001***
ØCoq <sub>1</sub>	12	12	12	5220,465	1020,216	4937,096	435,039	85,018	411,425	3,445	11,159	44,691	0,0001***	0,0001***	0,0001***
ØCoq <sub>2</sub>	12	12	12	22416,575	1382,970	11047,550	1868,048	115,247	920,629	2,410	14,784	84,923	0,004**	0,0001***	0,0001***

**Tableau 22.** Comparaison statistique (test de *Dunnnett*) des différents paramètres métriques des populations totales, des mâles et des femelles de *P. turbinatus* provenant de l'ensemble des stations d'échantillonnage.\*: Différence significative ( $\alpha = 0,05$ ) p, \*\*\*: Différence très hautement significative ( $\alpha = 0,001$ ).

	Modalité	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Différence critique	pr>diff	Significatif
T	Station témoin Vs Station3	2,799	2,005	2,370	3,310	0,098	Non
	Station témoin Vs Station1	1,097	1,247	2,370	2,085	0,449	Non
	Station témoin Vs Station2	-2,305	-2,286	2,370	2,390	0,047	Non
♂	Station témoin Vs Station3	1,271	9,306	2,369	0,324	0,000	Oui
	Station témoin Vs Station2	1,091	9,001	2,369	0,287	0,000	Oui
	Station témoin Vs Station1	0,798	0,442	2,369	0,254	0,000	Oui
♀	Station témoin Vs Station1	0,506	3,800	2,367	0,315	0,001	Oui
	Station témoin Vs Station3	0,038	0,329	2,367	0,270	0,980	Non
	Station témoin Vs Station2	-0,088	-0,518	2,367	0,402	0,929	Non

**Tableau 23.** Résultats du test de l'ANOVA à deux critères de classification (station, mois) pour chacune des caractéristiques mesurées chez la population totale, les mâles et les femelles de *Phorcus turbinatus* pour l'ensemble des stations pendant toute la période d'étude (janvier 11-janvier 12).\*: différence significative ( $\alpha = 0,05$ ), \*\*\*: différence très hautement significative ( $\alpha = 0,001$ ), NS : différence non significative.

	H 1			H 2			ØOp <sub>1</sub>			ØOp <sub>2</sub>			ØCoq <sub>1</sub>			ØCoq <sub>2</sub>		
	T	♂	♀	T	♂	♀	T	♂	♀	T	♂	♀	T	♂	♀	T	♂	♀
R <sup>2</sup>	0,496	0,623	0,615	0,004	0,448	0,01	0,023	0,462	0,484	0,014	0,378	0,167	0,035	0,399	0,303	0,015	0,433	0,433
F	109,6	29,47	64,85	0,42	15,06	0,57	2,632	15,94	38,14	1,60	11,30	8,15	4,04	12,30	17,69	1,73	14,18	31,02
Pr > F	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,993 NS	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,004 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***
Stations	224,8	91,97	11,79	0,10	58,69	0,09	1,836	34,50	2,094	1,91	25,25	11,92	9,216	45,01	6,215	1,61	52,40	4,195
	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,956 NS	0,0001 ***	0,962 NS	0,138	0,0001 ***	0,099 NS	0,124 NS	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,184 NS	0,0001 ***	0,006 ***
Mois	38,51	8,242	35,47	0,28	4,235	0,28	1,525	3,975	28,92	1,21	3,788	7,865	3,053	1,236	10,71	1,25	0,891	16,09
	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,992 NS	0,0001 ***	0,992 NS	0,107 NS	0,0001 ***	0,0001 ***	0,263 NS	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,253 NS	0,0001 ***	0,241 NS	0,556 NS	0,0001 ***
Stations × Mois	74,92	10,67	20,85	0,33	8,127	0,46	2,200	7,034	12,30	1,25	8,889	4,320	3,456	7,626	8,044	1,22	7,145	10,61
	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	1,000 NS	0,0001 ***	0,997 NS	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,138 NS	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,0001 ***	0,164 NS	0,0001 ***	0,0001 ***



**Tableau 24.** Recherche des différences morphologiques entre les groupes (Test de *Newman-Keuls*, *SNK*) chez la population totale de *P. turbinatus* dans les stations prospectées ( $\alpha = 5\%$ ).

Variabes	Modalités	Moyenne	Regroupements
H <sub>1</sub>	3	9,623	A
	2	11,105	B
	1	11,850	C
	4	12,760	D
H <sub>2</sub>	3	6,007	A
	2	6,686	A
	4	9,902	A
	1	10,740	A
ØOP <sub>1</sub>	3	6,643	A
	1	8,152	B
	4	8,494	B
	2	9,183	B
ØOP <sub>2</sub>	3	5,774	A
	1	6,420	A
	4	7,359	A
	2	8,680	B
ØCoq <sub>1</sub>	3	10,347	A
	1	11,655	B
	2	12,042	B
	4	13,185	C
ØCoq <sub>2</sub>	3	11,377	A
	1	13,080	A
	4	14,176	A
	2	16,481	B

**Tableau 25.** Recherche des différences morphologiques entre les groupes (Test de *Newman-Keuls*, *SNK*) chez les ♀ de *P. turbinatus* dans les stations prospectées ( $\alpha = 5\%$ ).

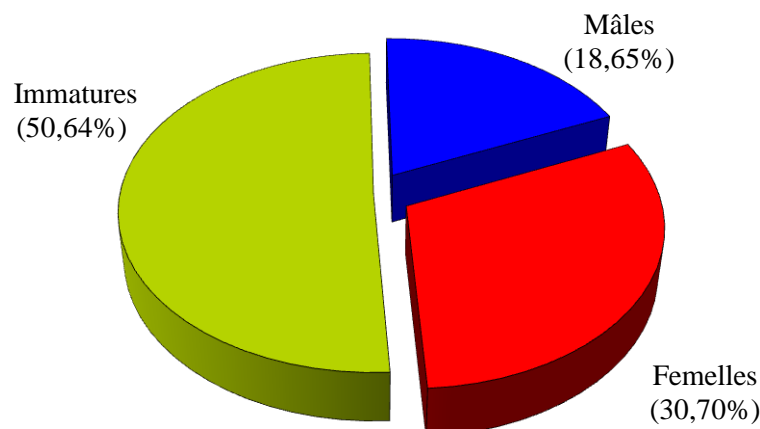
Variabes	Modalités	Moyenne	Regroupements
H <sub>1</sub>	1	14,567	A
	3	14,924	A
	4	15,059	A
	2	15,814	B
H <sub>2</sub>	2	9,909	A
	3	11,967	A
	4	12,410	A
	1	24,915	A
ØOP <sub>1</sub>	3	9,631	A
	4	9,713	A
	1	9,753	A
	2	10,595	B
ØOP <sub>2</sub>	1	7,475	A
	4	8,164	B
	3	8,171	B
	2	8,792	C
ØCoq <sub>1</sub>	1	13,828	A
	3	14,625	B
	4	14,637	B
	2	15,010	B
ØCoq <sub>2</sub>	1	15,449	A
	3	15,814	A
	4	15,890	A
	2	16,900	B

**Tableau 26.** Recherche des différences morphologiques entre les groupes (Test de Newman-Keuls, SNK) chez les ♂ de *P. turbinatus* dans les stations prospectées ( $\alpha = 5\%$ ).

Variabes	Modalités	Moyenne	Regroupements
H <sub>1</sub>	3	9,517	A
	2	12,845	B
	1	13,949	C
	4	15,49	D
H <sub>2</sub>	2	7,880	A
	3	8,135	A B
	1	8,577	B
	4	10,084	C
ØOp <sub>1</sub>	3	7,424	A
	2	8,574	B
	1	9,245	C
	4	9,948	D
Ø Op <sub>2</sub>	2	7,078	A
	1	7,372	A
	3	7,372	A
	4	7,959	B
ØCoq <sub>1</sub>	2	12,324	A
	3	12,466	A
	1	13,211	B
	4	14,630	C
ØCoq <sub>2</sub>	3	12,886	A
	2	14,106	B
	1	14,753	C
	4	16,306	D

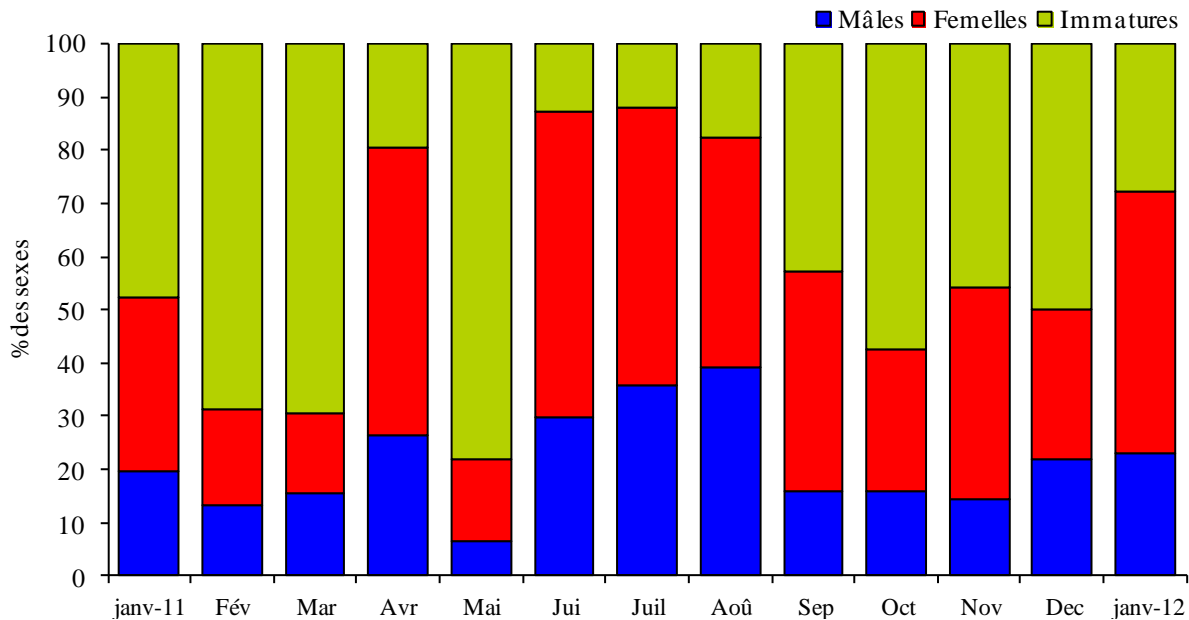
## 7. Sex-ratio

La **figure 62** montre la répartition du sex-ratio chez *Phorcus turbinatus* dans la station 1 (Baie du Collo). La population totale (1792 individus) est structurée de la manière suivante : 305 mâles (18,65%), 502 femelles (30,70%) et 828 immatures (50,64%). C'est ainsi que les individus femelles représentent un peu moins du double des individus mâles.

**Figure 62.** Répartition des sexes (%) de la population de *P. turbinatus* de la station 1.

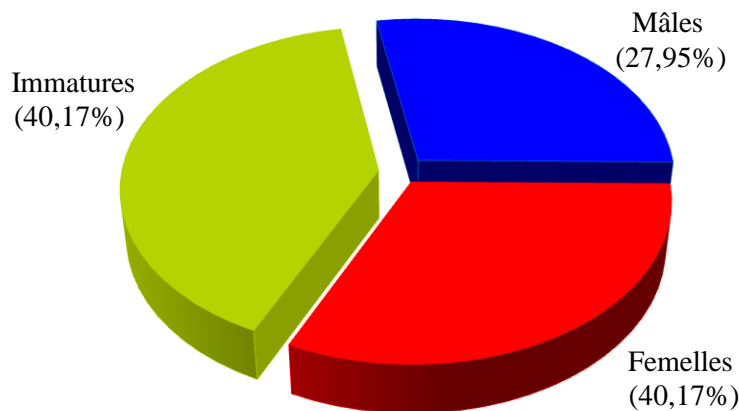
La répartition mensuelle des sexes de *P. turbinatus* dans la station 1, montre une dominance des femelles en juin (67,26 % soit SR = 52,238 ;  $\chi^2 = 10,039$  ;  $p > 0,05$ ), en avril (54,38% soit

SR = 48,387 ;  $\chi^2 = 5,565$  ;  $p > 0,05$ ) et en janvier 2012 (49,42% soit SR= 46,511 ;  $\chi^2 = 8,396$  ;  $p > 0,05$ ). La sex-ratio est constante durant les autres mois (mars, juillet, août et décembre). Les immatures représentent d'importantes proportions, notamment en mai (78,11%), mars (69,44%), février (68,65%), octobre (57,647%), en décembre (50%) et en janvier 2011 (47,674%). (**Fig. 63**).



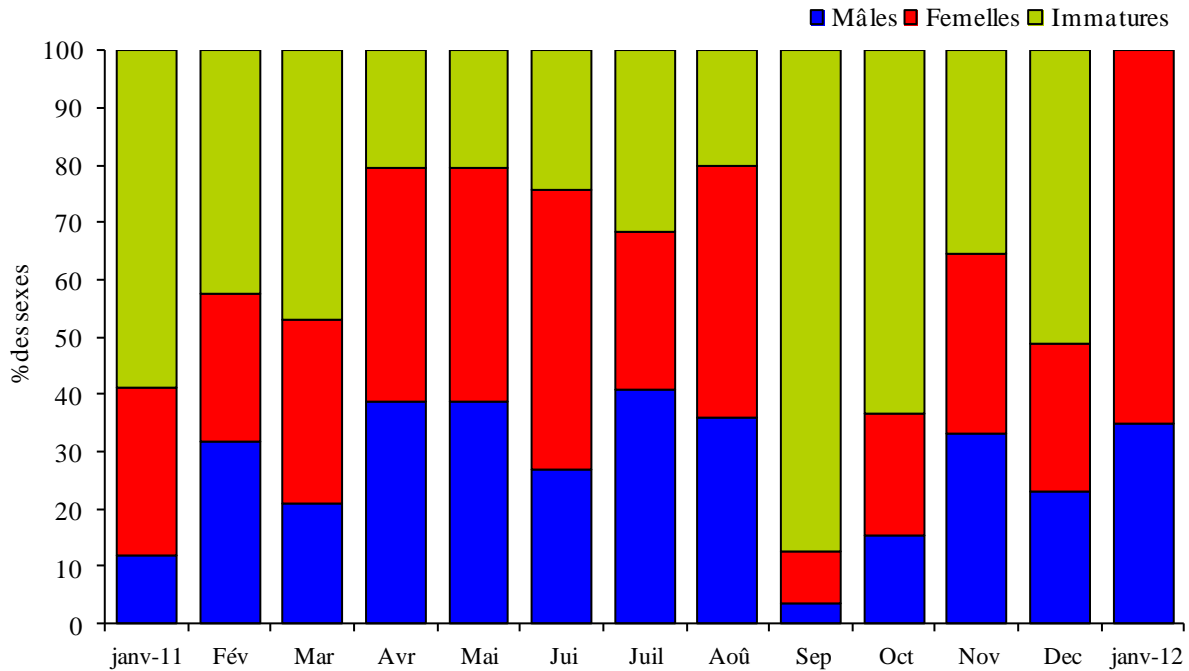
**Figure 63.** Répartition mensuelle de la sex-ratio de *P. turbinatus* de la station 1.

La **figure 64** montre la répartition du sex-ratio de *P. turbinatus* dans la station 2. Sur un échantillon total de 748 individus. La population est structurée de la manière suivante : 192 mâles (27,95%), 219 femelles (40,17%) et 276 immatures (40,17%). Avec une valeur moyenne de 87,67, la sex-ratio est considérée constante.



**Figure 64.** Répartition des sexes (%) de la population de *P. turbinatus* de la station 2.

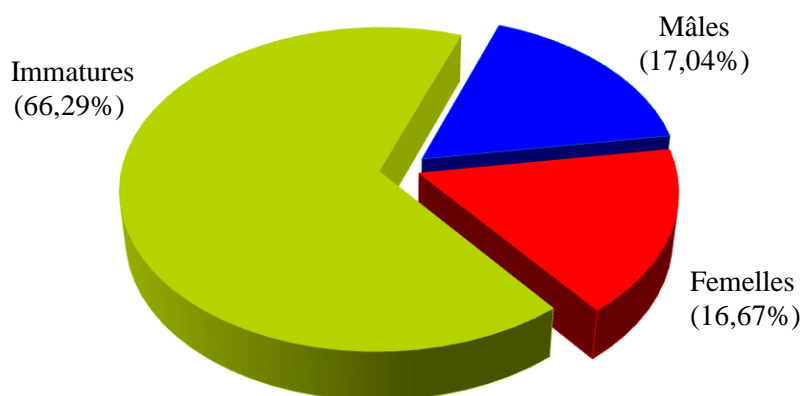
La répartition mensuelle des sexes de *P. turbinatus* dans la station 2, montre que la sex-ratio est constante tout le long de l'année. Tandis qu'elle est non valide au mois de janvier 2011 et septembre (nombre de mâle est inférieur à 5). Les immatures représentent une valeur très importante en septembre (63,33%), janvier 2011 (58,82%) et décembre (51,28%) (**Fig. 65**).



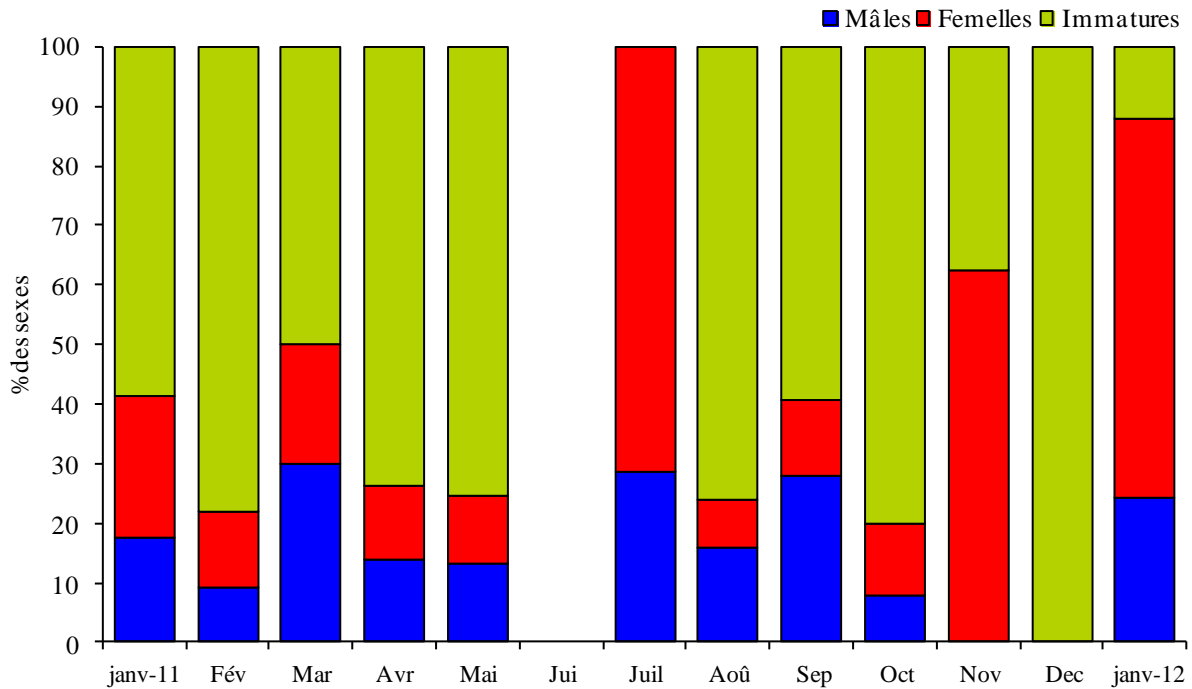
**Figure 65.** Répartition mensuelle de la sex-ratio de *P. turbinatus* de la station 2.

La **figure 66** et le **tableau LXXI** (en annexes) représentent la répartition de la sex-ratio de *P. turbinatus* à la station 3. Sur un total de 622 individus examinés, La population est structurée de la manière suivante : 91 mâles (17,04%), 89 femelles (16,67%) et 354 immatures (66,29%). Avec une sex-ratio moyenne de 102,25, la population est équilibrée.

La répartition mensuelle des sexes de *P. turbinatus* dans la station 3 montre une dominance des mâles en septembre (27,85% avec  $SR = 216,66$  ;  $\chi^2 = 7,736$  ;  $p > 0,05$ ). Tandis qu'elle est constante dans quelques mois (février, mars, avril, août, octobre et janvier 2012), et elle est non valide pour les mois qui reste (janvier 2011, mars, juillet et novembre). Les immatures représentent une valeur très importante en janvier (72,83%) et novembre (71,31%) (**Fig.67**).

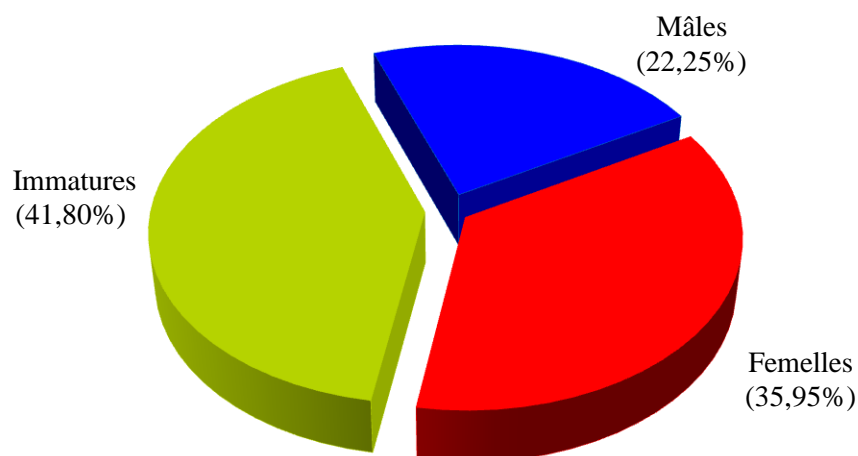


**Figure 66.** Répartition des sexes (%) de la population de *P. turbinatus* dans la station 3.



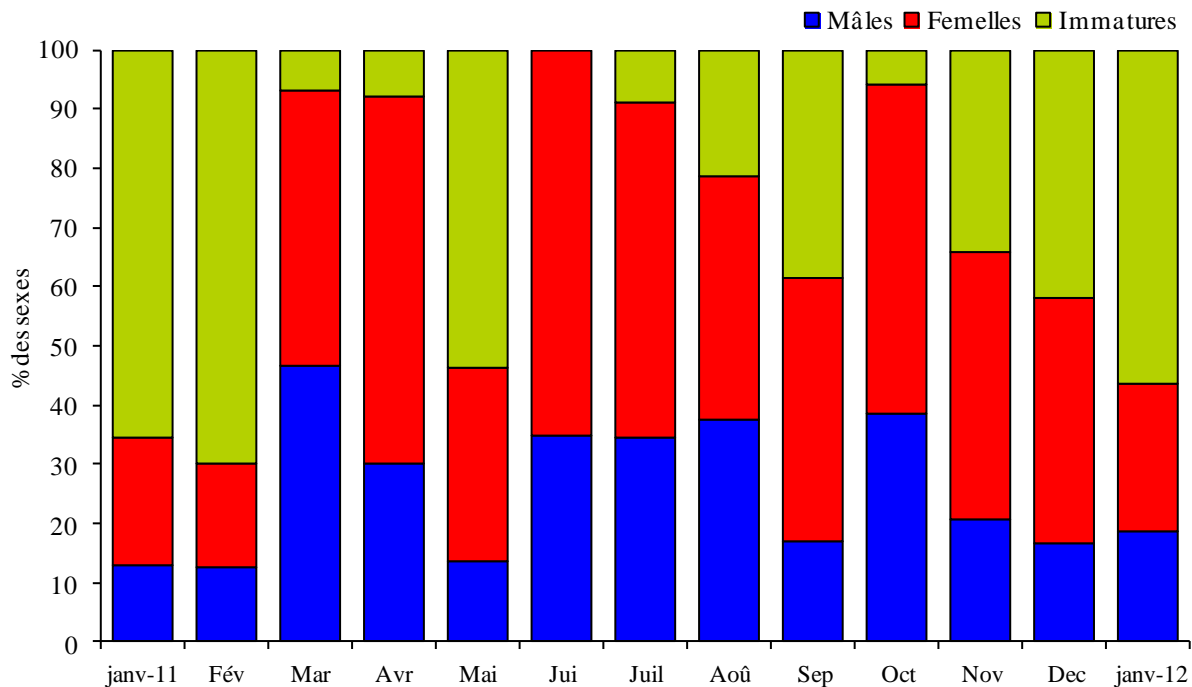
**Figure 67.** Répartition mensuelle de la sex-ratio de *P. turbinatus* de la station 3.

La **figure 68** représente la répartition de la sex-ratio de *P. turbinatus* dans la station témoin. Sur un total de 1963 individus examinés. La population échantillonnée est composée de 403 mâles (22,25%), de 651 femelles (35,95%) et de 757 immatures (41,80%). La sex-ratio globale de *P. turbinatus* est égale à 61,90%, une valeur en faveur des femelles ( $\chi^2 = 58,35$  ;  $p > 0,05$ ).



**Figure 68.** Répartition des sexes (%) de la population de *P. turbinatus* de la station témoin.

La répartition mensuelle des sexes de *P. turbinatus* dans la Baie de Chétaibi montre une dominance des femelles tout le long de l'année, à l'exception du mois de mars (46,47%) où la sex-ratio est égale à 1. Les immatures représentent une valeur très importante en février (70%) et janvier 2011 (65,38%) (**Fig. 69**).



**Figure 69.** Répartition mensuelle de la sex-ratio de *P. turbinatus* de la station témoin.

### 7.1. Taille à la première maturité sexuelle

La taille à la première maturité sexuelle, correspond à taille à laquelle 50% des gastéropodes sont mûrs. Au niveau de la station 1 (H<sub>1</sub> 50) est de 14,55 mm (2 ans) pour les femelles et 10,98 mm (2 ans) pour les mâles (**Fig. 70**). La différence est très hautement significative entre la taille à la première maturité des mâles et celle des femelles (t-test = 8,0148 ; p<0,05). Au niveau de la station 2 (Ht 50) est de 11,87 mm (2 ans) pour les femelles et 10,67mm (2 ans) pour les mâles (**Fig. 70**). La différence est très hautement significative entre la taille à la première maturité des mâles et celle des femelles (t-test = 11,41 ; p<0,05). Tandis qu'à la station 3 (Ht 50) est de 10,59 mm (2 ans) pour les femelles et 8,11 mm (2 ans) pour les mâles (**Fig. 70**). A la station témoin, les Monodontes atteignent leur maturité sexuelle à 13,1 mm pour les femelle et de 13,3 mm chez les mâles correspondant à deux années de croissance. La différence est très hautement significative entre la taille à la première maturité des mâles et celle des femelles (t-test = 9,44 ; p<0,05). Dans la station 1, nous avons pu déterminer 5 cohortes. L'âge des mâles et des femelles n'excède pas respectivement 4 et 5 ans (**Tab. 28 ; Fig. III** en annexes).

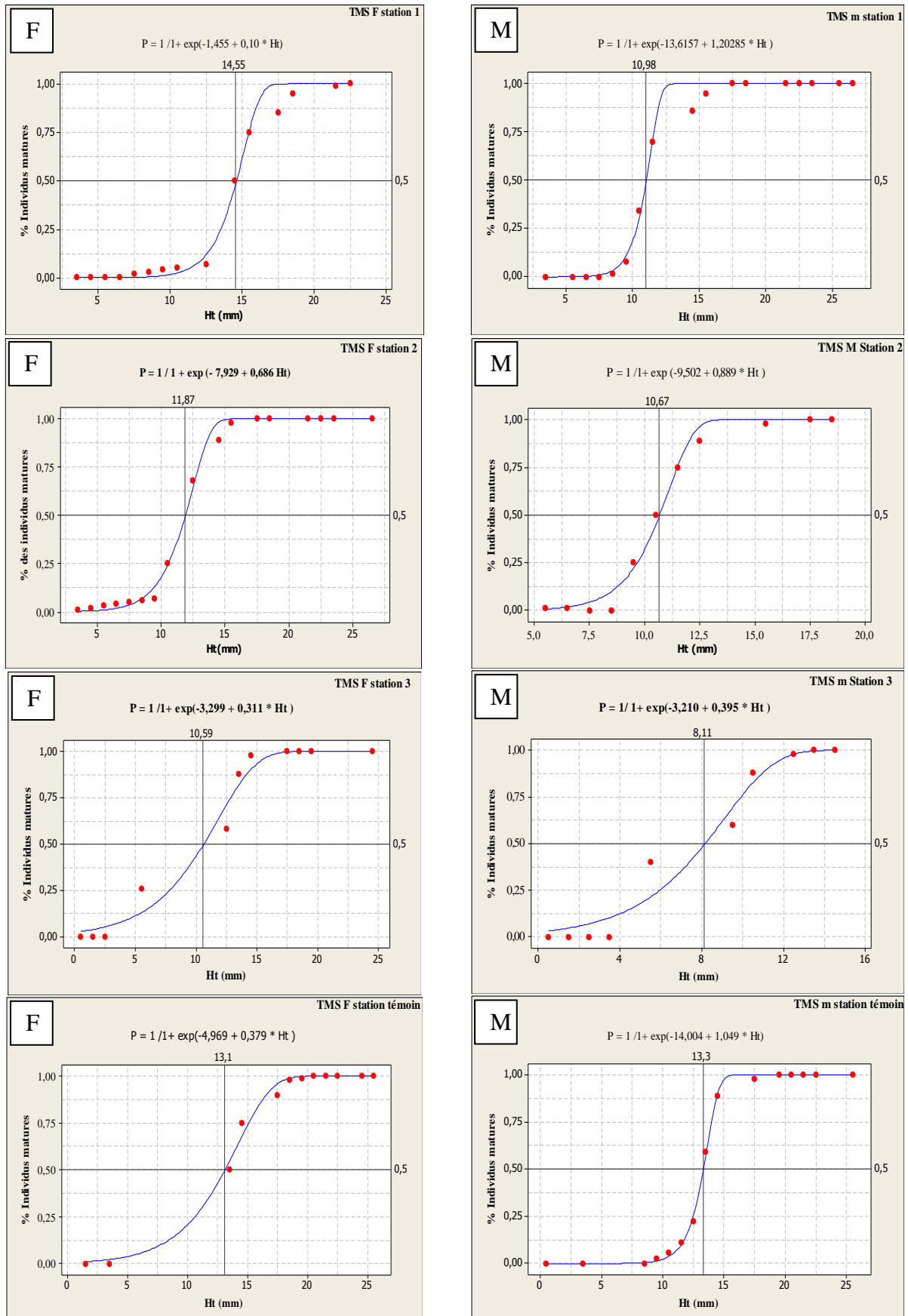


Figure 70. Taille à la première maturité sexuelle chez les femelles (F) et les mâles (M) de *Phorcus turbinatus* des quatre stations des côtes Est de l'Algérie.

Les différentes valeurs de la fonction logistique ajustée aux données observées de maturité sont consignées dans le **tableau 27**. Le calcul d'un test statistique du type  $\chi^2$  montre que cette fonction s'ajuste bien ( $\chi^2_{\text{obs}} < \chi^2_{\text{théo}}$ ) aux données observées au niveau des quatre stations.

**Tableau 27.** Paramètres de maturité sexuelle de *P. turbinatus* des côtes de l'Est Algérien (N : nombre d'individus ; a : pente ; b : ordonnée à l'origine ; r : coefficient de corrélation ; H<sub>25</sub> : 25% d'individus matures; H<sub>50</sub> : 50% d'individus matures; H<sub>75</sub> : 75% d'individus matures;  $\chi^2$  : test de khi 2).

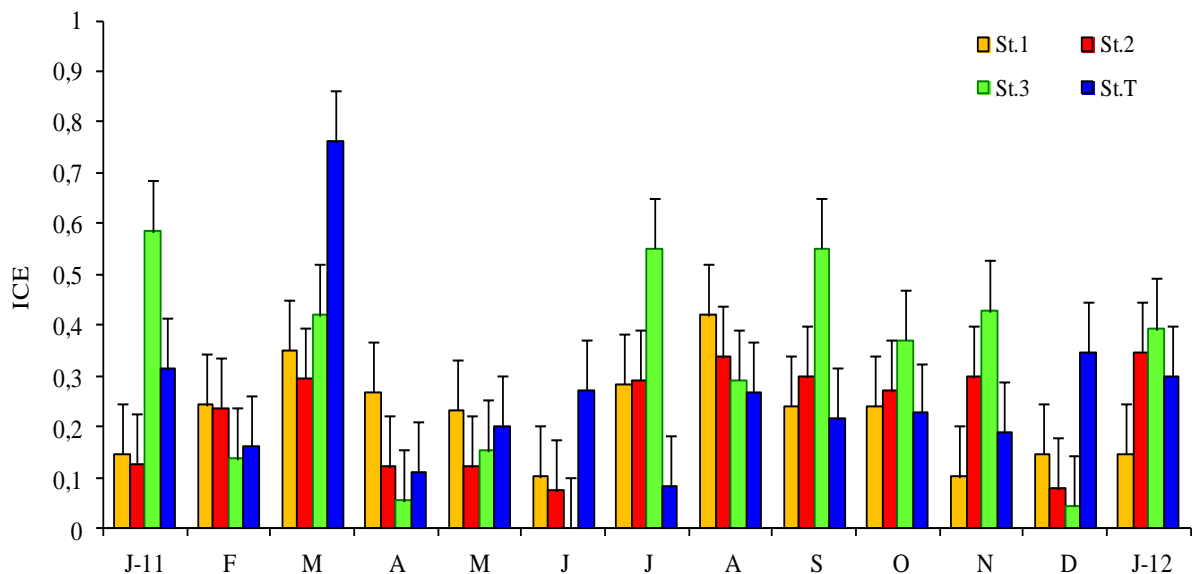
Paramètres	Station 1		Station 2		Station 3		Station témoin	
	Mâles (♂)	Femelles (♀)	Mâles (♂)	Femelles (♀)	Mâles (♂)	Femelles (♀)	Mâles (♂)	Femelles (♀)
N	305	502	192	219	91	89	403	651
a	0,05	0,07	0,08	0,05	0,131	0,05	0,05	0,07
b	-0,423	-0,659	-0,49	-0,246	-0,321	-0,49	-0,423	-0,659
r	0,873	0,936	0,979	0,951	0,873	0,915	0,873	0,936
H <sub>25</sub>	9,25	12,5	9,75	10,2	6	7,5	10	10
H <sub>50</sub>	10,98	14,55	10,67	11,87	8,11	10,59	13,3	13,1
H <sub>75</sub>	11,25	15,3	11,30	12,5	10	12,5	14,6	14,6
$\chi^2_{\text{Obs}}$	9,94	5,24	4,86	6,63	5,39	9,08	9,94	5,24
$\chi^2_{\text{théo}}$	10,82 0,1%	5,41 2%	5,41 2%	8,807 3%	5,41	10,82 0,1%	10,82 0,1%	5,41 2%



## 8. Âge et croissance

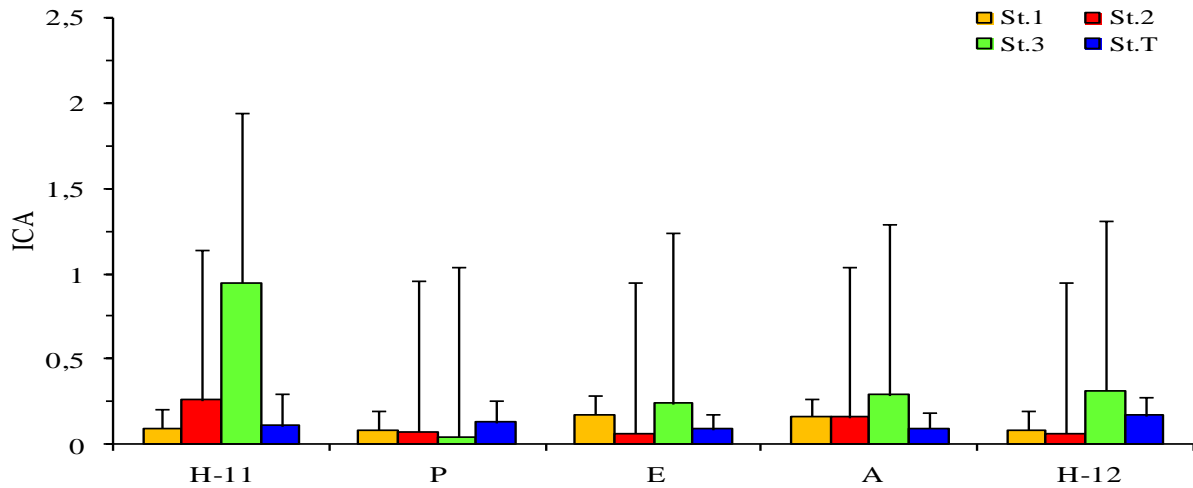
### 8.1. Coefficient de condition ou indice pondéral

- **Indice de condition environnemental (ICE) :** Dans la zone d'étude, les valeurs moyennes les plus élevées de l'indice de condition environnemental (ICE) sont enregistrées respectivement en été à la station 1, en hiver à la station 2 et 3 et au printemps à la station témoin (**Fig. 71 ; Tab. XXXII** en annexes). La valeur moyenne la plus élevée est rencontrée en août au niveau de la station 1 ( $0,41 \pm 0,21$ ), en janvier 2012 dans la station 2 ( $0,39 \pm 0,19$ ), en janvier 2011 à la station 3 ( $0,58 \pm 0,1$ ) et en mois de mars à la station témoin ( $0,76 \pm 0,13$ ) (**Tab. XXXI** en annexes). Toutefois, l'analyse statistique (test d'égalités des variances avec comparaison multiple : test de *Dunnnett*), montre l'absence de différence significative des valeurs saisonnières de cet indice entre les stations prospectées ( $p = 0,277$  ;  $F = 1,408$ ) et des valeurs mensuelles ( $p = 0,453$  ;  $F = 0,890$ ) (**Tab. XXXIII** en annexes).



**Figure 71.** Variations saisonnières de l'indice de condition environnemental (ICE) chez *P. turbinatus* dans les stations prospectées (janvier 2011 – janvier 2012).

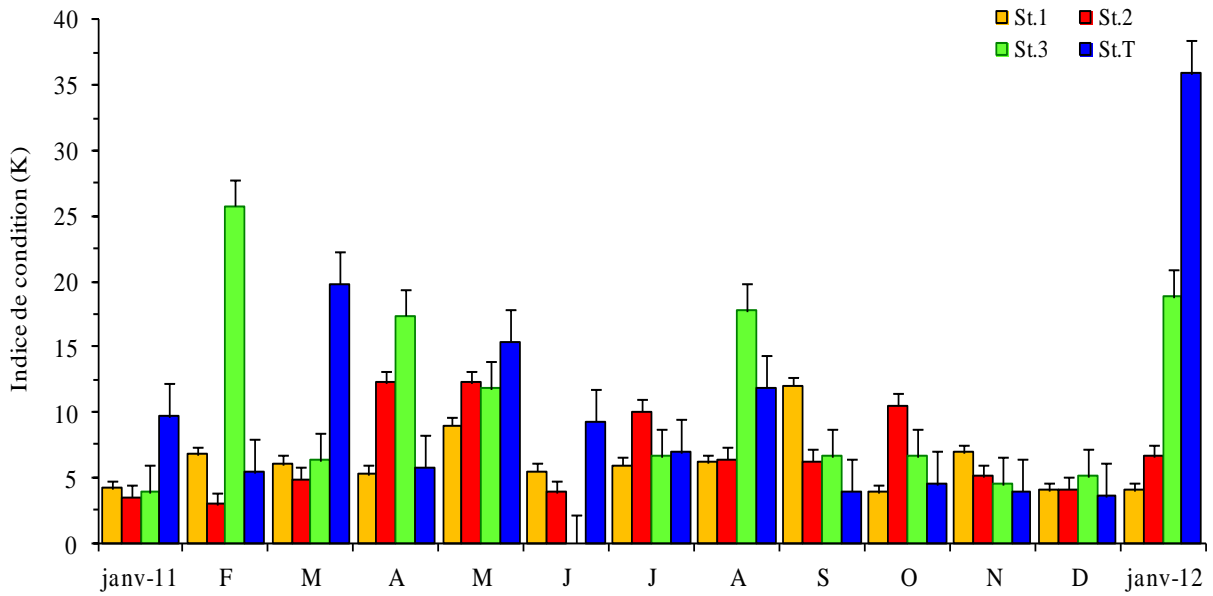
- **Indice de condition amaigrissant (ICA) :** Afin de confirmer le degré d'affaiblissement des troques, nous avons mesuré un indice de condition donnant une vision générale de leur état de santé. C'est en saison hivernale que les Monodontes amaigrissent le plus, cela est enregistré notamment dans les stations 2, 3 et la station témoin ; avec des valeurs respectives de  $0,25 \pm 0,88$  ;  $0,94 \pm 1,36$  et  $0,11 \pm 0,18$ . À Collo (station1), les valeurs maximales de cet indice sont observées en été ( $0,17 \pm 0,45$ ) et en automne ( $0,16 \pm 0,28$ ) (**Fig. 72 ; Tab. XXXIV** et **XXXV** en annexes). Toutefois, le test d'égalités des variances montre l'absence de différence significative des valeurs saisonnières de cet indice entre les stations prospectées (**Tab. XXXVI** en annexes).



**Figure 72.** Variations saisonnières de l'indice d'amaigrissement chez *P. turbinatus* dans les quatre stations prospectées.

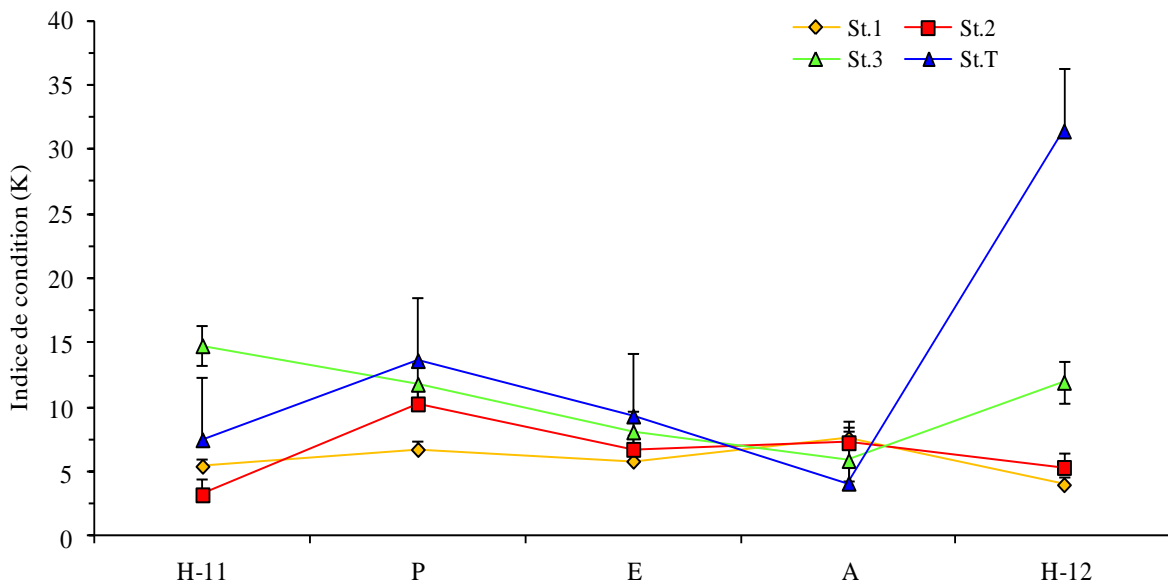
- **Indice de condition K :** L'évolution mensuelle de l'embonpoint varie et reflète une hétérogénéité spatio-temporelle.

Dans la station 1, un pic est constaté au mois de septembre ( $12,06 \pm 0,57$ ). À la station 2, un plateau est observé entre avril et mai avec une valeur de ( $12,25 \pm 0,74$ ) et ( $12,25 \pm 0,57$ ). Un maxima en février de ( $25,74 \pm 0,54$ ) au niveau de la station 3. L'embonpoint dans la station témoin est relevé en jan-12 ( $35,93 \pm 0,92$ ) (Tab. XXXVII en annexe). L'indice de condition (K), statistiquement il est non significative soit mensuellement ( $F = 1,830$  ;  $p = 0,256$ ), soit en fonction des saisons ( $F = 1,823$  ;  $p = 0,296$ ) (Fig. 73 ; Tab. XXXVIII et XXXIX en annexe).



**Figure 73.** Variation du coefficient de condition (K) chez *Phorcus turbinatus* en fonction des mois.

L'augmentation de K juste après la ponte, témoigne que l'état de l'embonpoint des individus s'améliore rapidement chez la troque *P. turbinatus*, de la station témoin (**Fig. 74**).



**Figure 74.** Variation du coefficient de condition (K) chez *P. turbinatus* en fonction des saisons.

## 8.2. Âge

**Tableau 28.** Détermination des classes d'âge de *P. turbinatus* de la station 1 par la méthode de Battacharya. Les valeurs entre parenthèses représentent les effectifs par âge.

Âge	Population totale (N = 1792)		Femelles (N = 502)		Mâles (N = 305)	
	Hauteurs observées	Écart-types	Hauteurs observées	Ecart-types	Hauteurs observées	Ecart-types
1	4,78	0,680	10,97	1,470	12,76	1,490
2	10,52	1,960	14,40	1,670	19,38	2,990
3	14,37	1,660	19,32	0,830	24	0,780
4	19,13	1,310	24,33	0,690	-	-
5	24,65	0,870	-	-	-	-

Dans la station 2, nous avons décelé 5 cohortes. L'âge des femelles et des mâles est limité respectivement à 3 et 4 ans (**Tab. 29** ; **Fig. IV** en annexes).

**Tableau 29.** Détermination des classes d'âge de *P. turbinatus* de la station 2 par la méthode de Battacharya. Les valeurs entre parenthèses représentent les effectifs par âge.

Âge	Population totale (N = 748)		Femelles (N = 219)		Mâles (N = 192)	
	Hauteurs observées	Ecart-Types	Hauteurs observées	Ecart-Types	Hauteurs observées	Ecart-Types
1	4,94	0,670	15	1,930	7,79	1,150
2	10,09	1,940	21,64	0,720	10,76	1,200
3	14,94	2,030	25,67	2,960	14,36	1,320
4	21,60	0,770	-	-	17,58	2,740
5	25,67	2,010	-	-	-	-

La population totale, mâle et femelle de *P. turbinatus* de la station 3 atteint l'âge de 4 ans. (**Tab. 30** ; **Fig V** en annexes).

**Tableau 30.** Détermination des classes d'âge de *P. turbinatus* de la station 3 par la méthode de Battacharya. Les valeurs entre parenthèses représentent les effectifs par âge.

Âge	Population totale (N = 622)		Femelles (N = 89)		Mâles (N = 91)	
	Hauteurs observées	Ecart-types	Hauteurs observées	Ecart-types	Hauteurs observées	Ecart-types
1	4,70	1,260	4,50	1,1	3,93	0,690
2	8,49	2,050	10,21	1,09	5,98	1,020
3	13,70	1,960	14,82	1,56	9,92	0,480
4	20,78	1,470	19,57	0,850	12,33	0,980
5	-	-	-	-	-	-

L'âge de *P. turbinatus* a été déterminé par la méthode indirecte de Battacharya. Six classes de tailles ont pu être isolées dans la station témoin (**Tab. 31** ; **Fig. VI** en annexes). Tandis que l'âge des femelles ne dépasse pas les cinq années, celui des mâles n'excède pas les quatre ans.

**Tableau 31.** Détermination des classes d'âge de *P. turbinatus* de la station témoin par la méthode de Battacharya. Les valeurs entre parenthèses représentent les effectifs par âge.

Âge	Population totale (N = 1963)		Femelles (N = 651)		Mâles (N = 403)	
	Hauteurs observées	Ecart-types	Hauteurs observées	Ecart-types	Hauteurs observées	Ecart-types
1	5,12	1,140	5,10	1,570	5	1,570
2	11,05	1,920	14,90	1,580	14,36	1,890
3	14,84	1,750	18,43	1,140	18,67	0,710
4	18,63	0,940	22,02	1,420	20,43	2,740
5	21,85	1,700	25	2,980	-	-
6	26,41	1,980	-	-	-	-

### 8.3. Croissance

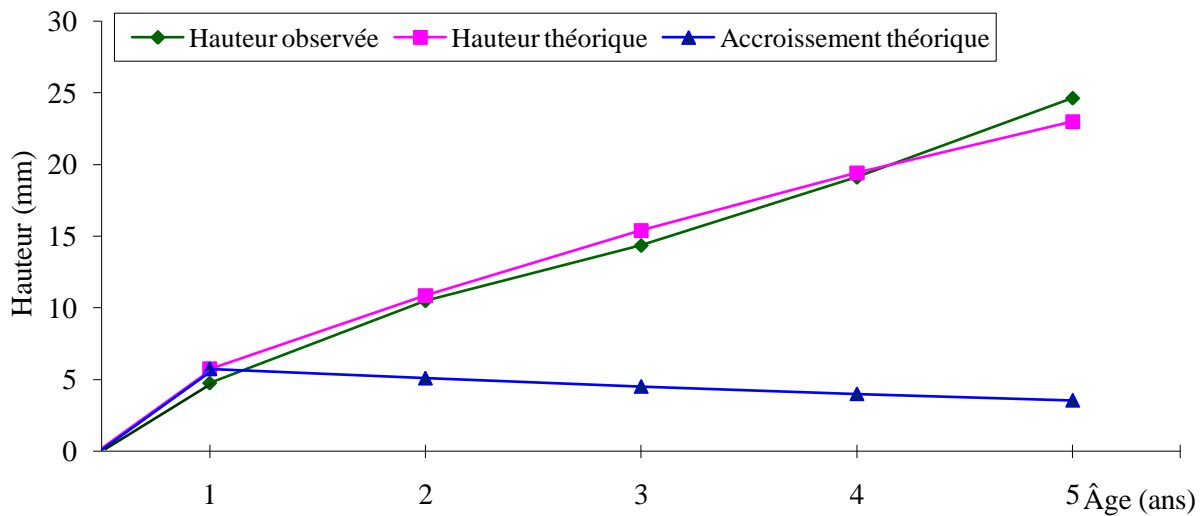
#### 8.3.1. Croissance linéaire absolue

Dans la station 1, l'application du modèle de Von Bertalanffy aux couples âge-longueurs obtenus par la méthode de Battacharya, nous a permis d'aboutir à l'équation suivante :

$$\text{Population totale : } H_t = 51,04 [1 - e^{-0,12(t-0,439)}]$$

La taille asymptotique ( $H_\infty$ ) obtenue chez la population totale est de 51,04 mm. Chez la population totale, la taille théorique maximale est de 23,02 mm. Cette valeur est proche de

celle observée qui est de 24,65 mm. Le taux d'accroissement annuel est de 5,76 mm à la première année, qui chute à 3,569 mm à la cinquième année (**Fig. 75**).

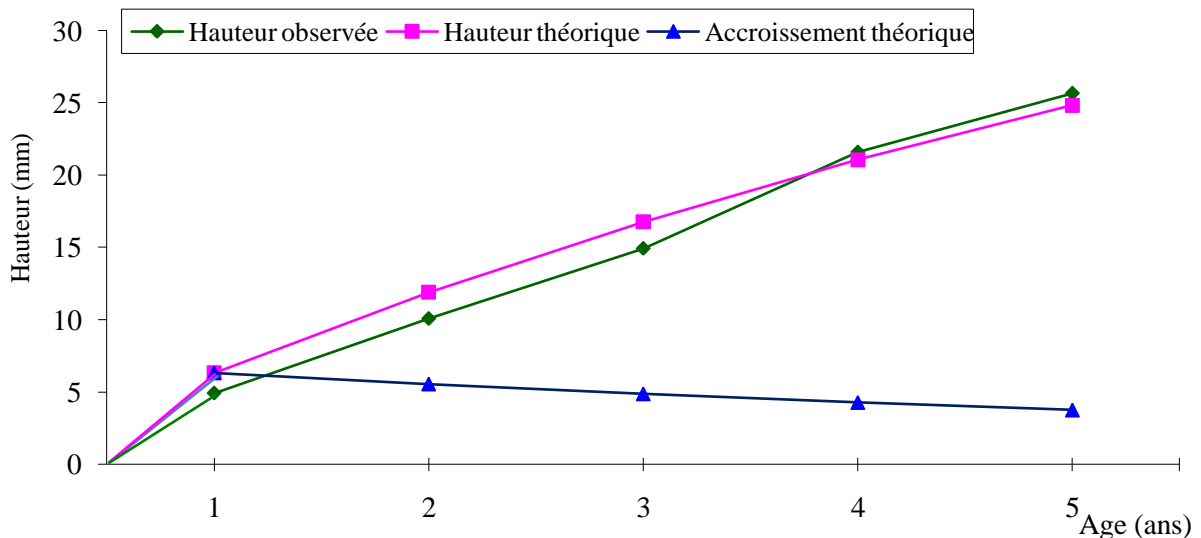


**Figure 75.** Croissance linéaire observée et théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de *Phorcus turbinatus* de la station 1.

Alors que dans la station 2, nous avons obtenus l'équation suivante :

$$H_1 = 52,04 [1 - e^{-0,13(t-0,002)}]$$

La taille asymptotique ( $H_\infty$ ) obtenue chez la population totale est égale à 52,04mm. Chez la population totale, les valeurs théoriques et observées sont très proches, la taille théorique maximale est de 25,67 mm. Cette valeur est proche de celle observée qui est de 24,845mm. Le taux annuel de croissance est élevé durant la deuxième année (5,88 mm) et chute à 3,76 mm à la cinquième année (**Fig. 76**).

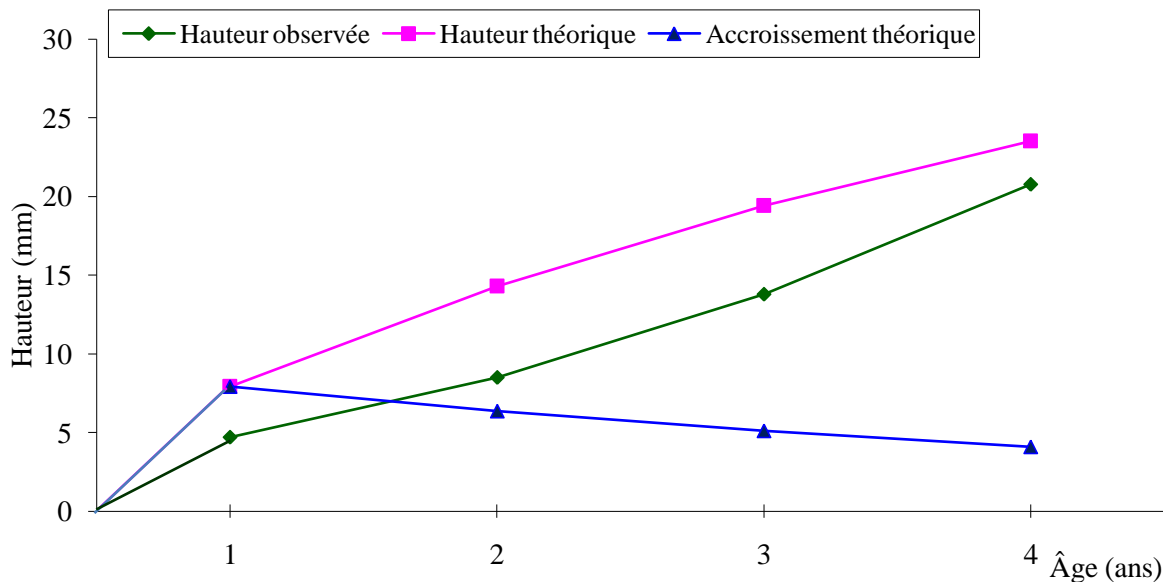


**Figure 76.** Croissance linéaire observée et théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de *Phorcus turbinatus* de la station 2.

Le modèle de Von Bertalanffy aux couples âge-longueurs obtenu par l'étude de la méthode de Battacharya, nous a permis d'aboutir aux équations suivantes :

$$H_1 = 40,24 [1 - e^{-0,22(t-0,002)}]$$

La taille asymptotique ( $H_\infty$ ) obtenue chez la population totale est de 40,24 mm. Chez la population totale, les valeurs théoriques et observées sont très proches, la taille théorique maximale est de 21,32 mm. Cette valeur est proche de celle observée qui est de 21,94 mm. Le taux annuel de croissance est élevé durant la deuxième année (10,47 mm) et chute à 3,08 mm à la cinquième année (**Fig. 77**).

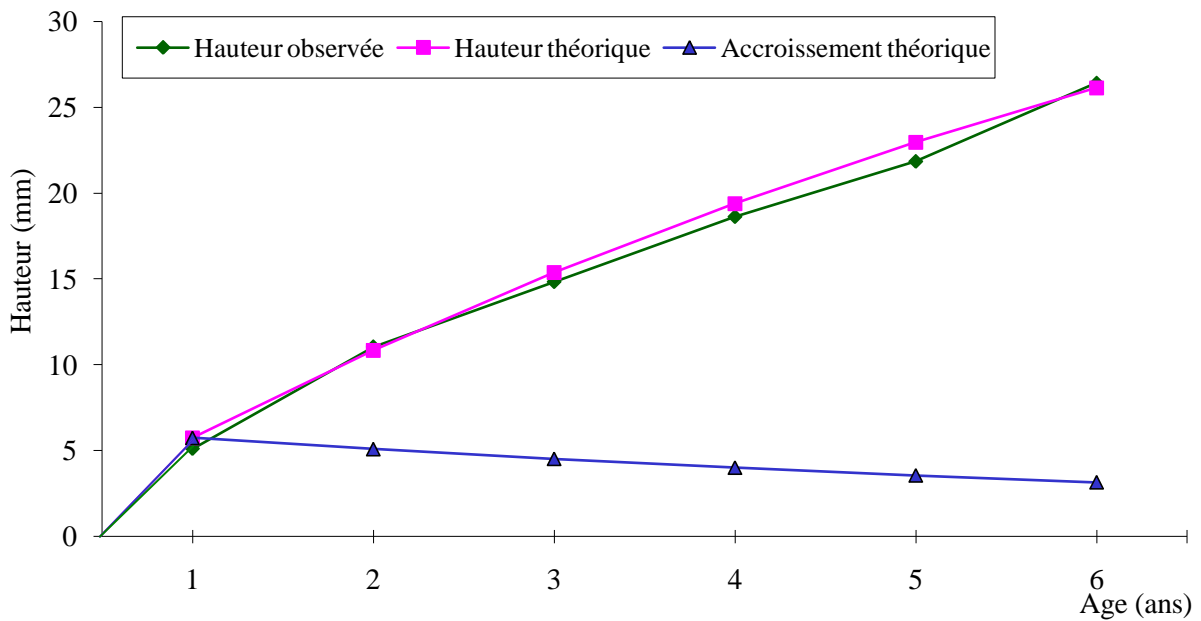


**Figure 77.** Croissance linéaire observée et théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de *Phorcus turbinatus* de la station 3.

L'application du modèle de Battacharya à la population de *P. turbinatus* de la station témoin nous a permis d'aboutir à l'équation suivante :

$$H_1 = 50,99 [1 - e^{-0,12(t-0,002)}]$$

Les tailles asymptotiques ( $H_\infty$ ) obtenues chez la population totale est de 50,99 mm. Chez la population totale, les valeurs observées et théoriques sont proches. Le taux de croissance est élevé durant la première année au bout de laquelle une taille de 5,75 mm est atteinte. Ensuite, il chute directement jusqu'à une valeur très basse à sa sixième année (3,16 mm/an) (**Fig. 78**).



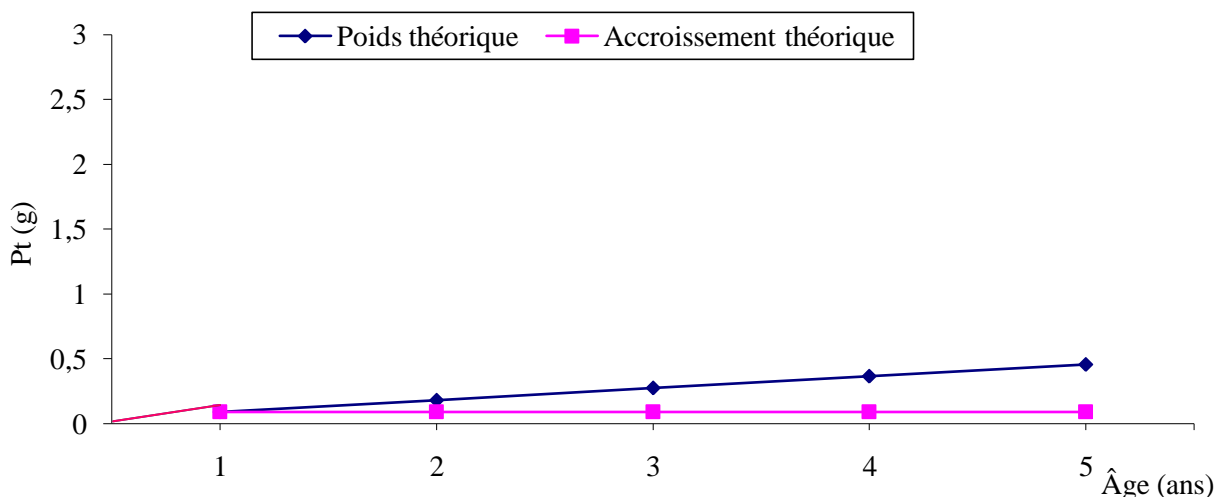
**Figure 78.** Croissance linéaire observée et théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de *Phorcus turbinatus* de la station témoin.

### 8.3.2. Croissance pondérale absolue

Pour la population de la station 1, le modèle de la croissance pondérale absolue est le suivant :

$$Pt = 15,08 \left( [1 - e^{-0,12(t-0,439)}] \right)^{2,340}$$

Chez la population totale, le taux de croissance est élevé à la cinquième année (0,092 g/an) puis il reste constant (0,091 g/an) (**Fig. 79**).



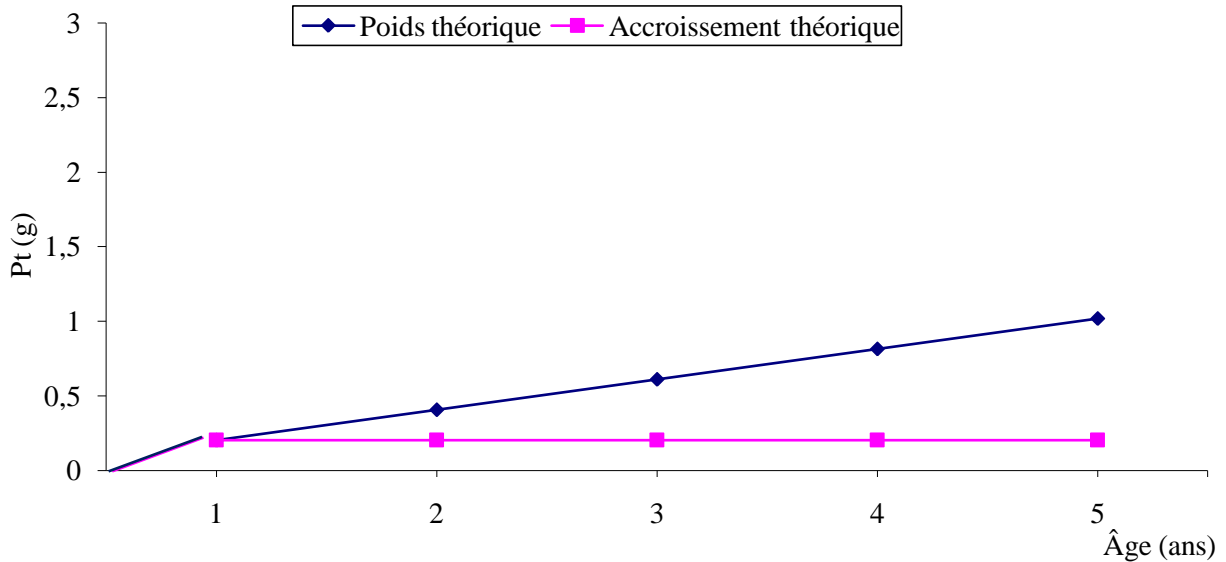
**Figure 79.** Croissance pondérale théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de *Phorcus turbinatus* échantillonnés à la station 1.



Pour la population de la station 2, le modèle de la croissance pondérale absolue s'écrit comme suit :

$$P_t = 20,41 \left( [1 - e^{-0,13(t-0,002)}] \right)^{2,187}$$

Le taux de croissance est faible à la cinquième année (0,203 g/an) puis il reste constant (0,204 g/an) (**Fig. 80**).

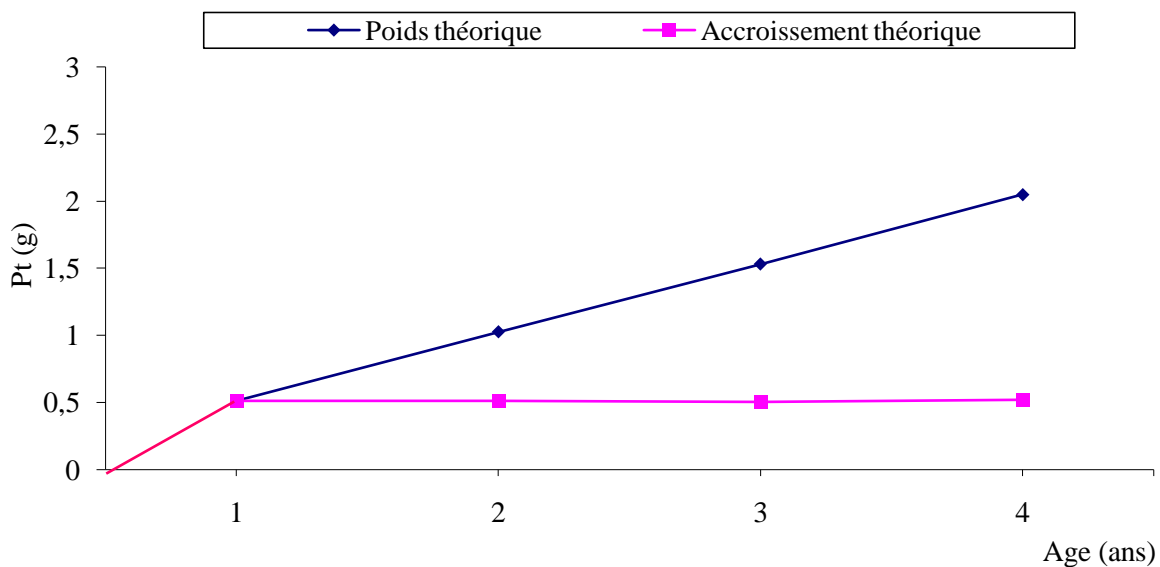


**Figure 80.** Croissance pondérale théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de *Phorcus turbinatus* échantillonnés à la station 2.

Chez la population de la station 3, le modèle de la croissance pondérale absolue s'écrit comme suit :

$$P_t = 2,72 \left( [1 - e^{-0,22(t-0,002)}] \right)^{1,028}$$

L'accroissement pondéral annuel est de 0,512 g durant la première année. Le gain pondéral atteint 0,513 g à la deuxième (0,505 g) puis 0,520 g à la quatrième année (**Fig. 81**).

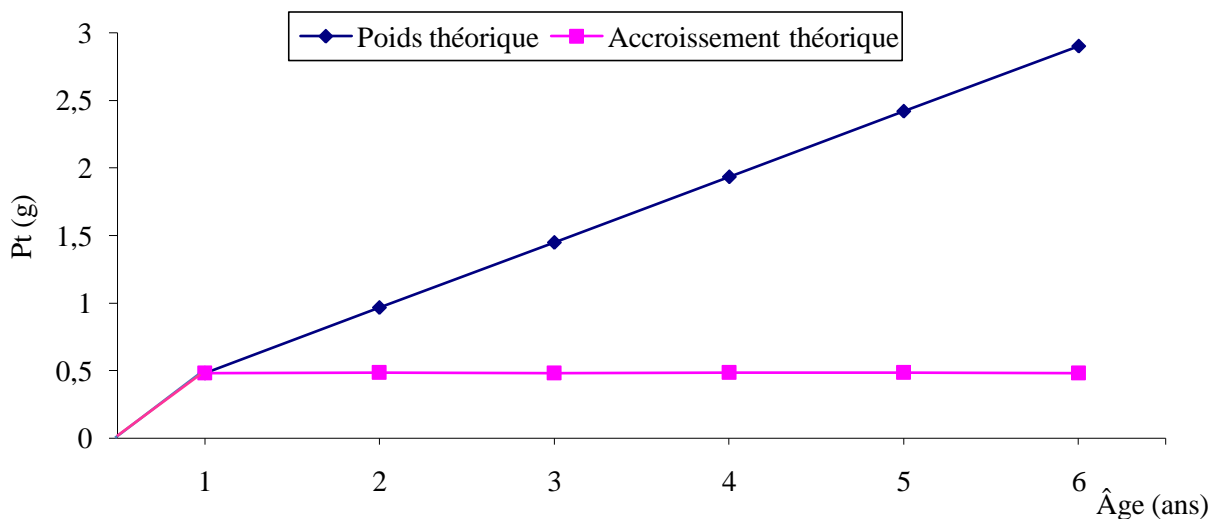


**Figure 81.** Croissance pondérale observée et théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de *Phorcus turbinatus* échantillonnée à la station 3.

La station témoin, connaissant les principaux paramètres du modèle de Von Bertalanffy ( $H_{\infty}$ ,  $K$  et  $t_0$ ) et le coefficient d'allométrie de la relation taille-poids, le modèle de la croissance pondérale absolue s'écrit comme suit :

$$Pt = 6,26 ([1 - e^{-0,12(t-0,002)}])^{1,174}$$

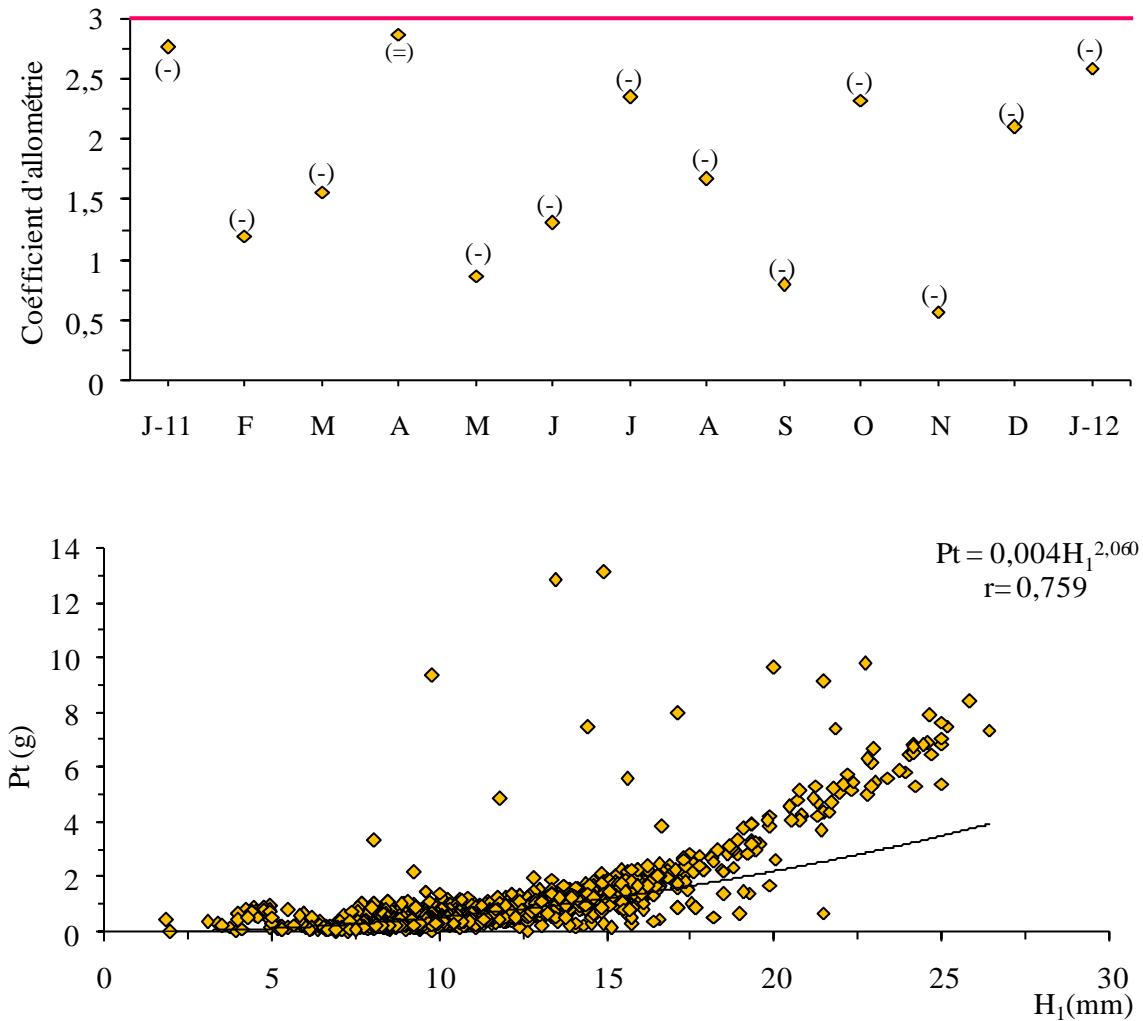
L'accroissement pondéral annuel est de 0,483 g durant la première année. Le gain pondéral double au cours de la deuxième et la troisième année avec 0,484 et 0,484 g respectivement (**Fig. 82**).



**Figure 82.** Croissance pondérale théorique et accroissement annuel théorique chez la population totale de *Phorcus turbinatus* échantillonnés à la station témoin.

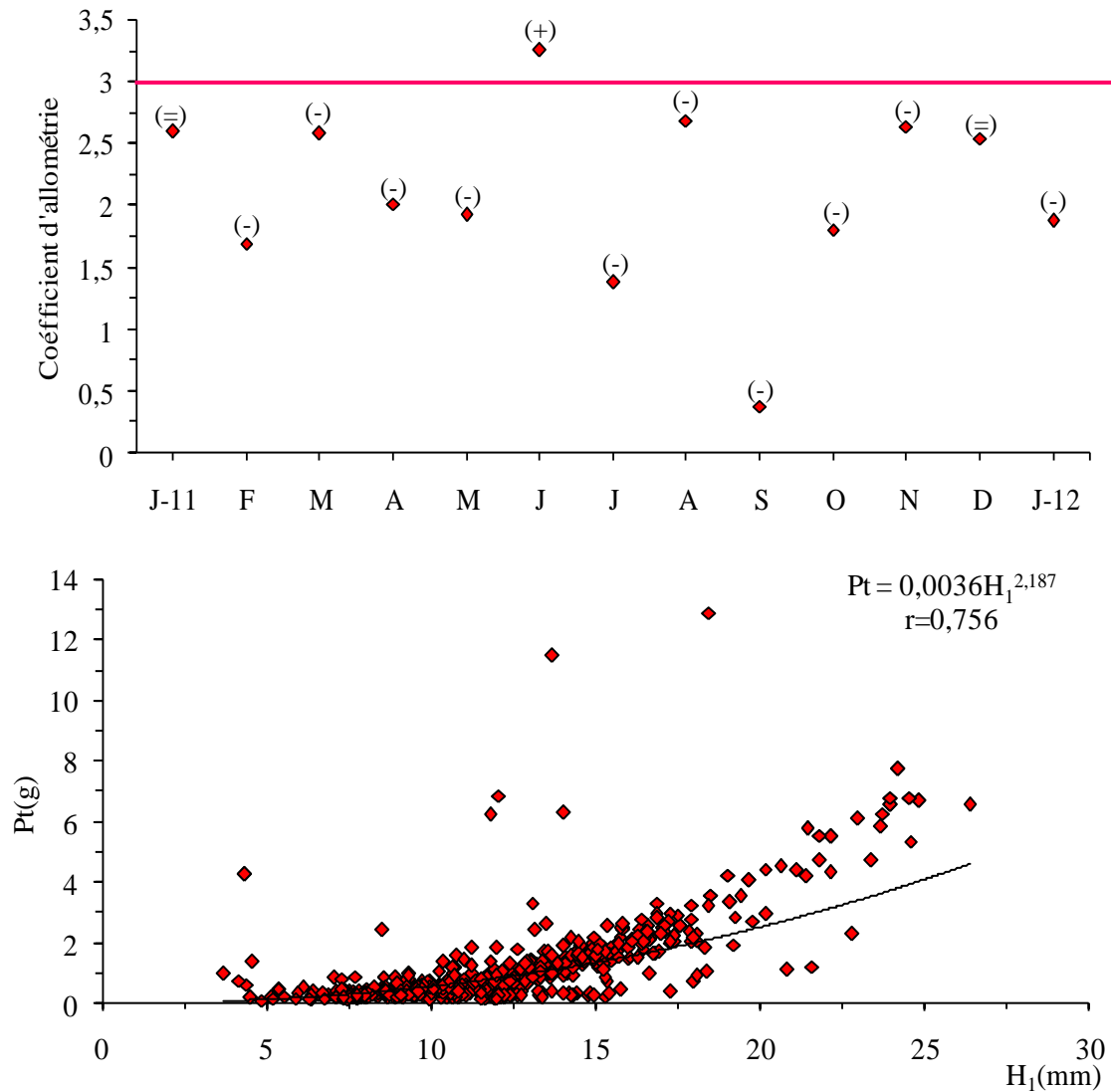
### 8.3.3. Croissance relative ou relation taille-poids

L'expression mathématique de la relation taille-poids est établie sur un cycle annuel dans les quatre stations d'échantillonnages. Une corrélation très hautement significative est observée entre ces deux paramètres ( $0,261 \leq r \leq 0,928$  ;  $p < 0,001$ ). Pour l'échantillon global, le poids évolue moins vite que la taille ( $b = 2,064$  ;  $p < 0,001$ ). Douze cas d'allométrie minorante ont été déterminés chez *P. turbinatus* de la station 1 [Janvier ( $b = 2,76$ ) ; février ( $b = 1,203$ ) ; mars ( $b = 1,562$ ) ; mai ( $b = 0,871$ ) ; juin ( $b = 1,309$ ) ; juillet ( $b = 2,355$ ) ; août ( $b = 1,675$ ) ; septembre ( $b = 0,796$ ) ; octobre ( $b = 2,324$ ) ; novembre ( $b = 0,569$ ) ; décembre ( $b = 2,098$ ) et janvier -12 ( $b = 2,589$ )]. Durant le mois d'avril, la croissance est isométrique ( $b=2,87$ ) (**Fig. 83** ; **Tab. XL** en annexe).



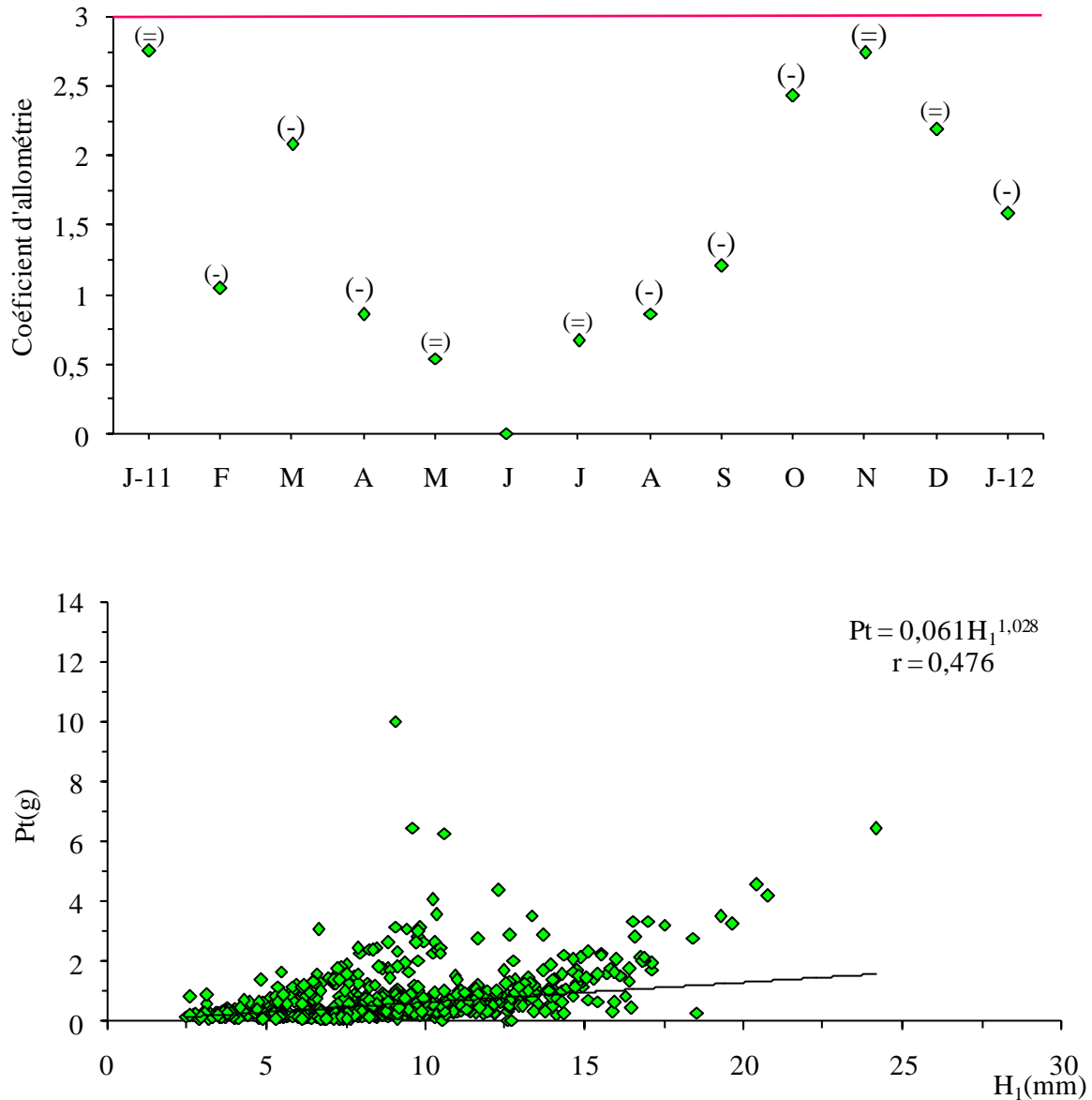
**Figure 83.** Variations saisonnières des coefficients d'allométrie de la relation taille-poids et équation de régression chez la population totale de *P. turbinatus* échantillonnée à la station 1. (-): allométrie minorante, (=): isométrie.

Au niveau de la station 2, les résultats de la population totale mettent en évidence une corrélation hautement significative entre ces deux paramètres ( $0,530 \leq r \leq 0,965$  ;  $P < 0,001$ ). Pour l'échantillon global, le poids évolue moins que la taille ( $b = 2,187$  ;  $P = 0,975$ ). Toutefois, un seul cas d'allométrie majorante est observé en mois de juin ( $b = 3,251$  ;  $p < 0,001$ ), deux cas d'isométrie de croissance sont enregistrés en mois de [Janvier-11 ( $b = 2,600$  ;  $P < 0,001$ ) et décembre ( $b = 3,251$  ;  $P < 0,01$ )]. La croissance minorante concerne tous les autres mois (**Fig. 84 ; Tab. XLI** en annexe).



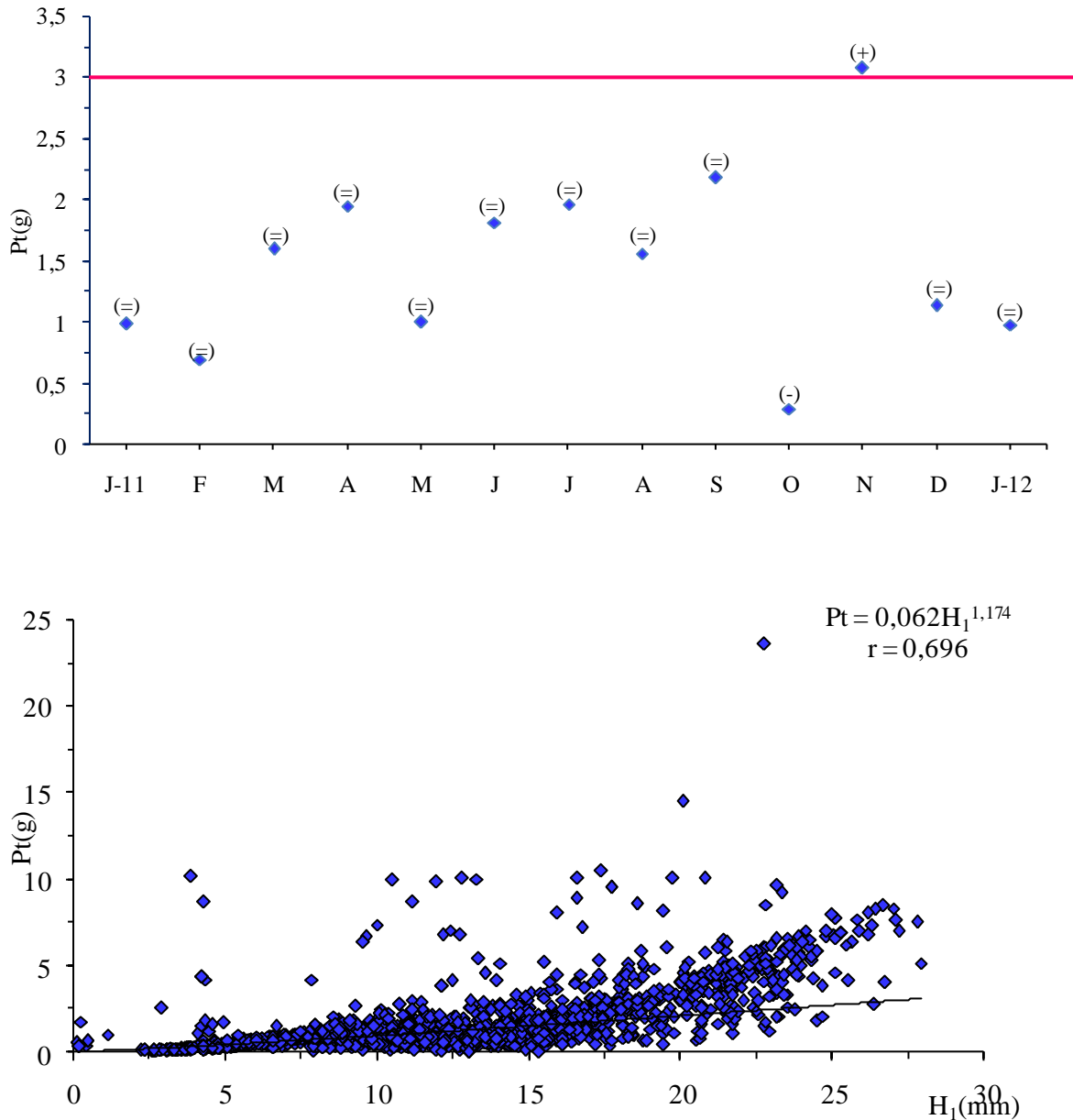
**Figure 84.** Variations saisonnières des coefficients d'allométrie de la relation taille-poids et équation de régression chez la population totale de *P. turbinatus* échantillonnés à la station 2, (-) : allométrie minorante, (=) : isométrie.

Chez la population totale, on a pu mettre en évidence une corrélation très hautement significative entre ces deux paramètres ( $0,346 < r < 0,956$  ;  $p < 0,001$ ). Le poids évolue avec un rythme différent de celui de la taille ( $b = 1,578$  ;  $p < 0,001$ ), ce qui traduit une croissance anormale de *P. turbinatus* au niveau de la station 3. Toutefois, quatre cas d'isométrie de croissance sont enregistrés, en janvier 2011 ( $b = 2,750$  ;  $p < 0,001$ ), juillet ( $b = 0,670$  ;  $p < 0,001$ ), novembre ( $b = 2,734$  ;  $p < 0,001$ ) et décembre ( $b = 2,187$  ;  $p < 0,001$ ), alors que l'allométrie minorante est enregistrée aux autres mois (**Tab. XLII** en annexe, **Fig. 85**).



**Figure 85.** Variations saisonnières des coefficients d'allométrie de la relation taille-poids et équation de régression chez les femelles de *P. turbinatus* dans la station 3. (-): allométrie minorante, (=) : isométrie.

Dans la station témoin, les résultats obtenus chez la population totale mettent en évidence une corrélation très hautement significative entre la taille et le poids de l'animal ( $0,280 < r < 0,890$  ;  $p < 0,001$ ). Durant l'année, la croissance est de type isométrique ( $b = 1,174$  ;  $p < 0,001$ ). Toutefois, un seul cas d'allométrie majorante a été observé en mois de novembre ( $b = 3,074$  ;  $p < 0,01$ ) et trois cas d'isométrie sont enregistrés en printemps ( $b = 2,568$  ;  $p < 0,01$ ), en été ( $b = 2,662$  ;  $p < 0,01$ ) et en automne ( $b = 2,348$  ;  $p < 0,01$ ) (**Fig. 86** ; **Tab. XLIII** en annexe).



**Figure 86.** Variations mensuelles des coefficients d'allométrie de la relation taille-poids et équation de régression chez la population totale de *P. turbinatus* échantillonnés à la station témoin. (-) : allométrie minorante, (=) : isométrie.

### 9. Variation des éléments métalliques dans la chair de *P. turbinatus*

Cette partie de la thèse a fait l'objet d'une publication internationale (Boucetta *et al.*, 2016 a) ci-après: **Boucetta S, Beldi H & Draredja B, 2016.** Seasonal Variation of Heavy Metals in *Phorcus (Osilinus) turbinatus* (Gastropod, Trochidae) in the Eastern Algerian Coast, *Global Veterinaria*, **17** (1): 25-41.

## Seasonal Variation of Heavy Metals in *Phorcus (Osilinus) turbinatus* (Gastropod, Trochidae) in the Eastern Algerian Coast

<sup>1</sup>Sabrina Boucetta, <sup>2</sup>Hayet Beldi and <sup>3</sup>Brahim Draredja

<sup>1</sup>Department of Marine Sciences, Badji Mokhtar University, Annaba, Algeria

<sup>2</sup>Laboratory of Applied Animal Biology, Badji Mokhtar University, Annaba, Algeria

<sup>3</sup>Laboratory of Coastal and Marine Ecobiology, Badji Mokhtar University, Annaba, Algeria

**Abstract:** With the aim to evaluate seasonal changes in heavy metals using a mollusc *Phorcus (Osilinus) turbinatus* (Born, 1781) as a biomonitor of elemental pollution in the eastern coast of Algeria, more than one hundred individuals of the gastropod were sampled and then examined with respect to the accumulation of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn. Collection was performed in three strategic locations along 400 km of the coastal area (Collo Bay, Gulf of Skikda, Gulf of Annaba and a control station: Chetaibi Bay), sample during 13 months (January 2011-January 2012). The relationships in various heavy metal concentrations were compared according to station and seasons. Heavy metal content varied with type of metals, seasons and station. A discussion involving the comparison with other molluscs previously tested will be given. Several statistical approaches able to analyze data with environmental purposes were applied. Moreover, statistical analyses (ANOVA, multiple comparison tests, cluster analysis) showed, the maximum rate of Zn ( $318.10 \pm 38.20 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), Pb ( $6.51 \pm 1.47 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) were recorded at the (station 1). In contrast, the highest level of Cd ( $3.63 \pm 1.14 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), Cu ( $32.70 \pm 2.90 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) and Ni ( $24.80 \pm 2.0 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) were determined at the station 2. On the other hand, Station 3, show a low bioaccumulation of ETM and only the control station has the lowest metal concentrations, except Cr in winter ( $0.89 \pm 0.20 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Statistical approaches such as (Kruskal-Wallis and Mann-Whitney, no shown in this work) were carried out to assess the changes of the metal concentrations with time (seasons) in each station. Multivariate methods (linear discriminant analysis LDA on PCA factors) were also applied to obtain a more reliable site classification.

**Key words:** Heavy metals • *Phorcus (Osilinus) turbinatus* • PCA • Pattern distribution • Eastern coast of Algeria

### INTRODUCTION

During the last three decades, the Mediterranean Sea's health has become a major concern by the international scientific community. Indeed, the hydrogeomorphology of its watershed also the currentology increasing population density along its coastline, all these are natural factors that contribute positively to marine pollution [1]. Moreover, numerous studies have shown that this semi-enclosed sea is exposed to the presence of multiple contaminants. Including heavy metals [2-6] which are considered not only toxic to biodiversity but also harmful to human health following the consumption of contaminated marine organisms by heavy metals.

Algeria approximately 1622 m and industrial activities established mainly along the coastline of major cities (Algiers, Oran, Annaba). It is not immune to threats of coastal marine pollution [7- 13] that already weigh throughout south western Mediterranean Sea.

In particular, many studies on quantification of various domestic and industrial pollution were discussed along the coasts of industrialized cities like Algiers [13], Arzew [14- 16], Skikda [17- 21] and Annaba [22]. A few data function the impact of chemical pollutants on the functioning of coastal ecosystems and marine biodiversity. In natural environment, the marine health status can be estimated by the use of bio-monitors, as the case of benthic invertebrates (molluscs and annelids) which have the ability to store and accumulate in their

tissues a various chemical pollutants, including heavy metals (copper, lead, zinc, cadmium, etc). The Monodonte mollusc *Phorcus (Osilinus) turbinatus*, as many other groups (Patellidae, Mytilidae) is among the most common species used in the marine biomonitoring field [23].

The few studies available on the Algerian coast gastropods were more interested to the eco-biological aspects [23, 24] to the detriment of ecotoxicological ones [25].

Aquatic invertebrates take up and accumulate trace metals whether essential or non-essential, which have the potential to cause toxic effects subsequent tissue and body concentrations of accumulated trace metals show enormous variability across metals and invertebrate taxa [25-27].

Accumulated metal concentrations are interpreted in terms of different trace metal accumulation patterns, dividing accumulated metals into two components metabolically available metal and stored detoxified metal. Examples of different accumulation patterns are described from crustaceans but have a general applicability to all aquatic invertebrates [28].

Toxicity does not depend on total accumulated metal concentration but is related to a threshold concentration of internal metabolically available metal. Toxicity ensues when the rate of metal uptake from all sources exceeds the combined rates of detoxification and excretion (if present) of the metal concerned [29].

The trace metal bioaccumulation allows the prediction and explanation widely and differing in biodynamic model accumulated trace metal concentrations in organisms, combining geochemical analyses of environmental metal concentrations with the measurement of key physiological parameters for a species from the site under consideration [30]. The combination of the biodynamic model as a unified explanation of metal bioaccumulation taking in consideration the stage of realistic relationship between accumulation and toxicity significance of trace metal concentrations in aquatic invertebrates [31].

Using organisms as biomonitors for metal pollution in nature is well established [27, 32]. Recently, gastropod molluscs have contributed to the more complete understanding of bioaccumulation and ingestion by humans in marine Mediterranean areas [27, 32].

Additionally, bioaccumulation may not be toxic to one (or more) species but may be an index of human exposure, particularly when the species is known to be indigenous food (e.g., topshell); besides, the selected species have high concentration factors (CFs) and are

sedentary, easy to be identifiable and ubiquitous which can be used as a good biomonitors of baseline seawater trace metal pollution [29, 32].

In recent years, researchers have focused their attention on the identification of other possible bioindicators for trace metal pollution, such as the gastropod molluscs *Monodonta turbinata*. Because it is necessary to identify a wider range of bioindicators and thus expand current understandings of different bioaccumulation strategies for trace metals [32-34]. Likewise researchers have also identified alternative possible bioindicators for trace metal pollution in Mediterranean areas, such as the gastropod molluscs *Monodonta turbinata* Born 1781. Because it is necessary to single out a wider range of bioindicators in order to have an extensive contamination profile through the use of organisms with different bioaccumulation strategies for trace metals.

These species are herbivorous and constitute the second link in the trophic chain. *M. turbinata* lives on the rocky sea beds of the intertidal belt, tideland, as deep as 5-10 m. It is very tolerant to salinity, high temperatures and can survive out of the water for several hours. These gastropods often ingest epiphyte organisms, which are organisms that live on the plants they feed on and they generally take metals principally from the diet [35, 36].

The first goal of this study is to obtain more information on the possible use gastropod molluscs *Phorcus turbinatus* species as trace metal biomonitors for the Eastern Algerian coasts.

The second goal is to compare our results with those obtained by other authors in the Mediterranean areas using the same species. The Environmental biomonitoring studies have significant advantages over traditional analysis of abiotic matrices (water, sediments). They can supply information on the bioavailability of contaminants at the ecosystem level, simplifying the chemical analysis and providing a measurement of the level of environmental contamination over time.

The accurate monitoring of the metal concentrations in the tissue of *Phorcus turbinatus* is therefore necessary to guarantee the safety of the products [38]. In determining metal contents (g) or of metal concentrations ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) in the tissues of gastropods, it must be considered that such levels can be influenced by various factors like environmental conditions, reproduction, rate of growth and alimentary habits, etc. [33]. The weight is surely the primary factor [34]. Relationships between



metal content and weight of the organism are studied since 1977 by Boyden [35], but, as they vary as a function of species and metal considered their interpretation is still object of study. Many authors obviate the problem "weight" using samples with same weight [34], but this do not guarantee the public health because organisms of assorted dimensions are normally commercialized [33]. The ultimate aim of this work was to study the relationship between metallic bioaccumulation in *P. turbinatus* (Born, 1781) and the spatiotemporal variation (station, season).

## MATERIALS AND METHODS

**Sampling:** The sampling of Trochidae gastropod, *Phorcus (Osilinus) turbinatus*, is conducted monthly during a cycle (in 2011), in four stations located along the eastern Algerian coast, with a linear transect of more than 250 km (Fig. 1). Station 1 (Bay of Collo) and station 2 (Gulf of Skikda) are exposed to the action of the port and industrial pollution [18- 20, 36]. Station 3 (Gulf of Annaba) receives organic nature pollutants, especially domestic waste [23, 24]. Station 4 (Bay of Chetaibi), is far from any anthropogenic sources and is considered as a control station [37]. Every month, an average of twenty adult individuals belonging to size class [30-40] mm, are manually collected in the intertidal zone:

**Sample Pre-Treatment:** All individuals are adults and belong to the same size class. The samples are then transported to the laboratory in an icebox and then frozen after two days of purification in filtered and aerated sea water [30]. Before assay, the topshell are first shelled after the purge period. Then, the wet pulp is derived quickly using a plastic spatula, weighed, dried in an oven at 70°C for 48 hours and then ground to be mineralized.

**Determination of Heavy Metals or Trace Metal (ETM):** Individuals of *Phorcus turbinatus* were picked in the tidal zone because they were available. Only individuals of similar weight (and size) were selected. They were immersed for 24 hours in filtered seawater (of the corresponding station) for purification, so as to allow depuration of the particulate matter residues present in the mantle cavity and digestive tract [29]. Subsequently, the soft parts were taken out of the shell using a plastic hammer and spatula, in order to avoid metal contamination and then rinsed with deionized MilliQ water, so as to remove every residue of shell. Then samples were deep-frozen inside polyethylene bags.

Molluscs were analyzed individually after digestion in the microwave oven [29]. Separate dry-weights determinations were performed on the different biota by oven-drying at 105°C to a constant weight (15 replicates for each species). All chemicals used in sample treatments were ultrapure grade. Water used for solution preparation and cleaning was obtained from a Millipore Milli-Q system. All glassware was cleaned prior to use by soaking in 10% HNO<sub>3</sub> for 24 h and rinsing with Milli-Q water. Seawater analysis is a critical step in environmental studies [29, 30] due to the high variability of soluble metals in marine waters. Thus, the water samples are not shown in this study [38].

The analysis of all the trace metals (Cr, Zn, Pb, Ni, Cu, Cd) is performed using an atomic absorption spectrophotometer of trademark Perkin Elmer 3100, fitted with a brand graphite furnace Perkin Elmer HGA-600/700. The analytical method was validated by assays on a certified sample (Mussel's tissues) from the International Agency of Monaco Atomic Energy (IAEA Réf.MA-A-2/TM).

The average concentrations of ETM were calculated on the basis of four repetitions with standard deviation (SD), which is a reference to the variability within the various repetitions.

**Calculation:** The calculation of the dry weight (d.w) of the examined topshell was calculated following the equation (1) illustrate by Chifoleau *et al.* [39] in Table 1. The analytical method was validated by assays on a certified sample (mussel tissues) from the International Agency for Atomic Energy of Monaco (A.I.E.A., Réf.MA-A-2/TM).

**Performance of Method:** A sensitivity method is the ability to detect or measure low quantities of items accurately. She is expressed by two sizes: the detection limit which is the lowest concentration detected with certitude and the quantification limit which is the lowest measurable concentration (Table 1). These limits are related to the dilution factor respectively equation (2) and (3) which illustrate in the Table 1. This method is so sensitive to evaluate precisely the most metal contaminant contents in coastal shellfish. Standardized results in routine circumstances (trial taking 200 mg and final volume of 50 ml) are presented in Table 2. The reproducibility of this method (Table 3) is expressed by the concentration variation coefficient (CV) (expressed in percentage) of equation (4) (Table 1).

Several statistical approaches can be used for data analysis applied to environmental studies [40].

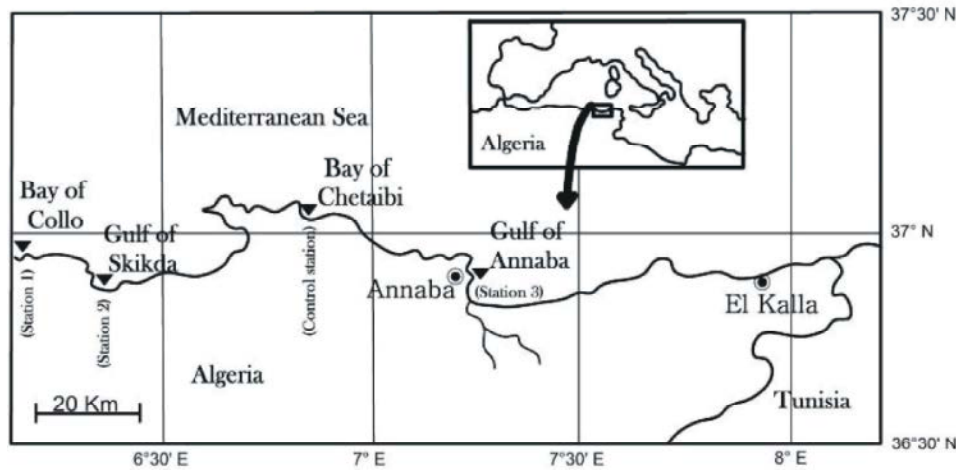


Fig. 1: Location of sampling sites (▼). From West to East: Station 1 (Collo Bay) Station 2 (Gulf of Skikda), control station (Chetaibi Bay) and station 3 (Gulf of Annaba)

Table 1: List of equation

N°	Title	Equation
1	Calculation of the dry weight (d.w) with(p: is the sample weight taken at baseline(mg); V: is the final volume of the mineral deposit (ml); CB : is the concentration of measured component in the mineral deposit (µg/l); C: is the concentration of component measured in the blank material(µg/l)	$C(\mu\text{g/g}) = (C-C_b) \times (C/P)$
2	Limit of detection of heavy metals	Limit of detection = $3 \times \sigma \times (V/P)$
3	Limit of quantification of heavy metals	Limit of quantification = $10 \times \sigma \times (V/P)$
4	Coefficient of variation of heavy metals in biota with: ( $\sigma$ : Standard deviation of the concentration series; $\bar{C}$ : the mean of these concentrations).	$CV(\%) = \sigma[C] / \bar{C}$

Table 2: Standard deviations values on the blank material; detection limits and quantification limits of the analyzed metal elements

	$\sigma_{\text{blank}} (\mu\text{g/l})$	LOD ( $\mu\text{g/g}$ )	Lim. quantification ( $\mu\text{g/g}$ )
Cd	0.03	0.02	0.08
Cr	0.08	0.02	0.20
Cu (furnace)	0.40	0.30	1
Cu (flame)	13	10	30
Pb	0.20	0.20	0.50
Zn	3.50	3	9
Ni	0.12	0.09	0.30

LOD: limit of detection

Table 3: Certified and measured values of the used reference sample (mean±standard deviation).

Metal	Certified value ( $\mu\text{g/g}$ )	Measured value ( $\mu\text{g/g}$ )	CV
Cd	0.348±0.007	0.34±0.01	4%
Cr	0.78±0.06	0.71±0.04	6%
Cu	9.45±0.13	9.2±0.20	2%
Pb	2.00±0.04	1.98±0.09	5%
Zn	83.10±1.70	82±20	2%
Ni	0.93±0.12	0.9±0.10	12%

**Analysis of Statistical Data:** Data statistical Analysis are realised with the help of Software FactoMineRextra (3.2.4). Results obtained heavy metals essays of *Phorcus turbinatus* suffer a statistical analysis with Tukey test every season between stations and for

every stations between season with the One-Way and Two-Way ANOVA. Data have been standardized and analysed by technical multivariate analysis such as Principal Components Analysis (PCA) [40].

## RESULTS

The lowest metallic concentrations are registered in the control station concentrations in summer (Cd:  $0.65 \pm 0.44 \mu\text{g.g}^{-1}$ ; Pb:  $0.12 \pm 0.09 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), in winter for the Zn ( $55.20 \pm 20.60 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Except the Chromium in winter who represent a high of rate ( $0.89 \pm 0.20 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) (Fig. 2, 3, 4, 5).

The strong concentrations of Pb and of Zn are observed in station 1 comparatively to others with the maximum value in Pb while autumn ( $6.51 \pm 1.47 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) and a maximum for the Zn in summer ( $381.20 \pm 38.10 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). When the station 2 who is crowned by the Cd and the Cu, the strong contents have been obtained in winter and autumn respectively ( $3.63 \pm 1.14 \mu\text{g.g}^{-1}$ ;  $32.70 \pm 2.90 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) (Fig. 6). It appears clearly despite of variable results, the Zn and the Cu are major in the organism of species that was studied (*P. turbinatus*).

One-Way ANOVA applied of all heavy metals (Zn, Cu, Cr, Cd and Pb) in *P. turbinatus* indicate that there is a high significant difference between the stations studied ( $p \leq 0.0001$ ).

For the Zn, the Tukey test indicate clearly that the difference is located between topshells collected from the station 1 and those of control station, station 2 and 3. This allowed gathering these stations in two groups: the stations 3, control and 2 represents the group (A) and the station 1 correspond to group (B) (Fig. 6).

For the Cu, One -way ANOVA indicate that the difference between the stations studied is highly significant ( $p \leq 0.0001$ ). The Tukey test allows the stations in four groups: A, AB, B and C (Fig. 6). This classification indicate clearly the difference between all the stations setting apart the station 2 and 3 that belong to (A), similarly the organisms of station 3 with those of control station that registered contents in Cu very close.

The difference between the stations studied is very highly significant dependent of results obtained from contents in Cd in *P. turbinatus*. The Tukey allow to classify the stations studied in four groups, or a highly significance have been registered between the group (A) corresponding to station 2 and groups (B, BC and C) that represent respectively stations 3, control station and station 1 (Fig. 6).

The Tukey classification concerning the contents in Cr in *P. turbinatus*, with  $p \leq 0.0001$  allow to classify the stations in three groups: the group (A) represent topshells of control station and 3, the group (B) depend to topshells of station 2, the group (C) concern the station 1 (Fig. 6).

After, the classification of studied stations by the Tukey test, indicate that the contents in Pb in the *P. turbinatus* share the stations in four groups: the group (A) represent the station 1, the group (B) depend on station 2, that is not different to group BC, the group (BC) depend on station, or the test indicate that there no significant difference between the control station (group C) (Fig. 6). Finally, the ranking of studied stations by the Tukey test indicate that the contents in Ni in *P. turbinatus* the stations in four groups: the group (A) represent the station 2, the group (AB) represent the station 3, the group (B) contains only the station 1 and finally the control station 1 that is formed by the group (C).

Two-way ANOVA applied between stations and heavy metals and interaction heavy metals/stations indicate that there is a very highly significant difference between heavy metals ( $p < 0.001$ ). But no significant difference is observed between the stations and interaction heavy metals\* Stations (Table 4).

Our results in (Table 4), show it can be classified in a decreasing order of topshells bioaccumulation capacity depending on the type of metal, whatever the sampling station, as follows: Zn Cu => Ni = Cd = Pb = Cr.

The average content of Zn in the tissues of the topshells collected from station 2 had the lowest value ( $112.10 \pm 24.90 \mu\text{g.g}^{-1} \text{ d.w}$ ) ( $p < 0.0001$ ) compared to those measured in trochus of stations 1 and 3, respectively  $138.40 \pm 26$  and  $318.10 \pm 38.20 \mu\text{g.g}^{-1} \text{ d.w}$ .

The topshells collected from the station 2, 1 and 3 have significantly higher levels of Cu ( $p < 0.0001$ ), whose respective contents are  $32.70 \pm 2.90 \mu\text{g.g}^{-1} \text{ d.w}$ ,  $27.60 \pm 3.80 \mu\text{g.g}^{-1} \text{ d.w}$  and  $24.70 \pm 5.10 \mu\text{g.g}^{-1} \text{ d.w}$  compared to those of the control station are  $20.50 \pm 3.60 \mu\text{g.g}^{-1} \text{ d.w}$ .

The average Ni content in *P. turbinatus* collected of the station 1 is  $7.40 \pm 1.50 \mu\text{g.g}^{-1} \text{ d.w}$ , these levels were significantly higher ( $p < 0.0001$ ) compared with those measured in tissues trochus of stations 3, 2 and control stations, respectively  $7.40 \pm 1.03$ ,  $5.20 \pm 1.60$  and  $3.20 \pm 0.80 \mu\text{g.g}^{-1} \text{ d.w}$ .

The average contents of Pb *P. turbinatus* collected from stations 1 and 2 reach significantly higher levels ( $6.51 \pm 1.47$  and  $1.30 \pm 0.29 \mu\text{g.g}^{-1} \text{ d.w}$ , compared to station 3 ( $0.36 \pm 0.09 \mu\text{g.g}^{-1} \text{ d.w}$ ) ( $p < 0.0001$ ).

The average contents of Cd in *P. turbinatus* collected from stations 2, 1 and 3 accounts for  $3.63 \pm 1.14$ ,  $2.98 \pm 0.80$  and  $1.87 \pm 0.29 \mu\text{g.g}^{-1} \text{ d.w}$ . These levels are significantly higher ( $p < 0.0001$ ) compared with those measured in the tissues of the control station  $1.04 \pm 0.30 \mu\text{g.g}^{-1} \text{ d.w}$ .

Table 4: Results of Two-way ANOVA applied to heavy metals found *Phorcus turbinatus* collected from four stations of studies (station 1, station 2, station 3 and control station) between January 2010-January 2011(\*\*\*: very high significant )

Variation	DDL	SCE	CM	F <sub>obs</sub>	P
Stations	3	2121.586	707.195	0.990	0.397
Heavy metals	5	614850.529	122970.106	172.207	< 0.0001***
Heavy metals/ Stations	15	13824.791	921.652	1.290	0.205
Error	360	257068.564			
Total	383	887865.472			

DDL: Degree of freedom; SCE: Are square deviations; CM: Square medium; F<sub>obs</sub>: Fisher test; P: Level of significance.

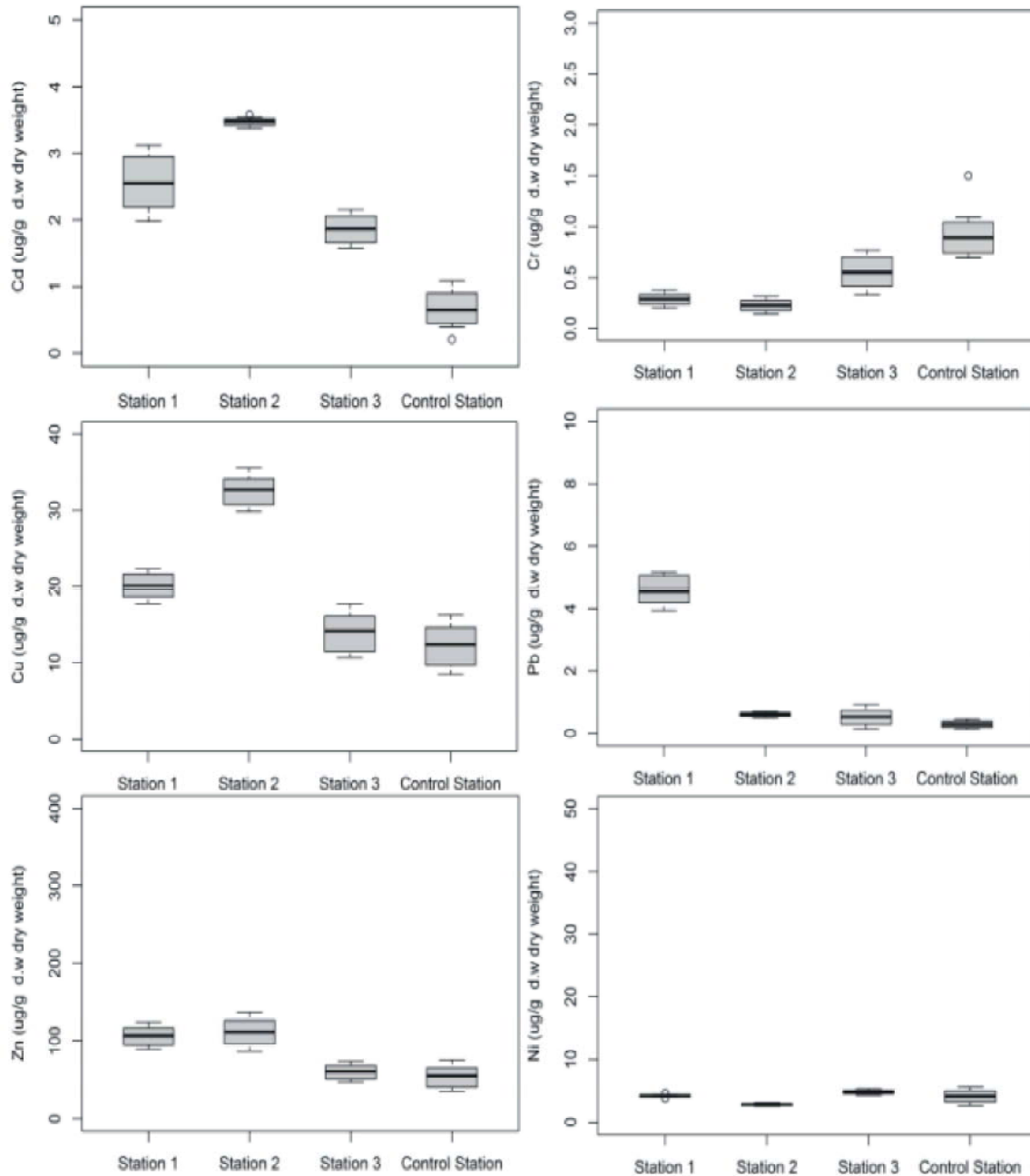


Fig. 2: Boxplot showing winter variations of metals concentration in *Phorcus turbinatus* in study area (Station 1: Bay of Collo, Station 2: Gulf of Skikda, Station 3: Gulf of Annaba and Control Station: Bay of Chetaibi).

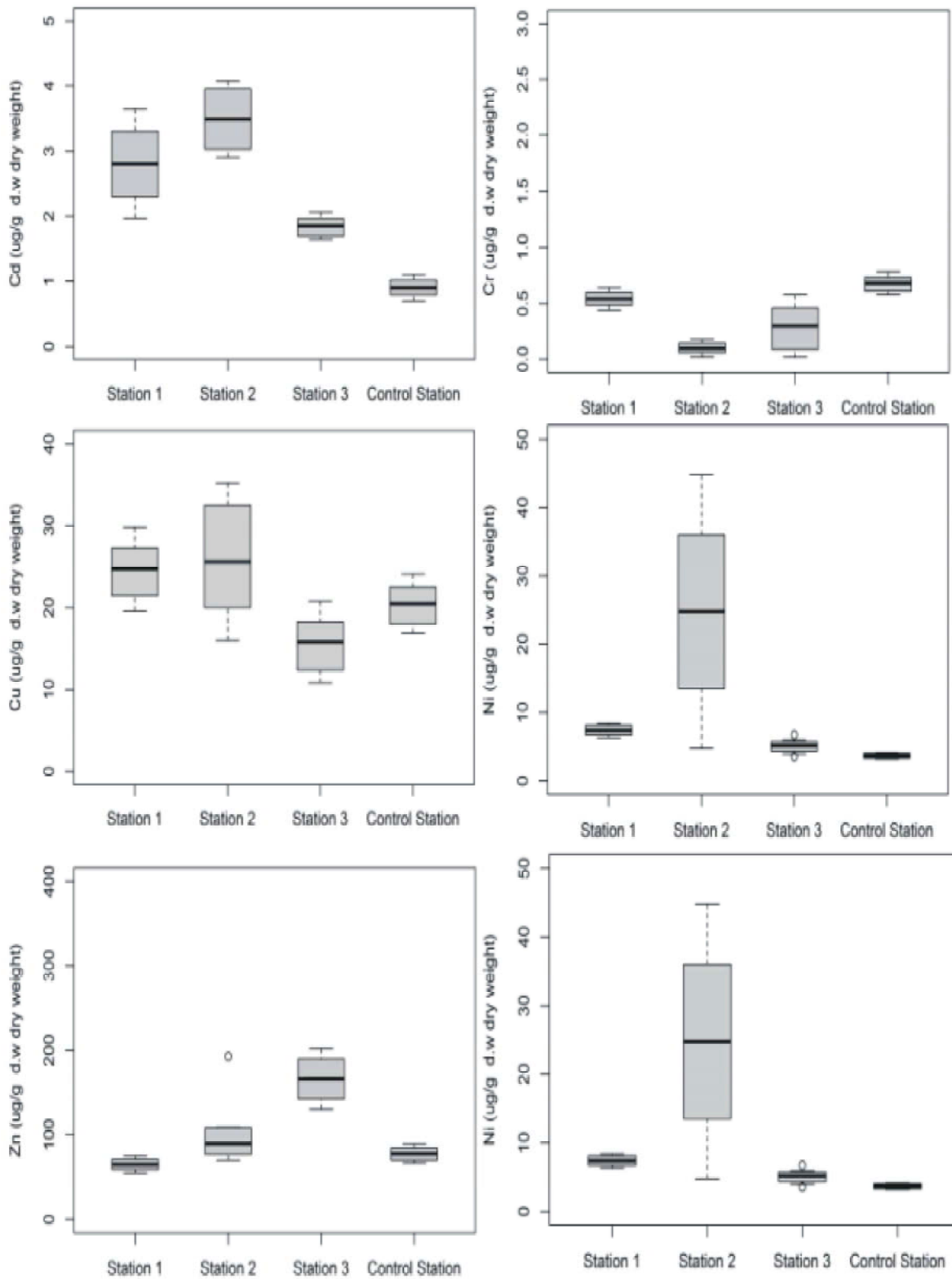


Fig. 3: Boxplot showing spring variations of metals concentration in *Phorcus turbinatus* in study area (Station 1: Bay of Collo, Station 2: Gulf of Skikda, Station 3: Gulf of Annaba and Control Station: Bay of Chetaibi)

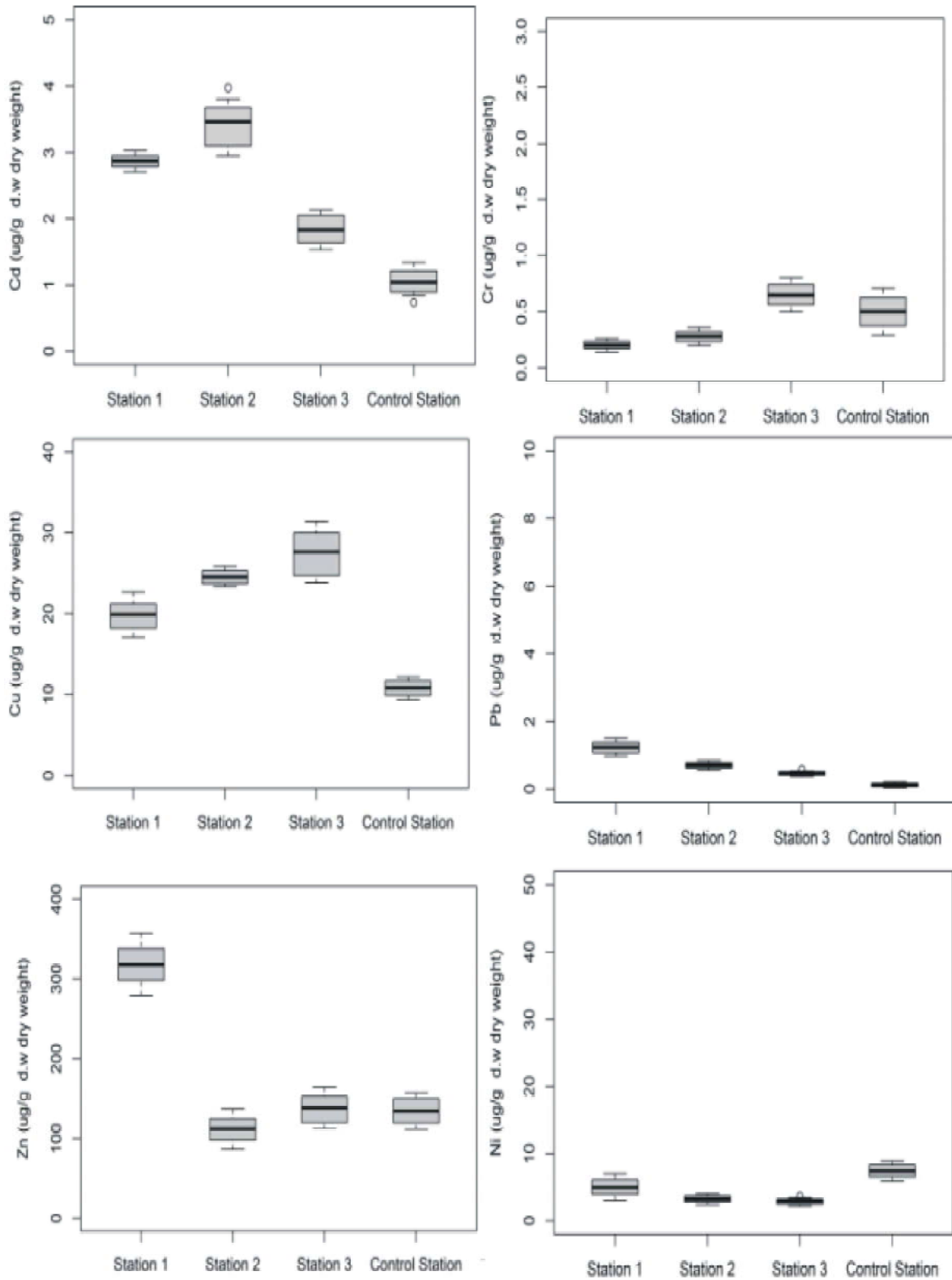


Fig. 4: Boxplot showing summer variations of metals concentration in *Phorcus turbinatus* in study area (Station 1: Bay of Collo, Station 2: Gulf of Skikda, Station 3: Gulf of Annaba and Control Station: Bay of Chetaibi).

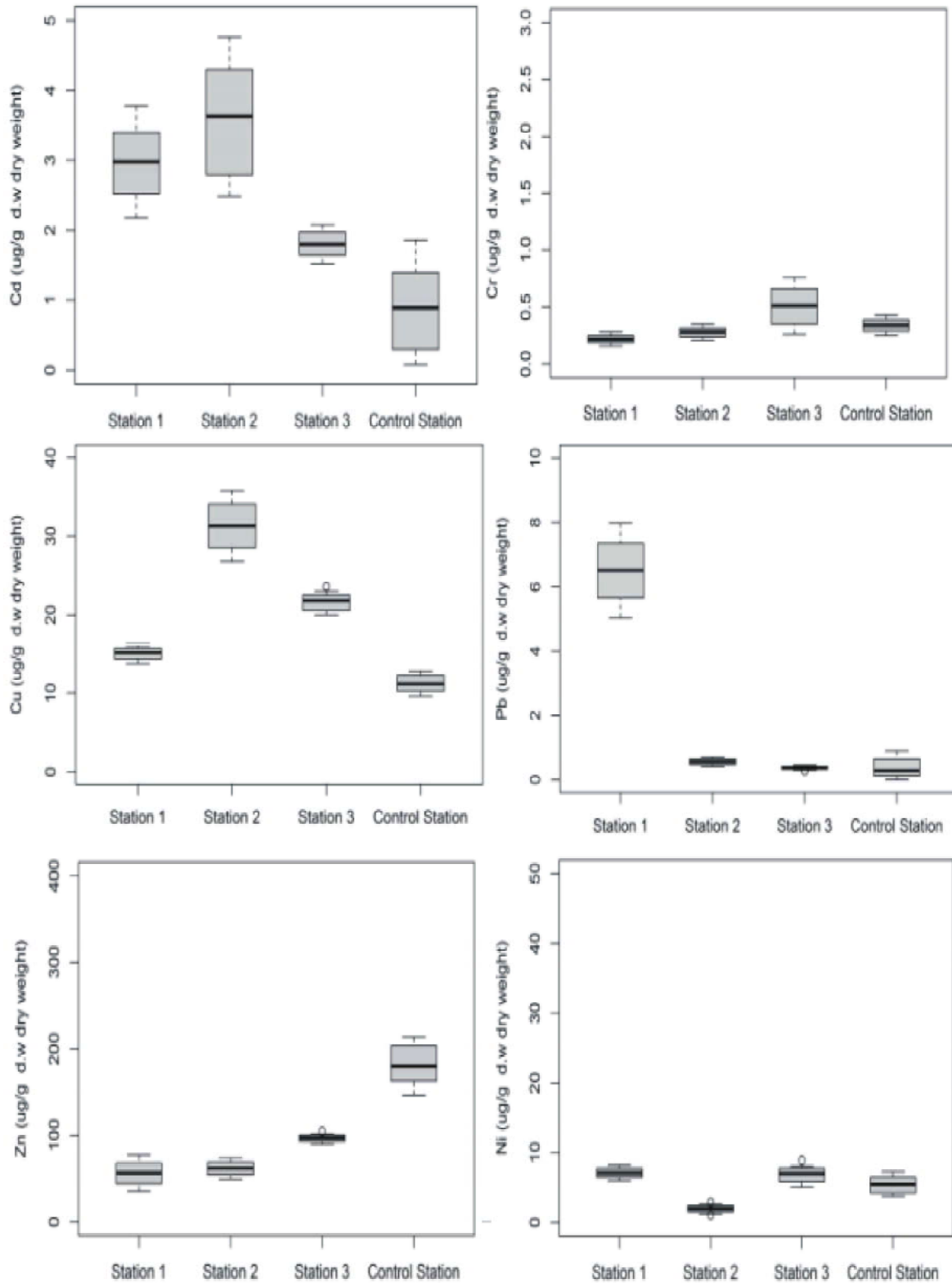


Fig. 5: Boxplot showing autumn variations of metals concentration in *Phorcus turbinatus* in study area (Station 1: Bay of Collo, Station 2: Gulf of Skikda, Station 3: Gulf of Annaba and Control Station: Bay of Chetaibi)

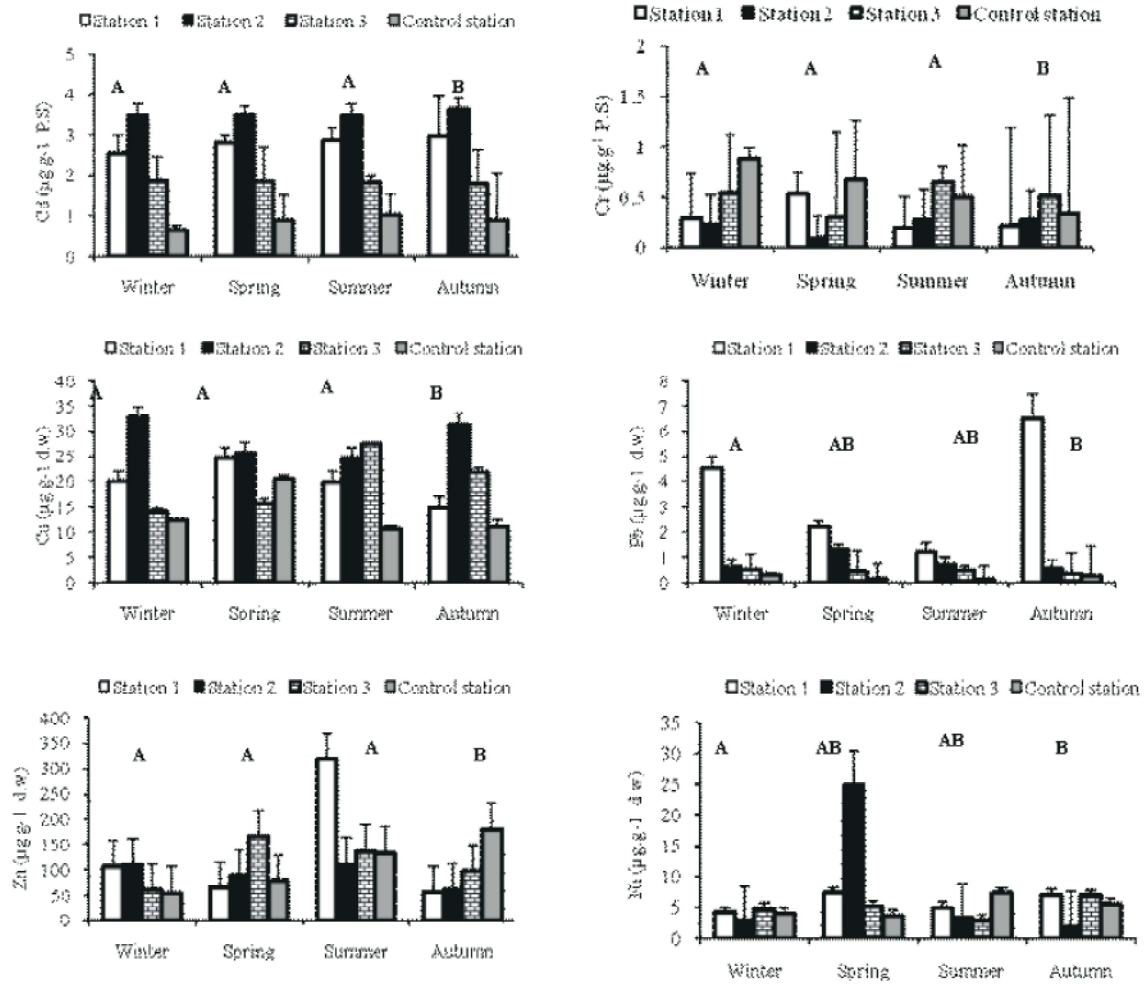


Fig. 6: Spatiotemporal variations in average metal concentrations (Cd, Cr, Pb, Cu, Zn and Ni) ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  dry weight) in the tissues of *Phorcus turbinatus* (mean $\pm$ std; n=160). For each different metal letters indicate no significant differences against the same letter confirms a very highly significant difference (Tukey test,  $p \leq 0.0001$ ) between the seasons for each stations.

The principal component analysis (PCA) was applied to the matrix of correlations obtained ( $10 \times 4$  seasons  $\times$  4 stations,  $n = 160$ ), taken in pairs. This method was performed separately for all four studied stations (station 1, station 2, 3 station and control station) on the matrix of average seasonal data 2011. Calculations performed with FactoMineR software (2.3.4) give each time the characteristics of the six main axes, only the first main axes having. Heavy metals are distributed according to axis 1 / axis 2 as (60%). The composition of the PCA revealed: a positive correlation Cu and Cd, the element Cr is negatively correlated with Cu and Cd and the element Pb is not correlated with the Cu (Fig. 7).

The comparison between stations of the metal concentrations found in *P. turbinatus* (Fig. 7) shows that there is a very clear pattern of spatial distribution model, thus the concentrations of chromium (Cr) defined the control station and station 3. Furthermore, Station 1 is marked by high levels of Pb and Zn. Finally, station 2 presents high rates of Cu, Cd and Ni.

Parallel, the comparison between seasons of the metal concentrations found in *P. turbinatus* (Fig. 8) shows clearly that individuals of *P. turbinatus* collected at Station 1 in autumn accumulate Pb. Those of station 2, in spring, accumulate (Ni, Cu and Cd). In summer, topshell collected of control and station 3 assimilate chromium and zinc (Fig. 8).



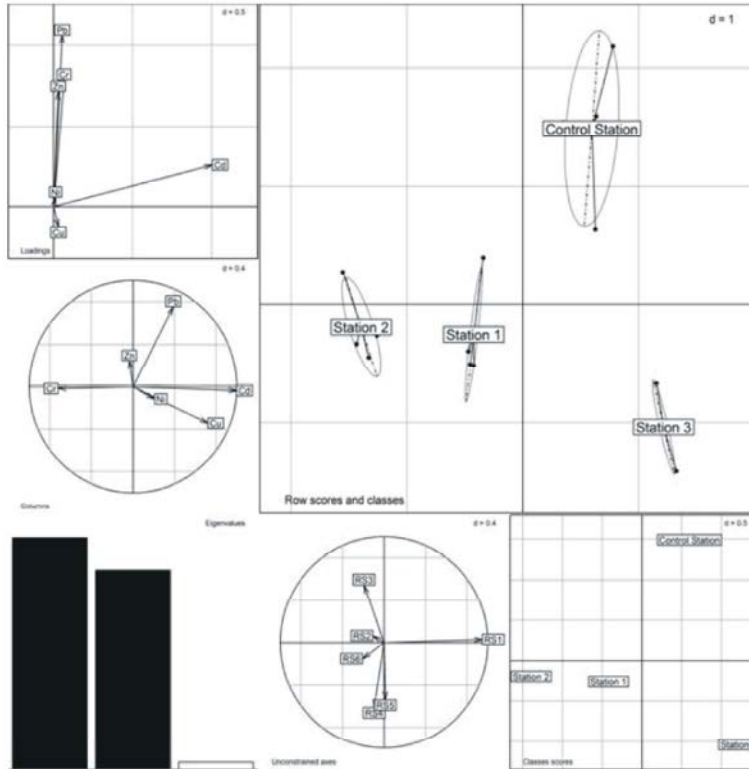


Fig. 7: Results of PCA heavy metals analyzed in *Phorcus turbinatus* according study area for all seasons

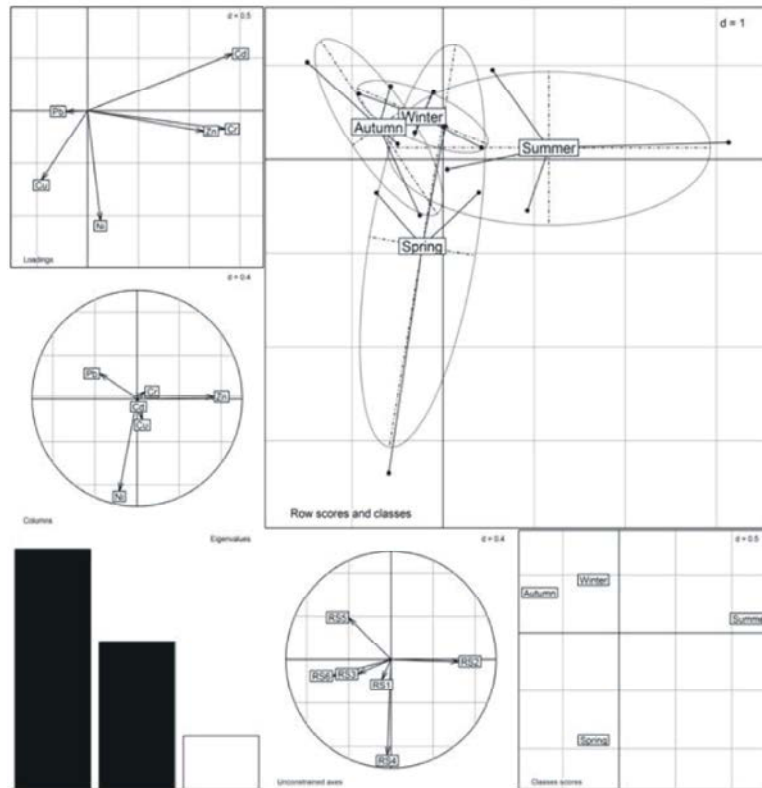


Fig. 8: Results of PCA heavy metals analyzed in *Phorcus turbinatus* according study area for all seasons

## DISCUSSION

From an environmental point of view, coastal areas can be considered as the geographical area of the interaction between terrestrial and marine ecosystems, which is of great importance for the survival of a wide variety of plants, animals and marine species [41]. The adverse human impacts on the coastal environment include eutrophication of heavy metals, organic, microbial pollution and oil spills [42].

The results obtained (Table 5), clearly show that the maximum levels for all metals, with the exception of Cu and Cd were observed in summer, spring and autumn in the tissues of *Phorcus turbinatus*. This seasonal variation of heavy metals is signalled in the same species by Bryan [43].

For most of benthic organisms, especially in bivalve, this variation is attributed to changes in body masses that are related to reproductive cycle [44]. In this study the time variation, would be related to the psychological needs of these gastropods, heavy metallic concentration were detected in males of *Phorcus turbinatus*, probably due to a greater development of gonads compared to females. This is performed during the acceleration phase of metabolism, causing a differential seasonal bioaccumulation of metallic contents in the pulp of the aquatic invertebrates [45, 46].

In contrast, Bouquegneau *et al.* [47], observed in *Murex trunculus* topshell that the largest decrease in the Cd concentrations occurred during autumn. According to these authors, this is not related to the reproduction, but the construction of growth ring of the shell. The same findings are reported in *Cerithium vulgatum* and *Monodonta* sp. reported by Nicolaido [48]. This is in perfect agreement with our results.

The maximum rate of Zn and Pb were recorded at the station 1. Thus, most high level of Cd, Cu and Ni were determined at station 2. Station 1 (Bay of Collo) is a fishing port, while Station 2 (Gulf of Skikda) is subjected to anthropo-industrial pollution. This metal pollution is raised both in the sediment compartment [20] than in sea water [18, 36]. It probably source for ballast water and marine traffic of the Port of Collo [36]. This may explain why the stations 1 and 2 are more polluted than the other two (3 and control) Station 3, (Gulf of Annaba), this charge of waste water and anthropogenic pressure [21, 22] as an important tourist center. This would explain low bioaccumulation of ETM. The control station (Bay of Chetaibi) has the lowest metal concentrations, except Cr in winter.

In this work, topshell collected in four stations show levels of Zn and Cu high. Zinc is essential for normal growth and metabolism of animals exposed strongest accumulation in *P. turbinatus* (dry weight) in comparison with the other four metals. The high concentration of Zn is associated with the activity of enzymes that play a role in the enzymatic process in aquatic invertebrates [24-26]. Copper is an essential trace metal metabolism of animals, but at high levels is highly toxic to aquatic life. Rainbow [27] reported that aquatic invertebrates usually regulate their body concentrations of essential elements Zn, Cu at about constant levels of non-toxic. By cons, Philips and Rainbow [27], considers that no- essential heavy metals (Cd, Cr, Cr, Pb and Ni) are bioaccumulate by aquatic invertebrates.

Chromium and Nickel are considered priority pollutants, due to their toxicities to aquatic organisms [30]. Cadmium, is extremely dangerous, acts as a poison, it may affect the blood pressure, the kidneys and destroys the red blood cells [29]. Lead is a neurotoxin that causes behavioral deficits in aquatic organisms and because of the growth rate declines, survival and metabolism. There is often little Pb accumulation in marine and freshwater species [50]. High concentrations of lead may occur in aquatic organisms close to anthropogenic sources.

Moreover, in the same genus, in the bay of Bakar (former Yugoslavia) Ozretic *et al.* [51] have found in the soft body of *Monodonta articulata* (Bay Bakkar; Yugoslavia) high levels of Cd (0.20  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  wet weight) and Pb (0.61  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  wet weight). While in the bays of Larymna, Vavrouna and Larouma (Greece), Nicolaidou and Nott [52] indicate the levels in the wet weight of *Monodonta articulata*, *M. mutabilis* and *M. turbinata* superior to findings in this study. Crisetig *et al.* [53] observed in *Mytilus galloprovincialis* variable wet weight/dry weight (d.w) ratios in the range of 4.32-8.50 for mussels as long as 4-5 cm; Martincic' *et al.* [54] found variable ratios in the interval of 4.27-12.99 in mussels transplanted into an estuary environment (Krka River, eastern Adriatic coast). We think that data concerning d.w (dry weight) are susceptible to less variability than those of wet weight [55].

In addition, Cubadda *et al.* [34] are perfect agreement with this study with the exception of Zn contents detected in *Monodonta turbinata* and *M. mutabilis* (Sicily). Similarly, for metal concentrations encountered in *Monodonta labio* of Cape Aguilar (Hong Kong) [56]. The results in this study are also consistent with the work of *Monodonta turbinata* of Duysak and Ersoy [46] in the Bay of Iskenderun (Turkey) for Cr, Cu and Zn.

Table 5: Selected references of metal concentrations ( $\mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) of mollusc *Phorcus turbinatus* from different geographical areas (mean values and ranges)

Species	Region (sites)	Tissues	Standard deviation and/ or Means of average heavy metal concentrations						Notes	Authors
			Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni		
<i>M. turbinata</i>	Bay of Bakar (Yugoslavia)		0.20 <sup>a</sup>	-	-	0.61 <sup>a</sup>	-	-	Association of 9-12 individuals	Ozretic <i>et al.</i> [51]
<i>Monodonta articulata</i>	Larymna (Greece) (Contaminated area)	Whole	3.69±0.56	20.62±4.09	199.80±63.86	-	107.39±19.58	15.25±6.74	Pools of 10 individuals	Nicolaïdo [48]
	Vavrona and Souvala (Greece) (uncontaminated area)	Whole	[3.89-5.28]	[24.69-101.73]	[71.21-301.32]		[101.40-130.48]	[10.42-29, 13]		
		Muscle	5.28±0.83	-	36.63±11.93		95.54±30.21	4.61±1.74		
	Larymna (Greece) (Contaminated area)	Whole	2.95±1.14	9.02±4.16	222.80±42.06		88.63±11.67	9.29±1.46		
Vavrona and Souvala (Greece) (uncontaminated area)	Whole	[2.65-3.62]	9.07±4.07	[43.15-159.08]		[85.03-108.95]	[2.15-17.21]			
	Muscle	5.77±0.98	25.17±14.56	222.55±83.55		135.25±20.12	6.46±1.67			
<i>Monodonta mutabilis</i>	Larymna (Greece) (Contaminated area)	Whole	3.0±1.1	9.0±4.2	222.8±42.1	-	88.6±11.7	9.3±1.5		
	Vavrona and Souvala (Greece) (uncontaminated area)	Whole	3.6±0.5	-	43.15±9.6		109.0±36.7	2.2±0.5		
		Muscle	5.8±1.0	25.2±14.6	222.6±83.6		135.3±20.1	6.5±1.7		
<i>M. turbinata</i>	Island of Favignana, Sicily, Italy	Dry weight	[0.68-2.93]	[0.12-0.41]	[5-18.5]	[0.14-0.47]	[13.8-53.7]	-	Pools of 50 individuals	Cubadda <i>et al.</i> [34]
<i>M. mutabilis</i>			[1.29-1.64]	[0.12-0.35]	[9.9-18.2]	[0.12-0.15]	[18.9-23.2]	-	pools of 60 individuals	
<i>M. turbinata</i>	Island of favignana, Italy	Dry weight	[0.58-3, 35]	[0.13-0, 54]	[5.7-21, 5]	[0.15-0.66]	[14-55]	-	Individual (1.7-2.2) (height).	Campanella <i>et al.</i> [35]

Table 5: (*Bis1*) Letter <sup>a</sup>: Wet weight Letters <sup>a</sup> and <sup>y</sup> Show differences among seasons; <sup>ab,c</sup> and <sup>d</sup> among stations Data shown with different letters are statistically significant at the differences p<0.05 level

Species	Region (sites)	Tissues	Standard deviation and/ or Means of average heavy metal concentrations						Notes	Authors	
			Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni			
<i>M. labio</i>	Nature Reserve Agulaire Cap (Hong kong)	Total weight	5.8	-	26.4		55.9	-	-	Blackmore[56]	
<i>M. turbinata</i>	Gulf of Gaeta, Italy	Soft body	[0.86-1.41]	[0.26-0.72]	[50.5-83.0]	[0.52-0.67]	[92.5-129.3]	-	Pools of 5-10 individuals	Conti and Cecchetti [29].	
<i>M. turbinata</i>	Iskenderun Bay (Turkey)	Çevlik	Spring	9.01±3.02 <sup>ax</sup>	3.67±1.68 <sup>ax</sup>	29.30±9.81 <sup>ax</sup>	90.8±2.61 <sup>ax</sup>	101.40±11.41 <sup>ax</sup>	4.91±1.97 <sup>ax</sup>	-	Duysak and Ersoy [56]
			Autumn	7.63 ±0.29 <sup>ay</sup>	3.02±0.91 <sup>ax</sup>	334.47 ±83.27 <sup>ay</sup>	13.34±0.44 <sup>ay</sup>	79.98±10.97 <sup>ay</sup>	2.67±0.82 <sup>ax</sup>		
	Konak	Spring	3.24±0.66 <sup>bx</sup>	32.24±6.40 <sup>bx</sup>	25.17± 7.39 <sup>ax</sup>	2.97±0.61 <sup>bx</sup>	30.17±7.93 <sup>bx</sup>	5.81±1.84 <sup>ax</sup>			
		Autumn	6.50±1.28 <sup>by</sup>	1.74±0.32 <sup>by</sup>	181.76±35.38 <sup>by</sup>	15.68±1.55 <sup>by</sup>	85.97±18.07 <sup>ay</sup>	4.86±1.13 <sup>ax</sup>			
	Kalekoy	Spring	2.51±0.43 <sup>bx</sup>	45.06±13.43 <sup>ax</sup>	20.03±3.07 <sup>ax</sup>	3.25±0.19 <sup>bx</sup>	32.56±4.39 <sup>bx</sup>	3.22±1.51 <sup>ax</sup>			
		Autumn	8.58±0.95 <sup>ay</sup>	6.46±2.42 <sup>ay</sup>	156.25±52.79 <sup>ay</sup>	13.02±1.40 <sup>ay</sup>	79.33±9.73 <sup>ay</sup>	26.93±14.10 <sup>by</sup>			
	Arsuz	Spring	5.42±1.35 <sup>ax</sup>	1.43±0.49 <sup>ax</sup>	40.61±14.78 <sup>ax</sup>	1.44±0.32 <sup>ax</sup>	54.00±18.54 <sup>bx</sup>	16.89±1.11 <sup>bx</sup>			
		Autumn	6.48±1.05 <sup>ax</sup>	1.76±0.19 <sup>bx</sup>	157.98±27.13 <sup>ay</sup>	13.29±3.17 <sup>ay</sup>	60.66±6.15 <sup>bx</sup>	17.16±4.80 <sup>bx</sup>			
	Iskenderun	Spring	3.50±1.15 <sup>ax</sup>	1.43±0.49 <sup>ax</sup>	30.57±9.15 <sup>ax</sup>	3.34±1.82 <sup>bx</sup>	43.81±20.79 <sup>bx</sup>	2.93±1.46 <sup>ax</sup>			
		Autumn	7.69±1.57 <sup>ay</sup>	1.76±0.19 <sup>bx</sup>	177.13±38.40 <sup>by</sup>	13.54±0.91 <sup>ay</sup>	80.37±16.67 <sup>ay</sup>	2.550.37 <sup>ax</sup>			
	Dortyol	Spring	4.95±1.01 <sup>ax</sup>	2.20±0.72 <sup>ax</sup>	39.38±10.94 <sup>ax</sup>	5.3672.11 <sup>ax</sup>	15.87± 6.15 <sup>ax</sup>	12.04±4.20 <sup>bx</sup>			
		Autumn	6.63±2.70 <sup>by</sup>	3.31±1.50 <sup>ax</sup>	140.35±54.89 <sup>ay</sup>	12.47±1.63 <sup>ay</sup>	89.30±28.64 <sup>ay</sup>	9.08±4.57 <sup>bx</sup>			
	Eastern coast of Algeria	Bay of Collo	Winter	2.55±0.57	0.29±0.09	20.01±2.3	4.54±0.61	106.9±17.2	4.2±0.4	Pools of 10 individuals	Present study
			Spring	2.81±0.84	0.54±0.10	24.7±5.1	2.25±0.65	65.4±10.3	7.4±1.03		
			Summer	2.87±0.16	0.2±0.06	19.9±2.8	1.24±0.27	318.1±38.2	5±2.0		
		Gulf of Skikda	Autumn	2.98±0.8	0.22±0.06	14.9±1.14	6.51±1.47	56.5±20.7	7.1±1.11		
			Winter	3.48±0.10	0.23±0.09	32.7±2.9	0.6±0.11	111.8±25.0	2.8±0.3		
			Spring	3.49±0.58	0.1±0.08	25.6±9.6	1.3±0.29	89.6±19.2	24.8±20		
		Gulf of Annaba	Summer	3.46±0.51	0.28±0.08	24.6±1.24	0.7±0.14	112.1±24.9	3.2±0.8		
			Autumn	3.63±1.14	0.28±0.07	31.3±4.5	0.56±0.15	61.8±12.0	2±0.9		
Winter			1.87±0.29	0.55±0.22	14.2±3.5	0.53±0.4	60.6±13.4	4.8±0.5			
Bay of Chetaibi		Spring	1.85±0.21	0.3±0.28	15.8±5	0.42±0.10	166.3±36	5.2±1.60			
		Summer	1.83±0.30	0.65±0.15	27.6±3.8	0.47±0.10	138.4±26	2.9±0.7			
		Autumn	1.8±0.28	0.51±0.25	21.8±1.8	0.36±0.09	97.2±7.2	7±1.9			
	Winter	0.65±0.44	0.89±0.20	12.4±3.9	0.29±0.16	55.2±20.6	4.1±1.5				
	Spring	0.9±0.20	0.68±0.10	20.5±3.6	0.15±0.51	78.2±11.2	3.7±0.48				
	Summer	1.04±0.30	0.5±0.21	10.8±1.4	0.12±0.09	134.4±22.9	7.4±1.5				
	Autumn	0.89±0.97	0.34±0.09	11.2±1.6	0.28±0.63	180±34	5.5±1.74				

Moreover, in the islands of Linosa and Ustica (Italy), rates of ETM (Cr, Cu, Cd, Pb and Zn) reported in *M. turbinata* [34, 37], they are slightly lower than results found in this work (Table 5). Nickel is among the ETM often measured in wet chair at *M. articulata*, *M. mutabilis*, these levels are generally highly variable among snails [55, 60]. However, in the Bay of Iskendrum (Turkey) this metalloid is present in *M. turbinata* [53], with higher rates compared to those reported in this study. This element is affected by several factors such as housing, living conditions and the pretreatment and storage of samples after collection [61].

The spatio-temporal variations of metal levels in *P. turbinatus* show significant differences ( $p < 0.001$ ). The results of statistical comparisons between multiple stations and seasons for the studied metal elements, show the existence of very highly significant ( $p < 0.0001$ ). Bioaccumulation of these trace metals in *P. turbinatus* knows a seasonal variation in very clear and significantly different ( $p < 0.0001$ ) in autumn and spring. This has been already reported in the same species in Turkey [46], in *Mytilus galloprovincialis* [57-59].

The global metal distribution observed at levels of the three selected stations offers the models following in descending order: Zn>Cu>Pb=Ni>Cd>Cr for station 1; Zn>Cu>Cd=Ni>Pb=Cr for station 2; and Zn>Cu>Ni>Cd>Cr=Pb for station 3. These sequences are similar models found by Campanella *et al.* [35] and Conti *et al.* [37], except Cd, which shows higher levels in this study. In addition, average concentrations of Cr, Cu, Pb and Zn are clearly high compared to those of the control station, depending on the model Zn=Cu=Ni=Cr>Cd>Pb. These results are similar to those observed with Linosa and Favignana Islands (Sicily) [23, 55].

The principal component analysis (PCA), reveals first place, the presence of homogeneous groups and clear differentiation of the levels of the degree of metal pollution by season (spring), in second place. The dispersion model obtained here shows that the distribution of pollutants is significantly correlated with seasonal resort. By against the scroplots PCA illustrate the ETM distribution in function of station is according to the model: Station1>Station 2> Station3>control station. This sequence is heterogeneous depending on season. Homogeneous groups found from Two-Way ANOVA are similar to those found in *M. turbinata* collected at six stations in the Gulf of Gaeta (Tyrrhenian, Italy) [32].

The selected species *Phorcus turbinatus* proves a great capacity to accumulate soluble fraction of metal concentrations dissolved in seawater. This species has

very heterogeneous high metal concentrations depending on the season. The levels of contamination found in control station (Bay of Chetaïbi) during the four seasons may be considered as thresholds guides used for possible comparison with Mediterranean coast.

## CONCLUSION

This study highlights the use of bioindicators turns out be very valuable for the biomonitoring coastal ecosystems. The snail *Phorcus turbinatus* have a high potential for bioaccumulation of heavy metals in the Mediterranean. They are easy to identify and taste, are available all year and are present in almost all areas of the Mediterranean Sea.

The gastropod *P. turbinatus* was taken at four stations along the Algerian coast. The bioavailability of Cd, Cr, Cu, Pb, Zn and Ni was not homogeneous. Statistical analysis (One-way ANOVA, Two-Way ANOVA and PCA) showed a very highly significant difference ( $p < 0.001$ ). The maximum rate of Zn and Pb were recorded at station 1. However, the highest level of Cd, Cu and Ni were recorded in station 2. Station 1 is located in the fishing port (Bay of Collo), while station 2 in the Gulf of Skikda is subject to industrial pollution.

This is the first study on gastropod mollusc *P. turbinatus* in this field and data are important as scientific support to estimate the future impact of metal concentrations in this region.

## ACKNOWLEDGEMENT

We would like to thank Professor Ali Tahar (Department of Biology, Faculty of Sciences, Badji Mokhtar University - Annaba), for achieving statistical treatment.

## REFERENCES

1. WHO, 1989. Heavy Metals-Environmental Aspects. World Health Organization. *Environment Health Criteria*, 85: 156.
2. Bargagli, R., L. Nelli, S. Ancora and S. Focardi, 1996. Elevated cadmium accumulation in marine organisms from Terra Nova Bay (Antarctica). *Polar Biology*, 16(7): 513-20.
3. Malea, P., S. Haritonidis and T. Kevrekidis, 1994. Seasonal and local variations of metal concentrations in the sea grasses *Posidonia oceanica* (L) Delile in the Antikyra Gulf, Greece. *Science of the Total Environment*, 153(3): 225-235.

4. Mikac, N. and M. Picer, 1985. Mercury distribution in a polluted marine area Concentrations of methyl mercury in sediment and some marine organisms. *Science of Total Environment*, 43(1,2): 27-39.
5. Nicolaidou, A. and J.A. Nott, 1998. Metals in sediments, seagrass and gastropods near a nickel smelter in Greece: Possible interactions. *Marine Pollution Bulletin*, (36): 360-365.
6. Zatta, P., M. Perazzolo, L. Fcci, S.D. Skaper, B. Corain and M. Favarato, 1992. Effects of aluminum speciation on murine neuroblastoma cells. *Molecular and Chemical Neuropathology*, 16(1): 11-22.
7. Abdenour, C., B.D. Smith, M.S. Boulakoud, B. Samraoui and P.S. Rainbow, 2004. Trace metals in shrimps and sediments from Algerian water. *Journal of Catalogue Marine Environnement*, 3: 9-12.
8. Grimes, S., T. Ruellet, J.D. Dauvin and Z. Boutiba, 2010. Ecological quality status of the soft-bottom communities on the Algerian coast: general patterns and diagnosis. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11): 1969-1977.
9. Houma, F., R. Belkessa and N. Bachari, 2011. Monitoring and studying the pollution of marine waters and shallow sediments from the Algerian coast: modelling and environmental impact. *The mines presses, ICT and Environment. France: Collection Earth Sciences and the Environment*, pp: 190.
10. Soltani, N., A. Amira, K. Sifi and H. Beldi, 2012. Environmental monitoring of Annaba Gulf (Algeria): Measurement of biomarkers in *Donax trunculus* and metallic pollution. *Bulletin of the Zoological Society of France*, 137(1, 4): 47-56.
11. Mihoubi, M.K., R. Belkssa and M.A. Latreche, 2014. Study of the vulnerability of coastal areas of the Algerian basin with the GIS. *International Journal of Environmental Science and Development*, 5(6): 522-526.
12. Bouchentouf, S., S. Benaoula, D. Aïnad Tabet and M. Ramdani, 2013. Assessment of petroleum hydrocarbon concentrations in intertidal surface sediments of Arzew gulf (West of Algeria). *Journal of Chemical and Pharmaceutical Research*, 5(4): 387-392.
13. Rouane-Hacene, O., A. Abdelghaniand Z. Boutiba, 2012. Trace element concentrations (Zn, Cu, Pb and Cd) in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* from Oran Harbour (Oran Bay, Algerian west coast). *Journal of Applied Environmental and Biological Sciences*, 2(9): 446-452.
14. Rouane-Hacene, O., Z. Boutiba, B. Belhaouari, M. Guibbolini-Sabatier, P. Francour and C. Risso-de Faverney, 2015. Seasonal assessment of biological indices, bioaccumulation and bioavailability of heavy metals in mussels *Mytilus galloprovincialis* from Algerian west coast, applied to environmental monitoring. *Oceanologia*, 57: 362-374.
15. Bouhayene, S., 2015. Evaluation bactériologique des zones de baignades de la baie de Skikda. Annaba, Algeria: University of Badji Mokhtar Annaba, Ph.D. Thesis, pp: 230.
16. Gueddah, D. and A.B. Djebbar, 2014. Pollution by the heavy metals of the superficial marine sediment of Skikda city (Northeastern Algeria). *Annals of Biological Research*, 5(1): 40-45.
17. Gueddah, D., M. Bouglouf and A.B. Djebbar, 2014. Preliminary assessment of the impact of the planning of Stora's fishing port (Skikda Northeastern Algeria) on the marine environment. *Annals of Biological Research*, 5(12): 46-50.
18. Labar, S., A. Hani and L. Djabri, 2012. Biochemical approach to assess groundwater pollution by petroleum hydrocarbons (case Skikda, Algeria). *Journal of Water Resource and Protection*, 4(7): 493-496.
19. Maatallah, R., M. Cheggour, K. Louadiand A.B. Djebbar, 2014. Patellidae gasteropods and their use in the assessment of coastal pollution in Skikda (North-east of Algeria). *Review Cams.*, 2(1): 15-29.
20. Guemouda, M., Z. Meghlaoui, T. Daas, O. Daas-Maamcha and P. Scaps, 2014. Monitoring pollution in East Algerian coasts using biochemical markers in the polychaete annelid *Perinereis cultrifera*. *Annals of Biological Research*, 5(2): 31-40.
21. Meghlaoui, Z., M. Guemouda, M. Snani, T. Daas, O. Maamcha-Daas and P. Scaps, 2015. Effect of oil pollution on polychaete annelids in the Algerian East coast. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 3(3): 339-343.
22. Hidouci, S., A.B. Djebbar, R. Amara and H. Sahraoui, 2014. Bacterial Quality of Coastal Waters of Annaba (East Algeria). *European Journal of Scientific Research*, 120(4): 488-493.
23. Conti, M.E., B. Bocca, M. Iacobucci, M.G. Finoia, M. Mecozzi, A. Pino and A. Alimonti, 2010. Baseline trace metals in seagrass, algae and molluscs in a southern Tyrrhenian ecosystem (Linosa Island, Sicily). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 58(1): 79-95.

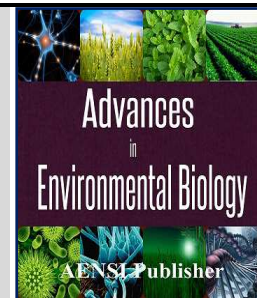
24. Boucetta, S., F. Derbal, Z. Boutiba and M.H. Kara, 2010. First Biological Data on the Marine Snails *Osilinus turbinatus* (Gastropoda, Trochidae) of Eastern Coasts of Algeria. *Global Change: Mankind-Marine Environment Interactions*, 57: 321-324.
25. Belhaouari, B., O. Rouane-hacene, M.E. Bendaha and Z. Boutiba, 2014. Effects of Metal Sulfates on Catalase and Glutathione-S-transferase of Marine Gastropod: *Osilinus turbinatus*. *Int. J. Environ. Pollut.*, 4(9): 191-196.
26. Belhaouari, B., O. Rouane-Hacene, S. Bouhadiba and Z. Boutiba, 2011. Use of a marine gastropod *Osilinus turbinatus* in marine biomonitoring : application to heavy metals from the western Algerian coast. *J.Sci. Ha. et Aqu.*, 1(3): 89-96.
27. Phillips, D.J.H. and P.S. Rainbow, 2013. *Biomonitoring of trace aquatic contaminants*. Springer Science & Business Media, pp: 371.
28. Campanella, L., M.E. Conti, F. Cubadda and C. Sucapane, 2001. Trace metals in seagrass, algae and molluscs from an uncontaminated area in the Mediterranean. *Environmental Pollution*, 111: 117-126.
29. Conti, M.E. and G. Cecchetti, 2003. A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. *Environmental Research*, 93(1): 99-112.
30. Conti, M.E., M. Iacobucci and G. Cecchetti, 2007a. A biomonitoring study: trace metals in seagrass, algae and molluscs in a marine reference ecosystem (southern Tyrrhenian Sea). *Int. International Journal of Environment and Pollution*, 29(1, 3): 308-332.
31. Majeed, A., B.M. Mandokhail, Z. Masood, H.U. Rehman, A. Ullah and N. Gul, 2015. Assessment Study About The Water Quality Criteria and Heavy Metals Concentrations in Different Fish Ponds of Four Districts of Balochistan Province, Pakistan, *Global Veterinaria*, 14(3): 351-357.
32. Conti, M.E., M. Iacobucci, M. Mecozzi and G. Cecchetti, 2006. Trace metals in soft tissues of two marine gastropod molluscs: *Monodonta turbinata* B. and *Patella caerulea* L. collected in a marine reference ecosystem. In: Brebbia CA (ed) *Environmental problems in coastal regions VI, including oil and chemical spill studies*. WIT Transactions on Ecology and the Environment, 88: 3-11.
33. Conti, M.E., J. Stripeikis, M.G. Finioia and M.B. Tudino, 2011. Baseline trace metals in bivalve molluscs from the Beagle Channel, Patagonia (Argentina). *Ecotoxicology*, 20: 341-353.
34. Cubadda, F., M.E. Conti and L. Campanella, 2001. Size-dependent concentrations of trace metals in four mediterranean gastropods. *Chemosphere*, 45(4): 561-569.
35. Boyden, C.R. and D.J.H. Phillips, 1981. Seasonal variation and inherent variability of trace elements in oysters and their implications for indicator studies. *Marine Ecology Progress Series*, 5: 29-40.
36. Rouidi, S., A. Hadjem, L. Asia, G. Mille and A. Tahar, 2013. Sources and distribution of hydrocarbons in surface sediments of Oued Saf-Saf (Skikda city, north-eastern Algeria). *Annals of Biological Research*, 4(4): 61-69.
37. Chabbi, K., 2012. *Essai d'exploitation de l'écotourisme dans la commune de Chétaibi*. Annaba, Algeria: University of Badji Mokhtar Annaba, Master's thesis, pp: 190.
38. Rehman, H.U., N.U. Akbar, M. Hussain, R. Saeed, S. Aslam, Z. Hassan, Hizbullah, F. Subhan, Wahab, Z. Akhter and A.U.R. Safi, 2015. Physicochemical Analysis of Water and Soil of Dermalak Dam in South of Kohat, Pakistan, With Special Reference to Their Influence on Fish Growth. *Global Veterinaria*, 15(1): 35-39.
39. Chiffolleau, J.F., D. Auger, B. Boutier, E. Rozuel and I. Truquet, 2003. Dosage de certains métaux dans les sédiments et la matière en suspension par absorption atomique. *Méthodes d'analyse en milieu marin*. Ifremer, pp: 45.
40. Conti, M.E., M. Iacobucci, D. Cucina and M. Mecozzi, 2007b. Multivariate statistical methods applied to biomonitoring studies. *International Journal of Environment and Pollution*, 29(1, 3): 333-343.
41. Castro, J., I. Woodley, C.M. and R.L. Brudek, 1999. A preliminary evaluation of the status of sharkspecies: *FAO Fisheries Technical*, pp: 380.
42. Boudouresque, C.F. and M. Verlaquen, 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin*, 4: 32-38.
43. Bryan, G.W., 1976. Heavy metal contamination in the sea. In: *Marine Pollution*, Academic Press, 185-302.
44. Boyden, C.R. and D.J.H. Phillips, 1981. Seasonal variation and inherent variability of trace elements in oysters and their implications for indicator studies. *Marine Ecology Progress Series*, 5: 29-40.
45. Wright, P. and C.F. Mason, 1999. Spatial and seasonal variation in heavy metals in the sediments and biota of two adjacent estuaries, the Orwell and the Stour, in eastern England. *Science of Total Environment*, 226(2): 139-156.

46. Duysak, O. and B. Ersoy, 2014. A Biomonitoring Study: Heavy Metals in *Monodonta turbinata* (Mollusca: Gastropoda) From Iskenderun Bay, North-Eastern Mediterranean. Pakistan Journal of Zoology, 46(5): 1317-1322.
47. Bouquegneau, J.M. and C. Joiris, 1988. The fate of stable pollutants-heavy metals and organochlorines in marine organisms. Advances in comparative and Environmental Phydology, 2: 219-247.
48. Nicolaidou, A., 1994. Identification of biological indicators of heavy metals at the site of a smelting factory. In: Final reports on research projects deadline with the effects of pollutants on marine Organisms and Communities, 8: 25-38.
49. Amiard-Triquet, C., B. Berthet and C. Metayer, 1986. Contribution to the ecotoxicological study of cadmium, copper and zinc in the mussel *Mytilus edulis* L. Experimental study. Marine Biology, 92(3): 7-13.
50. Cogun, H.Y., T.A. Yuzereroglu, F. Kargin and Ö. Firat, 2005. Seasonal variation and tissue distribution of heavy metals in shrimp and fish species from the Yumurtalik coast of Iskenderun Gulf, Mediterranean. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 75(4): 707-715.
51. Ozretic, B., M. Krajnovic-Ozretic, J. Santin, B. Medjugorac and M. Kras, 1990. As, Cd, Pb, Hg in benthic animals from the Kvarner Rijeka region, Yugoslavia. Marine Pollution Bulletin, 21(12): 595-598.
52. Nicolaidou, A. and J.A. Nott, 1990. Mediterranean pollution from a ferronickel smelter: differential uptake of metals by some gastropods. Marine Pollution Bulletin, 21: 137-143.
53. Crisetig, G., O. Cattani and R. Viviani, 1984. Metalli tossici dei Mitili nell'alto e medio Adriatico. Archivio Veterinario Italiano, 35(1): 65-68.
54. Martincic, D., Z. Kwokal, Z. Peharec, D. Margus and M. Branica, 1992. Distribution of Zn, Pb, Cd and Cu between seawater and transplanted mussels (*Mytilus galloprovincialis*). Science of the Total Environment, 119: 211-230.
55. Conti, M.E., J. Stripeikis, M.G. Finoia and M.B. Tudino, 2012. Baseline trace metals in gastropod molluscs from the Beagle Channel, Tierra del Fuego (Patagonia, Argentina). Ecotoxicology, 21(4): 1112-1125.
56. Blackmore, G., 2001. Interspecific variation in heavy metal body concentrations in: Hong Kong marine invertebrates. Environmental Pollution, 114(3): 303-311.
57. Bei, F., V.A. Catsiki and E. Stroglyoudi, 1998. Seasonal and spatial variation of Cu, Cr, Ni and Pb concentrations in *Mytilus galloprovincialis* of Saronikos gulf, Greece. Reports of the International Commission for the scientific exploitation of the Mediterranean Sea, 35(1): 230-231.
58. Lee, K.M., H. Kruse and O. Wassermann, 1996. Seasonal fluctuation of organochlorines in *Mytilus edulis* L. from the South West Baltic Sea. Chemosphere, 32(10): 1883-1895.
59. Orban, E., G. Di Lena, T. Nevigato, I. Casini, A. Marzetti and R. Caproni, 2002. Seasonal changes in meat content, condition index and chemical composition of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) cultured in two different Italian sites. Food Chemistry, 77(1): 57-65.

#### **10. Réponses biochimiques au stress environnemental chez *Phorcus turbinatus***

Cette partie de la thèse a fait l'objet d'une publication internationale ([Boucetta et al., 2016 b](#)) ci-après: **Boucetta S, Beldi H & Draredja B, 2016.** Effects of metal pollution on the activities of Acetylcholinesterase and glutathione-S-transferase in *Phorcus (Osilinus) turbinatus* (Gastropoda, Trochidae) of the coast EastAlgerian. *Advances in Environmental Biology*, **10**(5): 46-60.





# Effects of metal pollution on the activities of Acetylcholinesterase and glutathione -S -transferase in *Phorcus (Osilinus) turbinatus* (Gastropoda, Trochidae) of the coast East-Algerian.

<sup>1</sup>Sabrine Boucetta, <sup>2</sup>Hayet Beldi, <sup>3</sup>Brahim Drededja

<sup>1</sup>Department of Marine Sciences, University of Badji Mokhtar, BP 12 Sidi- Amar. Annaba. Algeria.

<sup>2</sup>Laboratory of Applied Animal Biology, LBAA. University of Badji Mokhtar, BP 12 Sidi- Amar. Annaba. Algeria.

<sup>3</sup>Laboratory of Coastal and Marine Ecobiology, EMMAL. University of Badji Mokhtar, BP 12 Sidi- Amar. Annaba. Algeria.

## Address For Correspondence:

Sabrine Boucetta, Hayet Beldi, Brahim Drededja, Effects of metal pollution on the activities of Acetylcholinesterase and glutathione -S -transferase in *Phorcus (Osilinus) turbinatus* (Gastropoda, Trochidae) of the coast East-Algerian

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

Received 22 March 2016; Accepted 28 May 2016; Available online 12 June 2016

## ABSTRACT

This study aims to assess the health status of the Algerian East coast using a sentinel species, the gastropod mollusc *Phorcus (Osilinus) turbinatus*. The concentrations of trace metals (Cd, Cu, Cr, Pb and Zn) in the tissue *Phorcus turbinatus* and biomarkers such as the activity of acetylcholinesterase (AChE) and Glutathione-S-transferase (GST) in the head and coat were determined in samples from four stations at different times of the year 2011. Indeed, three stations subject to urban and industrial pollution were selected: the station1 (Collo Bay); Station 2 (Bay of Skikda) and station 3 (Gulf of Annaba). A fourth station considered as control (Chetaibi Bay). Knowing that, abiotic parameters (temperature, pH and salinity) are measured *in field* during the collection of snails. Whereas the trace metal analysis in the tissue of *P. turbinatus* is made in accordance with Conti et al. (2010) and assays of AChE and GST in head and mantle of snails were carried out respectively according to Ellman et al. (1961) and Habig et al. (1974). The thermal extremes go from 14° C (in winter) at 30,2° C (in summer). The salinity values ranged from 34.2 psu in autumn and 38.6 psu in summer. The metal mean concentrations found in *P. turbinatus* are often higher in the stations 1 and 2. The highest concentrations of Pb and Zn were observed in Station 1, with respectively 6.51±1.47µg.g<sup>-1</sup> (in autumn) and 381,20±38.1µg.g<sup>-1</sup> (in summer). Station 2 recorded the highest concentrations of Cd and Cu, where the maximum heavy metals was obtained in autumn and winter with values of 3.63 ± 1.14 µg.g<sup>-1</sup> and 32.7 ± 2.9 µg.g<sup>-1</sup>. The lowest metal concentrations recorded in the control station. The AChE significantly varies depending on the stations with high activities (21.9 ± 14.84 µMol / mn / mg protein) for trochus collected at the control station, while the GST is at its lowest value (11.75 ± 1.7 µMol / mn / mg protein). The seasonal effect also has an influence on biomarkers, with a low activity of AChE in the fall and high values of the GST in winter. Overall, the results indicate that the alteration of the activity of acetylcholinesterase with the induction of glutathione S-transferase during the study period were due, first, to the presence of high concentrations of trace metals, mainly Pb, Zn, Cd and Cu, and abiotic factors including salinity and pH in the other hand. The principal components analysis (PCA) and linear discriminant analysis (LDA) using a package FactoMine R extra (R.3.2.3) have shown that the control station can be regarded as a reference site and Temperature alone did not cause alteration in topshells biomarkers responses.

**KEYWORDS:** Abiotic parameters, Trace metals, Biomarkers, AChE, GST, *Phorcus turbinatus*, PCA, LDA, FactoMineExtra R (R.3.2.3), Coastline Algerian East.

## INTRODUCTION

Anthropogenic activities have increased contaminant levels in the marine environment. Nevertheless, risk assessment cannot be solely based on chemical analysis of environmental samples since it does not inform us about deleterious effects of contaminants to biota [1,2]. Aquatic organisms are currently being exposed to multiple chemical contaminants with different mechanisms of toxicity, each contributing to a final overall adverse effect. Consequently, in ecological quality monitoring programs, the integration of chemical data with biological responses (biomarkers) is strongly recommended to characterize effects of contaminants to organisms [3,4]. The accumulation of heavy metals in waters and sediments affects various organisms in the environment [5,6,7]. Gastropod molluscs were employed as bio-indicator to determine the effect of marine pollution [10,8,9]. These organisms were considered as appropriate indicators since they are available all year long and easily collected. Molluscs have been well established as bioindicators for monitoring the concentration of heavy metals in many areas of the Mediterranean [11,12,13,14].

The topshell (*Monodonta lineata*) and *Monodonta turbinata* (Archeogastropoda: Trochidae) seem to be suitable bioindicator for the use in biomonitoring programs in the Atlantic coast of Europe. It is widely distributed over the European West coast, is available whole year-round, is abundant in several areas, including reference and polluted sites, has reduced mobility and is easy to sample [15,16,17,18].

In the last years, the enzymes cholinesterases (ChEs) and glutathione S-transferases (GSTs) have been widely used as environmental biomarkers because they play important roles in two functions determinant for the survival and performance of organisms: neurotransmission and detoxification, respectively. In addition, GSTs are also involved in anti-oxidative stress defenses [15,16,17,19]. The coastline east Algerian is the most important touristic and economic zone. It is continuously affected by various contaminants from urban, agricultural, harbor and industrial activities [20,21,22,23].

*Phorcus (Osilinus) turbinatus* (Born, 1778), *Gastropoda herbivorous* grazers, sessile and easy to remove, using in the biomonitoring study, while given its ability to bioaccumulate the various pollutants in their tissues [24,25] and heavy metals [26,27,28,29]. Trochus are widely distributed on the Algerian coast [30,31], they are available and abundant in many areas, including polluted sites [32,33]. Therefore, The aim of the present study was to establish a seasonal assessment of the marine environment quality and a putative contamination gradient between the four stations. So, the purpose of this work is to evaluate selected biomarkers in the chosen sentinel species. The use of biomarkers measured at the molecular or cellular level has been proposed as a sensitive "early warning" tool for biological effect measurement in environmental quality assessment [34].

The selected biomarkers should indicate that the organism has been exposed to pollutants, and/or the magnitude of an organism's response to a pollutant [35]. Two biomarkers (acetylcholinesterase activity "AChE" and Glutathione S transferase activity "GST") were evaluated in *Phorcus (Osilinus) turbinatus* collected from the four stations. The choice of these markers has already been described elsewhere [36]. Briefly, Glutathione S-transferase (GST EC 2.5.1.18) plays a role in detoxification of organic compounds and metals [37,38] and acetylcholinesterase (AChE EC 3.1.1.7.) is an enzyme involved in the synaptic transmission of nerve impulses that may be inhibited by some neurotoxic compounds targeted to cause this mode of toxicity [39]. Like metals, biomarker parameters were determined as a function of sampling station and season. The changes observed are related to the degree of metal contamination and abiotic factors.

## MATERIALS AND METHODS

### Presentation of Sample area:

*Phorcus (Osilinus) turbinatus* were sampled at four stations along the Algerian East coast (36°56'44.19"N - 6°15'39.08"E) and (36°50'38.18"N - 7°49'39.38"E) over a distance of almost 350 km. The Stations 1 (37°00'07.50"N - 6°34'39.93"E) (Bay of Collo) and station 2 (36°53'32.33"N - 6°53'12.21"E) (Gulf of Skikda) are near from Collo and Stora port. They are characterized by an intense maritime traffic. This site is exposed to the pollution by PAH due to the presence of an important petrochemical complex [40,41,42,43]. Station 3 (36°55'31.46"N - 7° 45' 44.43"E) (Gulf of Annaba), is exposed to the pollution by pesticides and/or heavy metals released from the FERTIAL factory and the port activities [44] and it receives for organic pollutants, in particular discharges of domestic wastewater [44,45]. Station 4 (37°02'26.27"N - 7°24'22.04"E) (Bay of Chetaibi), being far from any anthropogenic, is regarded as the control station [46] (Fig.1).

### Samples collection:

Samples of standardized shell length [10-20] mm size of *P. turbinatus* were collected during four seasons (spring, summer, autumn and winter) of 2011. The samples are transported to the laboratory in a cooler for metal analysis (n = 10). Then, they were purified in filtered sea water and aerated for 48 hours to remove the contents of the intestines and tissues and they were dissected, isolated and dried at 70 ° C to constant weight

described by Conti *et al.* [28]. For the biomarkers ( $n = 10$ ) are not sanitized before dissection coat and head, which were immediately homogenized. Abiotic parameters (temperature and salinity and pH) were measured simultaneously during sampling molluscs, using a field electronic multi-parameter (CG867).

#### *Metal analysis:*

Seasonal evaluation of heavy metals was carried out from station 3 in monthly samples representing a seasonal sample. Before assay, trochus are first shelled after the purge period. Thereafter, the wet flesh is extracted quickly using a plastic spatula, weighed, dried in an oven at 70°C for 48 hours and then ground to be mineralized. Mineralization is a cold digestion of a 0.5 g sample in 10 ml of nitric acid (HNO<sub>3</sub>) and 4 ml of sulfuric acid (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) concentrate. The tubes containing the samples are then placed in a sand bath at a temperature of 100 to 150°C for 15 h (hot digestion). Volumes digests thus obtained were adjusted to 50 ml with bidistilled water. The ultra-pure water is used for all the prepared chemical solutions. Analysis of all the trace metals (Cd, Cr, Cu, Pb and Zn) is performed using an atomic absorption spectrophotometer mark of Perkin Elmer 3100 equipped with a brand graphite furnace Perkin Elmer HGA-600 / 700. The analytical method was validated by assays on a certified sample (Mussel tissue) from the International Agency for Atomic Energy of Monaco (A.I.E.A., Ref. MA-A-2 / TM).

#### *Biochemical analysis:*

The mantle and head of each specimen of *P. turbinatus* was dissected during the same day until biomarker analyses. Determinations of AChE activity were performed using a method described by Ellman *et al.* [47] with the use of acetylthiocholine (AChE) as substrate. The activity rate was measured as change in OD/min at 412 nm (ext. coeff. 13.6 mM.cm<sup>-1</sup>). Activity was expressed as  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  protein. GST activity was measured using 1-chloro-2,4-dinitrobenzene (CDNB) as substrate in a final reaction mixture containing 1 mM CDNB and 5 mM reduced glutathione was performed according to the method Habig *et al.* [48]. The activity rate was measured as change in optical density (OD/min) at 340 nm (ext. coeff. 9.6 mM.cm<sup>-1</sup>), and the final activity was expressed as  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  protein. Total proteins were determined according to Bradford, [49].

#### *Statistical analysis:*

The average concentrations of ETM and biomarkers were calculated on the basis of four repetitions with the mean  $\pm$  standard deviation ( $m \pm s$ ), they are illustrated with box plots. The means were compared pairwise by the Kruskal-walis test (Not shown). An analysis of variance ANOVA two classification criteria (station, season) was performed ( $p < 0.05$ ). Several statistical approaches can be used for data analysis applied to environmental studies [50,51]. A correlation of Pearson rank is attributed to the ten variables. The Agglomerative Hierarchical Clustering (CAH) is applied Subsequently, the data were normalized and analyzed by multivariate analysis techniques such as principal component analysis (PCA) and linear discriminant analysis (LDA) on PCA factors [51,52,53]. Data analysis was performed by package ADE4, R.2.4.1 program (Facto extraMine R). The description of CAH, PCA and LDA techniques are indicated by [50,54,55].

#### *Results:*

##### *abiotic parameters:*

The physicochemical parameters of seawater measured during 2011 in the four stations of study are shown in figure 2. Monthly statements of temperature, allow us to determine the following seasonal variations: 14-16 °C (winter), 17 to 22.60°C (spring), from 22.10 to 30.20°C (summer) and 17.60 to 28.10°C (autumn) (Fig. 2). pH measurements showed no fluctuations in the control station where the pH was slightly alkaline.

The pH ranged from a minimum of (6.9 to 6.89) at the station 1 and 2 and a maximum of (8.20 to 8.50) to 3.2 respectively and station 1. The value of the measured average salinity is about 36.38 psu. It falls significantly during floods in the station 3. In contrast, the dry period is characterized by higher salinities reaching a maximum in August in station 2. One -way ANOVA showed no significant difference between the four stations, except for pH where multiple comparison tests (Newmean- Keuls (SNK),  $p \leq 0.05$ ) show the existence of a single homogeneous group versus pH gathering stations 1, 2 and 3. Subsequently Dunnett's test detects the significance between the control station, and the other three stations (Tab. 1).

##### *Metal distribution in tissue of Phorcus turbinatus:*

Data are analyzed together ( $10 \times 4 \times 4$  seasons stations,  $n = 160$ ). The distribution of trace metals in tissue of *P. turbinatus* collected at the four stations is heterogeneous (Fig. 3). The lowest metal concentrations recorded in the control station in the summer (Cd:  $0.65 \pm 0.44 \mu\text{g.g}^{-1}$ ; Pb:  $0.12 \pm 0.09 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), in the winter for Zn ( $55.2 \pm 20.6 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). With the exception of Chrome in winter which has a high rate of ( $0.89 \pm 0.20 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). The highest concentrations of Pb and Zn were observed in Station 1 compared to other stations with a maximum value Pb during the fall ( $6.51 \pm 1.47 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) and a maximum for the Zn in summer ( $381.20 \pm 38.10 \mu\text{g.g}^{-1}$ ).

Concerning the station 2, which is crowned by Cd and Cu, the maxima of heavy metals were obtained in autumn and winter, respectively ( $3.63 \pm 1.14 \mu\text{g.g}^{-1}$ ;  $32.70 \pm 2.90 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) (Fig. 3). It is clear that despite varying results, Zn and Cu are very predominant in *P. turbinatus*. The Results of One-way ANOVA of heavy metals (Zn, Cu, Cr, Cd and Pb) in *P. turbinatus* (sampling station as factors) had showed significant effects in all cases ( $p \leq 0.0001$ ) (Tab. 2).

For Zn, Tukey test clearly shows that the difference is between the trochus collected from station 1 and those of the control station, station 2 and Station 3, which allowed us to group these stations into two groups: the control station, stations 3 and station 2 represent the group (A), the station 1 corresponds to the group (B) (Fig. 3). One-way ANOVAs of chromium in *P. turbinatus* shows that the difference between the study stations is very highly significant ( $p \leq 0.0001$ ). Tukey test permits the classification of the stations in four groups: A, AB, B and C (Fig. 3). This classification clearly shows the existence of a difference between all stations, apart from Station 2 and 3 belonging to the same group (A), as well as for organizations from station 3 with those of the control station that record very close Cu levels.

The difference between the studied stations is very highly significant depending on the results getting from the Cd contents in the *P. turbinatus*. Tukey's test allows us to classify the studied stations into four groups, where high significance occurred between the group (A) corresponding to station 2 and group B, BC, and C representing station 3, control station and station 1 (Fig. 3). Classification Tukey concerning the Cr Levels in the tissues of *P. turbinatus* with  $p \leq 0.0001$  allows us to classify the stations into three groups: group (A) representing the individuals in the station 3 and the one of control, the group (B) corresponds to individuals from station 2, the group (C) relates to the station 1 (Fig. 3). Eventually the classification of stations studied by the Tukey test shows that Pb levels in the snail divided the stations into four groups: group (A) shows the station 1, the group (B) corresponds to the station 2 which is no different to the BC group, the group (BC) is the station 3, where the test shows that there is no significant difference between the control station (group C) (Fig. 3).

#### Biochemical responses:

Data are analyzed together (10×4×4 seasons stations; n = 160). Figure 4 shows the spatial and temporal variations of the activity of AChE and GST ( $\mu\text{Mol/mn/mg}$  protein) respectively in the head and mantle of *P. turbinatus*. The AChE activity goes from a maximum value of  $21.9 \pm 14.84$  ( $\mu\text{Mol/mn/mg}$  protein) (control station, autumn) to a minimal value of  $1.20 \pm 0.14$  ( $\mu\text{Mol/mn/mg}$  protein) (station 2, summer) (Fig. 5). Two-way ANOVA reveals an effect station, season and interaction station / season ( $p \leq 0.0001$ ) very highly significant (Tab. 3). Tukey's test was used to classify stations into three groups, Group A contains the control station, the AB group is the station 1 and 2, and Group B includes the station 3.

The rate of the GST goes from  $80 \pm 19.57$  ( $\mu\text{Mol/mn/mg}$  protein) (station 3, spring) to  $11.75 \pm 1.70$  ( $\mu\text{Mol/mn/mg}$  protein) (control station, winter) (Fig. 5). Two-ways ANOVA (stations, seasons) (Tab. 3) reveals a significant difference between stations ( $p \leq 0.001$ ) and very highly significant between seasons and interaction seasons / stations ( $p \leq 0.0001$ ). Tukey's test was permitted the classification of stations into four groups, Group A includes the station 3, the AB group matches the station 2, and Group B includes the control station and the group C is the station 1. The correlation study of the Pearson rank between the concentration of ETM, abiotic factors and changes in biomarkers analyzed in the trochus tissue taken from the various stations of studies are summarized in the matrix (Fig. 6). The latter reveals a positive correlation between Cd, Cu, Pb and pH are respectively ( $r = 0.80$  \*\*\*  $r = 0.44^*$ ,  $r = 0.64$  \*\*,  $p \leq 0.001$ ), Pb is correlated with pH ( $r = 0.50$  \*). Salinity is correlated with the pH and temperature respectively ( $r = 0.35$ ,  $r = 0.23$ ). A negative correlation between Cr is raised on the one hand and Cd, Cu, pH and salinity on the other by with respective correlation coefficients -0.77 \*\*\*, -0.48 \*, -0.58\* and -0.57\*.

The enzymatic activities of GST and AChE are negatively correlated ( $r = -0.24$ ). A positive correlation is observed between the activity of GST and Zn ( $r = 0.38$ ) and the pH ( $r = 0.48$  \*). AChE has a strong positive correlation with Cr ( $r = 0.70$  \*\*) and negative with Cd and Cu respectively ( $-0.67$  \*\* ;  $-0.48$  \*) and abiotic (salinity:  $r = -0.56$  \*; pH:  $r = -0.51$  \*). On the other hand, the GST mark a single positive correlation with pH ( $r = 0.48$  \*). Moreover, no correlation was observed for physical parameter; temperature. The results of the ACP illustrated in Figure 7A on the main axes of elements (Dim1× Dim2), represent respectively 60.6 % and 16.9% of the total variance, 77.5% cumulative variance. Together Cu, Cd and Pb, as well as salinity and pH are correlated with the activity of GST on the first axis Dim1 corresponding to the station 3. Zn and temperature are strongly correlated. The second axis Dim 2 represents the Cr in the positive part ( $r = 0.91$ ) and AChE in the negative part corresponding to stations 2 and 1. Finally only trochus taken to the control station have the maximum rate of AChE (Fig. 7 B).

#### Discussion:

Urban and industrial activities in coastal areas introduce significant amounts of heavy metals into the marine environment, causing permanent disturbances in marine ecosystems, leading to environmental and ecological degradation [56,57,58,59]. The evaluation of marine ecosystem quality could be done by the study of

its abiotic and biotic components [60]. In fact, water temperature, pH and dissolved oxygen are important components of water quality according to Douhri and Sayah [61]. The inhibition or induction of biomarkers *in vivo* is a good tool to assess environmental exposure and potential effects of xenobiotics on organisms [62,63,64,65]. The temperature and salinity were considered as the main factors influencing the activity of natural enzymes [16,65,66,67].

The correlation of Pearson rank between the concentration of ETM, abiotic and enzyme parameters analyzed in the tissues of trochus collected in different stations of studies reveals, first a positive correlation between Cd, Cu, Pb and pH ( $p \leq 0.001$ ), second a negative correlation between the Cr one hand and Cd, Cu, pH and salinity ( $p \leq 0.001$ ). Furthermore, no correlation was found for temperature.

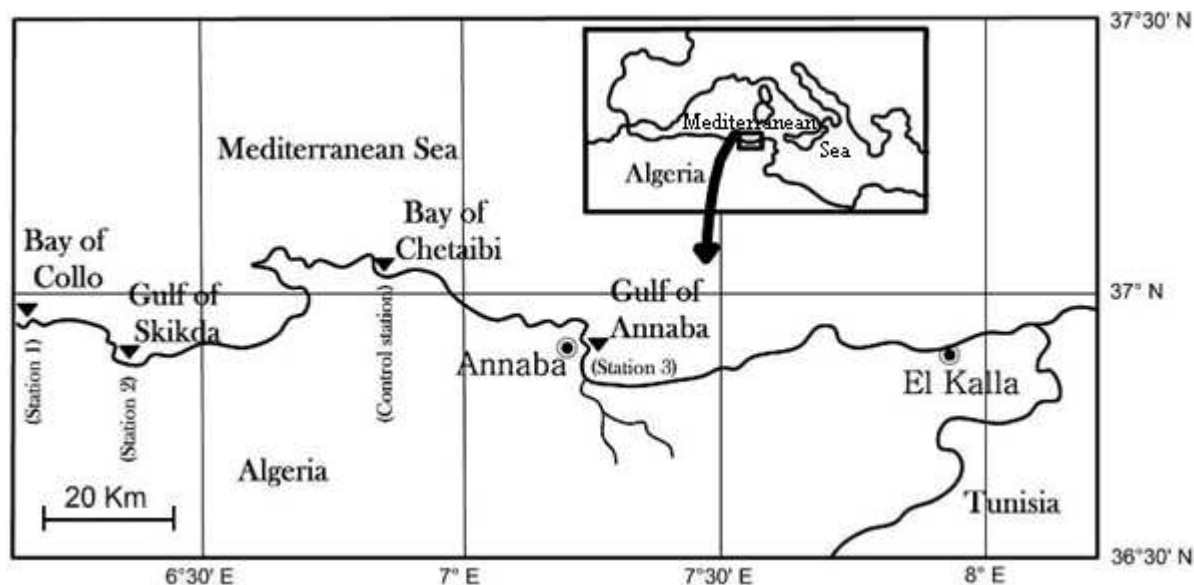
In this study, we note a significant inhibition of acetylcholinesterase activity in trochus taken from all monitoring stations. This inhibition might be the source of exposure neurotoxic pollutants. Indeed, the acetylcholinesterase activity is known for being inhibited in the presence of certain pesticides [68,69]. Several studies have used the inhibition of AChE to assess the biological impact of organophosphates and carbamates [70,71]. Other studies have shown that acetylcholinesterase can be inhibited by heavy metals present in various organisms [72,73,74]. Indeed, similar observations have been reported in the blue mussel *Mytilus edulis* collected from polluted sites of the Spanish Mediterranean coast [75]. Ricciardi *et al.* [76] have highlighted comparable results in zebra mussel *Dreissena polymorpha* taken from polluted locations of the Lake Maggiore (northern Italy). Baron *et al.* [77] has also reported an inhibition of acetylcholinesterase activity in the mollusc Marine Mussels (*Mytilus galloprovincialis*) exposed to Decabromodiphenyl Ether (BDE-209) and Dechlorane Plus (DP). Analogous disturbances were shown also in clams clam *Ruditapes philippinarum* exposed to copper [78].

The sensitivity of Trochidae to environmental conditions is manifested by reproductive cycle disturbances, fertility declines or larval developmental disorders and the effects observed in disturbed areas on aquatic invertebrates were already described by Conti *et al.* [79]; Belhouari *et al.* [31] and Conti *et al.*

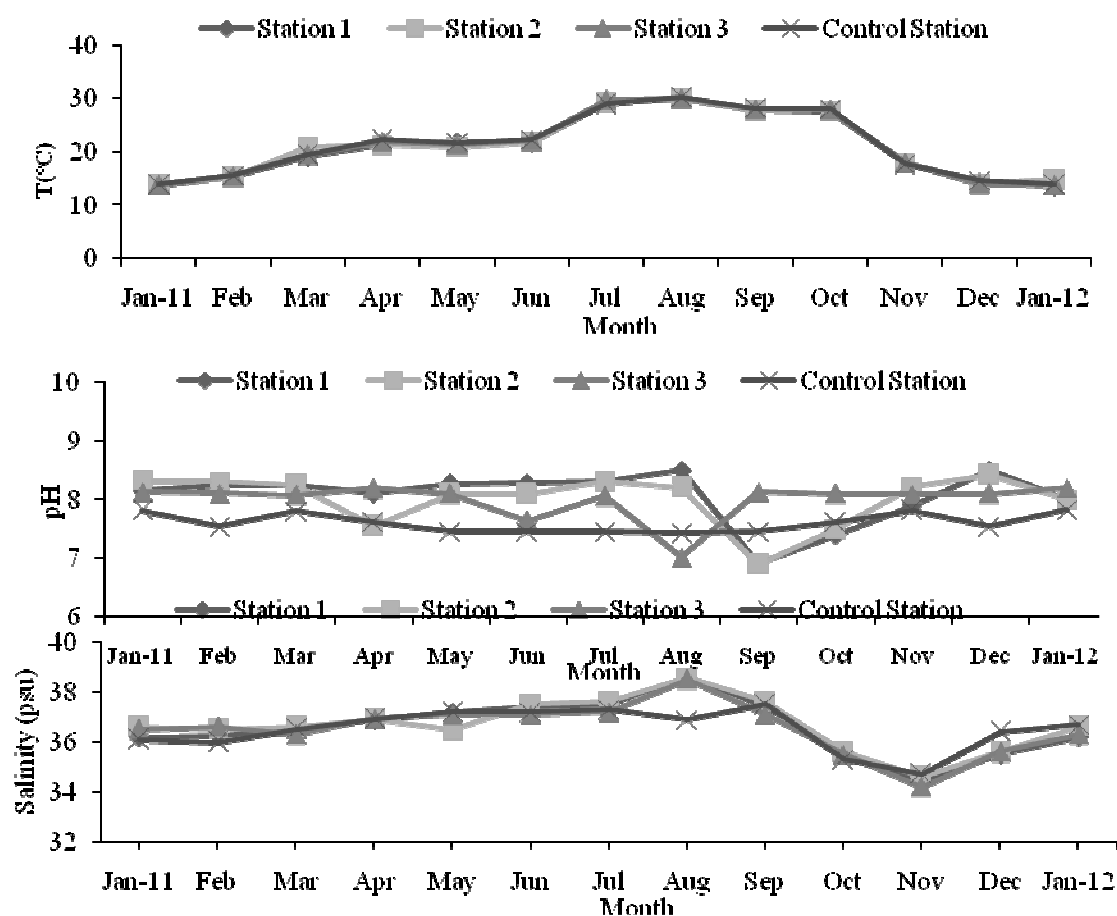
The Acetylcholinesterase has a high positive correlation with Cr and negative with Cd and Cu. These findings are similar to those found by Pereira *et al.* [80], where they report a strong correlation between inhibition of AChE and increased metal levels in *Osilinus turbinatus* colonizing Portuguese coasts. Other authors have reported fluctuations of acetylcholinesterase in marine invertebrates depending on abiotic parameters. In fact Dellali *et al.* indicate a negative correlation between temperature and AChE activity in *Ruditapes decussatus* in the lagoon of Bizerte. In addition, Zanette *et al.* [82] found Salinity strongly influences the effects caused by diesel in oyster *Crassostrea gigas* collected from (Brazil). But, Salinity alone did not cause alteration in oyster's biomarkers responses.

The PCA and LDA results reveal a temporal spatial heterogeneity (station seasons) enzymatic activity (AChE, GST) for trochus, where AChE activity is clearly inhibited in the autumn in the station 2 located near a petrochemical industrial zone. Same ascertainment observed in winter in the station 3 where inhibition of AChE could be due to the presence of a discharge of urban waste water. The same findings reported by Tim-Tim *et al.* [16], where they recorded the existence of a highly significant difference of AChE activity depending on stations and seasons with *Monodonta Lineta* sampled in the northeast of Portugal after the Black tide of the Prestige, where it decreases the autumn until winter. In opposition, Benali *et al.* [19] and Stein *et al.* [85] reported that the seasonal variation of acetylcholinesterase activity in *Mytilus galloprovincialis* shows no significant difference. In contrast, Kamel *et al.* [83] and Attig *et al.* [84] reported a seasonal fluctuation of AChE activity in *Mytilus galloprovincialis*. They determined the existence of the seasonal variation of the acetylcholinestérase and different fluctuations with the annual temperature. Moreover, Boudjemaa *et al.* [38] signal that inhibition of the cholinesterase activity in Brown Mussels (*Perna perna*) under Acute Cadmium, Lead, and Copper Exposure (Algeris Bay).

The study of the spatiotemporal variation of the activity of GST reveals a significant induction in stations 1 and 2. This situation would be probably owed to the presence of strong lead concentration as well as the nearness of these stations in industrial zones. Station 2 is a traffic port and industrial pole. This situation is similar to that reported by Douhri and Sayah on the *Patella vulgata* prosobranch gastropod in the Bay of Tangier. In contrast, enzyme induction of GST decreases from autumn to spring in *P. turbinatus* of station 3, under the influence of the organochlorine pollution. Moreover, Gharbi - Bouraoui *et al.* [86] reported that high levels of GST activity in the *Murex trunculus* (Bizerte lagoon) in december, is not related to environmental conditions, but to bioaccumulation of the copper. No seasonal variation was statistically demonstrated for the GST and the acetylcholinesterase found in *P. turbinatus* taken the control station (Chetaibi Bay). This is in perfect harmony with the results found by Benali *et al.* in *Mytilus galloprovincialis* (Oran Bay) and Kopecka *et al.* [87] in the blue mussel (*Mytilus edulis*) in the North Sea.



**Fig. 1:** Location of sampling sites (▼). From West to East: Station 1 (Collo Bay) Station 2 (Gulf of Skikda), control station (Chetaibi Bay) station 3 (Gulf of Annaba). Figure 1. Location of sampling sites (▼). From West to East: Station 1 (Collo Bay) Station 2 (Gulf of Skikda), control Station (Chetaibi Bay) Station 3 (Gulf of Annaba).



**Fig. 2:** Spatio-temporal variations of physicochemical parameters identified in the various stations. station 1 (Collo Bay), Station 2 (Gulf of Skikda), station 3 (Gulf of Annaba), control station (Chetaibi Bay).

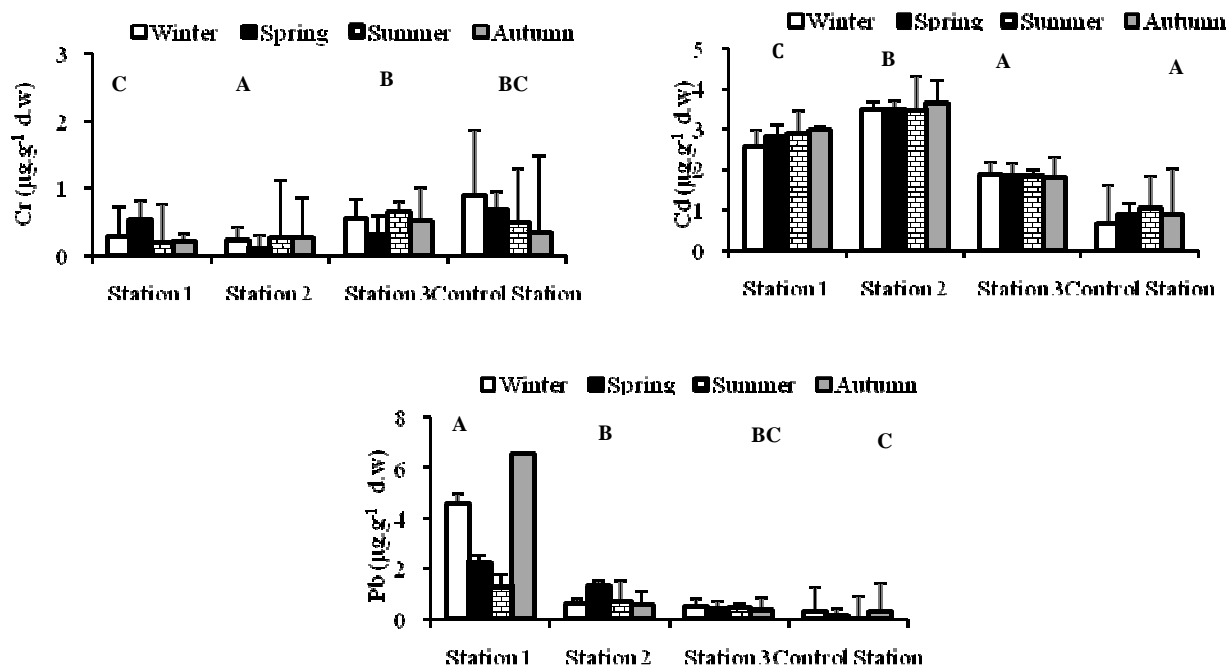
**Table 1:** Results of multiple comparison tests (Test Newman-Keuls (SNK) and Dunnett between stations for pH water.

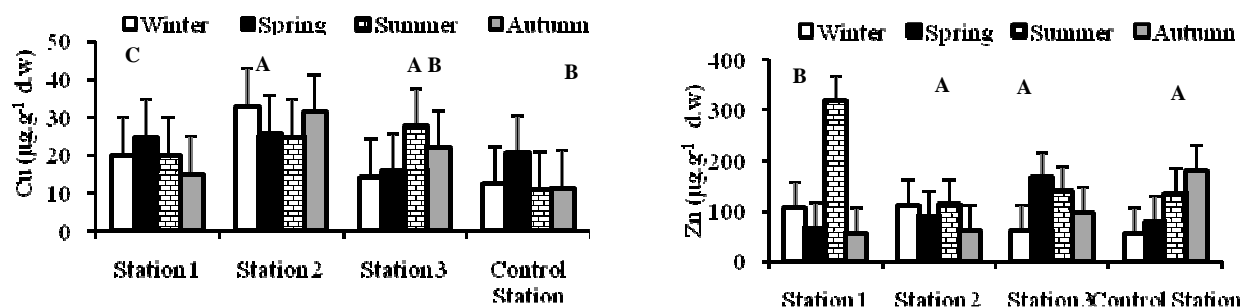
Newman-Keuls test (SNK)		
Model	CM	Groups
Station 1	8.0623	A
Station 2	8.0138	A
Station 3	7.9946	A
Control Station	7.5962	B
Dunnett test (bilateral)		
Model	Pr > Diff	Significant
Control station vs Station 1	0.0056	true
Control station vs Station 2	0.0142	true
Control station vs Station 3	0.0202	true

**Table 2:** Results of one-way ANOVA of the levels of metal (Zn, Cu, Cr, Cd and Pb) into the body of individuals of *P. turbinatus* for all stations to study ( $p < 0.0001$ ).

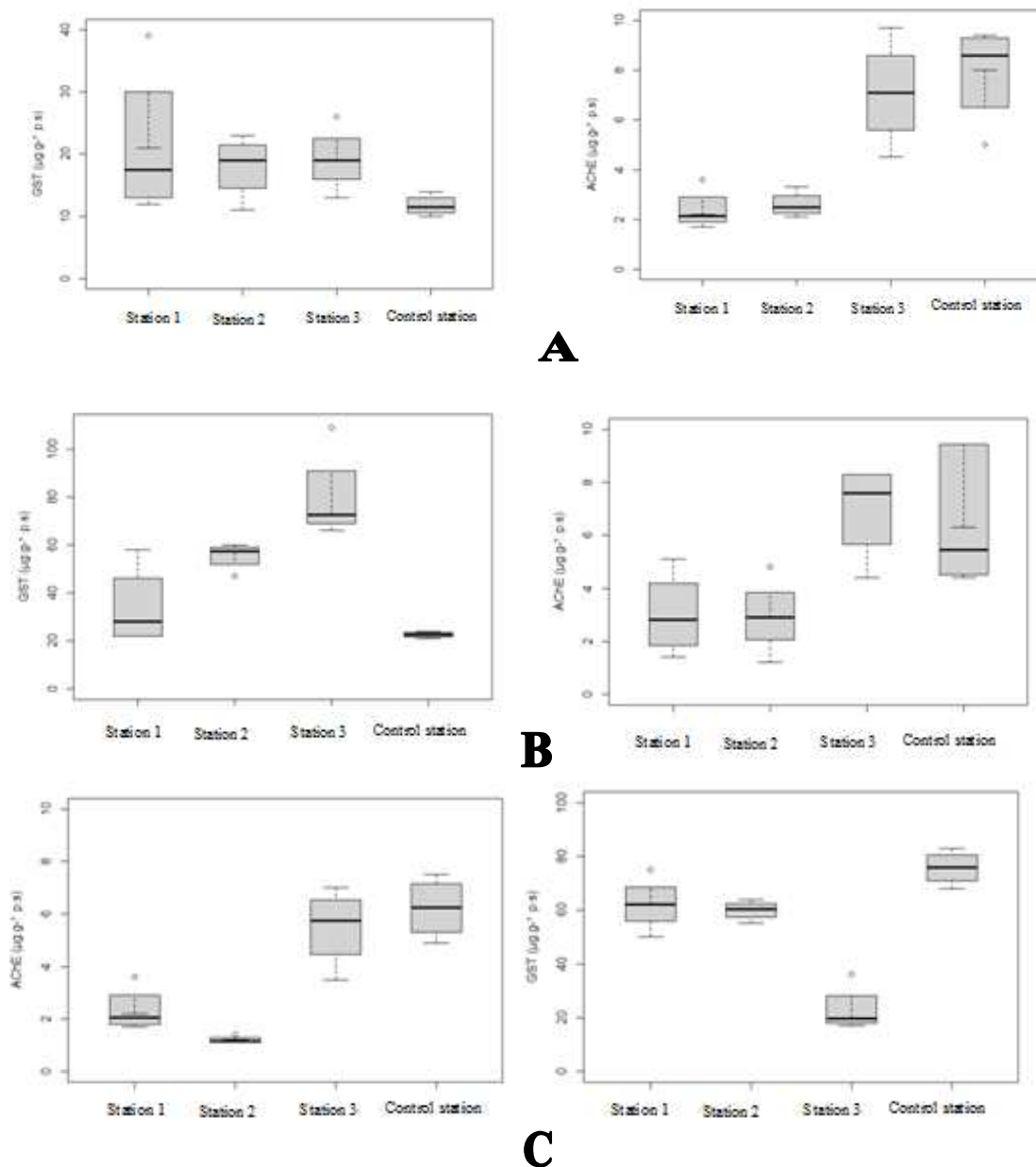
Zn					
Source	DDL	SCE	CM	F <sub>obs</sub>	P
Model	3	524352.5438	174784.1813	19.5967	< 0.0001***
Error	61	544062.9463	8919.0647		
Adjusted total	64	1068415.4900			
Cu					
		20592.2769	6864.0923	56.5004	< 0.0001***
		7410.7332	121.4874		
		28003.0101			
Cd					
		240.8518	80.2839	35.4499	< 0.0001***
		138.1476	2.2647		
		378.9994			
Cr					
		9.1222	3.0407	61.0832	< 0.0001***
		3.0366	0.0498		
		12.1588			
Pb					
		263.2562	87.7521	66.4098	< 0.0001***
		80.6037	1.3214		
		343.8599			

DDL: Degree of freedom; SCE: Sum of squared deviations; CM: average square; F<sub>obs</sub>: Fisher test; P: Level of significance.

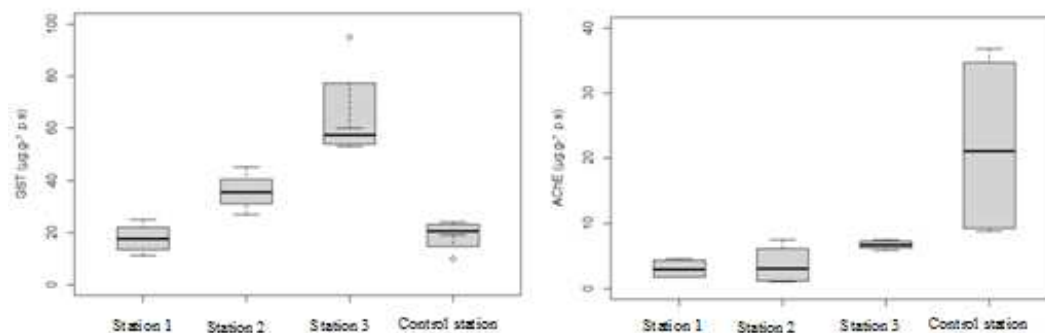




**Fig. 3:** Spatiotemporal variations in average metal concentrations (Cd, Cr, Pb, Cu and Zn) ( $\mu\text{g} / \text{g}$  dry weight) in the tissues of *Phorcus turbinatus* (mean  $\pm$  SD; n = 160). For each different metal letters indicate no significant differences against the same letter confirms a very highly significant difference (Tukey test,  $p \leq 0.0001$ ) between the seasons for each stations.







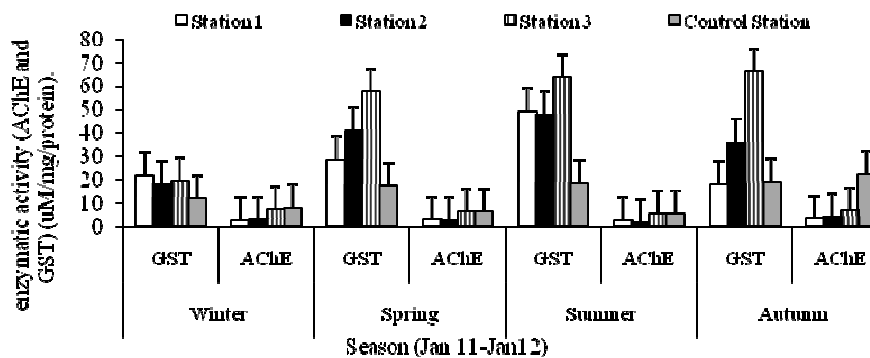
## D

**Fig. 4:** Spatio-temporal variations of acetylcholinesterase activities and Glutathione S-transferase in the head and mantle of *P. turbinatus* collected in area of study. (Station 1: Bay Collo, station 2: Gulf Skikda station 3: Gulf of Annaba, control station: Chetaibi Bay). (A: Winter; B: Spring C: Summer; D: Autumn) during the period (Jan.11-Jan.12).

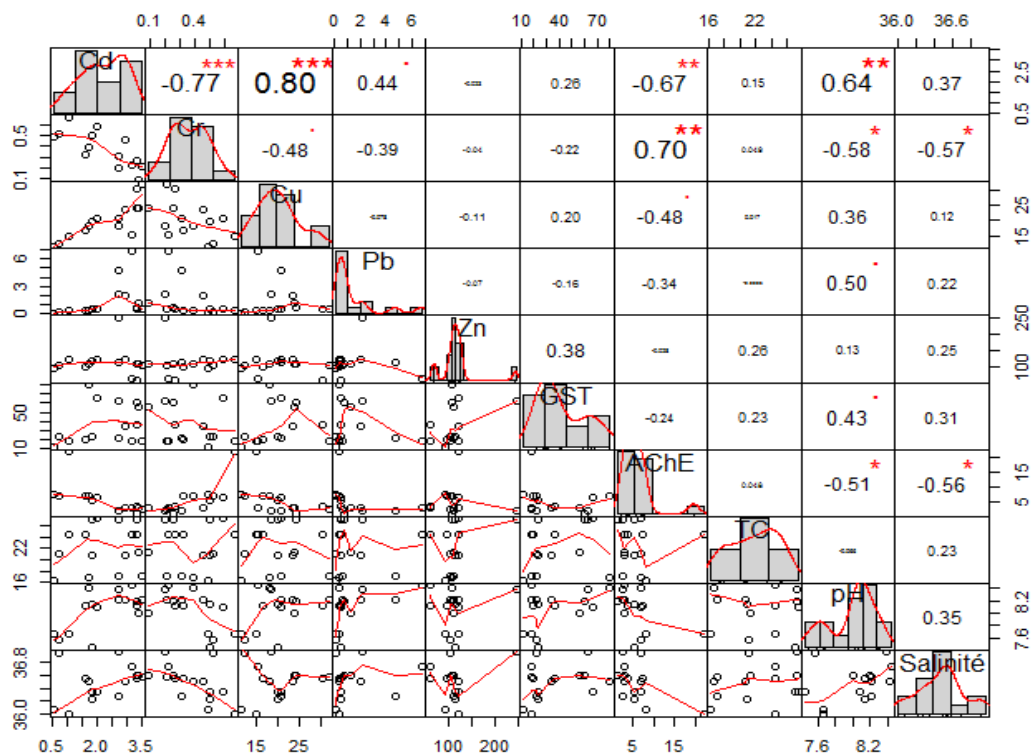
**Table 3:** Results of analysis of variance two classification criteria AV2 (station/ season) the specific activity of acetylcholinesterase (AChE) and glutathione-s-transferase (GST) of *Phorcus turbinatus* within four stations during the study period (N = 4).

AChE					
Source	DDL	SCE	CM	F <sub>obs</sub>	P
station	3	1292.978	430.993	130.664	< 0.0001***
season	3	655.775	218.592	66.270	< 0.0001***
station * season	9	1632.075	181.342	54.977	< 0.0001***
GST					
Source	DDL	SCE	CM	F	Pr > F
station	3	1547.297	515.766	3.520	0.022**
season	3	14490.797	4830.266	32.965	< 0.0001***
station * season	9	14954.891	1661.655	11.340	< 0.0001***

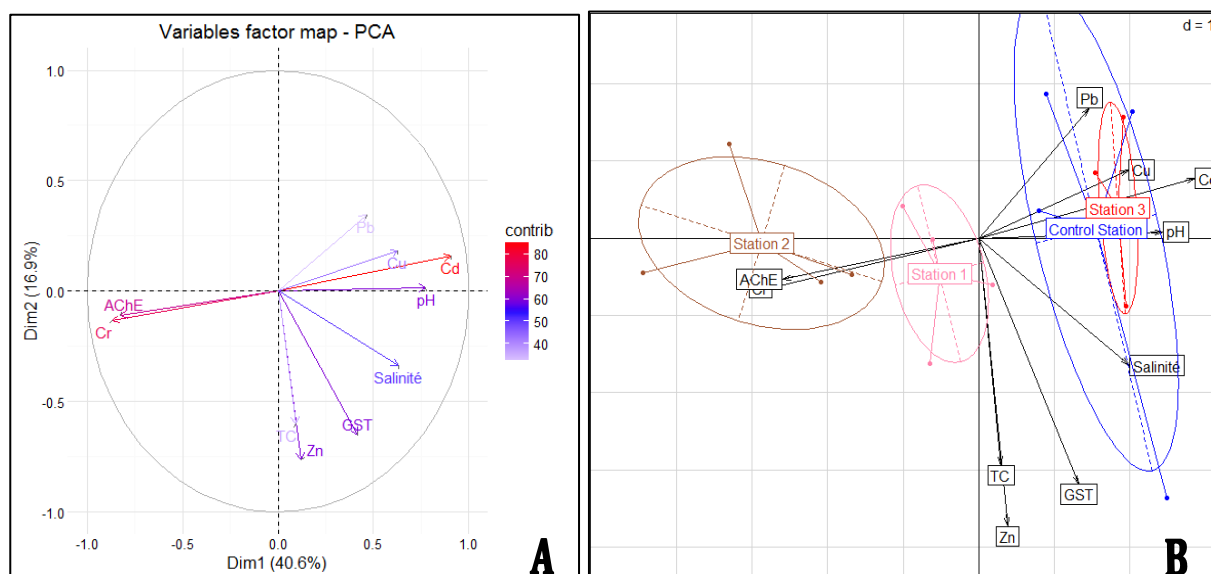
DDL: Degree of freedom; SCE: Sum of squared deviations; CM: average square; F<sub>obs</sub>: Fisher test; P: Level of significance.



**Fig. 5:** spatio-temporal variation of the specific activity of acetylcholinesterase and glutathione-S-transferase ( $\mu\text{Mol} / \text{min} / \text{mg protein}$ ) in the head and mantle of *P. turbinatus* collected in different stations during the period (Jan 11- Jan 12) ( $m \pm s$ ; n = 160).



**Fig. 6:** Results of the correlation of Pearson rank of all the abiotic parameters, metal and biochemical found in *Phorcus turbinatus* in the four stations studies (Jan11-Jan12).



**Fig. 7:** Results of PCA and LDA of all abiotic parameters, metal and biochemical found in *Phorcus turbinatus* in all stations of studies (Jan.11-Jan.12) (A. Variation of ETM, biochemical response and abiotic parameters B: Variation between stations).

**Table 4:** Seasonal variation of enzyme activity of AChE and GST ( $\mu\text{Mol} / \text{min} / \text{mg}$  protein) of *Phorcus turbinatus* in the study area ( $n = 160$ , for medium seasons followed the same uppercase letter are not significantly different, while for stations, means followed by the same lowercase letter are not significantly different ( $p \leq 0.05$ )).

Station	Enzymatic response	Station 1	Station 2	Station 3	Control Station
Winter	AChE	2.4±0.82 A a	2.6±0.50 A b	7.1±2.14 A c	7.9±2.02 B d
	GST	21.5±12.28 A a	18±5.09 A b	19.25±5.31 A c	11.75±1.7 A d
Spring	AChE	3.05±1.58 A a	2.95±1.47 A b	6.9±1.83 A c	6.98±3.84 B d
	GST	34±16.97 B a	55.5±5.8 B b	80±19.57 B c	22.5±1.29 B d
Summer	AChE	2.25±0.85 A b	1.2±0.14 A b	5.5±1.48 A c	6.22±1.15 B d
	GST	62.25±10.21 C a	60±3.74 C b	75.75±6.34 C c	23±8.75 Cd d
Autumn	AChE	3.05±1.51 A a	3.65±3.05 A b	6.7±0.69 A c	21.9±14.84 B d
	GST	17.75±5.85 D a	35.75±7.36 D b	65.75±19.72 D c	18.75±6.18 D d

#### Conclusion:

This study presents the results of some biochemical markers (AChE, GST) measured in the head and the mantle of *Phorcus (Osilinus) turbinatus* sentinel species useful for Biomonitoring the environment. Our results of GST and AChE activities of *Phorcus (Osilinus) turbinatus* were found to be influenced by abiotic factors, mainly salinity and pH. Furthermore, no correlation was found for temperature. It is clear that despite varying results, Zn and Cu are majority in the body of the studied species (*P. turbinatus*). The correlation study of the Pearson rank among the abiotic factors, the concentration of ETM and biomarkers analyzed in the trochus tissue taken from different stations study shows significant differences. AChE has a strong positive correlation with the negative with Cr and Cd, Cu, salinity and pH. In contrast, the GST track a single positive correlation with pH. The seasonal variation of GST and AChE is significant for topshells of station 1, 2 and 3. Against, no seasonal variation in acetylcholinesterase has been statistically demonstrated in the control station. Therefore, the changes and the differences between the four stations may be related to the intensity and duration of stress found in stations 1, 2 and 3 compared to the control station.

#### ACKNOWLEDGEMENTS

This study was supported by the National Research Program and the Ministry of Higher Education and Scientific Research of Algeria (PNR- MESRS Project, entitled "Biomonitoring of the Algerian East coast", n° 118 / ANDRS / 2011 to Pr. H. BELDI).

#### REFERENCES

- [1] Roose, P., J. Albaigés, M.J. Bebianno, C. Camphuysen, M. Cronin, J. de Leeuw and B. M. Jenssen, 2011. Monitoring Chemical Pollution in Europe's Seas: Programmes, Practices and Priorities for Research. Marine Board-ESF.
- [2] Tomanek, L., 2011. Environmental proteomics: changes in the proteome of marine organisms in response to environmental stress, pollutants, infection, symbiosis, and development. Annual review of marine science, 3: 373-399.
- [3] Von Moos, N., P. Burkhardt-Holm and A. Köhler, 2012. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. Environmental science & technology, 46(20): 11327-11335.
- [4] Vidal-Liñán, L., J. Bellas, J.A. Campillo and R. Beiras, 2010. Integrated use of antioxidant enzymes in mussels, *Mytilus galloprovincialis*, for monitoring pollution in highly productive coastal areas of Galicia (NW Spain). Chemosphere, 78(3): 265-272.
- [5] Mitra, A., P. Barua, S. Zaman and K. Banerjee, 2012. Analysis of trace metals in commercially important crustaceans collected from UNESCO protected world heritage site of Indian Sundarbans. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 12(1).
- [6] Storelli, M.M., G. Barone, A. Storelli and G.O. Marcotrigiano, 2011. Levels and congener profiles of PCBs and PCDD/Fs in blue shark (*Prionace glauca*) liver from the South-Eastern Mediterranean Sea (Italy). Chemosphere, 82(1): 37-42.

- [7] Blackmore, G., B. Morton and Z.G. Huang, 1998. Heavy metals in *Balanus amphitrite* and *Tetraclita squamosa* (Crustacea: Cirripedia) collected from the coastal waters of Xiamen, China. *Marine Pollution Bulletin*, 36: 32-40.
- [8] Türkmen, M., A. Türkmen and Y. Tepe, 2011. Comparison of metals in tissues of fish from Paradeniz lagoon in the coastal area of northern east Mediterranean. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 87(4): 381-385.
- [9] Al-Sarawi, H.A., A.N. Jha, M.A. Al-Sarawi and B.P. Lyons, 2015. Historic and contemporary contamination in the marine environment of Kuwait: an overview. *Marine pollution bulletin*, 100(2): 621-628.
- [10] Campanella, L., M.E. Conti, F. Cubadda and C. Sucapane, 2001. Trace metals in seagrass, algae and molluscs from an uncontaminated area in the Mediterranean. *Environmental Pollution*, 111(1): 117-126.
- [11] Tu, H.T., F. Silvestre, N.T. Phuong and P. Kestemont, 2010. Effects of pesticides and antibiotics on penaeid shrimp with special emphases on behavioral and biomarker responses. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(4): 929-938.
- [12] Strain, B. and A. Rudolph, 2010. Acetylcholinesterase activity, antioxidant defenses, and lipid peroxidation in the clam *Semele solida*: Can this species be used as a bioindicator?. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 45(2): 227-233.
- [13] Naser, H.A., 2013. Assessment and management of heavy metal pollution in the marine environment of the Arabian Gulf: a review. *Marine pollution bulletin*, 72(1): 6-13.
- [14] Ali, S., F. Begum, S.A. Hussain, A.S. Khan, H. Ali, T. Khan and R. Karim, 2014. Biomonitoring of heavy metals availability in the marine environment of Karachi, Pakistan, using oysters (*Crassostrea*). *International Journal of Biosciences*, 4(7): 249-257.
- [15] Cunha, I., E. Mangas-Ramirez and L. Guilhermino, 2007. Effects of copper and cadmium on cholinesterase and glutathione S-transferase activities of two marine gastropods (*Monodonta lineata* and *Nucella lapillus*). *Comparative Biochemistry and Physiology - Part C*, 145: 648-657.
- [16] Tim-Tim, A.L.S., F. Morgado, S. Moreira, R. Rangel, A.J.A. Nogueira, A.M.V.M. Soares and L. Guilhermino, 2009. Cholinesterase and glutathione S transferase activities of three mollusc species from the NW Portuguese coast in relation to the 'Prestige' oil spill. *Chemosphere*, 77: 1465-1475.
- [17] Belhaouari, B., O. Rouane-hacene and M.E. Bendaha, 2014. Effects of Metal Sulfates on Catalase and Glutathione-S-transferase of Marine Gastropoda: *Osilinus turbinatus*. *Journal Scientifique Halieutique et Aquatique*, 4(9): 191-196.
- [18] Rashida, Q., A. Olufemi, M. Rana and A.A. Rahim, 2015. Seasonal Variation in Occurrence of Heavy Metals in *Perna Viridis* from Manora Channel of Karachi, Arabian Sea. *International Journal of Marine Science*, 5(45).
- [19] Benali, I., Z. Boutiba, A. Merabet and N. Chèvre, 2015. Integrated use of biomarkers and condition indices in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) for monitoring pollution and development of biomarker index to assess the potential toxic of coastal sites. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1): 385-394.
- [20] Beldi, H., F. Gimbert, S. Maas, R. Scheifler and N. Soltani, 2006. Seasonal variations of Cd, Cu, Pb and Zn in the edible mollusc *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba, Algeria. *African Journal of Agricultural Research*, 1(4): 85-90.
- [21] Amira, A., K. Sifi and N. Soltani, 2011. Measure of environmental stress biomarkers in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba (Algeria). *European Journal of Experimental Biology*, 1(2): 7-16.
- [22] Gueddah, D., M. Bouglouf and A.B. Djebbar, 2014. Preliminary assessment of the impact of the planning of Stora's fishing port (Skikda-Northea stern Algeria) on the marine environment. *Annals of Biological Research*, 5(12): 46-50.
- [23] Maatallah, R., M. Cheggour, K. Louadi and A.B. Djebbar, 2014. Patellidae gastropods and their use in the assessment of coastal pollution in Skikda (North-east of Algeria). *Review Cams*, 2(1): 15-29.
- [24] Conti, M.E. and G. Cecchetti, 2003. A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. *Environmental Research*, 93(1): 99-112.
- [25] Lushchak, V.I., 2011. Environmentally induced oxidative stress in aquatic animals. *Aquatic Toxicology*, 101(1): 13-30.
- [26] Cubadda, F., M.E. Conti and L. Campanella, 2001. Size dependent concentration of trace metals in four Mediterranean gastropods. *Chemosphere*, 45: 561-569.
- [27] Conti, M.E., M. Iacobucci and G. Cecchetti, 2007a. A biomonitoring study: trace metals in seagrass, algae and molluscs in a marine reference ecosystem (southern Tyrrhenian Sea). *Int. International Journal of Environment and Pollution*. 29(1,3): 308-332.

- [28] Conti, M.E., B. Bocca, M. Iacobucci, M.G. Finoia, M. Mecozzi, A. Pino and A. Alimonti, 2010. Baseline trace metals in seagrass, algae and molluscs in a southern Tyrrhenian ecosystem (Linosa Island, Sicily). Archives of environmental contamination and toxicology, 58(1): 79-95.
- [29] Duysak, O and B. Ersoy, 2014. A Biomonitoring Study: Heavy Metals in *Monodonta turbinata* (Mollusca: Gastropoda) From Iskenderun Bay, North-Eastern Mediterranean. Pakistan Journal of Zoology, 46(5): 1317-1322.
- [30] Boucetta, S., F. Derbal, Z. Boutiba and M.H. Kara, 2010. First Biological Data on the Marine Snails *Osilinus turbinatus* (Gastropoda, Trochidae) of Eastern Coasts of Algeria. Global Change: Mankind. Marine Environment Interactions, pp: 321-324.
- [31] Belhaouari, B., O. Rouane-Hacene, M. Bouhadiba and Z. Boutiba, 2011. Use of a marine gasteropod *Osilinus turbinatus* in marine biomonitoring : application to heavy metals from the western Algerian coast. Journal Scientifique Haleutique et Aquatique, 1(3): 89-96.
- [32] Campanella, L., M.E. Conti., F. Cubadda and C. Sucapane, 2001. Trace metals in seagrass, algae and molluscs from an uncontaminated area in the Mediterranean. Environmental Pollution, 111(1): 117-126.
- [33] Conti, M.E. and G. Cecchetti, 2003. A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. Environmental Research, 93(1): 99-112.
- [34] Peakall, D.B., 2012. Animal biomarkers as pollution indicators. Springer Science & Business Media.
- [35] Garmendia, L., M. Soto, U. Vicario, Y. Kim, M.P. Cajaraville and I. Marigómez, 2011. Application of a battery of biomarkers in mussel digestive gland to assess long-term effects of the Prestige oil spill in Galicia and Bay of Biscay: tissue-level biomarkers and histopathology. Journal of Environmental Monitoring, 13(4): 915-932.
- [36] Srikanth, K., E. Pereira, A.C. Duarte and I. Ahmad, 2013. Glutathione and its dependent enzymes' modulatory responses to toxic metals and metalloids in fish—a review. Environmental Science and Pollution Research, 20(4): 2133-2149.
- [37] Buttemer, W.A., D. Abele, D. Costantini, 2010. From bivalves to birds: oxidative stress and longevity. Functional ecology, 24(5): 971-983.
- [38] Boudjema, K., S. Kourdali, N. Bounakous, A. Meknachi and A. Badis, 2014. Catalase Activity in Brown Mussels (*Perna perna*) under Acute Cadmium, Lead, and Copper Exposure and Depuration Tests. Journal of Marine Biology, pp: 2-8.
- [39] Fernández, B., J.A. Campillo, C. Martínez-Gómez, J. Benedicto, 2010. Antioxidant responses in gills of mussel (*Mytilus galloprovincialis*) as biomarkers of environmental stress along the Spanish Mediterranean coast. Aquatic Toxicology, 99(2): 186-197.
- [40] Boudelaa, S., and M.S. Medjram, 2011. Assessment of Chemical and Petrochemical Effluent:-Case of Hydrocarbon Pole of Skikda, Algeria. European Journal of Scientific Research, 63(4): 563-584.
- [41] Labar, S., A. Hani and L. Djabri, 2012. Biochemical approach to assess groundwater pollution by petroleum hydrocarbons (case skikda Algeria). Journal of Water Resource and Protection, 4(7): 493-496.
- [42] Rouidi, S., A. Hadjem, L. Asia, G. Mille and A. Tahar, 2013. Sources and distribution of hydrocarbons in surface sediments of saf-saf oued (Skikda city, northeastern Algeria). Annals of Biological Research, 4(4): 61-69.
- [43] Gueddah, D and A.B. Djebbar, 2014. Pollution by the heavy metals of the superficial marine sediment of Skikda city (Northeastern Algeria). Annals of Biological Research, 5(1): 40-45.
- [44] Sifi, K., A. Amira and N. Soltani, 2013. Oxydative stress and biochemical composition in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba (Algeria). Advances in Environmental Biology, pp: 595-605.
- [45] Hidouci, S., A.B. Djebbar, R. Amara and H. Sahraoui, 2014. Bacterial Quality of Coastal Waters of Annaba (East Algeria). European Journal of Scientific Research, 120(4): 488-493.
- [46] Dziri, H., S. Rouidi, M.L. Ouakid and M. Houhamdi, 2014. Eco-ethology of the Duck mallard (*Anas platyrhynchos*) wintering at the level of Garaet Hadj Tahar (Skikda, North-East Algeria). Advances in Environmental Biology, pp: 324-334.
- [47] Ellman, G.L., K.D. Courtney, V. Andres and R.M. Featherstone, 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. Biochemical pharmacology, 7(2): 88-95.
- [48] Habig, W.H., M.J. Pabst and W.B. Jakoby, 1974. Glutathione S-transferases: the first enzymatic step in mercapturic acid formation. Journal of Biological Chemistry, 249: 7130-7139.
- [49] Bradford, M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. Analytical biochemistry, 77: 248-264.
- [50] Conti, M.E., M. Iacobucci and G. Cecchetti, 2005. A statistical approach applied to trace metal data from biomonitoring studies. International journal of environment and pollution, 23(1): 29-41.
- [51] Conti, M.E., M. Iacobucci, D. Cucina and M. Mecozzi, 2007b. Multivariate statistical methods applied to biomonitoring studies. International Journal of Environment and Pollution, 29(1,3): 333-343.

- [52] Chessel, D., A.B. Dufour and J. Thioulouse, 2004. The ade4 package - I : One-table methods. R News, 4(1): 5-10.
- [53] Zhou, Q., Z. Jianbi, F. Jianjie, S. Jianbo and J.S. Guibin, 2007. Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta*, 606(2): 135-150.
- [54] Conti, M.E., J. Stripeikis, M.G. Finoia and M.B. Tudino, 2011. Baseline trace metals in bivalve molluscs from the Beagle Channel, Patagonia (Argentina). *Ecotoxicology*, 20: 341-1353.
- [55] Conti, M.E., J. Stripeikis, M.G. Finoia and M.B. Tudino, 2012. Baseline trace metals in gastropod mollusks from the Beagle Channel, Tierra del Fuego (Patagonia, Argentina). *Ecotoxicology*, 21(4): 1112-1125.
- [56] Maanan, M., 2007. Biomonitoring of heavy metals using *Mytilus galloprovincialis* in Safi coastal waters, Morocco. *Environmental toxicology*, 22(5): 525-531.
- [57] Wang, L., L. Pan, N. Liu, D. Liu, C. Xu and J. Miao, 2011. Biomarkers and bioaccumulation of clam *Ruditapes philippinarum* response to combined cadmium and benzo[a]pyrene exposure. *Food and Chemical Toxicology*, 49: 3407-3417.
- [58] Bodin, N., R. N’Gom-Kâ, S. Kâ, O.T. Thiaw, L.T. De Morais, F. Le Loc’h and J.F. Chiffolleau, 2013. Assessment of trace metal contamination in mangrove ecosystems from Senegal, West Africa. *Chemosphere*, 90(2): 150-157.
- [59] Idardare, Z., A. Moukrim, J.F. Chiffolleau, A. Ait Alla, D. Auger and E. Rozuel, 2013. Evaluation de la contamination métallique dans deux lagunes marocaines: Khnifiss et Oualidia. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, 1(2): 37-46.
- [60] Vellinger, C., B. Sohm, M. Parant, F. Immel and P. Usseglio-Polatera, 2016. Investigating the emerging role of comparative proteomics in the search for new biomarkers of metal contamination under varying abiotic conditions. *Science of The Total Environment*.(in Press).
- [61] Douhri, H. and F. Sayah, 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.
- [62] Assis, C.R.D., P.F. Castro, I.P.G. Amaral, E.V.M.M. Carvalho, L.B. Carvalho and R.S. Bezerra, 2010. Characterization of acetylcholinesterase from the brain of the Amazonian tambaqui (*Colossoma macropomum*) and in vitro effect of organophosphorus and carbamate pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(10): 2243-2248.
- [63] Kunz, P.Y., C.Kienle and A. Gerhardt, 2010. Gammarus spp. in aquatic ecotoxicology and water quality assessment: toward integrated multilevel tests. In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, (205): 1-76.
- [64] Lajmanovich, R.C., P.M. Peltzer, C.M. Junges, A.M. Attademo, L. C.Sanchez and A. Bassó, 2010. Activity levels of B-esterases in the tadpoles of 11 species of frogs in the middle Paraná River floodplain: implication for ecological risk assessment of soybean crops. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(7): 1517-1524.
- [65] Nahrang, J., S.J. Brooksb, A. Evenseta, L. Camusa, M. Jonssona, T.J. Smitha, J. Lukinaa, M. Frantzena, E. Giarratanoe and P.E. Renaud, 2013. Seasonal variation in biomarkers in blue mussel (*Mytilus edulis*), Icelandic scallop (*Chlamys islandica*) and Atlantic cod (*Gadus morhua*)-Implications for environmental monitoring in the Barents Sea. *Aquatic Toxicology*, 127: 21-35.
- [66] Michalec, F.G., S. Souissi, G. Dur, M.S. Mahjoub, F.G. Schmitt and J.S. Hwang, 2010. Differences in behavioral responses of *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) reproductive stages to salinity variations. *Journal of Plankton Research*, (fbq006).
- [67] Akcha, F., C. Spagnol and J. Rouxel, 2012. Genotoxicity of diuron and glyphosate in oyster spermatozoa and embryos. *Aquatic Toxicology*, 106: 104-113.
- [68] Scaps, P and O. Borot, 2000. Acetylcholinesterase activity of the polychaete *Nereis diversicolor*: effects of temperature and salinity. *Comparative Biochemistry & Physiology. C*, 125: 377-383.
- [69] Schvezov, N., and O. Amin, 2011. Biochemical response of amphipods (Gammarid: Paramorea) in a sediment laboratory exposure from Ushuaia Bay, Beagle Channel. *Ecotoxicology and environmental safety*, 74(3): 394-402.
- [70] Caquet, T., M. Roucaute, P. Le Goff and L.Lagadic, 2011. Effects of repeated field applications of two formulations of *Bacillus thuringiensis* var. israelensis on non-target saltmarsh invertebrates in Atlantic coastal wetlands. *Ecotoxicology and environmental safety*, 74(5): 1122-1130.
- [71] Milan, M., M. Pauletto, T. Patarnello, L.Bargelloni, M.G. Marin and V. Matozzo, 2013. Gene transcription and biomarker responses in the clam *Ruditapes philippinarum* after exposure to ibuprofen. *Aquatic toxicology*, 126: 17-29.
- [72] Tlili, S., I. Métais, H. Boussetta and C. Mouneyrac, 2010. Linking changes at subindividual and population levels in *Donax trunculus*: assessment of marine stress. *Chemosphere*, 81: 692-700.

- [73] Tlili, S., I. Métais, N. Ayache, H. Boussetta and C. Mouneyrac, 2011. Is the reproduction of *Donax trunculus* affected by their sites of origin contrasted by their level of contamination?. *Chemosphere.*, 84: 1362-1370.
- [74] Bolognesi, C and M. Hayashi, 2011. Micronucleus assay in aquatic animals. *Mutagenesis*, 26(1): 205-213.
- [75] Fernández, B., J.A. Campillo, C. Martínez-Gómez and J. Benedicto, 2010. Antioxidant responses in gills of mussel (*Mytilus galloprovincialis*) as biomarkers of environmental stress along the Spanish Mediterranean coast. *Aquatic Toxicology*, 99(2): 186-197.
- [76] Ricciardi, F., A. Binelli, A. Provini, 2006. Use of two biomarkers (CYP450 and acetylcholinesterase) in zebra mussel for the biomonitoring of Lake Maggiore (northern Italy). *Ecotoxicology and environmental safety*, 63(3): 406-412.
- [77] Barón, E., A. Dissanayake, J. Vilà-Cano, C. Crowther, J.W. Readman, A.N. Jha and D. Barcelo, 2016. Evaluation of the Genotoxic and Physiological Effects of Decabromodiphenyl Ether (BDE-209) and Dechlorane Plus (DP) Flame Retardants in Marine Mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Environmental science & technology*, 50(5): 2700-2708.
- [78] Zhang, L., X. Liu, L. You, D. Zhou, H. Wu, L. Li, and J. Yu, 2011. Metabolic responses in gills of Manila clam *Ruditapes philippinarum* exposed to copper using NMR-based metabolomics. *Marine Environmental Research*, 72(1): 33-39.
- [79] Conti, M.E., M. Mecozzi and M.G. Finoia, 2015. Determination of trace metal baseline values in *Posidonia oceanica*, *Cystoseira sp.*, and other marine environmental biomonitors: a quality control method for a study in South Tyrrhenian coastal areas. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(5): 3640-3651.
- [80] Pereira, C.D.S., D.M. Abessa, A.C.D. Bairy, L.P. Zaroni, M.R. Gasparro, M.G. Bicego, S. Taniguchi, T.H. Furley and E.C.P.M. de Sousa, 2007. Integrated assessment of multilevel biomarker responses and chemical analysis in mussels from São Sebastião, São Paulo, Brazil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26: 462-469.
- [81] Mahmoud, N., M. Dellali, M. El Bour, P. Aissa and E. Mahmoudi, 2010. The use of *Fulvia fragilis* (Mollusca: Cardiidae) in the biomonitoring of Bizerta lagoon: a multimarkers approach. *Ecological Indicators*, 10(3): 696-702.
- [82] Zanette, J., E.A. Almeida, A.Z. da Silva, J. Guzinski, J.F. Ferreira, P. Di Mascio, M.R. Freire Marques and A.C.D. Bairy, 2011. Salinity influences glutathione S-transferase activity and lipid peroxidation responses in the *Crassostrea gigas* oyster exposed to diesel oil. *Science of the Total Environment*, 409: 1976-1983.
- [83] Kamel, N., H. Attig, A. Dagnino, H. Boussetta and M. Banni, 2012. Increased temperatures affect oxidative stress markers and detoxification response to benzo [a] pyrene exposure in mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 63(4): 534-543.
- [84] Attig, H., N. Kamel, S. Sforzini, A. Dagnino, J. Jamel, H. Boussetta and M. Banni, 2014. Effects of thermal stress and nickel exposure on biomarkers responses in *Mytilus galloprovincialis* (Lam). *Marine environmental research*, 94: 65-71.
- [85] Stien, X., P. Percic, M. Gnassia-Barelli, M. Roméo and M. Lafaurie, 1998. Evaluation of biomarkers in caged fishes and mussels to assess the quality waters in a bay of the NW Mediterranean Sea. *Environmental Pollution*, 99: 339-345.
- [86] Gharbi-Bouraoui, S., M. Gnassia-Barelli, M. Roméo, M. Dellali and P. Aïssa, 2008. Field study of metal concentrations and biomarker responses in the neogastropod, *Murex trunculus*, from Bizerta Lagoon (Tunisia). *Aquatic Living Resources*, 21(2): 213-220.
- [87] Kopecka, J., K.K. Lehtonen, J. Barsien, K. Broeg, P.J. Vuorinen, J. Gercken and J. Pempkowiak, 2006. Measurements of biomarker levels in flounder (*Platichthys flesus*) and blue mussel (*Mytilus Baltic*). *Marine Pollution Bulletin*, 53: 406-421.

# *DISCUSSION*



## Chapitre IV : Discussion

### 1. Paramètres physico-chimiques

La croissance du Mollusque gastéropode *Phorcus turbinatus* est contrôlée par l'interaction des facteurs écologiques comme la température, le pH, la salinité et l'oxygène dissous (Ansell et Lagardère, 1980 ; Bodoy, 1982 ; Gaspar *et al.*, 1999). La température est un facteur écologique fondamental qui joue un rôle important dans le contrôle de divers processus biologiques et physiologiques tels que le métabolisme, la reproduction, la croissance et la répartition biogéographique des espèces aquatiques, soit directement ou en collaboration avec d'autres facteurs écologiques (Hoffmann et Parsons, 1989 ; Imasheva *et al.*, 1997).

Les gastéropodes sont reconnus pour être très sensibles aux modifications des conditions environnementales. Leurs expositions permanentes face aux conditions du milieu et leur mode de vie en font de bons indicateurs biologiques de pollution marine (Kobayashi, 1971 ; Augier, 1987). Leur sensibilité aux conditions du milieu se manifeste par des perturbations du cycle de reproduction, des baisses de fécondité ou des troubles du développement larvaire et les effets observés en zones perturbées sur les invertébrés aquatiques ont été souvent décrits (Harmelin *et al.*, 1981 ; Delmas et Régis, 1984 ; Judas, 1994).

Les relevés mensuels de la température des eaux superficielles dans les stations prospectées durant un cycle (2011), nous a permis de dégager quatre saisons hydrologiques, conformément aux valeurs habituelles rencontrées en Méditerranée : l'hiver (décembre - février: 14 - 16°C), le printemps (mars - mai : 17 - 22,60°C), l'été (juin - août: 22,10 - 30,20°C) et l'automne (septembre – novembre : 17,6 - 24,67°C). Des résultats similaires sont rapportés dans le golfe d'Annaba par Khélifi-Touhami *et al* (2007) et Khati-Hadj Moussa (2009). De même Fréhi *et al* (2007), signalent des fluctuations thermiques dans l'ensemble du golfe d'Annaba qui oscillent entre 14°C (hiver) et 25,80°C (été). Nos résultats au niveau des baies de Skikda et de Collo sont en accords avec ceux signalés par Mezedjri *et al.*, (2008) ; Boudelaa et Medjram (2011) et Rouidi (2013). Toutefois, au niveau du littoral occidental algérien, Rouane-Hacene (2015) et Remili et Kerfouf (2013), ont enregistré des valeurs qui oscillent entre 16,33°C (hiver) et 30,67°C (été).

Globalement l'évolution spatio-temporelle de la température des eaux superficielles est directement liée à celle de l'air, selon un rythme saisonnier (Barille *et al.*, 1997 ; Frontier et Pichod-Viale, 1991). Ce facteur joue un rôle majeur dans la répartition des espèces et la limitation de certaines activités biologiques (Rodier, 1996). Elle agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous, de même que sur les réactions chimiques et biochimiques, le développement et la croissance des individus (W.H.O, 1987).

L'analyse du Rang de Pearson a confirmée l'existence d'une une corrélation positive proche de 1 entre la température, le Cd ( $r = 1^{***}$ ) et le Cr ( $r = 0,99^{***}$ ) d'une part et une corrélation négative avec le zinc ( $r = -0,77^{**}$ ) et le Cu ( $r = -0,65^{**}$ ) d'autre part. Ceci est en parfaite

concordance avec plusieurs auteurs, où ils montrent la relation étroite entre pollution métallique et l'élévation des températures chez les organismes aquatiques (El Bouhali *et al.*, 2016 ; Baurand, 2014 ; Cherkasov *et al.*, 2006). L'exposition à des températures élevées ( $\geq 25^{\circ}\text{C}$ ) du Trochidé *Monodonta lineata* montre une accélération des mouvements de la troque donc l'absorption des ETM Micallef (1966, 1968 et 1971).

Durant notre étude, Il semble que les troques grandissent mieux dans un milieu avec une température ambiante ( $14-30,20^{\circ}\text{C}$ ) ce qui explique la forte corrélation proche 1\*\*\* entre ce facteur et celle de l'indice K et le poids total, le diamètre maximale et minimale de la coquille ( $r = 0,99^{***}$  ;  $r = 0,98^{***}$ ). Rappelons également que des études menées chez *M. turbinata* par plusieurs auteurs (Axiak et Schembri, 1982 ; Takada *et al.*, 1985 ; Mieszkowska, 2005), démontrent qu'il existe une forte corrélation entre la température des eaux, la croissance et la disponibilité alimentaire. C'est ainsi que, Axiak et Schembri (1980), ont signalé l'existence d'une relation entre la croissance chez *M. turbinatus* et les fluctuations de la température du milieu environnant, où ils ont observé une croissance débutant au printemps parallèlement à l'augmentation de la température et une diminution voire l'arrêt de la croissance lorsque le degré thermique diminue en automne plus précisément en octobre. Des résultats similaires sont rapportés par Boucetta (2010) et Belhouari (2008) sur cette même espèce. Les mêmes observations sont enregistrées chez d'autres bivalves comme *Meretrix meretrix* (Hamai, 1935), *Venus striatula* (Ansell, 1961), *Mercenaria mercenaria* (Ansell, 1968), *Ostrea edulis* (Askew, 1972), *Macoma balthica* (Beukema et De Bruin, 1977). Récemment, Little *et al.* (2012) ont trouvés que la température influence également la reproduction. Chez *M. turbinata*, une température de  $20^{\circ}\text{C}$  donne un grand pourcentage de survie des larves (Takada *et al.*, 1985 ; Mieszkowska, 2005).

Le pH est un facteur écologique essentiel qui conditionne la vie aquatique ; car il peut influencer un grand nombre de processus physiologiques et biochimiques. Le pH influence aussi certains composés chimiques qui peuvent devenir toxiques avec le changement de ce facteur (Blakeslee *et al.*, 2013).

Les mesures du pH durant la période d'étude n'ont pas montré d'importantes fluctuations spatio-temporelles. D'une manière générale, pour l'ensemble des stations le pH est légèrement alcalin. Ces résultats sont assez semblables aux valeurs signalées dans des travaux antérieurs réalisés dans le golfe d'Annaba (Dahel, 2009 ; Sifi, 2009 ; Hamdani, 2012), au niveau des deux baies de Skikda et de Collo (Mézédjri *et al.*, 2008 ; Boudelaa et Medjram, 2011 ; Rouidi (2013) dans le littoral occidental algérien (Rouane-Hacene, 2015 ; Remili et Kerfouf, 2013). La tendance légèrement basique du pH des eaux est un phénomène connu des milieux marins et sont considérés comme des milieux tampon maintenant approximativement le même pH (légèrement alcalin). Un pH de 7 à 8, semble idéal pour une augmentation de la capacité de filtration chez la moule *Anodonta trapesialis*, alors qu'un pH acide diminue de 17% le taux de filtration chez cette même espèce (Loayza-Muro et Elias-Letts, 2007). Les mêmes constatations sont observées chez le gastéropode prosobranch *Patella vulgata* et le polychète *Nereis diversicolor*, collectées tout le long de Tanger (Maroc) Douhri et Sayah (2009).

L'étude de corrélation du Rang de Pearson dévoile en premier lieu, une corrélation positive entre le Zn et le Cu avec les deux paramètres abiotiques pH ( $r = 0,86^{***}$  ;  $r = 0,76^{***}$ ) et la salinité ( $r = 0,81^{***}$  ;  $r = 0,67^{**}$ ) s'ajoutant à cela une liaison étroite est observée chez les femelles de *P. turbinatus* et la bio-accumulation du Zn et Cu ( $r = 0,81^{***}$  ;  $r = 0,67^{**}$ ), en second lieu, des corrélations fortement négatives sont observées avec le Cr et le Cd chez les femelles de *P. turbinatus* ( $r = -0,87^{***}$  ;  $r = -0,85^{***}$ ) prélevées dans l'eau de mer dont la salinité ( $r = -0,99^{***}$  ;  $r = -1^{***}$ ) et le pH ( $r = -0,95^{***}$  ;  $r = -0,98^{***}$ ).

La salinité détermine en grande partie les processus biologiques, mais également les processus chimiques de l'eau, elle influence la biodisponibilité des métaux (Mouneyrac *et al.*, 2009).

Durant notre étude, les mesures de la salinité ne montrent pas de variations mensuelles significatives entre les stations. La valeur moyenne mesurée est de 36,38 psu. Elle baisse sensiblement au moment des crues (septembre et novembre) et atteint 34,20 psu dans la station 3, ces résultats sont globalement en accord avec les travaux antérieurs réalisés dans le golfe d'Annaba, où la salinité varie entre 35 et 38 psu (Frehi, 1995 et 2007 ; Beldi, 2007 ; Sifi, 2009 ; Hamdani, 2012). En revanche, la période sèche (juillet – septembre) est caractérisée par des salinités plus élevées qui atteignent un maximum de 38,60 psu (août) dans la station 2. Ceci est en accord avec les résultats trouvés dans les Baies de Skikda et Collo par Boudalaa et Medjram (2011) et Roudi (2013). Dans le bassin algérois Benzohra (1993) a enregistré une salinité qui varie entre 36,5 et 38 psu.

Les faibles salinités provoquent un fort taux d'assimilation de la nourriture, alors que, de fortes salinités diminuent d'environ 59% le taux d'assimilation chez *Mytilus trossulus* (Rashida *et al.*, 2015 ; Widmeyer et Bendell-Young, 2007). Des études ont indiqué que les espèces exposées à de faibles salinités, augmentent leur consommation d'oxygène et altèrent l'utilisation du métabolisme énergétique (Aarset et Aunaas, 1990 ; Mattozo *et al.*, 2012 ; Einarson, 1993). En effet Soucek (2007), révèle qu'un fort degré halin réduit le métabolisme énergétique chez *Corbicula fluminea*. Cependant, la salinité ne semble pas affectée l'abondance larvaire chez la moule *Perna viridis* (Lemus *et al.*, 2014).

L'oxygène dissous est un élément essentiel aux organismes aquatiques. Les fluctuations de la teneur en oxygène dissous dans l'eau sont liées aux variations saisonnières de la température et de la salinité. L'oxygène se dissout plus facilement dans les eaux froides que dans les eaux chaudes. En effet, une bonne oxygénation de l'eau est observée en période hivernale avec la baisse de la température et de la salinité. Alors qu'un appauvrissement survient souvent en période estivale, lié non seulement aux fortes températures, mais également à la baisse de l'hydrodynamisme qui diminue le renouvellement de l'eau oxygénée (Florian, 2011).

Le taux de l'oxygène dissous atteint son maximum en pleine période hivernale de 10,59 mg.l<sup>-1</sup> (janvier à la station témoin). Alors qu'on assiste à une diminution progressive des teneurs de ce paramètre durant la saison estivale (en juillet dans les trois stations de suivi). Cette situation pourrait être expliquée par l'influence de la température et de l'action hydrodynamique. Nos résultats sont conformes à ceux trouvés dans les golfes (Annaba, Skikda) et la baie de Collo (Guemouda, 2015), dans la baie d'Alger (Bachari-Houma (2011), et dans la côte Oranaise (Rouane-Hacene, 2013). Les faibles valeurs d'oxygène dissous enregistrées dans les stations de suivi (1, 2 et 3), seraient aussi liées aux rejets industriels de la plateforme pétrochimique, aux rejets portuaires et à des polluants organiques. Par ailleurs,

l'évolution saisonnière de l'oxygène dissous révèle des concentrations plus élevées en période humide par rapport à la période sèche. Ces fluctuations de la teneur en oxygène dissous ne seraient pas dues uniquement aux variations thermiques et hydrodynamiques, mais aussi à l'activité photosynthétique. Nous signalons également que l'augmentation de l'activité des microorganismes durant l'été est accompagnée par une importante consommation d'oxygène du milieu environnant (Harach-Rass *et al.*, 2012).

L'oxygène dissous est l'un des paramètres particulièrement utile pour l'eau et constitue un excellent indicateur de sa qualité environnementale. C'est l'un des paramètres les plus sensibles à la pollution, et sa valeur nous renseigne sur le degré de pollution et par conséquent sur le degré de l'autoépuration (Belghiti *et al.*, 2013). En effet, la dégradation de la matière polluante provoque une diminution de la teneur en oxygène dissous dans le milieu, produisant un déséquilibre dans le maintien et le développement de la flore et la faune aquatiques (Afri-Mehennaoui, 1998). La comparaison des variations de certains paramètres physico-chimiques dans le littoral Est algérien est rapportée dans le **tableau 32**.

## 2. Richesse spécifique et faune associée

Lors de notre étude, nous avons inventorié 6 espèces appartenant à la famille des Trochidae : *Phorcus turbinatus*, *Phorcus articulatus*, *Gibbula divaricata*, *Phorcus richardi*, *Gibbula racketsi* et *Gibbula varia*. Seule la station témoin abrite ces six espèces, 4 espèces au niveau de la station 1 et uniquement la troque *P. turbinatus* dans la station 2 et 3.

Ces résultats sont constatés par Boucetta (2010) dans la même région d'étude, qui signale la présence de 3 espèces appartenant à la famille des Trochidae au niveau de la baie de Chétaibi. Sur les côtes oranaises, Belhouari (2008) signale la présence de *P. turbinatus* uniquement.

La différence de la richesse spécifique entre les quatre stations pourrait être liée à plusieurs facteurs en relation avec les variations des facteurs écologiques du milieu (facteurs hydrodynamiques, topographiques, édaphiques, pollution, etc.) qui peuvent influencer d'une manière très sensible la présence et la distribution aussi bien verticale qu'horizontale des troques au niveau de l'étage médio et supralittoral (Boucetta *et al.*, 2010 ; Maatalah *et al.*, 2014).

Concernant la faune invertébrée cohabitant avec les troques, nous avons constaté que le peuplement de la zone intertidale (balancement des vagues) dans les stations 1 et témoin, a été représenté par une faible diversité taxonomique. Alors qu'au niveau des stations 2 et 3, aucun taxon invertébré n'a été rencontré. Dans les deux stations précédentes (1 et témoin), nous signalons la présence d'un nombre limité d'invertébrés représentés les gastéropodes : *Patella caerulea*, *P. intermedia*, *Austrolittorina unifasciata* et *Stramonita haemastoma*, le bivalve : *Perna picta*, le crustacé (crabe) : *Pachygrapsus marmoratus* et le petit chiton épineux le polyplacophore : *Acanthochitona crinita*. Dans l'étage intertidal, les crustacés Peracarides, comme c'est le cas des amphipodes et des isopodes, et les annélides sont d'habitude présents à différents niveaux d'humectation (Plicanti *et al.*, 2016). L'absence d'invertébrés cohabitant avec les troques est peut-être due au fait que les stations 2 et 3 sont exposées directement aux rejets des eaux industrielles.

**Tableau 32.** Comparaison des variations physico-chimiques dans le littoral Est algérien.

Région	Plage	Température (°C)	Salinité (psu)	pH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	Références
Golfe de Skikda	Miramar	20,96± 5,33	27,05±3,80	7,86±0,35	7,56 ±2 ,98	Allouti, 2011
	Molo	26,28	39,8	8,04	//	Hamidi, 1997
		27,76	40,24	8,03	//	Gueddah, 2003
		20,5± 1,4	36,97±0,46	//	//	Boucetta, 2010
	Plage Militaire	26,3 ± 2,34	37,9±0,17	8,13±0,02	//	Maatala <i>et al.</i> , 2014
		26,13±2,2	39,2±1,67	8,07±0,02	//	Gueddah, 2003
		13-22,4	33,2-39,3	7,52-8,85	//	Bouhaine, 2015
		21,28±5,95	36,57±1,08	8,06±0,45	7,36±1,83	<b>Présente étude</b>
	Bikini Djedid	14,1-26,7	36,0-337,7	6,9-8,3	//	Médjézri, 2007
		18,5±1,5	36,23±0,46	8,39±0,1	//	Guemouda, 2015
Ancien Port	14,5-20,3	20,8-32,5	6,8-8,3	35,53-12,74	Meghlaoui, 2015	
	18,41±1,63	36,45±0,62	8,09±0,41	//	Guemouda, 2015	
Baie de Collo	Ain Doula	18,35±1,55	36,15±0,25	7,91±0,38	8,19±0,25	Guemouda,2015
	Plage El Djerda	15,8-20,3	34,2-36,7	7,75≤pH≤8,5	//	Anonyme a, 2012
		24,26±1,84	36,57±0,07	8,06±0,08	//	Anonyme b, 2013
Golfe d'Annaba	Rizi Amor	21,12±6,06	36,67±1,03	8,01±0,44	7,31±1,77	<b>Présente étude</b>
		20,16±4,20	19,6±4,39	//	//	Boucetta, 2010
		//	36,20±1,57	7,79±0,46	//	Anonyme b, 2011
	Gassiot	21,22±6,10	36,53±1,03	7,99±0,32	7,39±1,88	<b>Présente étude</b>
		20,78±6,30	36, 7	//	8,1±0,25	Hadjaji, 2015
	Saint Cloud	18,4±1,2	36,45±0,25	7,95±0,37	6,33±0,39	Guemouda, 2015
		13,9-28,8	22,5- 36	7-8,5	4,1-15,4	Meghlaoui, 2015
		15-29	//	7-9	3,8-8,8	Boudraa <i>et al.</i> , 2014
		13-29	32-40,9	7,57-8,7	0,6-11,7	Kerdoussi, 2010
		21,5± 5,37	36,19±0,71	//	//	Ounissi ,1999
		21,31±4,32	//	//	//	Gharsallah , 2002
		//	36,85±0,68	8,07	//	Sce prévention,2003
	18,5±6,36	36,78±1,15	8,3	//	Chaouch ,2006	
Hnaya	7-26	36-39,8	7,53-8,6	4,3-10,51	Kerdoussi, 2010	
	19,6±4,39	36,68±0,43	//	//	Khati-Hadj-Moussa, 2009	
Baie de Chétaibi	Chétaibi (Plage Oued El Ganem)	7,69±0,13	38,11±0,46	9,1±0,1	//	Anonyme b, 2011
		7,45	35,2	9,27±0,02	//	DEW, 2007
		20,06±4,23	36,82±0,43	//	//	Boucetta, 2010
		21,19±6,05	36,51±0,82	7,59±0,15	10,27±0,27	<b>Présente étude</b>

**ONEDA-S:** Observatoire national de l'environnement et développement durable Annaba-Skikda ; **DEW:** direction de l'environnement wilaya ; **Sce prévention:** service de prévention.

La troque leader dans l'ensemble des stations prospectées est *Phorcus turbinatus*, espèce caractéristique des substrats rocheux méditerranéens (Conti *et al.*, 2006 ; Boucetta *et al.*, 2010). La forte dominance de ce Trochidé, par rapport aux autres Monodontes, est due à leur tolérance à la salinité et aux températures élevées et elles peuvent survivre hors de l'eau pendant plusieurs heures (Conti *et al.*, 2010). Ces bigorneaux possèdent un potentiel élevé en tant que biomoniteur cosmopolite pour les métaux traces en Méditerranée. Ces espèces ont les conditions préalables nécessaires pour être utilisées comme bioindicateurs: elles sont faciles à identifier et à échantillonner, elles sont disponibles toute l'année et elles sont présentes dans presque toutes les zones côtières de la mer Méditerranée (Conti *et al.*, 2003).

### 3. Structure et dynamique de la population de *P. turbinatus*

Le suivi de la répartition de *Phorcus turbinatus* dans les stations prospectées, nous a permis de constater d'importantes fluctuations spatio-temporelles. En effet, les extrêmes d'abondance de cette espèce (Nombre totale) dans la station témoin varient entre (0,17-1,33) ind.m<sup>-2</sup>. Ces valeurs sont nettement supérieures à celles de la baie de Collo (station 1) (0,10-0,95) ind. m<sup>-2</sup>, des Golfes de Skikda (station 2) (0,06-0,57) ind.m<sup>-2</sup> et d'Annaba (la station 3) (0 -0,47) ind. m<sup>-2</sup>.

Cette différence numérique entre les stations, et surtout les faibles densités relevées dans la station Rizi Amor pourrait être due au niveau de pollution de cette plage, située non loin des rejets anthropiques installés sur la côte (Guettaf, 2007 ; Saker, 2007). Par ailleurs, et en comparaison avec les travaux de Boucetta (2010), les densités de ces troques ont sensiblement chuté dans le golfe d'Annaba. Les variations de la distribution des abondances des Monodontes sont sous influence de l'intensité hydrodynamique, notamment dans la zone de déferlement des vagues (Defeo *et al.*, 1986 ; Mc Lachlan, 1990 ; Mc Ardl et Mc Lachlan, 1992) et le niveau de l'estran (Dubos *et al.*, 2007). Cette situation peut être également liée à la concurrence intraspécifique. En effet, Tan (2009) a signalé que les modèles de densité de *Monodonta labio* à la plage Labrador (Singapour) pourraient être dus à la compétition (nourriture et espace) avec le gastéropode *Turbo brunneus* où leurs capacités varient pour s'adapter à différents environnements. Par contre Meiszkowska (2005), montre que la densité de *Phorcus lineatus* (des côtes britanniques et françaises) n'est pas liée aux facteurs environnementaux notamment l'augmentation de la température.

Concernant la biomasse (g.m<sup>-2</sup>, PS), on a enregistré des différences remarquables entre les quatre stations d'étude, où les valeurs de la biomasse passent de 0,001 à 1,48 g.m<sup>-2</sup>. Ces résultats sont proches de ceux rapportés par Boucetta (2010), ayant travaillé sur la même espèce et dans la même région d'étude.

La différence des biomasses entre les stations pourrait être attribuée aux conditions écologiques favorables (oxygenation, présence en quantité suffisante de la nourriture, la disponibilité de l'espace libre et du substrat adéquat, etc.). Toutefois, il faut rappeler que les stations 2 (Militaire) et 3 (Rizi Amor), sont caractérisées par une pollution industrielle et organique (Hidouci *et al.*, 2015 ; Bordgiba *et al.*, 2009 ; Hassaine et Bordjiba, 2015; Roudi, 2013 ; Maatalah, 2015), réduisant ainsi les échanges gazeux entre les eaux de surface et celles du fond, favorisant alors l'installation surtout des espèces dites opportunistes (Draredja et Bakalem, 2004). Des ressemblances avec les travaux de Kallouche *et al.* (2011) concernant la

distribution des patelles et des moules (*Mytilus edulis* et *M. galloprovincialis*) dans la baie d'Oran, et de (Gros et Hamon (1988) sur le stock de coques (*Cerastoderma edule*) dans la baie de Saint-Brieuc. D'autres auteurs mentionnent les effets de l'hydrodynamisme et la distribution de la biomasse (Mieszkowska *et al.*, 2003, 2007, 2009 et 2013).

Les indices de diversité exprimés par celui de Shannon-Wiener ( $H'$ ) et Margalef ( $R1$ ), montrent des variations importantes au sein de la population des troques dans les stations prospectées. Les valeurs maximales de la diversité et de l'équitabilité ( $E'$ ) sont observées au niveau de la station témoin; caractérisée par l'enrichissement marin et continentale, d'où le rôle des apports continentaux dans l'optimisation de la richesse spécifique des Trochidae. Des constatations similaires ont été rapportées par Chin (2003) chez *Monodonta labio*.

Alors que les diversités minimales sont rencontrées dans la station 3 sous l'influence des rejets des eaux usées urbaines. Elle est également considérée comme un pôle touristique et de pêche à la ligne par de nombreux passionnés de la région, qui utilisent les troques comme appâts (Chaouch, 2006 ; Boucetta, 2010). Au niveau de cette station, on enregistre également la plus faible valeur d'équitabilité (0,36), témoignant ainsi un état de déséquilibre avancé de la population de troques dans ce site. Nos résultats sont très similaires avec ceux signalés par Belhouari (2008) ayant travaillé avec *O. turbinatus* sur les falaises des côtes oranaises et de Takada (1999) qui signale la difficulté de déplacement de *M. labio* dans les espaces supplémentaires et les abris créés par les rochers de Hong Kong.

L'étude de la distribution des fréquences de tailles d'une espèce est souvent d'un intérêt multiple ; notamment la connaissance instantanée des tailles les plus représentatives, les périodes de ponte et la durée de vie des différentes classes de taille (Bachelet, 1981 ; Dauvin, 1988 ; Bazairi, 1999 ; Zine, 2004). Des recherches ont montré également que pour une même espèce, les préférences physico-chimiques vis-à-vis des caractéristiques du biotope varient en fonction des classes de taille (Jensen, 1993 ; Montaudouin et Bachelet, 1996).

L'analyse des histogrammes de fréquences de tailles a permis la mise au point de la structure démographique de la population de *P. turbinatus* durant la période d'étude dans les stations prospectées. C'est ainsi qu'on a pu constater deux périodes de recrutement ; la première au début de la saison printanière (février - mars) concernant les stations 1, 2 et 3 et qui s'étale jusqu'à mai dans la station témoin, et une seconde période automnale (octobre). Nos résultats sont en accord avec les travaux de Bode *et al.* (1986) sur les côtes espagnoles, où la reproduction de cette espèce s'étale sur une durée de 7 mois (mai – novembre). Selon Shifano (1983), la période de reproduction de *P. turbinatus* se situe entre le printemps et l'automne en fonction des aires géographiques. Sur les côtes anglaises, la période de reproduction d'*O. lineatus* coïncide avec la saison hivernale (Williams, 1965).

Durant la présente étude, aucune différence significative n'a été observée entre la taille à la première maturité chez les deux sexes de *P. turbinatus* ( $\text{♀} = 14,55 \text{ mm}$ ,  $\text{♂} = 8,11 \text{ mm}$  correspondant à un âge de 2 ans). Des hauteurs des deux sexes pour chaque station très proches confirment le caractère dioïque, itéropare, diffusé chez cette espèce (Nakano et Nagoshi, 1984 ; Takada, 1996b). Si Cheour *et al.* (2010), ont trouvé chez *O. articulatus* des valeurs presque similaires dans le Golfe de Gabes en Tunisie, ce n'est pas le cas en Méditerranée et dans la côte de Transkei, sud-Afrique où Lasiak. (1987) a rapporté la non synchronisation de la maturité de *Monodonta australis*. Sur les côtes du Nord-Est tunisien, un

décalage est observé au niveau de la durée des différentes phases sexuelles entre les mâles et femelles des deux sites pollué et témoin ; se traduisant par des perturbations au niveau de la séquence des phénomènes sexuels (Cheour *et al.*, 2010).

En effet, une exposition à des contaminants ralentit le développement des gamètes (Lowe *et al.*, 1982) ; se traduisant par un retard de la maturation des gamètes dans les sites pollués (Walid, 2011). Plusieurs facteurs environnementaux peuvent aussi être responsables de l'extension de la période d'émission des gamètes, incluant l'augmentation de la température ou des changements brutaux dans la salinité et la biodisponibilité de la nourriture, ainsi que la diminution des teneurs en oxygène dissous (Bayne *et al.*, 1979).

Les variations thermiques des eaux ont été longtemps connues pour influencer la distribution, la performance physiologique et le succès de la reproduction chez les organismes marins (Frank, 1975 ; Snell, 1986 ; Bauer, 1992 ; Olive et Garwood, 1983 ; Sagarin *et al.*, 1999 ; Helmuth *et al.*, 2002).

Par ailleurs, les résultats obtenus montrent des différences de la taille des individus dans les différentes stations échantillonnées. Les plus jeunes individus dont la hauteur est comprise entre 2 et 4 mm, sont observés en période froide (automne et hiver). Rappelons également que, la faible représentativité des jeunes recrues, peut être aussi attribuée aux aléas d'échantillonnage. En effet, les jeunes individus sont difficilement accessibles à la récolte, car ils s'abritent très souvent dans des petites cavités rocheuses exposées à l'action des vagues. La distribution des Monodontes est contrôlée par l'interaction des facteurs écologiques (température, pH, salinité, oxygène dissous et autres), mais également par la disponibilité de la nourriture et la pollution par divers xénobiotiques (Ansell et Lagardère, 1980 ; Bodoy, 1982; Gaspar *et al.*, 1999). Les plus gros individus ont été échantillonnés en été. Cela est dû à la croissance optimale des individus quand la température des eaux augmente, ceci est en accord avec les travaux de Prendergast *et al.* (2013 et 2015) chez *Phorcus turbinatus* des côtes maltaise.

Les tailles maximales enregistrées chez *P. turbinatus* durant la période d'étude, diffèrent d'une station à une autre avec 27,96 mm (station témoin, septembre), 26,40 mm (station 1, avril), 26,39 mm (station 2, juin) et 24,14 mm (station 3, octobre). En 2010 dans la même région, Boucetta (2010) a signalé des tailles variant de 25-28 mm chez cette troque, alors que dans la baie d'Oran chez cette même espèce, Belhouari (2014) a signalé une taille maximale de 20 mm seulement. En comparant la population méditerranéenne de *P. turbinatus* avec celle de l'Atlantique, il en ressort que la longueur maximale observée en Méditerranée est de 36 mm sur les côtes espagnoles et française (Manino *et al.*, 2003 et 2008 ; Bode *et al.*, 1986 et 1997). Chez la population atlantique, cette taille est plus élevée atteignant 45 mm (Ansell et Lagardère, 1980), alors qu'elle ne dépasse pas 28 mm sur les côtes marocaines (Bayed, 1991; Idhalla *et al.*, 1997).



#### 4. Morphométrie, sex-ratio, âge et croissance de *Phorcus turbinatus*

La croissance de *Phorcus turbinatus* semblent suivre une tendance générale avec une croissance plus rapide pendant les périodes où la disponibilité de la nourriture (algues ou microalgues) est meilleure, comme c'est le cas de plusieurs espèces brouteuses colonisant les rives rocheuses (Branch et Branch, 1980 ; Creese, 1980 ; Creese et Underwood, 1982 ; Underwood, 1984 a,b ; Quinn, 1988 ; Liu, 1994 a,b).


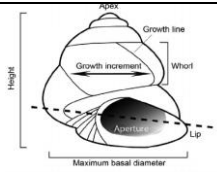
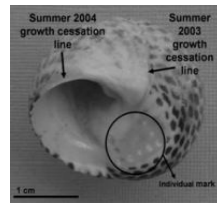
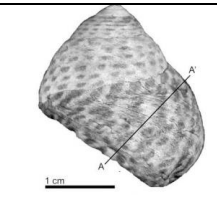
Bien que *P. turbinatus* possède une radula capable de brouter des algues vertes, la faible disponibilité de nourriture dans côtes à forte marées, les longues basses marées ralentissent l'alimentation des gastéropodes, donc le taux de croissance (Hutchinson, 2000). Les jeunes individus connaissent une croissance plus rapide que les troques âgées. Comme chez la majorité des invertébrés, ce phénomène est commun chez les gastéropodes intertidaux dans le monde (Williams, 1965 ; Branch, 1975 ; Underwood, 1975 ; Fletcher, 1984 ; Quiim, 1988).

L'étude de la croissance des Trochidae a été entreprise par Takada (1995) sur *Monodonta labio* au Japon, où il a constaté que la croissance des individus est plutôt exprimée par la longueur que par leur hauteur et épaisseur. D'autre auteurs ont observé des différences spatio-temporelles des taux de croissance de *P. turbinatus* associées à des arrêts de croissance dans différentes populations, habitats et à différentes latitudes (Regis, 1972 ; Schifano, 1983 ; Valli et Vio 1975 ; Mannino *et al.*, 2008 ; Prendergast *et al.*, 2013). Des lignes de croissance perpendiculaires à la direction de la croissance de la coquille et parallèles à la lèvre de la coquille, indiquent des arrêts brefs de croissance, qui peuvent être causés par des facteurs environnementaux ou physiologiques et les coquilles plus âgées ont tendance à produire des augmentations annuelles plus étroites que les plus jeunes (Mannino *et al.*, 2008).

Durant notre étude, chez la population de *P. turbinatus*, les différents caractères morphométriques examinés possèdent des coefficients de corrélation proches de la valeur 1, exprimant ainsi leur forte relation avec la hauteur maximale de la coquille (H1). La majorité des caractères examinés (5/6) ont une croissance moins rapide (allométrie minorante). Le ralentissement et/ou l'arrêt de la croissance des Monodontes est en fait un phénomène assez classique rencontré chez les Trochidae (Prendergast *et al.* (2013 et 2015)). Des ressemblances morphologiques sont observées par Boucetta (2010) sur ce gastéropode dans cette région d'étude. Mannino *et al.* (2008), a montré que la croissance linéaire de la coquille chez *P. turbinatus* peut varier sensiblement selon la saison et la provenance. Les conditions hydrologiques, notamment la température, la salinité et l'effet des vagues, ont une grande importance pour la biologie des Monodontes. Elles influencent non seulement la croissance des coquilles, mais elles modifient aussi l'abondance et la distribution des individus (Prendergast *et al.* (2013 et 2015)). Des observations analogues ont été faites par Regis (1972) chez *O. turbinatus* dans le Sud de la France, où la croissance des coquillages se poursuit le long de l'année, et elle est plus importante durant la saison estivale et moins rapide en hiver. Ci-après un tableau récapitulatif (Tab. 33), comparant les paramètres morphologiques chez les troques des différentes régions méditerranéennes.

Certains programmes de biosurveillance de l'environnement aquatique ont utilisé avec succès la croissance et la distribution spatio-temporelle des mollusques gastéropodes dans l'étude de la direction et de l'impact d'une contamination par une grande variété de polluants industriels et urbains (Smolders *et al.*, 2003 ; Ortiz-Zarragoitia et Cajaraville, 2010).

**Tableau 33.** Les paramètres morphologiques mesurés chez les troques colonisant les différentes régions méditerranéennes.

Région méditerranéenne	espèce	Arrêt de la croissance	Croissance rapide	Croissance faible	Taux de croissance (%)	Paramètres Biométriques	Auteurs
La mer Cantabrique (sud du golfe de Gascogne) (Espagne)	<i>P. lineatus</i>	>21,2°C	été	Printemps/hiver	+1,27		Gutiérrez-Zugasti <i>et al.</i> (2015)
Le Gebel Akhdar est un massif calcaire du nord-est de la Libye (Malte)	<i>Phorcus turbinatus</i>	Non	Automne/hiver	Printemps/été	+1,0		Prendergast <i>et al.</i> (2015)
Gracia grande (l'île de Favignana, NO Sicile)		>25°C	Automne/hiver	Printemps/été	+1,5		Mannino <i>et al.</i> ( 2008)
Monte Cafno (Nord ouest Sicile)		>25°C	Automne/hiver	Printemps/été	+1,5		Mannino <i>et al.</i> (2008)
Mazzaforno (Nord ouest Sicile)		>25°C	Automne/hiver	Printemps/été	+1,5 ou+1,6		Mannino <i>et al.</i> (2008)
San Vito lo Capo (Nord ouest Sicile)		>25°C	Automne/hiver	Printemps/été	+1,6		Mannino <i>et al.</i> (2008)
La Manche et le long des côtes atlantiques et méditerranéennes (France)		existe	été	Hiver/printemps	//		
Grottes côtières (Grotte della Serratura; Grotte de l'Uzzo, grotte de Cala Mancina, grotte d'Oriente, Grotte delle Uccerie) (Sud Ouest Sicile, Italie)		>25°C <15°C	//	Printemps/été et hiver	+1,1		Colonese <i>et al.</i> (2009)
Toscane (Sicile)		>25°C <15°C	été	printemps automne	+1,6		Schifano <i>et Ceni</i> , 1983

Concernant l'effet de la pollution sur la croissance, nos résultats statistiques montrent que le plomb marque une seule co-inertie positive avec la hauteur maximale ( $H_1$ ) des troques ( $r = 0,78^{***}$ ), le Cr et le Cd présentent des corrélations proche de 1 avec la hauteur minimale ( $H_2$ ). Par contre, on enregistre des corrélations négatives sur l'effet de la pollution par le Zn et le Cu ( $r = -0.86^{**}$  ;  $r = -0.68^{**}$ ) sur la hauteur minimale ( $H_2$ ). Ces résultats sont en accords

avec les travaux de [Belhouari \(2008\)](#) chez la même espèce récoltée sur les côtes oranaises, où la longueur de la coquille du site non pollué est très lente par rapport à celle des individus du site impacté. Par ailleurs, les travaux de [Conti et al.\(2010\)](#) révèlent une croissance des Monodontes dans une réserve naturelle est meilleure par rapport à celle des individus collectés dans le site pollué par le trafic maritime et les eaux usées urbaines. De plus [Conti et al.\(2003\)](#), ont observé que les jeunes individus accumulent plus de métaux lourds, ceci est lié à une forte demande nutritionnelle en relation avec un métabolisme et une croissance plus active chez les jeunes stades ; ce qui leur cause une forte mortalité comparativement aux adultes. Ces derniers accumulent moins de métaux et survivent ainsi à la sélection imposée par ces xénobiotiques. Les organismes peuvent augmenter leur survie dans un environnement pollué par le développement d'une résistance avec une réponse évolutive aux polluants ([Sibly et Calow, 1989](#) ; [Wirgin et Waldman, 2004](#)). Cependant, l'évolution de cette résistance est habituellement accompagnée d'une forme physique du gastéropode telles que la réduction de la reproduction, de la croissance ([Wirgin et Waldman, 2004](#)), ou de la tolérance aux différents facteurs de stress ([Meyer et De Giulio, 2003](#) ; [Xie et Klerks, 2003](#) ; [Wirgin et Waldman, 2004](#)).

Comme la taille, le poids total maximal enregistré chez *P. turbinatus* selon les stations prospectées est de 14,47 g (station témoin, décembre), 13,13 g (station 1, octobre), 12,9 g (station 2, décembre) et 6,43 g (station 3, septembre). Chez la même espèce récoltée sur les côtes oranaises, [Belhouari \(2008\)](#) signale que le poids maximal d'*O. turbinatus* issu du site non pollué est bien supérieur (7,10 g) à celui des individus du site impacté (4,70 g). Les résultats de la relation taille-poids ( $Pt = a.H_1^b$ ), montrent que la croissance est de type allométrie minorante pour la station 1, 2 et 3 avec respectivement ( $b = 2,064$  ;  $b = 2,187$  ;  $b = 1,578$ ) et de type isométrique pour les individus de la station témoin. Ces résultats sont proches à ceux de [Boucetta \(2010\)](#) où la croissance de type allométrie minorante.

L'estimation de l'âge maximum chez la population de *P. turbinatus* dans la région d'étude, révèle que le bigorneau dans cette région peut vivre jusqu'à 6 ans. Les individus de la station 1 et 2 ont une longévité de 5 ans (respectivement de  $24,65 \pm 0,87$  et  $25,67 \pm 2,01$  mm, comparés à ceux de la station 3, âgés seulement de 4 ans ( $20,78 \pm 1,47$  mm) et de la station témoin qui atteignent l'âge de 6 ans ( $26,41 \pm 1,98$  mm). Dans d'autres travaux, l'âge de ce gastéropode varie entre 3 et 10 ans ([Crothers, 2001](#) ; [Prendergast et al. \(2013 et 2015\)](#)). Les taux d'accroissement annuel varient sensiblement entre les différentes stations et en fonction des sexes. Les valeurs les plus élevées sont obtenues généralement au cours de la première année, notamment chez les femelles. Les taux d'accroissement sont plus importants en période chaude (printemps et été) qu'en période froide (hiver). Par ailleurs, on signale que, chez *Monodonta lineata* des côtes d'Angleterre, la population peut atteindre 10 années ([Crothers, 2001](#)). A cet âge, les individus mesurent en moyenne 20 mm, alors que sur les côtes Est algériennes, cette hauteur correspond à des âges comprises entre (4 et 6 ans) ([Boucetta, 2010](#)). [Munoz-Colmenero et al., \(2015\)](#), observent que la longévité de *Phorcus lineatus* varie selon l'emplacement et d'autres variables biophysiques qui définissent les niches fondamentales des espèces marines telles que proposées par [Harris \(2014\)](#). La longévité des troques varie de 2,5 ans ([Daguzan, 1991](#)) et 4 ans ([Regis, 1972](#)), à 10 ans observée chez *Monodonta labio* ([Regis](#)

1972, Kendall *et al.*, 1987), 15 ans chez *O. lineatus* (Crothers, 2001) et entre 9,5 ans à 14 ans chez *O. lineatus* de la réserve d'Irish en Irlande (Little *et al.*, 2012).

L'emploi de l'indice de condition peut apporter des renseignements complémentaires sur le phénomène de reproduction (Lucas et Beninger 1985 ; Beukema et Bruin, 1977 ; Bodoy et Massé, 1978 ; Smaal et Stralen 1990 ; Hummel *et al.*, 2000). Le **tableau 34**, montre le suivi des variations saisonnières des indices physiologiques (ICA et ICE) et du coefficient de condition K chez *P. turbinatus*. La tendance à la diminution de ce dernier entre l'hiver et l'automne serait le résultat de la demande d'énergie pour le processus de la gamétogenèse (Schifano, 1983), comme c'est le cas des nombreux Throchidae et invertébrés aquatiques (Schifano, 1983; Roméo *et al.*, 2000).

**Tableau 34.** Variations saisonnières des indices physiologiques chez *P. turbinatus* dans les stations prospectées (cycle 2011).

Indices	ICA	ICE	K	Reproduction	Sex-ratio	immature
	Maximas					
St.1	Eté	printemps	Automne	Printemps-automne	Automne	Hiver
St.2	Hiver-11	Automne	Printemps	Printemps-automne	Nv-Hiver	Automne-Hiver
St.3	Hiver-11	Automne	Hiver	Printemps-automne	Non valide	Hiver-Automne
St.T	Hiver-12	Printemps	Hiver	Printemps- été -Automne	Cst- printemps	Hiver
Indices	ICA	ICE	K	Reproduction	Sex-ratio	immature
	Minimas					
St.1	Hiver-12	Hiver	Hiver	Hiver	été -hiver	Printemps- été -Automne
St.2	Hiver-12	Hiver	Hiver	Hiver	//	Printemps- été
St.3	Printemps	Hiver	Automne	Hiver	//	Printemps- été
St.T	Eté	Hiver	Automne	Hiver	//	Printemps- été -Automne

L'augmentation des indices physiologiques (ICA et ICE) en pleine de reproduction (=la pause) se qui expliquerait par une intensification alimentaire pour récupérer l'énergie utilisée dans l'élaboration des gamètes, on a enregistré des valeurs importantes des pourcentages des immatures pendant cette période (hiver-automne) (**Tab. 34**). L'augmentation de l'indice K juste après la ponte montre que l'état d'embonpoint s'améliore rapidement chez *P. turbinatus* des côtes Est de l'Algérie. Les valeurs des indices de conditions en fonction des classes de tailles permettent de scinder la population en deux groupes distincts situés de part et d'autre d'une hauteur maximale voisine de 13 mm pour les deux sexes. Cette taille coïncide avec l'acquisition de la première maturité sexuelle de cette espèce, notamment au niveau de la station témoin. Globalement, la confrontation de l'évolution des indices de condition amaigrissant, de l'indice de condition environnemental, du sex-ratio ainsi que l'embonpoint (K), permet de situer le cycle sexuel dans le fonctionnement général chez *P. turbinatus*.

Les analyses statistiques, montrent une bonne corrélation entre les indices de conditions étudiés et la température de l'eau. Ces constatations sont accords avec les travaux de Roméo *et al.* (2000), qui mentionne que l'indice de condition serait associé à la température de l'eau et correspondrait au taux de remplissage de la coquille par les tissus mous, ce qui nous explique l'état nutritionnel et physiologique de l'animal. Schifano (1983), confirme que les paramètres morphométriques des coquilles de *M. turbinata* sont liés aux températures de l'eau de mer.

Cette dernière a une influence sur les paramètres biologiques notamment sur la période de ponte.

Les résultats statistiques révèlent des corrélations négatives entre l'indice de condition et la pollution par le Cd ( $r = -0.58^*$ ) et le Cr ( $r = -0.43^*$ ). C'est pourquoi plusieurs auteurs ont déterminé un modèle de détection du signal de la pollution (Margus, 1985 ; Hariati, 1986 ; Okumus et Stirling, 1998 ; Orban *et al.*, 2002 ).

D'une manière générale, l'évolution du sex-ratio chez *P. turbinatus* montrent une certaine égalité entre les deux sexes pour les stations 2 et 3, alors qu'il est en faveur des femelles dans les stations 1 et témoin. Les immatures représentent une valeur très importante au printemps pour la station 1, en automne pour la station 2 et en hiver pour la station 3 et témoin. Ces résultats sont en accord avec ceux de Bode *et al.*, (1986) chez *O. lineata* le long des côtes Nord espagnoles, et de Boucetta (2010) dans la même zone d'étude, de Cheour *et al.* (2010) chez *Phorcus articulatus* en Tunisie. Par contre les auteurs confirment qu'aucun impact négatif des ETM sur la sex-ratio n'est détecté sur l'ensemble des Trochidae (Evans *et al.*, 1991 ; Bech, 2002).

## 5. Bioaccumulation des métaux lourds dans la chair de *Phorcus turbinatus*

Les métaux présents à l'état de trace dans le milieu naturel (constitution de la roche), et leurs quantités en croissance permanente avec les activités industrielles et urbaines, participent à la toxicité du milieu (Mulligan *et al.*, 2001). Ils peuvent changer de forme et devenir de ce fait plus ou moins mobiles (Zoumis *et al.*, 2001 ; Caplat *et al.*, 2005). De plus, leur durée de vie est infinie. Les plus dangereux d'entre eux sont le plomb, le cadmium et le mercure qui ne possèdent aucune activité biologique favorable. Certains métaux (Cu, Fer, et le Zn) sont des éléments essentiels pour l'organisme et sont présents à l'état de trace 0,001 à 1 mmole/kg de poids frais (Mason et Jenkins, 1995).

Comme de nombreux invertébrés (annélides, bivalves, les spongiaires, les échinodermes, etc), les troques sont considérés comme des espèces indicatrices de la pollution des eaux littorales. En Méditerranée, ces dernières sont utilisées pour mesurer le niveau ou le degré de perturbation anthropogénique (Cunha *et al.*, 2007 ; Little *et al.*, 2012). En effet, en zone polluée les troques Monodontes accumulent dans leurs tissus divers métaux tels que le cuivre, le plomb, le zinc et le cadmium (Cubadda *et al.*, 2001 ; Campanella *et al.*, 2001; Conti *et al.*, 2010).

Des variations spatiales des concentrations des métaux sont enregistrées au cours de la présente étude. A cet effet, les teneurs les plus faibles des métaux lourds dans le corps de *Phorcus turbinatus* sont enregistrées dans la station témoin. Par ailleurs, les taux maximum de Zn et Pb ont été relevés au niveau de la station 1. En revanche, les plus hauts niveaux de Cd, Cu et Ni ont été consignés dans la station 2. Cet état de fait serait du probablement aux changements physiologiques et comportementaux chez ce gastéropode qui peuvent influencer sa capacité de bioaccumulation des polluants métalliques d'une part. D'autre part, l'exposition des stations 1 et 2 respectivement aux pollutions portuaires et industrielles pourrait expliquer ce phénomène. Cette pollution métallique est signalée aussi bien dans les sédiments (Gueddah, 2003), que dans l'eau (Mezedjri *et al.*, 2007 ; Rouidi *et al.*, 2013 ; Bouhayene et Djebbar, 2013). Elle a probablement pour source les eaux de ballast et le trafic maritime du port de Collo (Mezedjri *et al.*, 2007 ; Bouhayene et Djebbar., 2013). Les Monodontes de la station 1 sont caractérisées par des taux élevé de chrome et de zinc en saison estivale. Notons que cette station est soumise aux rejets des eaux usées et à une pression anthropique importante (Hidouci *et al.*, 2015), ce qui pourrait expliquer nos résultats. Le dosage des six métaux (cadmium, chrome, cuivre, zinc, plomb et nickel) dans la chair de *Phorcus turbinatus* collectée dans les quatre stations prospectées, révèle des variations saisonnières importantes. Les résultats obtenus montrent qu'à l'exception du Cu et du Cd, les teneurs maximales des métaux ont été observées au printemps, en été et en automne.

Ces résultats sont similaires aux constatations d'Ozerki *et al.* (1990) chez *Monodonta articulata* (Yougoslavie), de Nicolaidou *et al.* (1998) chez *M. articulata*, *M. mutabilis* et *M. turbinata* (Grèce), de Cubadda *et al.* (2001) chez *M. turbinata* et *M. mutabilis* (Italie), de Duysak et Ersoy (2014) chez *O. turbinatus* (Turquie). Par ailleurs, nos résultats sont légèrement supérieures à ceux trouvés chez *M. turbinata* dans les îles d'Ustica et Linosa (Italie) (Conti et Cecchetti, 2003 ; Conti *et al.*, 2007a ; Conti *et al.*, 2010). D'autre auteurs ont trouvés des taux métalliques nettement supérieurs aux nôtres, notamment

pour le Cd chez *M. turbinatus* (Nicolaidou et Nott, 1990) et pour le Ni (Nicolaido et Nott, 1990 ; Nicolaido *et al.*, 1998 ; Duysak et Ersoy, 2014).

En effet, les fluctuations saisonnières des teneurs métalliques chez la troque pourraient être la conséquence liées à la fois à certains facteurs biologiques tels que le cycle de la reproduction, le métabolisme, le développement et l'âge (Amiard-Triquet et Caurant 1994 ; Kamaruzzaman *et al.*, 2011) ainsi qu'à certains facteurs environnementaux tels que la température, la salinité et les éléments nutritifs (Sara et Pesceddu, 2008).

Ces variations spatio-temporelles significatives obéissent aux modèles suivant dans un ordre décroissant : Zn>Cu>Pb ≥Ni >Cd >Cr pour la station 1, Zn>Cu>Cd≥Ni>Pb≥ Cr pour la station 2 et Zn>Cu>Ni>Cd>Cr≥Pb pour la station 3. Ces séquences se rapprochent des modèles trouvés par Campanella *et al.* (2001), Conti et Cecchetti (2003) et Conti *et al.* (2007a) chez *P. turbinatus* sur les côtes italiennes. En outre, à la station témoin nous avons le modèle Zn≥Cu≥Ni≥Cr>Cd>Pb. Cette dernière est identique à celle observées aux îles Linosa et Favignana (Sicile) (Conti *et al.*, 2010 ; Conti et Cecchetti, 2003).

Les tests statistiques déterminent le gradient de pollution suivant : Station1 > Station 2 > Station 3 > Station témoin. Les groupes homogènes trouvés à partir de CAH sont similaires à ceux trouvés chez *M. turbinata* prélevée au niveau du Golfe de Gaeta (Italie) (Conti et Cecchetti, 2003).

Nous présentons dans le **tableau (35)** ci-dessous les différents taux métalliques trouvés chez *Phorcus (=Osilinus) turbinatus* dans les différents secteurs Méditerranéens et autres.

**Tableau 35.** Tableau des concentrations métalliques en poids sec et poids frais trouvées chez *Phorcus turbinatus* de différentes zones géographiques (valeurs moyennes et plages).

espèce	Région	Tissus	Standard déviation des concentrations moyennes des métaux traces						Note	Références
			Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni		
<i>Monodonta turbinata</i>	Baie de Bakar (Yougoslavie)		0,20 <sup>A</sup>			0,61 <sup>A</sup>			9-12 individus	Ozertic <i>et al.</i> (1990)
<i>M. articulata</i>	Larymna (Grèce) (site pollué)	Corps entier	3,69±0,56	20,62±4,09	199,80±63,86	--	107,39±19,58	15,25±6,74	10 individus	Nicolaido, (1994)
	Vavrona et Souvala (Grèce) (site non pollué)	Corps entier	[3,89-5,28]	[24,69-101,73]	[71,21-301,32]	--	[101,40-130,48]	[10,42-29,13]		
<i>M. turbinata</i>		Larymna (Grèce) (site pollué)	Corps entier	2,95±1,14	9,02±4,16	222,80±42,06	--	88,63±11,67		
	Corps entier		[2,65-3,62]	9,07±4,07	[43,15-159,08]	--	[85,03-108,95]	[2,15-17,21]		
<i>M. mutabilis</i>	Larymna (Grèce) (site pollué)	Muscle	5,77±0,98	25,17±14,56	222,55±83,55	--	135,25±20,12	6,46±1,67		
		Corps entier	3,0±1,1	9,0±4,2	222,8±42,1	--	88,6±11,7	9,3±1,5		
<i>M. mutabilis</i>	Vavrona et Souvala (Grèce) (site non pollué)	Corps entier	3,6±0,5		43,15±9,6	--	109,0±36,7	2,2±0,5		
		Muscle	5,8±1,0	25,2±14,6	222,6±83,6	--	135,3±20,1	6,5±1,7		
<i>M. turbinata</i>	Iles de Favignana, Sicile, Italie	Poids sec	[0,68-2,93]	[0,12-0,41]	[5-18,5]	[0,14-0,47]	[13,8-53,7]		50 individus	Cubadda <i>et al.</i> (2001)
<i>M. mutabilis</i>			[1,29-1,64]	[0,12-0,35]	[9,9-18,2]	[0,12-0,15]	[18,9-23,2]		60 individus	
<i>M. turbinata</i>	iles de Favignana, Italie	Poids sec	[0,58-3,35]	[0,13-0,54]	[5,7-21,5]	[0,15-0,66]	[14-55]		10 individus	Campanella <i>et al.</i> (2001)
<i>M. turbinata</i>	Golfe de Gaeta, Italie	Corps mou. PF/P.S: 1.7 ± 0.11	[0,86-1,41]	[0,26-0,72]	[50,5-83,0]	[0,52-0,67]	[92,5-129,3]		5-10 individus	Conti et Cecchetti (2003)



espèce	Région		Tissus	Standard déviation des concentrations moyennes des métaux traces						Note	Références
				Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni		
<i>M. turbinata</i>	Iles d'Ustica. Sicile		Poids sec	1,66	0.68	22.12	0.69	64			Conti <i>et al.</i> , 2007a.
<i>M. turbinata</i>	Iles de Linosa. Italie		Note: PF/PS = 4,23 ± 0,58	1,09±0,19	0,64±0,47	2018±10,82	1,17±0,53	55,4±4,9			Conti <i>et al.</i> , 2010.
<i>M. turbinata</i>	Çevlik	Printemps	Tissus musculaires	9,01±3,02 <sup>a,x</sup>	3,67±1,68 <sup>a,x</sup>	29,30±9,81 <sup>a,x</sup>	90,8±2,61 <sup>a,x</sup>	101,40±11,41 <sup>ax</sup>	4,91±1,97 <sup>a,x</sup>		Duysak, & Ersoy., 2014.
		Automne		7,63 ±0,29 <sup>a,y</sup>	3,02±0,91 <sup>a,x</sup>	334,47 ±83,27 <sup>a,y</sup>	13,34±0,44 <sup>a,y</sup>	79,98±10,97 <sup>a,y</sup>	2,67±0,82 <sup>a,x</sup>		
	Konak	Printemps		3,24±0,66 <sup>b,x</sup>	32,24±6,40 <sup>b,x</sup>	25,17± 7,39 <sup>a,x</sup>	2,97±0,61 <sup>b,x</sup>	30,17±7,93 <sup>bx</sup>	5,81±1,84 <sup>a,x</sup>		
		Automne		6,50±1,28 <sup>b,y</sup>	1,74±0,32 <sup>b,y</sup>	181,76±35,38 <sup>b,y</sup>	15,68±1,55 <sup>b,y</sup>	85,97±18,07 <sup>a,y</sup>	4,86±1,13 <sup>a,x</sup>		
	Kalekoy	Printemps		2,51±0,43 <sup>b,x</sup>	45,06±13,43 <sup>c,x</sup>	20,03±3,07 <sup>a,x</sup>	3,25±0,19 <sup>b,x</sup>	32,56±4,39 <sup>b,x</sup>	3,22±1,51 <sup>a,x</sup>		
		Automne		8,58±0,95 <sup>c,y</sup>	6,46±2,42 <sup>c,y</sup>	156,25±52,79 <sup>c,y</sup>	13,02±1,40 <sup>a,y</sup>	79,33±9,73 <sup>a,y</sup>	26,93±14,10 <sup>b,y</sup>		
	Arsuz	Printemps		5,42±1,35 <sup>c,x</sup>	1,43±0,49 <sup>a,x</sup>	40,61±14,78 <sup>a,x</sup>	1,44±0,32 <sup>b,x</sup>	54,00±18,54 <sup>b,x</sup>	16,89±1,11 <sup>b,x</sup>		
		Automne		6,48±1,05 <sup>a,x</sup>	1,76±0,19 <sup>b,x</sup>	157,98±27,13 <sup>c,y</sup>	13,29±3,17 <sup>a,y</sup>	60,66±6,15 <sup>b,x</sup>	17,16±4,80 <sup>b,x</sup>		
	Iskenderun	Printemps		3,50±1,15 <sup>d,x</sup>	1,43±0,49 <sup>a,x</sup>	30,57±9,15 <sup>a,x</sup>	3,34±1,82 <sup>b,x</sup>	43,81±20,79 <sup>b,x</sup>	2,93±1,46 <sup>a,x</sup>		
		Automne		7,69±1,57 <sup>a,y</sup>	1,76±0,19 <sup>b,x</sup>	177,13±38,40 <sup>b,y</sup>	13,54±0,91 <sup>a,y</sup>	80,37±16,67 <sup>a,y</sup>	2,550,37 <sup>ax</sup>		
	Dortyol	Printemps		4,95±1,01 <sup>c,x</sup>	2,20±0,72 <sup>c,x</sup>	39,38±10,94 <sup>a,x</sup>	5,3672,11 <sup>c,x</sup>	15,87± 6,15 <sup>c,x</sup>	12,04±4,20 <sup>b,x</sup>		
		Automne		6,63±2,70 <sup>b,y</sup>	3,31±1,50 <sup>a,x</sup>	140,35±54,89 <sup>d,y</sup>	12,47±1,63 <sup>a,y</sup>	89,30±28,64 <sup>a,y</sup>	9,08±4,57 <sup>b,x</sup>		
<i>Phorcus turbinatus</i>	St.1	Hiver	Corps entier (poids sec)	2,55±0,57	0,29±0,09	20,01±2,3	4,54±0,61	106,9±17,2	4,2±0,4		La présente étude
		Printemps		2,81±0,84	0,54±0,10	24,7±5,1	2,25±0,65	65,4±10,3	7,4±1,03		
		Eté		2,87±0,16	0,2±0,06	19,9±2,8	1,24±0,27	318,1±38,2	5±2,0		
		Automne		2,98±0,8	0,22±0,06	14,9±1,14	6,51±1,47	56,5±20,7	7,1±1,11		
	St.2	Hiver		3,48±0,10	0,23±0,09	32,7±2,9	0,6±0,11	111,8±25,0	2,8±0,3		
		Printemps		3,49±0,58	0,1±0,08	25,6±9,6	1,3±0,29	89,6±19,2	24,8±20		
		Eté		3,46±0,51	0,28±0,08	24,6±1,24	0,7±0,14	112,1±24,9	3,2±0,8		
		Automne		3,63±1,14	0,28±0,07	31,3±4,5	0,56±0,15	61,8±12,0	2±0,9		
	St.3	Hiver		1,87±0,29	0,55±0,22	14,2±3,5	0,53±0,4	60,6±13,4	4,8±0,5		
		Printemps		1,85±0,21	0,3±0,28	15,8±5	0,42±0,10	166,3±36	5,2±1,60		
		Eté		1,83±0,30	0,65±0,15	27,6±3,8	0,47±0,10	138,4±26	2,9±0,7		
		Automne		1,8±0,28	0,51±0,25	21,8±1,8	0,36±0,09	97,2±7,2	7±1,9		
	St.T	Hiver		0,65±0,44	0,89±0,20	12,4±3,9	0,29±0,16	55,2±20,6	4,1±1,5		
		Printemps		0,9±0,20	0,68±0,10	20,5±3,6	0,15±0,51	78,2±11,2	3,7±0,48		
		Eté		1,04±0,30	0,5±0,21	10,8±1,4	0,12±0,09	134,4±22,9	7,4±1,5		
		Automne		0,89±0,97	0,34±0,09	11,2±1,6	0,28±0,63	180±34	5,5±1,74		

## 6. Activités de l'acétylcholinestérase et de la glutathion S-transférase

Les activités neurologiques et comportementales des animaux peuvent être extrêmement sensibles à la contamination environnementale (Doving, 1991 ; Scherer, 1992 ; Silbergeled, 1993 ; Costa, 1996). Les mesures de l'activité de l'acétylcholinestérase renseignent sur l'exposition à certains groupes de contaminants ; tels que les métaux lourds (Cunha *et al.*, 2007). En effet, l'inhibition de l'AChE a été fréquemment employée en toxicologie pour diagnostiquer l'exposition aux produits chimiques anti-cholinestérase, tels que les organophosphorés (OP) et les carbamates (Fossi *et al.*, 2001 ; Lund *et al.*, 2000 ; Sanchez-Hernandez, 2006). Par conséquent, ces troubles peuvent affecter la locomotion et l'équilibre des organismes exposés (Little *et al.*, 2012, 1990 ; Oruç, 2010 ; Bretaud, 2001), conduisant à la tétanie musculaire et à la mort de l'organisme (Sifi *et al.*, 2007 ; Sifi, 2008). Lors de la présente étude, nous avons noté une inhibition significative de l'activité de l'AChE chez les individus prélevés dans les stations de suivis (1, 2 et 3) par rapport à la station témoin. Cette inhibition pourrait être expliquée par la présence des substances neurotoxiques dans les sites pollués. En effet, nos résultats sont en accord avec les travaux de Pereira *et al.* (2007) et de Tim-Tim *et al.* (2009) chez *Monodonta lineta* échantillonné dans les côtes portugaises polluées par les hydrocarbures. Les activités des cholinestérase sont connues pour être inhibées en présence de certains pesticides (Galgani et Bocquené, 1989 ; Scaps *et al.*, 2000). Par ailleurs, plusieurs études ont utilisé l'inhibition de l'AChE pour évaluer l'impact biologique des pesticides organophosphorés et des carbamates (Fourcy *et al.*, 2002). Certaines études ont également démontré que l'acétylcholinestérase peut être inhibée par des métaux lourds présents dans divers organismes (Bocquené *et al.*, 1997 ; Hamza-Chaffai *et al.*, 1998 ; Najimi *et al.*, 1997).

Une corrélation positive est observée entre l'activité de la GST et les ETM (Zn = 0,61\*\* ; Ni = 0,50\*\*), et le pH ( $r = 0,51^*$ ), et une forte corrélation négative avec les paramètres physiologiques hauteur et poids minimale ( $r = -0,51^{**}$  ;  $r = -0,53^{**}$ ). L'AChE présente une forte corrélation positive chez les immature de *P. turbinatus* ( $r = 0,64^{**}$ ) avec l'oxygène dissout et la salinité (0,65\*\* ; 0,48\*) et l'indice de condition (IC) ( $r = 0,64^{**}$ ). Elle est négative chez les mâles de *P. turbinatus* (-0,57\*), le Cd et la hauteur de la coquille respectivement (-0,51\*\* ; - 0,57\*) et les facteurs abiotiques (salinité :  $r = -0,56^*$  ; pH :  $r = -0,51^*$ ). Ces résultats sont en concordance avec ceux de Dellali *et al.* (2001, 2004) chez la palourde *Ruditapes decussatus* et de Gharbi-Bouraoui *et al.* (2008) chez *Murex trunculus* en Tunisie, de Damiens *et al.* (2004) chez les larves d'huîtres *Crassostrea gigas* dans le bassin d'Arcachon, de Burgeot *et al.* (1996) chez *Mytillus galloprovincialis* des côtes Nord-Ouest Méditerranéennes, où ils ont trouvés une forte corrélation entre les activités enzymatique (GST, AChE) et les facteurs environnementaux et la pollution métallique.

L'effet station est omniprésent dans la présente étude, les résultats de l'ACP montrent que seules les troques prélevées à la station témoin possèdent le taux maximum de l'AChE. Nos résultats sont en accords avec les travaux de : Dellali *et al.* (2001), de Dailianis *et al.* (2003), de Napierska et Podolska (2005), de Kopecka *et al.* (2006) et de Taleb *et al.* (2007) chez *M. galloprovincialis*. Par contre, Stien *et al.* (1998), Andromeo *et al.* (2003) et Benali *et al.*

(2015) chez *M. galloprovincialis* trouvent que l'effet saison sur l'inhibition de l'activité AChE est négligeable.

La glutathion S-transférase joue un rôle important dans la détoxification des organismes (Cossu *et al.*, 1997). L'activité de la GST peut être induite par certains polluants (Roméo, *et al.*, 2003 ; Regoli *et al.*, 2004). La GST est employée dans le laboratoire et dans les études de terrain comme biomarqueur pour plusieurs contaminants (Almar *et al.*, 1998 ; Fenet, 1998 ; Yu et Abo-Elghar, 2000 ; Yu, 2002).

Dans la présente étude, les taux les plus élevés de la GST sont observés les stations 1, 2 et 3. Les résultats statistiques de la corrélation du Rang de Pearson montrent que l'induction de la GST est observée chez les troques échantillonnées en été (station 1), en hiver (station 2) et au printemps (station 3). Cet état de fait serait dû à l'exposition de ces stations à divers sources de pollution. En effet, plusieurs travaux ont enregistré une induction de l'activité enzymatique de la GST suite à une exposition aux métaux lourds. Parmi ces travaux on cite ceux de Cunha *et al.*, (2007) sur les gastéropodes *Monodonta lineata* et *Nucella lapillus* après exposition au cuivre. Ces observations sont en accord avec les données de la littérature qui montrent l'induction de la GST par différentes molécules comme par exemple le paraquat (Stephensen *et al.*, 2002), le Nonyphénol (Uguz *et al.*, 2003) mais également par un grand nombre d'autre molécules tel que le HAPs et le PCBs (Forlin *et al.*, 1996), les organo-phosphorés (Monteiro *et al.*, 2006 ; Rao, 2006).

L'augmentation des valeurs de la GST au niveau de ces trois sites serait due à un mécanisme appelé stress oxydatif où l'activité de la GST augmente en catalysant des réactions de conjugaison entre un peptide, le glutathion et des molécules réactives qui abouti à une détoxification de l'organisme de La perche grimpeuse asiatique *Anabas testudineus* pour permettre leur élimination (Chatterjee & Bhattacharya, 1984).

De même, la corrélation du Rang de Pearson montre que, la GST trace une seule corrélation positive avec le pH ( $r = 0,48^*$ ), Ceci est en parfaite concordance avec les résultats trouvés chez *Monodonta lineata* des côtes portugaises (Laffon *et al.*, 2006 ; Nieto *et al.*, 2006 ; Soriano *et al.*, 2006 ; Tim-Tim *et al.*, 2009). Toutefois, aucune variation saisonnière n'a été statistiquement mise en évidence pour la GST chez *P. turbinatus* prélevée dans la station témoin. Nos résultats sont en accords avec les travaux de Kopecka *et al.* (2006) chez la moule bleue *Mytilus edulis* de la Mer du Nord et de Benali *et al.* (2015) chez *M. galloprovincialis* collectée sur le littoral Ouest algérien.

*CONCLUSION &  
PERSPECTIVES*

## Conclusion et perspectives

La présente étude entre dans le cadre d'un programme national de biosurveillance des eaux des côtes Est Algérien afin d'évaluer l'impact de la pollution à travers l'utilisation d'une espèce bioindicatrice, *Phorcus (Osilinus) turbinatus* (Gastéropode, Trochidae), récoltée dans trois stations choisies en fonction du degré de pollution, station 1 (Baie de Collo), station 2 (Golfe de Skikda), station 3 (Baie de Annaba) et une quatrième station témoin (Baie de Chétaïbi).

L'étude de la dynamique de la population de *Phorcus turbinatus* dans la région d'étude au cours d'un cycle (2011), nous a permis d'apporter quelques éléments fondamentaux pour la compréhension de la structure et l'organisation de ce bigorneau dans son milieu naturel.

Les relevés mensuels de la température des eaux de surface, nous ont permis de dégager quatre saisons hydrologiques: l'hiver (14 - 16°C), le printemps (17 - 22,60°C), l'été (22,10 - 30,20°C) et l'automne (17,60 - 24,67°C). Toutefois, et en raison de la faible profondeur de cette étroite ceinture littorale, notamment pour les Golfes de Skikda (station 2) et d'Annaba (station 3), ces fluctuations sont en relation directe avec les conditions climatiques locales. Les variations halines sont plus importantes par rapport à ceux de la température. Le pH ne révèle aucune différence entre les quatre stations étudiées avec un pH légèrement alcalin.

L'étude qualitative de la famille des Trochidae du littoral Est algérien est composée de deux genres (*Phorcus* et *Gibbula*) avec six espèces (*Phorcus turbinatus*, *P. articulatus*, *P. richardi*, *Gibbula divaricata*, *G. rickettii* et *G. varia*). Seule la plage de l'Oued El Ganem (Baie de Chétaïbi) abrite les six espèces.

L'étude quantitative du bigorneau dans le secteur Est du littoral Algérien, nous a permis de constater une légère baisse du stock naturel par rapport au gisement des années début 2009. Ce déclin de l'abondance serait en relation non seulement à l'état de santé des plages ; mais aussi et sans doute à la pêche à la main de l'espèce par les jeunes pêcheurs de la région, dont le nombre augmente d'une année à une autre sans aucune réglementation, ni contrôle par les autorités compétentes ou la tutelle (Direction de l'environnement et Direction de pêche).

Le suivi temporel de la population naturelle de *P. turbinatus*, montre une densité plus importante à la station témoin que dans les trois autres secteurs. D'une manière générale, les troques colonisent l'étage supérieur de l'étage intertidal aussi bien dans l'eau (- 50 cm) que sur les rochers (cavités rocheuses). Ils cohabitent souvent avec d'autres gastéropodes, comme les littorines et les patelles.

Le suivi de la dynamique de population de *P. turbinatus* a permis la mise en évidence de deux recrutements l'un printanier et l'autre automnale ; avec un léger décalage chronologique pour la station 1, 2 et 3, soumis à la pollution. Par ailleurs, la taille maximale de ce Trochidae dans les côtes Est Algérien (27,96 mm) est très comparable à la majorité des tailles des troques colonisant les côtes méditerranéennes.

Sur la base des critères morphométriques et méristiques, nous avons caractérisé la population de *P. turbinatus* des côtes de l'Est algérien. L'étude biométrique de *P. turbinatus* dans les quatre secteurs a montré que les diamètres du péristome et de la coquille croissent moins vite que la hauteur maximale. Ces différents paramètres biométriques indiquent généralement que

pendant l'ontogénèse, la croissance des individus est plutôt exprimée par la longueur que par leur hauteur et leur épaisseur (la longueur croît plus vite que la hauteur et l'épaisseur). Cette adaptation morphologique peut correspondre à une réponse de l'escargot (l'oscillation) par rapport à la nourriture et à l'effet de la vague (distance du rivage).

La sex-ratio a été étudiée globalement, saisonnièrement et mensuellement dans la région d'étude. Aux stations 2 et 3, la population est équilibrée (1:1), elle est en faveur des femelles au niveau de la station 1 et témoin.

L'étude des indices de conditions environnementales et de reproduction nous a permis de situer approximativement la période de reproduction qui a eu lieu en hiver.

L'âge de *P. turbinatus* des côtes de l'Est algérien n'excède pas 7 ans observé à la station témoin. La meilleure performance d'accroissement linéaire annuel est observée à la station 2 et 3 respectivement ( $P = 0,98$  et  $0,95$ ), comparée à celles de la station 1 ( $P = 0,79$ ) et de la station témoin ( $P = 0,72$ ), et ce malgré la présence permanentes des rejets pétrochimiques et des rejets domestiques. Par ailleurs, la meilleure performance de croissance est observée chez les femelles et les mâles échantillonnées à la 1 station ( $p=1,26$  ;  $p=1,60$ ). La croissance relative est globalement minorante dans les trois sites sauf à la station témoin où elle est isométrique. Pour les deux sexes, la croissance relative est isométrique sauf à la station 3 où elle est minorante.

Les plus faibles concentrations métalliques sont enregistrées dans la station témoin en été. A l'exception du Chrome en hiver ( $0,89 \pm 0,20 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Les plus fortes concentrations du Pb et du Zn sont observées dans la station 1 comparativement aux autres stations avec une valeur maximale en Pb pendant l'automne ( $6,51 \pm 1,47 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) et un maximum pour le Zn en été ( $381,2 \pm 38,1 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Il apparaît clairement que malgré des résultats variables, le Zn et le Cu sont très majoritaire dans l'organisme de l'espèce étudiée (*P. turbinatus*). L'analyse de la variance à un seul critère de classification des teneurs métalliques (Zn, Cu, Cr, Cd et Pb) dans l'organisme des individus de *P. turbinatus* montre qu'il ya des différences entre les stations étudiées. Globalement, les concentrations moyennes métalliques décroissent dans l'ordre suivant:  $\text{Zn} > \text{Cu} \geq \text{Pb} > \text{Cd} > \text{Cr} > \text{Ni}$ . En hiver, elles présentent les gradients de  $\text{Zn} \geq \text{Cu} \geq \text{Cr} > \text{Cd} > \text{Pb} > \text{Ni}$ , dans la station témoin, au printemps de  $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Cr} \geq \text{Pb} > \text{Ni}$ , dans la station 3, en été de  $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd} > \text{Cr} > \text{Ni}$ , dans la station 1 et en automne de  $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Pb} \geq \text{Cr} > \text{Ni}$ , dans la station 2.

L'analyse biochimique a permis de mettre en évidence une inhibition de l'activité enzymatique de l'AChE et une induction de l'activité de la GST chez *P. turbinatus*. L'AChE varie significativement en fonction des stations avec des activités élevées ( $21,90 \mu\text{Mol/mn/mg}$  de protéine) pour les troques prélevées à la station témoin, alors que la GST est à sa plus faible valeur ( $11,75 \mu\text{Mol/mn/mg}$  de protéine). L'effet saison a également une influence sur les biomarqueurs, avec une faible activité de l'AChE en automne et des valeurs élevées de la GST en hiver.

Dans cette optique, il serait intéressant de poursuivre ces investigations pour une meilleure protection de notre environnement marin par : (1): une utilisation de biomarqueurs tel que les métallothionéines plus spécifiques à la nature des polluants présents dans les côtes Est algérienne. (2): une expérimentation de transplantation de la population de *Phorcus turbinatus* dans plusieurs sites dans les côtes Est algériennes afin d'évaluer et de prédire leur qualité environnementale. (3) : Il est à noter que la physiologie des mollusques et plus précisément

celle des Trochidae est encore très peu connue. A plus long terme, une étude détaillée de la physiologie de ce gastéropode serait judicieuse car elle permettrait d'approfondir les différents mécanismes engendrés par une exposition aux contaminants.(4): les études histologiques des gonades de *P. turbinatus* combinées à d'autres approches notamment biochimiques peut permettre d'apporter des éléments de réponse à l'interprétation globale des résultat

# *RÉSUMÉS*



## RÉSUMÉ

Cette étude vise à évaluer l'état de santé des eaux des côtes Est Algérien. Ainsi, et afin de poser un diagnostic de l'état biologique de ce milieu nous nous sommes intéressés à la structure et dynamique, composition métallique et la réponse de quelques biomarqueurs du stress environnemental chez *Phorcus (Osilinus) turbinatus*. L'espèce est récoltée dans trois stations choisies en fonction du degré de pollution, station 1 (Baie de Collo), station 2 (Golfe de Skikda), station 3 (Golfe d'Annaba) et une quatrième station témoin (Baie de Chétaïbi) sur un cycle (janvier 2011 - janvier 2012).

Le suivi des paramètres physico-chimiques durant un cycle (2011), nous a permis de dégager quatre saisons hydrologiques, conformément aux valeurs habituelles rencontrées en Méditerranée l'hiver (décembre - février: 14 - 16°C), le printemps (mars - mai : 17 - 22,60°C), l'été (juin - août: 22,10 - 30,20°C) et l'automne (septembre - novembre : 17,6 - 24,67°C). Alors que la salinité la valeur moyenne mesurée est de 36,38 psu. D'une manière générale, pour l'ensemble des stations le pH est légèrement alcalin. Les eaux de la zone d'étude sont généralement bien oxygénées ; avec des maxima de 10,59 mg.l<sup>-1</sup> observés au niveau de la station témoin.

L'inventaire des Trochidae montre la présence de deux genres (*Phorcus* et *Gibbula*) avec six espèces (*P. turbinatus*, *P. articulatus*, *P. richardi*, *G. divaricata*, *G. rackettii* et *G. varia*). Seule la station témoin (Baie de Chétaïbi) abrite ces six espèces. Les extrêmes d'abondance de cette espèce dans la station témoin varient entre (0,17-1,33) ind.m<sup>-2</sup>. Ces valeurs sont nettement supérieures à celles de la baie de Collo (station 1) (0,10-0,95) ind.m<sup>-2</sup>, des Golfes de Skikda (station 2) (0,06-0,57) ind.m<sup>-2</sup> et d'Annaba (la station 3)(0 -0,47)ind.m<sup>-2</sup>. Concernant la biomasse (g.m<sup>-2</sup>, PS), on a enregistré des différences remarquables entre les quatre stations d'étude, où les valeurs de la biomasse passent de 0,001 à 1,48 g.m<sup>-2</sup>. Concernant la sex-ratio, la population est équilibrée dans les stations 2 et 3. Par contre, elle est en faveur des femelles dans les stations 1 et témoin.

L'analyse des histogrammes de fréquences de tailles a permis la mise au point de la structure démographique de la population de *P. turbinatus* durant la période d'étude dans les stations prospectées. C'est ainsi qu'on a pu constater deux périodes de recrutement ; la première au début de la saison printanière (février - mars) concernant les stations 1, 2 et 3 et qui s'étale jusqu'à mai dans la station témoin, et une seconde période automnale (octobre). La longévité de la population étudiée en utilisant le modèle de Battacharya n'excède pas 7 ans en parfait accord avec l'âge moyen de la population méditerranéenne. La croissance a été estimée par le modèle classique de Von Bertalanffy. La majorité des caractères examinés (5/6) ont une croissance moins rapide (allométrie minorante). Les tailles maximales enregistrées chez *P. turbinatus* durant la période d'étude, diffèrent d'une station à une autre avec 27,96 mm (station témoin), 26,40 mm (station 1), 26,39 mm (station 2) et 24,14 mm (station 3). Comme la taille, le poids total maximal enregistré chez *P. turbinatus* selon les stations prospectées est de 14,47 g (station témoin), 13,13 g (station 1), 12,9 g (station 2) et 6,43 g (station 3). La première maturité sexuelle atteinte à partir de (♀ = 14,55 mm, ♂ = 8,11 mm correspondant à un âge de 2 ans). L'utilisation des réponses des organismes vivants aux polluants, a permis d'une part de suivre les concentrations métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn et Ni) dans la chair des troques et d'autre part d'évaluer les variations saisonnières de l'activité enzymatique de l'ACHé et de la GST chez *P. turbinatus*. La réponse de ces biomarqueurs révèle une inhibition de l'activité enzymatique de l'ACHé et une induction de l'activité de la GST des individus de la station 1, 2 et 3 comparativement aux réponses enregistrées chez les troques de la station témoin. Globalement, les résultats indiquent que l'altération de l'ACHé avec l'induction de la GST au cours de la période d'étude, serait due en premier lieu à la présence de concentrations de métaux traces selon l'ordre décroissant Zn>Cu>Pb>Cd≥Cr≥ Ni. Des corrélations positives ont été décelées entre les facteurs abiotiques (T°, Oxygène dissous, salinité et pH), les facteurs physiologiques (IC, l'indice k), métaux traces (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn et Ni) et activités enzymatiques (ACHé, GST).

**Mots clés :** Trochidae, *Phorcus (Osilinus) turbinatus*, structure démographique, métaux lourds, biomarqueurs, biosurveillance, côtes Est-Algérie.

## Abstract

This study aims to evaluate the impact of possible pollution on the growth, metallic composition and response of some biomarkers of environmental stress in *Phorcus (Osilinus) turbinatus*. The species is harvested in three stations chosen according to the degree of pollution, Station 1 (El Djerda Beach: Collo Bay), Station 2 (Military Beach: Gulf of Skikda), Station 3 (Rizi Amor Beach: Gulf of Annaba) and a fourth control station (Oued El Ganem Beach: Chétaïbi Bay) on a cycle (January 2011 - January 2012).

The monitoring of the physicochemical parameters during a cycle (2011) enabled us to identify four hydrological seasons, according to the usual values encountered in the Mediterranean: winter (December - February: 14 - 16 ° C) - May: 17 - 22.60 ° C), summer (June - August: 22.10 - 30.20 ° C) and autumn (September - November: 17.6 - 24.67 ° C). While the mean measured salinity is 36.38 psu. It drops appreciably at the time of the floods (September and November) and reaches 34.20 psu in station 3. Generally, for all the stations, the pH is slightly alkaline. The waters of the study area are generally well oxygenated; With maxima of 10.59 mg.l<sup>-1</sup> observed at the control station.

The Trochidae inventory shows the presence of two genera (*Phorcus* and *Gibbula*) with six species (*P. turbinatus*, *P. articulatus*, *P. richardi*, *G. divaricata*, *G. rickettii* and *G. varia*). Only the beach of Oued El Ganem shelters these six species. The extremes of abundance of this species in the control station vary between (0.17-1.33) ind.m<sup>-2</sup>. These values are significantly higher than those of Collo Bay (station 1) (0.10-0.95) ind.m<sup>-2</sup>, of Gulfs Skikda (station 2) (0.06-0.57) ind. m<sup>-2</sup> and Annaba (station 3) (0 -0.47) ind.m<sup>-2</sup>. With respect to biomass (g.m<sup>-2</sup>, dw), there were remarkable differences between the four study stations, where biomass values ranged from 0.001 to 1.48 g.m<sup>-2</sup>. This numerical difference between the four stations can be explained by the negative effects of pollution on the distribution of this snail. The sex-ratio was studied globally, seasonally, monthly and according to size classes in this study. At stations 2 and 3, the population is constant. in control station and station 1, it is in favor of females.

Analysis of the size-frequency histograms allowed the development of the population structure of the *P. turbinatus* population during the study period in the prospected stations. Two periods of recruitment have been observed; (February - March) for stations 1, 2 and 3, which extends to May in the control station, and a second period in autumn (October). The longevity of the studied population using Battacharya's model does not exceed 7 years in perfect agreement with the average age of the Mediterranean population. Growth was estimated by the classic Von Bertalanffy model. The majority of the traits examined (5/6) have slower growth (lower allometry). The maximum size recorded in *P. turbinatus* during the study period differed from station to station with 27.96 mm (control station, September), 26.40 mm (station 1, April), 26.39 mm (Station 2, June) and 24.14 mm (station 3, October). Total weight recorded in *P. turbinatus* according to the stations surveyed was 14.47 g (control station, December), 13.13 g (station 1, October), 12.9 g (station 2, December) and 6.43 g (station 3, September). The size at first sexual maturity waiting from (♀ = 14.55 mm, ♂ = 8.11 mm corresponding to an age of 2 years). Using the Biochemical responses of living organisms to pollutants, it was possible to track the metal concentrations (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn and Ni) in the dry weight of the trochus and, on the other hand, Seasonal variation in the enzymatic activity of AchE and GST in *P. turbinatus*. The response of these biomarkers revealed an inhibition of the enzymatic activity of AchE and an induction of the GST activity of the individuals of the station 1, 2 and 3 compared to the responses recorded in the trochus of the control station. Overall, the results indicate that the alteration of AchE with the induction of GST during the study period is due primarily to the presence of high concentrations of trace metals in decreasing order Zn > Cu > Pb > Cd ≥ Cr ≥ Ni. Positive correlations were found between abiotic factors (T °, dissolved oxygen, salinity and pH), physiological factors (IC, index k), trace metals (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn and Ni) Enzymatic activities (AchE, GST).

---

**Key words:** Trochidae, *Phorcus turbinatus*, demographic structure, heavy metals, biomarkers, biomonitoring, East-Algeria coasts.

## المخلص

تَهْدَفُ هَذِهِ الدِّرَاسَةُ إِلَى تَفْهِيمِ تَأْتِيرِ تَلَوُّثٍ مُحْتَمَلٍ عَلَى النُّمُوِّ، وَتَكَوِينِ الْمَعَادِنِ وَاسْتِجَابَةِ لِبَعْضِ الْمَوْشَرَاتِ الْحَيَوِيَّةِ مِنَ الْإِجْهَادِ الْبَيْئِيِّ فِي *Phorcus (= Osilinus) turbinatus* لِإِذِهِ الْغَايَةِ، هَذَا الْمَوْشَرُ الْحَيَوِيُّ تَمَّ جُمْعُهُ فِي ثَلَاثِ مَحَطَّاتٍ إِخْتِيَارَهُمْ بِنَاءٍ عَلَى دَرَجَةِ مِنَ التَّلَوُّثِ، مَحَطَّةُ 1 (شَاطِئُ الْجَرْدَةِ، خَلِيْجُ الْقَلِّ، مَحَطَّةُ 2 (شَاطِئُ مِيلِيْتَارِ، خَلِيْجُ سَكِيْكِدَةِ)، مَحَطَّةُ 3 (شَاطِئُ رِيْزِي عُمُرْ، خَلِيْجُ عَنَابَةِ) وَمَحَطَّةُ رَابِعَةٍ كَشَاهِدٍ (شَاطِئُ وَاْدِ الْغَنَامِ، خَلِيْجُ شَطَايْبِي). وَهَذَا عَلَى مَدَى ثَلَاثَةِ عَشْرَ شَهْرًا مُتتَالِيَةً (جَانِفِي 2011 - جَاتْفِي 2012).

إِنْ رَصَدَ الْمَعْلَمَاتُ الْفِيْزِيَاءِيَّةُ وَالْكِيْمِيَاءِيَّةُ خَلَالَ دَوْرَةِ وَاحِدَةٍ (2011) ، سَمَحَ لَنَا لِتَحْدِيدِ أَرْبَعَةِ مَوَاسِمِ الْهَيْدْرُوْلُوجِيَّةِ، وَفَقَا لِقِيَمِ الْمُعْتَادَةِ الَّتِي وَاجَهْتَهَا فِي فَصْلِ الشِّتَاءِ الْبَحْرِ الْأَبْيَضِ الْمَتَوَسِّطِ ( ديسمبر -فبراير: 14 -16 درجة مئوية)، الرَّبِيعِ (مَارِس -مَآيُو: 17 -22,60 درجة مئوية)، الصَّيْفِ (يُونِيُو - أَعْسُطُس: 10,22-30,20 درجة مئوية) وَالْخَرِيفِ ( سِبْتِمْبِر - نُوْفَمْبِر: 17,6 -24,67 درجة مئوية). فِي حِينِ أَنَّ مَتَوَسِّطَ قِيَاسِ الْمُلُوحَةِ هُوَ 36.38 psu فَإِنَّهُ يَنْتَاقِصُ بِشَكْلِ مَلْحُوظٍ فِي ذَلِكَ الْوَقْتِ مِنَ الْفِيْضَانَاتِ (سِبْتِمْبِر وَنُوْفَمْبِر) وَيَصِلُ إِلَى 34.20 psu فِي الْمَحَطَّةِ 3. عَلَى الْعُمُومِ، بِالنَّسْبَةِ لِجَمِيعِ الْمَحَطَّاتِ فَإِنَّ دَرَجَةَ الْحُمُوضَةِ قَلِيْلَةٌ الْقَلْوِيَّةُ. إِنْ مِيَاهُ مِنتَقَةِ الدِّرَاسَةِ بِشَكْلِ عَامٍّ جَيِّدَةٍ الْاوكْسِيْجِيْنِ. حَيْثُ سَجَلْنَا قِيَمَ قُصْوَى تَبْلُغُ 10,59 مِغ/ل لَوْحِظَتْ فِي مَحَطَّةِ التَّحْكَمِ.

أَسْفَرَتْ عَمَلِيَّةُ الْجَرْدِ لِفَصِيْلَةِ نَهِيْدِ الْبَحْرِ Trochidae لِوُجُودِ اثْنَيْنِ مِنَ الْأَجْنَاسِ (*Phorcus*) وَ (*Gibbula*) وَسِنَّهُ أَنْوَاعِ (*P. turbinatus*، *P. articulatus* وَ *P. richardi*، *G. divaricata*، *G. racketsii* وَ *G. varia*) قَطُّ فِي شَاطِئِ وَاْدِ الْغَنَامِ تَضُمُّ هَذِهِ الْأَنْوَاعِ السَّنَّةُ. فِي الْمَحَطَّةِ 1، تَمَّ إِخْصَاءُ إِلَّا ثَلَاثَ أَنْوَاعٍ هِيَ كَالْتَالِي: *P. turbinatus* وَ *P. articulatus* وَ *G. divaricata*. أَمَّا فِيمَا يَخْصُ الْمَحَطَّاتِ 2 وَ 3، لَا تَحْوِي سِوَى *P. turbinatus* إِنْ الْمَتَابَعَةَ الزَّمْنِيَّةَ لِلْمَجْمُوعَاتِ الطَّبِيعِيَّةِ مِنْ *P. turbinatus* تَظْهَرُ أَنَّ أَعْلَى كَثَافَةِ تَوْجُدِ فِي الْمَحَطَّةِ الشَّاهِدِ مُقَارَنَةً مَعَ الْقِطَاعَاتِ الثَّلَاثَةِ الْآخَرَى.

الْقِيَمُ الْقُصْوَى لِوُفُورَةِ مِنْ هَذِهِ الْأَنْوَاعِ فِي مَحَطَّةِ التَّحْكَمِ تَتَبَايُنُ مِنْ  $0,17-1,33 \text{ ind.m}^{-2}$  هَذِهِ الْقِيَمِ هِيَ أَعْلَى بِكَثِيرٍ مِنْ تِلْكَ الَّتِي وَجَدَتْ فِي خَلِيْجِ الْقَلِّ ( الْمَحَطَّةُ 1)  $0,10-0,95 \text{ ind.m}^{-2}$  وَ مِنْ خُلْجَانِ سَكِيْكِدَةِ وَ عَنَابَةِ عَلَى التَّوَالِي ( مَحَطَّةُ 2:  $0,06-0,57 \text{ ind. m}^{-2}$  - مَحَطَّةُ 3:  $0-0,47 \text{ ind.m}^{-2}$ ). وَفِيمَا يَنْتَلِقُ الْكُتْلَةُ الْحَيَوِيَّةُ ( $\text{g.m}^{-2}$ , PS) كَانَتْ هُنَاكَ إِخْتِلَافَاتٌ مَلْحُوظَةٌ بَيْنَ الْمَحَطَّاتِ الدِّرَاسَةِ الْأَرْبَعِ، حَيْثُ تَرَاوَحَتْ قِيَمُ الْكُتْلَةِ الْحَيَوِيَّةِ  $0,001 - 1,48 \text{ g.m}^{-2}$ ، إِنْ هَذَا الْفَرْقُ الْعَدَدِي بَيْنَ الْمَحَطَّاتِ الْأَرْبَعِ يُمْكِنُ تَفْسِيْرُهُ بِالْأَثَارِ السَّلْبِيَّةِ لِلتَّلَوُّثِ عَلَى تَوْزِيْعِ هَذِهِ الْحَلَزُونِ. تَمَّتْ دِرَاسَةُ نِسْبَةِ الْجِنْسِ إِجْمَالًا، فَصَلِيًّا، شَهْرِيًّا وَ عَلَى أَسَاسِ حَجْمِ الصُّفُوفِ فِي مِنتَقَةِ الدِّرَاسَةِ. حَيْثُ وَجَدْنَا الْقِيَمِ فِي الْمَحَطَّاتِ 2 وَ 3 الْمُوَازَنَةَ بَيْنَ السُّكَّانِ (1: 1). أَمَّا فِي مَحَطَّةِ التَّحْكَمِ وَالْمَحَطَّةِ 1، فَهُوَ فِي صَالِحِ الْإِنَاثِ.

يَسْمَحُ تَحْلِيلُ الرُّسُومِ الْبَيَانِيَّةِ حَجْمَ التَّرْدُّدِ تَطْوِيرِ التَّرْكِيبَةِ السُّكَّانِيَّةِ مِنَ السُّكَّانِ *P. turbinatus* خَلَالَ فِتْرَةِ الدِّرَاسَةِ فِي مَحَطَّاتِ الدِّرَاسَةِ. إِثْنَيْنِ مِنْ فِتْرَاتِ التَّكَاتُرِ وَ لَوْحِظَتْ فِبْرَايِر -مَارِس (لِمَحَطَّاتِ 1 وَ 2 وَ 3) وَ تَمْتَدُّ إِلَى مَآيُو فِي مَحَطَّةِ التَّحْكَمِ، وَ الْفِتْرَةَ الثَّانِيَّةَ فِي الْخَرِيفِ (نُشْرِيْنِ الْأَوَّلِ). لَا يَتَجَاوَزُ طَوْلُ الْعُمُرِ *P. turbinatus* الَّتِي دُرِسَتْ بِاسْتِخْدَامِ نَمُودِجِ Battacharya 7 سِنَوَاتٍ وَ هَذَا مَا يَنْتَاسِبُ مَعَ الدِّرَاسَاتِ الْمُنْجَزَةِ فِي الْبَحْرِ الْأَبْيَضِ الْمَتَوَسِّطِ. وَيَقْدَرُ النُّمُوُّ مِنْ خَلَالَ نَمُودِجِ Von Bertalanffy الْكِلَاسِيْكِيَّةِ. الْعَالِيَّةُ الْعَظْمَى مِنَ الصِّفَاتِ فَحَصَ (6 / 5) لَدَيْهَا أَبْطَأَ نَمُوُّ أَقْلُ قِيَاسِ التَّنَامِي.

وَ أَحْجَامُهَا الْقُصْوَى الْمَسْجَلَةُ فِي *P. turbinatus* خَلَالَ فِتْرَةِ الدِّرَاسَةِ تَخْتَلِفُ مِنْ مَحَطَّةٍ إِلَى الْمَحَطَّةِ 27,96 مِلْم (مَحَطَّةِ التَّحْكَمِ، سِبْتِمْبِر)، 26,40 مِلْم (المحطة 1، أبريل)، 26,39 مِلْم (محطة 2، يونيو)، 24,14 مِلْم (المحطة 3 - أكتوبر). وَ كَانَ مَجْمُوعُ وَزْنِ الْمَسْجَلَةِ فِي *P. turbinatus* وَفَقَا لِلْمَحَطَّاتِ الْاسْتِطْلَاعِ 14,47 غَرَام (مَحَطَّةِ التَّحْكَمِ، دِيسْمِبِر)، الْمَحَطَّةُ 1 (أكتوبر، 13,13 غَرَام)، الْمَحَطَّةُ 2 (ديسمبر، 12,9 غَرَام) وَ الْمَحَطَّةُ 3 (6,34 غَرَام، سِبْتِمْبِر). إِنْ حَجْمَ عِنْدَ أَوَّلِ مَرَحَلَةِ النُّضْجِ الْجِنْسِيِّ يَتَبَايُنُ بَيْنَ (♀ = 14,55 مِلْم، ♂ = 8,11 مِلْم الَّتِي يَمْتَلِ عُمُرُ 2 سَنَةٍ). عَنِ طَرِيقِ الْاسْتِجَابَاتِ الْبِيُوْكِيْمِيَاءِيَّةِ لِلْكَائِنَاتِ الْحَيَّةِ لِلْمُلُوثَاتِ، أَصْبَحَ بِالْإِمْكَانِ تَتَبُعُ تَرَكَيزِ الْمَعَادِنِ (الْكَادِمِيُومِ، الْكُرُومِ، النُّحَاسِ، وَالرَّصَاصِ، وَالزَّنْكَ وَالنِّيْكَلُ) فِي جَسَدِ الصَّدْفَةِ وَ مِنْ نَاحِيَةِ آخَرَى، التَّغْيِرَاتُ الْمَوْسِمِيَّةُ فِي النِّشَاطِ الْإِنْزِيْمِي AChE وَ GST فِي *P. turbinatus* كُشِفَتْ إِسْتِجَابَةُ هَذِهِ الْمَوْشَرَاتِ الْحَيَوِيَّةُ تَنْبِيْطِ النِّشَاطِ الْإِنْزِيْمِي AChE وَتَحْرِيطُ عَلَى النِّشَاطِ GST لِلْقَوَاعِدِ الْمَتَوَاجِدَةِ فِي الْمَحَطَّةِ 1 وَ 2 وَ 3 مُقَارَنَةً مَعَ الرُّدُودِ الْمُسْجَلَةِ فِي الْحَلَزُونِ الْمَأْخُودِ مِنْ مَحَطَّةِ التَّحْكَمِ. وَبِشَكْلِ عَامٍّ، تُنْشِرُ النَّتَاجُ إِلَى أَنْ تَغْيِيرَ AChE مَعَ تَحْرِيطِ GST خَلَالَ فِتْرَةِ الدِّرَاسَةِ يَرْجِعُ فِي الْمَقَامِ الْأَوَّلِ إِلَى وَجُودِ تَرَكَيزَاتٍ عَالِيَّةٍ مِنَ الْمَعَادِنِ النَّزْرَةِ فِي التَّرْتِيْبِ النَّزَالِيِّ الزَّنْكَ <النحاس> <الرصاص> <الكرُوم> <الكادميوم> <النِّيْكَلُ>. تَمَّ الْعُتُورُ عَلَى عِلَاقَةِ طَرْدِيَّةٍ بَيْنَ الْعَوَامِلِ غَيْرِ الْحَيَوِيَّةِ ( دَرَجَةُ الْحَرَارَةِ، الْأُكْسِيْجِيْنِ الذَائِبِ، الْمُلُوحَةُ وَ دَرَجَةُ الْحُمُوضَةِ)، وَالْعَوَامِلِ الْفِيْسِيُولُوجِيَّةِ (IC، وَ مَوْشَرُوك) وَالْمَعَادِنِ الثَّقِيْلَةَ ( الْكَادِمِيُومِ، الْكُرُومِ، النُّحَاسِ، وَالرَّصَاصِ، الزَّنْكَ وَالنِّيْكَلُ) وَ الْأَنْشِطَةَ الْإِنْزِيْمِيَّةَ (أَسْتِيْلُوكُولِيْنِسْتِرَاز. GST).

كَلِمَاتُ الْبَحْثِ: فَصِيْلَةُ نَهِيْدِ الْبَحْرِ، *Phorcus turbinatus* وَالتَّنَوُّغُ وَ الْقِيَاسَاتُ الْحَيَوِيَّةُ، عِلْمُ الْبَيْئَةِ، عِلْمُ الْأَحْيَاءِ، وَ الْمَعَادِنِ الثَّقِيْلَةَ، وَ الْمَوْشَرَاتِ الْحَيَوِيَّةِ، وَ السَّمِيَّةُ الْإِيْكُولُوجِيَّةُ، الرَّصْدُ الْبِيُولُوجِيُّ، وَ الْإِجْهَادُ الْبَيْئِيُّ، سَوَاجِلُ شَرْقِ الْجَزَائِرِ.

*RÉFÉRENCES  
BIBLIOGRAPHIQUES*

- Aarset A.V & Aunaas T, 1990.** Metabolic responses of the sympagic amphipods *ammarus wilkitzkii* and *Onisimus glacialis* to acute temperature variations. *Marine Biology*, **107**(3): 433-438.
- Abdel-Moati A.R & Atta M, 1991.** *Patella vulgata*, *Mytilus minimus* and *Hayle prevosti* as bioindicators for Pb and Se enrichment in Alexandria coastal waters. *Marine Pollution Bulletin.*, (**22**): 148-150.
- Abdullah N, Tair R & Abdullah M.H, 2014.** Heavy Metals Concentration Relationship with *Perna viridis* Physical Properties in Mengkabong Lagoon, Sabah, Malaysia. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, **17**(1): 62.
- Aboul-Dahab O, 1985.** Chemical cycle of inorganique pollutants in the ecosystem west of Alexandria between Anfoushy and Agamy Thèse de Doctorat, Université d'Alexandrie:338p.
- Acosta A.L, 2010.** Les phénoloxydases chez l'huître creuse *Crassostrea gigas*: biomarqueurs potentiels de stress environnemental. Thèse de Doctorat, Université de La Rochelle : 376p.
- Adams C.G, Gentry A.W & Whybrow P.J, 1983.** Dating the terminal Tethyan event. *Utrecht Micropaleontologie. Bulletin.*, **30** : 273–298.
- Afli A, Cherif M, Aloui Bejaoui N, Cheour M.K & Ben Messaoud R, 2014.** Évaluation et cartographie du stock du gastropode trochide *Phorcus articulatus* (Lamarck, 1822) le long du littoral des îles Kerkennah (Golfe de Gabes Tunisie). *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô*, **41** : 38-46.
- Afri-Mehennaoui F.Z, 1998.** Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'oued KebirRhumel et de ses principaux affluents. Mémoire de Magistère en écologie, Université de Constantine : 237p.
- Afsar N, Siddiqui G & Ayub Z, 2013.** Study of reproductive cycle of two Archaeogastropods, *Turbo coronatus* and *Monodonta canalifera*. *Pakistan Journal of Zoology*, **45**(2): 459-467.
- Ahdy H.H, 1999.** Dynamics of Cd and Pb in Abu Kir Bay and their effect on marine organisms. Thèse de Doctorat, Université d'Alexandrie : 555p
- Aït-Aïssa S, Palluel O & Porcher J.M, 2003.** Biomarqueurs précoces d'écotoxicité. Rapport final BCRD, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. *INERIS*. Paris : 51p.
- Alberch P & Gale E.A, 1985.** A developmental analysis of an evolutionary trend: digital reduction in Amphibians. *Evolution*, **39**: 8–23.
- Alberch P, Gould S.J, Oster G.F & Wake D.B, 1979.** Size and shape in ontogeny and phylogeny. *Paleobiology*, **5**:296-317.
- Almar M, Otero L, Santos C & Gallego J.G, 1998.** Liver glutathione content and glutathione dependent enzymes of two species of freshwater fish as bioindicators of chemical pollution. *Journal of Environmental Science & Health Part B*, **33**(6): 769-783.
- Al-Masri M.H, 2002.** Marine environment studies on the Syrian coast: biomonitors. In *CIESM Workshop Series*, 15: 21-23.
- Alyakrinskaya I.O, 2004.** Adaptations of Certain Mediterranean Mollusks to Living in the Littoral Zone . *Biology Bulletin*, **31**(4): 406-415.
- Alyakrinskaya I.O, 2010.** Some adaptations of *Monodonta turbinata* (Born, 1780) (Gastropoda, Prosobranchia, Trochidae) to feeding and habitation in the littoral zone. *Biology Bulletin*, **37**(1): 63-68.

**Amanieu M, Ferri J & Guelorget O, 1979-1980.** Structure des communautés et stratégies adaptives en milieu lagunaire. *Océanis*, **5**(5) : 833-861.

**Amiard J-C, Amiard-Triquet C, Barka S, Pellerin J & Rainbow P.S, 2006.** Metallothioneins in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquatic Toxicology*, **76**:160-202.

**Amiard-Triquet C & Caurant F, 1994.** Les formes physico-chimiques de stockage des métaux chez les organismes marins: Indicateurs biologiques de la contamination de l'environnement. *Analisis*, **22**(1) : 24-26.

**Amiard-triquet C, Berthet B & Metayer C, 1986.** Contribution to the ecotoxicological study of cadmium, copper and zinc in the mussel *Mytilus edulis*. II. *Experimental study. Marine Biology*, **92**: 7-13.

**Amira A, Sifi K & Soltani N, 2011.** Measure of environmental stress biomarkers in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba (Algeria). *European Journal of Experimental Biology*, **1** (2):7-16.

**Andral B & Stanisiere J.Y, 1999.** Réseaux Intégrateurs Biologiques. RINBIO. Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée: résultats de la campagne 1998. *Ifremer. DEL/TL* :99-038.

**Andral B, Stanisiere J.Y & Mercie S, 2001.** Réseau Intégrateurs Biologiques. RINBIO. Evaluation de la contamination chimique des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée: résultats de la campagne 2000, *Ifremer. R.INT. DEL/TL* : 01-03.

**Anonyme 1976.** Extension du port d'Annaba: synthèse de l'étude générale des conditions naturelles dans le golfe d'Annaba. Laboratoire Central d'Hydraulique de France (LCHF), Maisons-Alfort : 50p.

**Anonyme 1996.** Extension du port de Skikda: synthèse de l'étude générale des conditions naturelles dans le golfe de Skikda. Laboratoire Central d'Hydraulique de France (LCHF), Maisons-Alfort : 40p.

**Anonyme 2003.** Minitab Reference manual, release 13,2 for windows & A State College Minitab:1047p.

**Anonyme 2007.** FISAT II software FAO, version 2.2.O pour windows.

**Anonyme 2008.** XLSTAT software statistique, version 2 pour windows.

**Anonyme 2009.** XLSTAT software statistique, version 1 pour windows. aquatic organisms: ecotoxic consequences. *The Science of the Total Environment* ,**171**: 197-204.

**Anonyme 2012a.** Campagne estivale nationale de la surveillance des eaux de baignades. Observatoire national de l'environnement et du développement durable de la wilaya de Skikda (ONNEDS 2012), Rapport de la saison estivale : 40p.

**Anonyme 2012b.** Campagne estivale nationale de la surveillance des eaux de baignades. Observatoire national de l'environnement et du développement durable de la wilaya d'Annaba (ONNEDA 2012). Rapport de la saison estivale : 45p.

**Anonyme 2013a.** Campagne estivale nationale de la surveillance des eaux de baignades. Observatoire national de l'environnement et du développement durable de la wilaya de Skikda (ONNEDS 2013). Rapport de la saison estivale : 50p.

- Anonyme 2013b.** Compagne estivale nationale de la surveillance des eaux de baignades. Observatoire national de l'environnement et du développement durable de la wilaya d'Annaba (ONNEDS 2012). Rapport de la saison estivale : 56p.
- Ansell A.D, 1961.** Reproduction, growth and mortality of *Venus striatus* (da Costa) in Kames Bay, Millport. *Journal of the Marine Biological Association UK*, **41**:191-215.
- Ansell A.D & Lagardère F, 1980.** Observations on the biology of *Donax trunculus* and *Donax vittatus* at Ile d'Oleron (French Atlantic Coast). *Marine Biology*, **57** (4): 287-300.
- Ansell A.D, 1968.** The Rate of Growth of the Hard Clam *Mercenaria mercenaria*(L) throughout the Geographical Range. *Journal du Conseil*, **31**(3) :364-409.
- Anton M.P, Gasco C & Benedicto J.M, 2002.** Biomonitoring in the Mediterranean coast of Spain. *CIESM workshops series*, (15) : 136.
- Aoudjit N, 2001.** Etude de certains facteurs biologiques de la contamination du bouge (*Boops boups*) par les métaux lourds provenant de la baie d'Oran. Thèse de Magister, Université d'Oran:120p.
- Arnaud P, 1978.** Révision des taxa malacologiques méditerranéens introduits par Antoine Risso. *Annales du Muséum d'histoire naturelle de Nice*, 5: 101–150.
- Askew C.G, 1972.** The growth of oysters *Ostrea edulis* and *Crassostrea gigas* in Emsworth Harbour. *Aquaculture*, **1** : 237-259.
- Auby I, Bocquene G, Quiniou F & Dreno J.P, 2007.** Etat de la contamination du Bassin d'Arcachon par les insecticides et les herbicides sur la période 2005-2006. Impact environnemental : 35p.
- Augier H, Desmerger R, Egea M, Imbert E, Park W.K, Ramonda G & Santimone M, 1994.** Study of heavy metal contamination in harbour-industrial zone of the gulf of Fos-sur-Mer (Mediterranean, France), using biological indicators (mussels and sea urchins) - *MarLife*, **4**(2): 59-67.
- Augier H, 1987.** Bio-indicateurs et indicateurs biologico-biochimiques en pollution marine. Actes 8<sup>ème</sup> Colloque International d'océanographie Méditerranéenne, 9-12 octobre 1985, Nice. *Revue Internationale d'Océanographie Médicale*, **85**(86):147-150.
- Ávila S.P, Madeira P, Rebelo A.C, Melo C, Hipólito A, Pombo J & Cordeiro R, 2015.** *Phorcus sauciatatus* (Koch, 1845)(Gastropoda: Trochidae) in Santa Maria, Azores archipelago: the onset of a biological invasion. *Journal of Molluscan Studies*, **81**(4):516-521.
- Axiak V & Schembri J.L, 1982.** Effects of temperature on the toxicity of mercury and cadmium to the littoral gastropod *Monodonta turbinata*. *Marine Pollution Bulletin*, **13**: 383–386.
- Azzoni R, Giordani G & Viaroli P, 2005.** Iron–sulphur–phosphorus interactions: implications for sediment buffering capacity in a mediterranean eutrophic lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Hydrobiologia*, **550**(1): 131-148.
- Babcock R.C, Bull G.D, Harrison P.L, Heyward A.J, Oliver J.K, Wallace C.C & Willis B.L, 1986.** Synchronous spawnings of 105 Scleractinian coral species on the Great Barrier Reef. *Marine Biology*, **90**: 379-394.
- Bachari S, Houma F, Bachouche N, Kessar A & Belkessa R, 2011.** Contribution to the assessment of pollution of marine water on the west coast of Algeria using satellite imagery. *Con Méd Côt & Mar*. 2<sup>nd</sup>e édition, TANGER, MAROC: 339-344.

- Bachelet G, 1981.** Données préliminaires sur l'organisation trophique d'un peuplement benthique marin. *Vie Milieu*, **31**(3-4): 205-213.
- Bachelet G, de Montaudouin X & Dauvin J.C, 1996.** The quantitative distribution of subtidal macrozoobenthic assemblages in Arcachon Bay in relation to environmental factors: a multivariate analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **42**(3):371-391.
- Bachelet G, Desperes M, Ducrotoy J.P, Guillou J, Labourg J.P, Rybarczyk H, Sauriau P.G, Elkaïm B & Glémarec M, 1982.** Rôle de la compétition intraspécifique dans la régulation du recrutement *Cerastoderma edule*. *Annales de l'Institut océanographique*, **68**(1-2): 75-87.
- Bainy A.C.D, 2000.** Biochemical responses in Peneids caused by contaminants. *Aquaculture*, **191**: 163– 168.
- Bakalem A, 2008.** Contribution à l'étude des peuplements benthiques du plateau continental Algérien. Thèse de Doctorat, Université d'Alger : 677p.
- Bakalem A, Boudjerra F, Romano J.C & Yagoubi A.L, 1990.** Étude spatio-temporelle des Mollusques des sables fins de la baie d'Alger. *Rapport de la Commission Internationale pour l'Exploitation Scientifique de la Mer Méditerranée*, **32**(1): 32.
- Bakhayokho M, 1983.** Biology of the cuttlefish *Sepia Officinalis hierredda* off the Senegalese coast. In: Caddy, J.F.(ed.) Advances in assessment of world cephalopod resources. *FAO Fisheries Technical Paper*. **231**: 204-263
- Ballorain K, 2011.** Ecologie trophique de la tortue verte *Chelonia mydas* dans les herbiers marins et algues marines du sud-ouest de l'océan Indien. Thèse de Doctorat, Université de la Réunion : 298p.
- Barille L, Heral M & BarilleBoyer A.L, 1997.** Ecophysiological deterministic model for *Crassostrea gigas* in an estuarine environment. *Aquatic living resources*, **10**(1): 31-48.
- Barnes H, 1962.** Notes on variations in the release of nauplii of *Balanus balanoides* with special reference to the spring diatom outburst. *Crustaceana*, **4** :118-122.
- Batista D, Muricy G, Rocha R.C & Miekeley N.F, 2014.** Marine sponges with contrasting life histories can be complementary biomonitors of heavy metal pollution in coastal ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, **21**(9): 5785-5794.
- Bauer R.T, 1992.** Testing generalisations about latitudinal variation in reproduction and recruitment patterns with sicyoniid and caridean shrimp species. *Invertebrate Reproduction and Development*, **22**:193-202.
- Baumard P, Budzinski H & Garrigues P, 1998 b.** PAHs in Arcachon Bay, France: origin and biomonitoring with caged organisms. *Marine Pollution Bulletin*, **36**: 577-586.
- Baumard P, Budzinski H, Garrigues P, Sorbe J.C, Burgeot T & Bellocq J, 1998 a.** Concentrations of PAHs (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) in various marine organisms in relation to those in sediments and to trophic level. *Marine Pollution Bulletin*, **36**: 951-960.
- Baumard P, Budzinski H, Garrigues P, Dizer H & Hansen P.D, 1999.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments and mussels (*Mytilus edulis*) from the Western Baltic Sea: occurrence, bioavailability and seasonal variations. *Marine Environmental Research*, **47**: 17-47.
- Baurand P.E, 2014.** Embryotoxicité de contaminants métalliques et organiques chez l'escargot *Helix aspersa*, Thèse de Doctorat, Université de Franche-Comté : 228p.



- Bayed A, 1991.** Etude écologique des écosystèmes de plages de sable fin de la côte atlantique marocaine. Modèle de zonation, biotypologie, dynamique des populations Doctoral dissertation, Thèse Doctorat d'Etat, Université Mohammed V : 229p.
- Bayne B.L, Moore M.N, Widdows J, Livingstone D.R & Salkeld P, 1979.** Measurement of the responses of individuals to environmental stress and pollution: studies with bivalve molluscs. *Philosophical Transactions of the Royal Society (B)*, **286**: 563–581.
- Bazairi H, 1999.** La faune macrobenthique de la lagune de Moulay Bouselham: Structure des peuplements et successions spatio-temporelles. Thèse de Doctorat, Université Mohamed V: 230p.
- Bazaïri H. 1999.** La faune macrobenthique de la lagune de Moulay Bouselham. Structure des peuplements et successions spatio-temporelles. Thèse Doctorat National, Université de Mohammed V: 199p.
- Bebiano M.J & Serafim M.A, 1998.** Comparison of metallothionein induction in response to cadmium in the gills of the bivalve molluscs *Mytilus galloprovincialis* and *Ruditapes decussatus*. *Science of the Total Environment*, **214**: 123-131.
- Bebiano M.J, Lopes B, Guerra L, Hoarau P & Ferreira A.M, 2007.** Glutathione-S-transferases and cytochrome P450 activities in *Mytilus galloprovincialis* from the South coast of Portugal: effect of abiotic factors *Environment International*, **33**: 550-558.
- Bech M, 2002.** A survey of imposex in muricids from 1996 to 2000 and identification of optimal indicators of tributyltin contamination along the east coast of Phuket Island, Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, **44**: 887-896.
- Beck L.A, 1995.** Zur Systematik und Evolution europäischer Trochiden (Kreiselschnecken) unter besonderer Berücksichtigung der Gattungen *Gibbula* RISSO, 1826, *Osilinus* PHILIPPI, 1847 und *Jujubinus* MONTEROSATO, 1884 (Gastropoda, Prosobranchia). Europäische Kreiselschnecken (Trochoidea).
- Begon M, Firbank L & Wall R, 1986.** Is there a self-thinning rule for animal populations?. *Oikos*: 122-124.
- Bei F, Catsiki V & Stroggyloudi E, 1998.** Seasonal and spatial variations of Cu, Cr, Ni and Pb concentrations in *Mytilus galloprovincialis* of Saranikos Gulf, Greece. *Rapport de la Commission Internationale pour l'Exploitation Scientifique de la Mer Méditerranée* : 35- 2.
- Beiras R & Saco-Álvarez L, 2006.** Toxicity of seawater and sand affected by the Prestige fuel-oil spill using bivalve and sea urchin embryogenesis bioassays. *Water, Air, & Soil Pollution*, **177**(1): 457–66.
- Bélangier D, 2009.** Utilisation de la faune macrobenthique comme bioindicateur de la qualité de l'environnement marin côtier. Thèse de Doctorat, Université de Sherbrooke : 67p.
- Beldi H, Gimbert F, Maas S, Scheifler R & Soltani N, 2006.** Seasonal variations of Cd, Cu, Pb and Zn in the edible mollusc *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba, Algeria. *African Journal of Agricultural Research*, **1**(4): 85-90.
- Beldi H, 2007.** Étude de *Gambusia affinis* (Poisson, Téléostéen) et *Donax trunculus* (Mollusque, Pélécy-pode) : écologie, physiologie et impacts de quelques altéragènes. Thèse de doctorat d'état en Sciences Naturelles, mention Biologie Animale. Université d'Annaba : 105p.

- Beldi H, Boumaza F.Z, Draredja B & Soltani N, 2012.** Biodiversité des Patellidae (Gastropoda, Prosobranchia) du golfe d'Annaba (Algérie Nord-Est). *Bulletin de la Société zoologique de France*. **137**(1-4): 121-132.
- Belghiti M.L, Chahlaoui A & Bengoumi A, 2013.** Caractéristiques physico -chimique des eaux de certains puits utilisés comme source d'eau potable en milieu rural dans la région de Meknès (Maroc), *Larhyss Journal*, (**14**) : 21-36.
- Belhaouari B, 2008.** Étude Ecotoxicologique du mollusque Gastéropode Monodonta turbinata (Born, 1780) dans la côte Oranaise Est. Mémoire de Magister, Université d'Oran : 91p.
- Belhaouari B, 2012.** Etude écotoxicologique chez un Gastéropode marin, *Osilinus turbinatus* (Born, 1780) dans le littoral algérien occidental. Thèse de Doctorat, Université d'Oran :150p.
- Belhaouari B, Rouane -Hacene O, Bouhadiba S & Boutiba Z, 2011.** Use of a marine gasteropod *Osilinus turbinatus* in marine biomonitoring: application to heavy metals from the western Algerian coast. *Journal of Applied Environmental and Biological Science*, **3**: 89 - 96.
- Bellan D, Santini J, Lacaze C & Poizat C, 1994.** Les biocénoses marines et littorales de la Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives. Ed. Secrétariat de la faune et de la flore. Collection patrimoines naturels. Volume 19, série patrimoines écologiques. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris : 246p.
- Bellon-Humbert C, 1973.** Les mollusques testacés du Maroc premier supplément. *Travaux de l'institut Scientifique chérifien*, Série N°**37** : 144p.
- Bellon-Humbert C, 1962a.** Les Mollusques marins testacés du Maroc. I- Les Gastéropodes. *Travaux de l'Institut Scientifique Chérifien*. Série zoologie, N°**23**, Rabat : 245p.
- Bellon-Humbert C, 1962b.** Les mollusques marins testacés du Maroc. Lamellibranches et Scaphopodes. *Travaux de l'institut Scientifique chérifien*. Série zoologique, N°**28**, Rabat : 184p.
- Benali I, 2015.** Utilisation de la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lmk, 1819) collectée sur le littoral ouest algérien, pour l'évaluation de l'impact d'une pollution anthropogénique (Métaux lourds, PCBs et HAPs). Thèse de Doctorat. Université d'Oran : 168p.
- Benali I, Boutiba Z, Merabet A & Chèvre N, 2015.** Integrated use of biomarkers and condition indices in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) for monitoring pollution and development of biomarker index to assess the potential toxic of coastal sites. *Marine pollution bulletin*, **95**(1): 385-394.
- Beninger P.G, 1984.** Seasonal variations of the major lipid classes in relation to the reproductive activity of two species of clams raised in a common habitat: *Tapes decussatus* L.(Jeffreys, 1863) and *T. philippinarum* (Adams & Reeve, 1850). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **79**: 79-90.
- Benoit-Chabot V, 2014.** Les facteurs de sélection des bio-indicateurs de la qualité des *cosystèmes aquatiques: élaboration d'un outil d'aide à la décision*. Thèse de Doctorat, Université de Sherbrooke : 103p.
- Benomar S, Bouhaimi A, El Hamidi F, Mathieu M, Ouichou A & Moukrim A, 2006.** Cycle de reproduction de la moule africaine *Perna perna* (Mollusca, Bivalvia) dans la baie d'Agadir: impact des rejets d'eaux usées domestiques et industrielles. *Biologie et Santé*, **6**:25-36.

- Benzohra M, 1993.** Les structures hydrodynamiques le long des côtes Algériennes. Workshop sur la circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes du Maghreb, *International Network Optimization Conference* : 33-44.
- Bertalanffy L & Von, 1938.** A quantitative theory of organic growth. *Human Biology*, **10**(2): 181-213.
- Beukema J.J & DeBruin W, 1977.** Seasonal changes in dry weight and chemical composition of the soft parts of the tellinid bivalve *Macoma balthica* in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, **11**(1): 42-55.
- Beyer J.E, 1991.** On length-weight relationships. 2. Computing mean weights from length statistics. *Fishbyte*, **9**: 50-54.
- Bhattacharya G.G, 1967.** A sample method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics*, **137**(1): 137-143.
- Binelli A & Proveni A, 2003.** POPs in edible clams from different Italian and European markets and possible human health risk. *Marine Pollution Bulletin*, **46**: 879-886.
- Blackmore G, 2001.** Interspecific variation in heavy metal body concentrations in Hong Kong marine invertebrates. *Environmental Pollution*, **114**: 303-311.
- Blakeslee C.J, Galbraith H.S, Robertson L.S & St John White B, 2013.** The effects of salinity exposure on multiple life stages of a common freshwater mussel, *Elliptio complanata*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **32**(12): 2849-2854.
- Blondel J, Ferry C & Frochot B, 1973.** Avifaune et végétation. Essai d'analyse et de diversité. *Alauda*, **46**: 63-84.
- Boalch R, Chan S & Taylor D, 1981.** Seasonal variation in the trace metal content of *Mytilus edulis*. *Mar. Pollut. Bull.*, **12**: 276-280.
- Boaventura D.R.P, Cancela da Fonseca L & Hawkins S.J, 2002.** Intertidal rocky shore communities of the continental Portuguese coast: analysis of distribution patterns. *Marine Ecology*, **23**(1): 69-90.
- Bocquené G & Galgani F, 2004.** Les marqueurs biologiques des effets polluants : l'Acétylcholinestérase. Ed. Ifremer, méthodes d'analyse en milieu marin : 28p.
- Bocquené G, Roig A & Fournier D, 1997.** Cholinesterases from the common oyster (*Crassostrea gigas*). *Febs Letters*, **407**(3): 261-266.
- Bode A, Lombas I & Anadon N, 1986.** Preliminary studies on the reproduction and population characteristics of *Monodonta lineata* and *Gibbula umbilicalis* (Mollusca Gastropoda) on the central coast of Asturias (N. Spain). *Hydrobiologia*, **142**: 31-39.
- Bodoy A & Massé H, 1978.** Quelques paramètres permettant de suivre la production organique d'un Mollusque bivalve au cours d'un cycle saisonnier. *Publ. Sci. Tech. CNEXO*, Actes colloque, **7** : 753-766.
- Bodoy A, 1982.** Croissance saisonnière du bivalve *Donax trunculus* (L.) en Méditerranée nord occidentale (France). *Malacologia*, **22**(1-2): 353-358.
- Boening D.W, 1999.** An evaluation of bivalves as biomonitors of heavy metals pollution in marine waters. *Environmental monitoring and assessment*, **55**(3): 459-470.

- Bolan N.S, Szogi A.A, Chuasavathi T, Seshadri B , Rothrock M.J & Anneerselvam P, 2010.** Uses and management of poultry litter. *World's Poultry Science Journal*, **66**(04): 673-698.
- Bologa A, 2002.** Monitoring of  $^{137}\text{Cs}$  in mussel *Mytilus galloprovincialis* along the Romanian black sea coast. *CIESM workshops series*, (15): 136.
- Booolootian R.A, 1966.** Reproductive physiology. In *Physiology of Echinodermata* (ed R.A. Booolootian), Wiley. New York: 561-614.
- Bordjiba O, Bekhouche F , Hassaine A & Djenidi R, 2009.** Impact de la Pollution Par Les Hydrocarbures Sur la Qualité des Eaux Usées Dans la Région de Skikda (Nord-Est Algérien). *European Journal of Scientific Research*, **26**(1): 87-97.
- Boucetta S, 2010.** Contribution à l'écobiologie de la troque *Osilinus* (= *Monodonta*) *turbinatus* (Born, 1780) (Gastropoda, Trochidae) des côtes de l'Est Algérien. Mémoire de Magistère, Université Ahmed Ben Bella d'Oran1 : 245p.
- Boucetta S, Derbal F , Boutiba Z & Kara M.H, 2010.** First biological data on the marine snails *osilinus turbinatus* (gastropoda, trochidae) of eastern coasts of Algeria. *Global Change: Mankind-Marine Environment Interactions*, **57**: 321-324.
- Boudelaa S & Medjram M.S, 2011.** Assessment of chemical and petrochemical effluent:- case of hydrocarbon pole of skikda, Algeria. *European Journal of Scientific Research*, **63**(4): 563-584.
- Boudouresque C.F, 1996.** Impact de l'homme et conservation du milieu marin en Méditerranée. GIS Posidonie publ., 2<sup>ème</sup> édition., Marseille : 1-243.
- Bouhaimi A, 2002.** Étude de la biologie des moules *Mytilus galloprovincialis* et *Perna perna* et validation de certains biomarqueurs (acétylcholinestérase et peroxydation lipidique) pour l'évaluation de l'état de santé de la baie d'Agadir. Thèse de Doctorat d'Etat., Université de Ibn Zohr : 187p.
- Bouhayene S & Djebbar A.B, 2013.** Suivi de la contamination fécale des eaux de baignade du golfe de Skikda (nord-est algérien). *European Journal of Scientific Research*, **112**(4): 529-536.
- Bouhayene S, 2015.** Evaluation bactériologique des zones de baignades de la baie de Skikda). Thèse de Doctorat, Université d'Annaba : 230p.
- Boumazza F.Z, 2014.** Évaluation de l'état de santé des eaux du golfe d'Annaba à travers un Mollusque Gastéropode *Patella caerulea* (L., 1758): paramètres écologiques et biochimiques. Thèse de doctorat, Université d'Annaba : 163p.
- Bouquegneau J.M & Martoja M, 1982.** La teneur en cuivre et son degré de complexation chez quatre Gastéropodes marins. Données sur le cadmium et le zinc, *Oceanologica Acta.*, **5**(2): 219-228.
- Boutabia-Trea S, 2015.** Evaluation de niveau de la pollution métallique dans le golfe d'Annaba en utilisant la posidonie *Posidonia oceanica* (L) Delile. Thèse de doctorat, Université d'Annaba : 298p.
- Boutabia-Trea S, Habbachi W & Bensouilah M, 2015.** Evaluation of the metallic contamination level in the gulf of Annaba (North-eastern Algeria) using a *Posidonia oceanica* (L) Delile. *Advances in Environmental Biology*, **9**(2):75-82.
- Boutiba Z, 1992.** Les mammifères marins d'Algérie. Statut, Réparation, Biologie et Ecologie. Thèse de doctorat, Université d'Oran: 575p.

- Boutiba Z, Taleb Z & Abi-Ayad S.M.E.A, 2003.** Etat de la pollution marine de la côte Oranaise. *Edit : Dar El Gharb*. Algérie : 69p.
- Bouziane A, 2009.** Contribution à l'étude des Patellidae du golfe d'Annaba (Algérie Nord-Est). Mémoire de Magistère, Université d'Annaba: 200p.
- Boyden C.R, 1974.** Trace elements content and body size in molluscs. *Nature*, **251**: 311-314.
- Boyden C.R, 1977.** Effect of size upon metal content of shellfish. *Journal of the Marine Biological Association UK*, **57**: 675-714.
- Bradford M.M, 1976.** A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical biochemistry*, **772**: 248–264 .
- Branch G.M & Branch M.L, 1981.** Experimental analysis of intraspecific competition in an intertidal Gastropod, *Littorina unifasciata*. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, **32**: 573-589.
- Branch G.M, 1981.** The biology of limpets: physical factors, energy flow and ecological interactions. *Oceanography Annual Review of Marine Science*, **19**: 235-380p.
- Branch, G.M, 1975.** Mechanisms reducing intraspecific competition in *Patella* spp.: migration, differentiation and territorial behaviour. *The Journal of Animal Ecology*, 575-600.
- Bretau S, Saglio P & Toutant J.P, 2001.** Effets du carbofuran sur l'activité de l'acétylcholinestérase cérébrale et sur l'activité de nage chez *Carassius auratus* (Cyprinidae). *Cybiuim*, **25**(1): 33-40.
- Bulleri F & Chapman M.G, 2010.** The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*, **47**(1): 26-35.
- Burgeot T, Bocquéné G, Porte C, Dimeet J, Santella R.M, Pfhof-Leszkowicz A & Galgani F, 1996.** Bioindicators of pollutant exposure in the northwestern Mediterranean Sea. *Marine ecology progress series*, **131**: 125-141.
- Burger J, 2006.** Bioindicators : a review of their use in the environmental literature 1970-2005. *Environmental bioindicators*, **1**: 136-144.
- Burger J, Gochfeld M & Jewett S, 2006.** Selecting species for marine assessment of radionuclides around Amchitka : planning for diverse goals and interests. *Environmental monitoring and assessment*, **123**: 371-391.
- Butler P.A, Andren L, Bonde G.J, Jernelov A & Reisch D.J, 1971.** Monitoring organisms. FAO conférence on marine pollution and its effect on living resources and fishing, Rome. *FAO fisheries reports*, **99**:101-112.
- Cahn A.H, 1948.** Japanese sponge culture experiments in the south Pacific Islands., USDI, Fish and Wildlife service, Washington. *Fishery Leaflet*, 309.
- Cajaraville M.P & Ortiz-Zarragoitia M, 2006.** Specificity of the peroxisome proliferation response in mussels exposed to environmental pollutants. *Aquatic Toxicology*. **78**: S117-23.
- Campanella L, Conti M.E, Cubadda F & Sucapane C, 2001.** Trace metals in seagrass, algae and molluscs from an uncontaminated area in the Mediterranean. *Environmental Pollution*, **111**: 117-126.
- Canesi L & Viarengo A, 1997.** Age-related differences in glutathione metabolism in mussel tissues( *Mytilus edulis* L.). *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, **116**: 217-221.

- Canesi L, Viarengo A, Leonzio C, Filippelli M & Gallo G, 1999.** Heavy metals and glutathione metabolism in mussel tissues. *Aquatic Toxicology*, **46**: 67-76.
- Caplat C, Texier H, Barillier D & Lelievre C, 2005.** Heavy metals mobility in harbour contaminated sediments: the case of Port-en-Bessin. *Marine Pollution Bulletin*, **50**(5): 504-511.
- Caproni R, 2002.** Seasonal changes in meat content, condition index and chemical composition of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) cultured in two different Italian sites. *Food Chemistry*, **77**(1): 57-65.
- Catsiki V.A, Bel F & Nicolaidou A, 1994.** Size dependent metal concentrations in two marine gastropod species. *Aquatic Ecology*, **28**(2): 157-165.
- Celander M, Buhler D.R, Förlin L, Goksøyr A, Miranda C.L, Woodin B.R & Stegeman J.J, 1996.** Immunochemical relationships of cytochrome P4503A-like proteins in teleost fish. *Fish Physiology and Biochemistry*, **15**(4): 323-332.
- Chambost-Manciet Y, 2002.** Ampleur et effets biologiques de la contamination métallique (Cd, Cu, Fe, Pb et Zn) des sédiments en Mer du Nord. *Utilisation de l'étoile de Mer *Asterias rubens**. Mémoire : 120p.
- Chaouch R, Abbes A & Djebar A.B, 2007.** Identification et quantification des déchets solides encombrant les plages du littoral d'Annaba, *Revue Synthèse*, **17** :46-5.
- Charissou A.M, Cossu-Leguille C & Vasseur P, 2004.** Relationship between two oxidative stress biomarkers, malondialdehyde and 8-oxo-7, 8-dihydro-2'-deoxyguanosine, in the freshwater bivalve *Unio tumidus*. *Science of the Total Environment*, **322**: 109-122.
- Chatterjee S & Bhattacharya S, 1984.** Detoxication of industrial pollutants by the glutathione glutathione-S-transferase system in the liver of *Anabas testudineus* (Bloch). *Toxicology letters*, **22**(2): 187-198.
- Cheggour M, Chafik A & Benbrahim S, 2002.** Biomonitoring of the moroccan coasts: outlook of the Mediterranean mussel watch in Morocco. *CIESM workshops series*, **15**: 136.
- Cheour M.K & Bejaoui N.A, 2010.** Comparaison du cycle sexuel de *Monodonta articulata* en milieu d'origine (Iles Kerkennah) et apres transfert. *CIESM workshops series* : 39.
- Cherkasov A.S, Biswas P.K, Ridings D.M, Ringwood A.H & Sokolova I.M, 2006.** Effects of acclimation temperature and cadmium exposure on cellular energy budgets in the marine mollusk *Crassostrea virginica*: linking cellular and mitochondrial responses. *Journal of Experimental Biology*, **209**(7): 1274-1284.
- Chessel D, Dufour A & Thioulouse J, 2004.** The ADE4 package. I. One-table methods. R News 4: 5-10 contamination in the seaweeds of the Venice lagoon. *Chemosphere*, **47**: 443-454.
- Cheverud J.M, 1982.** Phenotypic, genetic, and environmental morphological integration in the cranium. *Evolution*, **36**: 499-516.
- Chícharo M.A, Chícharo L.M, Galvão H, Barbosa A, Marques M.H , Andrade J.P & Gouveia I, 2001.** Status of the Guadiana estuary (South Portugal) during 1996-1998: an ecohydrological approach. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, **4**(1): 73-89.

- Chiffolleau J.F, Auger D, Chartier E, Michel P, Truquet I, Ficht A, Gonzalez J.L & Romana L.A, 2001.** Spatiotemporal changes in Cadmium contamination in the Seine estuary (France). *Estuaries*, **24**(6B): 1029-1040.
- Chiffolleau J.F, Auger D, Boutier B , Rouzel E & Truquet I, 2003.** Dosage de certains métaux dans les sédiments et la matière en suspension par absorption atomique ». Ed. Ifremer Brest. France : 45 p.
- Chin, I.M, 2003.** Variation in *Monodonta labio* among different intertidal habitats in Hong Kong. Thèse de Doctorat, Université de Hong Kong: 223p.
- CIESM, 2002.** Mediterranean mussel watch- designing a regional program for detecting radionuclides and trace contaminants. *CIESM workshops series*, **15**: 136p.
- Clare A.S, 1986.** Induction of egg spawning in *Gibbula umbilicalis* (da Costa) by anhomogenate of the cerebral ganglia. *General and Comparative Endocrinology*, **63**: 85-90.
- Clare A.S, 1990.** Laboratory induced spawning of the gastropod *Gibbula cineraria* as an indicator of field spawning. *Marine Ecology Progress Series*, **63**: 303-304.
- Clark P.U, Pisias N.G , Stocker T.F & Weaver A.J, 2002.** The role of the thermohaline circulation in abrupt climate change. *Nature*, **415**: 863-869.
- Cocanour B & Allen K, 1967.** The breeding cycles of a sand dollar and a sea urchin. *Comparative Biochemistry Physiology*, **20**: 327-331.
- Cogun H.Y, Yuzereroglu T.A, Kargin F & Firat Ö, 2005.** Seasonal variation and tissue distribution of heavy metals in shrimp and fish species from the Yumurtalik coast of Iskenderun Gulf Mediterranean. *The Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **75**: 707-715.
- Colonese A.C, Troelstra S, Ziveri P, Martini F & Vetro D.L, Tommasini S, 2009.** Mesolithic shellfish exploitation in SW Italy: seasonal evidence from the oxygen isotopic composition of *Osilinus turbinatus* shells. *Journal of Archaeological Science*, **36**(9): 1935-1944.
- Conti M.E, Bocca B, Iacobucci M, Finoia M.G, Mecozzi M , Pino A & Alimonti A, 2010.** Baseline trace metals in seagrass, algae and molluscs in a southern Tyrrhenian ecosystem (Linosa Island, Sicily). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **58**: 79-95.
- Conti M & Cecchetti G, 2003.** A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. *Environmental Research*, **93**: 99-112.
- Conti M.E & Mecozzi M, 2008.** Multivariate approaches to biomonitoring studies. In: Conti ME (Ed) Biological monitoring: theory and applications. *The Sustainable World* : 17.
- Conti M.E, Iacobucci M & Cecchetti G, 2005.** A statistical approach applied to trace metal data from biomonitoring studies. *International Journal of Environment and Pollution*, **23**: 29-41.
- Conti M.E, Iacobucci M & Cecchetti G, 2007a.** A biomonitoring study: trace metals in seagrass, algae and molluscs in a marine reference ecosystem (southern Tyrrhenian sea). *Int J Environ Pollut*, **29**:308-332.
- Conti M.E, Iacobucci M, Cucina D & Mecozzi M, 2007b.** Multivariate statistical methods applied to biomonitoring studies. *International Journal of Environment and Pollution*, **29**:333-343.

- Conti M.E, Iacobucci M, Mecozzi M & Cecchetti G, 2006** .Trace metals in soft tissues of two marine gastropod molluscs: *Monodonta turbinata* B. and *Patella caerulea* L. collected in a marine reference ecosystem. In: Brebbia CA (ed.) Environmental problems in coastal regions VI, including oil and chemical spill studies. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, **88**: 3-11.
- Conti M.E, Stripeikis J, Finoia M.G & Tudino M.B, 2011**. Baseline trace metals in bivalve molluscs from the Beagle Channel, Patagonia (Argentina). *Ecotoxicology*, **20**: 1341-1353.
- Cossa D, Bourget E & Piuze J, 1979**. Sexual maturation as a source of variation in the relationship between cadmium concentration and body weight of *Mytilus edulis*, L. *Marine Pollution Bulletin*, (**10**):174-176.
- Cossa D, Bourget E, Pouliot D, Piuze J & Chanut J.P, 1980**. Geographical and seasonal variations in the relationship between trace metal content and body weight in *Mytilus edulis* *Marine Biology*, (**58**): 7-14.
- Cossa D, Coquery M, Nakhlé K & Claisse D, 2002**. Dosage du mercure total et du monométhylmercure dans les organismes et les sédiments marins. *Editions IFREMER*: 28p.
- 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**: 106-121.
- Cossu C, Doyotte A, Jacquin M.C & Vasseurn P, 1997**. Biomarqueurs du stress oxydant chez les animaux aquatiques. *Biomarqueurs en écotoxicologie* : 149-163.
- Costa M.A.D, 2015**. Distribution and shape analysis of *Phorcus lineatus* and *Phorcus sauciatus* along the Portuguese coast. Thèse de Doctorat, Université de Lisboa, 68p.
- Costa L.G., 1996**. Biomarker research in neurotoxicology: the role of mechanistic studies to bridge the gap between the laboratory and epidemiological investigations. *Environmental health perspectives*, **104** (1): 55.
- Creese R.G & Underwood A.J, 1982**. Analysis of inter-and intra-specific competition amongst intertidal limpets with different methods of feeding. *Oecologia*, **53**(3): 337-346.
- Creese R.G, 1980**. An analysis of distribution and abundance of populations of the high-shore limpet, *Notoacmea petterdi* (Tenison-Woods). *Oecologia*, **45**(2) : 252-260.
- Crisetig G, Cattani O & Viviani R, 1984**. Metalli tossici dei Mitili nell'alto e medio Adriatico. *Archivio Veterinario Italiano*, **35**: 10-16.
- Crothers J.H, 2001**. Common Topshells: an introduction to the biology of *Osilinus Lineatus* with notes on other species in the genus. *Field Studies*, **10**: 115-160.
- Cubadda F, Conti M & Campanella L, 2001**. Size-dependent concentrations of trace metals in four Mediterranean gastropods. *Chemosphère*, **45**: 561-459.
- Cubasch U, 2001**. Climate Change 2001-The Scientific Basis: Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (ed. J.T. Houghton, Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K. & Johnson, C.A).
- Cunha I, Mangas-Ramirez E & Guilhermino L, 2007**. Effects of copper and cadmium on cholinesterase and glutathione transferase activities of two marine gastropods (*Monodonta lineata* and *Nucella lapillus*). Comparative, environmental and evolutionary *physiology*. Part A: Molecular and Integrative *Physiology*: 648-657.



- Cunha I, Garcia L.M & Guilhermino L, 2005.** Sea-urchin (*Paracentrotus lividus*) glutathione S-transferases and cholinesterase activities as biomarkers of environmental contamination. *Journal of Environmental Monitoring*, **7**: 1-7.
- Daby D, 2006.** Coastal pollution and potential biomonitors of metals in Mauritius. *Water, Air & Soil Pollution*, **174**: 63-91.
- Daget J, 1976.** Les modèles mathématiques en écologie. Ed. Masson. Paris : 172p.
- Dagnélie P, 1970.** Théorie et méthodes statistiques : applications agronomiques Vol 2. Gembloux, *Pesses Agronomiques* : 451p.
- Dagnélie P, 1975.** Théories et méthodes statistiques. Applications agronomiques (2 vol.). Gembloux, *Presse Agronomique*: 378. + 451 p.
- Dagnélie P, 1986.** Analyse statistique à plusieurs variables Gembloux, *Presses Agronomiques* : 362p.
- Dagnélie P, 2006.** Statistique théorique et appliquée. Tome 2: Inférences à une et à deux dimensions. Bruxelles, université de Boeck et Larcier : 659p.
- Daguzan J, 1991.** Recherches sur la croissance et l'écologie de *Monodonta lineata* (da Costa)(Gastropoda, Prosobranchia, Trochidae) vivant sur littoral atlantique armoricain. *Cahier de Biologie Marine*, **32**: 3-22.
- Dahel, 2009.** Analyse de la qualité bactériologique des eaux du littoral Nord-Est algérien à travers un bioindicateur la moule *Perna perna*. Mémoire de Magistère. Université Badji Mokhtar : 111p.
- Dailianis S, Domouhtsidou G.P, Raftopoulou E, Kaloyianni M & Dimitriadis V.K, 2003.** Evaluation of neutral red retention assay, micronucleus test, acetylcholinesterase activity and a signal transduction molecule (cAMP) in tissues of *Mytilus galloprovincialis* (L.) in pollution monitoring. *Marine Environmental Research*, **56**: 443-470.
- Damiens G, His E, Gnassia-Barelli M, Quiniou F & Roméo M, 2004.** Evaluation of biomarkers in oyster larvea in natural and polluted conditions. *Biochemical and Molecular Biology*, **138**: 121-128.
- Damiens G, His E, Gnassia-Barelli M, Quiniou F & Romeo M, 2000.** Influence de la température et de la salinité sur la mesure de biomarqueurs chez des bivalves de *Crassostrea gigas*. Comparative, environmental and evolutionary *physiology*. Part A: Molecular and Integrative *Physiology*, **139**: 121-128.
- Dauvin J.C, 1988.** Structure et organisation trophique du peuplement des sables grossiers à *Amphioxus lanceolatus*-*Venus fasciata* de la baie de Morlaix (Manche occidentale). *Cahiers de Biologie marine*, **29**: 163-185.
- Davies M.S & Cliffe E.J, 2000.** Adsorption of metals in seawater to limpet *Patella vulgata* Pedal mucus. Bulletin of *Environmental Contamination and Toxicology*, **64**: 228-234.
- Day K.D & Scott I.M, 1990.** Use of acetylcholinesterase activity to detect sublethal toxicity in stream invertebrates exposed to low concentrations of organophosphate insecticides. *Aquatic Toxicology*, **18**: 101-114.
- De Jonge C, Hopmans E.C, Stadnitskaia A, Rijpstra W.I.C, Hofland R, Tegelaar E & Sinnighe Damsté J.S, 2013.** Identification of novel penta- and hexamethylated branched glycerol dialkyl glycerol tetraethers in peat using HPLC-MS2, GC-MS and GC-SMB-MS. *Organic Geochemistry*, **54**:78-82.

- De Jonge M, Blust R & Bervoets L, 2010.** The relation between acid volatile sulfides (AVS) and metal accumulation in aquatic invertebrates: implications of feeding behavior and ecology. *Environmental Pollution*, **158**(5) : 1381-1391.
- De Moura M.R, Mattoso L.H & Zucolotto V, 2012.** Development of cellulose-based bactericidal nanocomposites containing silver nanoparticles and their use as active food packaging. *Journal of Food Engineering*, **109**(3): 520-524.
- Deby-Dupont G, Deby C & Lamy M, 2002.** Données actuelles sur la toxicité de l'oxygène. *Réanimation*, **11**(1): 28-39.
- Defeo O, Layerle C & Masello A, 1986.** Spatial and temporal structure of the yellow clam *Mesodesma mactroides* (Deshayes, 1854) in Uruguay. *Medio Ambiente (Chile)*, **8**(1):48-57.
- Dellali M, Gnassia-Barelli M, Romeo M & Aïssa P, 2001.** The use of acetylcholinesterase activity in *Ruditapes decussatus* and *Mytilus galloprovincialis* in biomonitoring of Bizerta lagoon. *Comparative, environmental and evolutionary physiology. Part A: Molecular and Integrative Physiology*, **130**: 227-235.
- Dellali M, Romeo M, Gnassia-Barelli M & Aïssa P, 2004.** A multivariate data analysis of the clam *Ruditapes decussatus* as sentinel organism of the Bizerta lagoon (Tunisia). *Water, Air, & Soil Pollution*, **156**(1): 131-144.
- Delmas P & Regis M.B, 1984.** Influence d'une pollution complexe à dominante domestique sur les populations de l'échinoïde comestible *Paracentrotus lividus* (Lamarck), *Vie marine*, **6**: 63-72.
- Depledge M.H & Rainbow P.S, 1990.** Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates. *Comparative, environmental and evolutionary physiology. Part A: Molecular and Integrative Physiology, C.*, **97**: 1-7.
- Derbal F, 2007.** L'ichtyofaune des côtes de l'Est algérien: écologie de quatre téléostéens (*Diplodus cervinus cervinus*, *D. puntazzo*, *Sciaena umbra*, *Epinephelus costae*) et contribution à la biologie du sar tambour *Diplodus cervinus cervinus* (Lowe, 1838). Thèse de Doctorat d'Etat, Université d'Annaba : 213 P.
- Dermeche S, 1998.** Teneurs en Métaux lourds (Cd, Pb, Cu, Zn et Ni) chez l'oursin commun *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) pêché dans le golfe d'Arzew. Thèse de doctorat, Université d'Oran : 125p.
- Dermeche S, Chahrour F. M & Boutiba Z, 2006.** Contribution à l'étude des variations des Indices physiologiques (indice de réplétion-indice gonadique et sex-ration) chez la copulation d'oursins comestibles *Paracentrotus lividus* (Lamarck 1816) du littoral occidental Algérien. *European Journal of Scientific Research*, **30** (1): 153-163.
- Desai B.N, 1966.** The biology of *Monodonta lineata* (da Costa). *Proceedings of the Malacological Society of London*, **37**: 1-17.
- Dethier M & Dumoulin C, 2004.** Estimation de la dérive faunique dans le milieu souterrain. L'exemple de la grotte Monceau. *Bulletin des Chercheurs de la Wallonie*, **43** : 9-19.
- Djabri L, Mania D, Messadi A, Hani R, Djaffer S, Dffer S, Benharket S, Djabri A, Aïdaoui K & Boukhmis A., 1998.** Pollution des eaux de l'oued Seybouse et des nappes de Guelma, Bouchegouf et Annaba (Est algérien) par les nutriments. *International Conference on heavy metals in the environment*, **20**: 16-25.

- Djabri L, 1992.** Mécanismes de la pollution et vulnérabilité des eaux de la Seybouse. Origines géologiques, industrielles, agricoles et urbaines. Thèse de Doctorat d'Etat, Université d'Annaba : 200p.
- Donald K.M, Preston J, Williams S.T, Reid D.R, Winter D, Alvarez R, Buge B, Hawkins S.J, Templado J & Spencer H.G, 2012.** Phylogenetic relationships elucidate colonization patterns in the intertidal grazers *Osilinus* Philippi, 1847 and *Phorcus* Risso, 1826 (Gastropoda: Trochidae) in the north eastern Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **62**(1): 35-45.
- Donald M, Kennedy M & Spencer G, 2005.** The phylogeny and taxonomy of austral monodontine topshells (Mollusca: Gastropoda: Trochidae), inferred from DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **37**: 474-483.
- 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.
- Døving K.B, 1991.** Assessment of animal behaviour as a method to indicate environmental toxicity. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, **100**(1): 247-252.
- Doyotte A, Cossu C, Jacquin MC, Babut M & Vasseur P, 1997.** Antioxidant enzymes, glutathione and lipid peroxidation as relevant biomarkers of experimental or field exposure in the gills and the digestive gland of the freshwater bivalve *Unio tumidus*. *Aquatic Toxicology*, **39**: 93-110.
- Draredja B & Bakalem A, 2004.** Biomasse des peuplements macrobenthiques de la lagune Mellah (Algérie Septentrionale) en période printanière. *Sciences et Technologie*, **21**: 61- 65.
- Dubos N, Geslin B, Lecq S, Leroy B & Plassais J, 2007.** Etude de la biométrie et de l'allométrie chez la nucelle (*Thais lapillus*) le long des gradients intertidaux de l'estran rocheux de penvins (Bretagne sud) et suivant deux modes d'exposition. Rapport d'étude, UE Biologie des populations. Université de Rennes, France : 10p.
- Ducros C, 1957.** Induction of evacuation of sexual products in *Gibbula* (Gastropoda Prosobranchia). *Seances Societe Biologique Philosophique*, **151** : 285-9.
- Durou C, Mouneyrac C, Pellerin J & Péry A, 2008.** Conséquences des perturbations du métabolisme énergétique. Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques. *Lavoisier*. Paris : 273-289.
- Duysak O & Ersoy B, 2014.** A Biomonitoring Study: Heavy Metals in *Monodonta turbinata* (Mollusca: Gastropoda) From Iskenderun Bay, North-Eastern Mediterranean. *Pakistan Journal of Zoology*, **146**(5): 1317-1322.
- Einarson S, 1993.** Effects of temperature, seawater osmolality and season on oxygen consumption and osmoregulation of the amphipod *Gammarus oceanicus*. *Marine Biology*, **117**(4): 599-606.
- El Bouhali B, Bennasser L, Nasri I , Gloaguen V & Mouradi A, 2016.** Contamination métallique de *Gambusia holbrooki* au niveau du lac Fouarat et de l'estuaire Sebou dans la région du Gharb (Maroc). *Afrique Science: Revue Internationale des Sciences et Technologie*, **4**(3).
- Ellman G.L, Courtney K.D, Andres V & Featherstone R.M, 1961.** A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical pharmacology*, **7**(2): 88-95.

- El-Rayis O, Aboul-Dahab Halim Y & Riley J, 1997.** Metal accumulation in Mex Bay. 7<sup>th</sup> International Conference "Environmental Protection is a must", Alexandria, Egypt:53-59.
- Escartin E & Porte C, 1997.** The use of cholinesterase and carboxylesterase activities from *Mytilus galloprovincialis* in pollution monitoring. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **16**: 2090-2095.
- Espinosa F, Guerra-García J.M & García-Gómez J.C, 2007.** Sewage pollution and extinction risk: an endangered limpet as bioindicator. *Biodiversity and Conservation*, **16**: 377-397.
- Evans S.M, Hutton A.K, Kendall M.A & Samosir A.M, 1991.** Recovery in populations of dogwhelk *Nucella lapillus* (L.) suffering from imposex. *Marine Pollution Bulletin*, **22**: 331-333.
- Fairbrother A, Wenstel R, Sappington K & Wood W, 2007.** Framework for metals risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **68**(2): 145-227.
- Farrugio H, 1975.** Observations sur deux langoustes de la Martinique *Panulirus argus* et *Panulirus guttatus*. Premières données biométriques et étude comparée de leurs croissances relatives. *Bulletin de l'Institut national scientifique et technique d'océanographie et de pêche*, **247**: 12-20.
- Fenet H, Casellas C & Bontoux J, 1998.** Laboratory and field-caging studies on hepatic enzymatic activities in European eel and rainbow trout. *Ecotoxicology and environmental safety*, **40**(1) : 137-143.
- Filhol J, 1938.** Recherche sur la nature des lépidomes et les phénomènes cytologiques de la sécrétion chez les Gastéropodes pulmonnés. *Archives d'Anatomie microscopique*, 155-439.
- Fischer W, Schneider M & Bauchot M.L, 1987.** Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche, Méditerranée et en mer noire. Zone de pêche 37.volume I : végétaux et invertébrés. *FAO/CEE projet GCP/EEC* : 760p.
- Fischer H, 1984.** Cadmium body burden shell weight of mussels: a precise index for environmental monitoring. *Coun. Meet. Int. Explor. Sea CM-ICESRE*, **41**: 1-19.
- Fischesser B & Dupuis-Tate M. F, 2007.** Le guide illustré de l'écologie. Éditions de la Martinière & CEMAGREF-Paris : 319 p.
- Fishelson L, Bresler V, Manelisa R, Zuk-Rimon Z, Dotanb A, Hornung H & Yawetz A, 1999.** Toxicological aspects associated with the ecology of *Donax trunculus* (Bivalvia, Mollusca) in a polluted environment. *Elsevier Science*, **56**: 121-131.
- Fletcher W.J, 1984.** Intraspecific variation in the population dynamics and growth of the limpet, *Cellana tramoserica*. *Oceologia*, **63**(1): 110-121.
- Florian G, 2011.** Rôle des herbiers de zostères (*Zostera noltii*) sur la dynamique sédimentaire du Bassin d'Arcachon. Thèse de Doctorat, Université Bordeaux ,**1** : 283p.
- Folsom T.R, Young D.R , Johnson J.N & Pillai K.C, 1963.** Manganese-54 and Zinc-65 in coastal organisms of California. *Nature*, **20**: 327-329.
- Förlin L, Blom S, Celander M & Sturve J, 1996.** Effects on UDP glucuronosyl transferase, glutathione transferase, DT-diaphorase and glutathione reductase activities in rainbow trout liver after long-term exposure to PCB. *Marine Environmental Research*, **42**(1-4): 213-216.
- Fossi M.C, Casini S, Marsili L, Ancora S, Mori G, Neri G & Ausili A. 2004.** Evaluation of ecotoxicological effects of endocrine disrupters during a four-year survey of the

Mediterranean population of swordfish (*Xiphias gladius*). *Marine environmental research*, **58**(2) : 425-429.

**Fossi M.C, Casini S, Ancora S, Moscatelli A, Ausili A & Notarbartolo-di-Sciara G, 2001.** Do endocrine disrupting chemicals threaten Mediterranean swordfish? Preliminary results of vitellogenin and Zona radiata proteins in *Xiphias gladius*. *Marine Environmental Research*, **52**(5): 477-483.

**Fourcy D, Jumel A, Heydorff M & Lagadic L, 2002.** Esterases as biomarkers in *Nereis (Hediste) diversicolor* exposed to temephos and *Bacillus thuringiensis* var. israelensis used for mosquito control in coastal wetlands of Morbihan (Brittany, France). *Marine environmental research*, **54**(3): 755-759.

**Franc A, 1943.** Anomalie de l'appareil génital chez *Pterotachea coronata foskal* (hétéropodes). *Bulletin Biologique de la France et de la Belgique*, **85**: 340-346.

**Frank P.W, 1975.** Latitudinal variation in the life history features of the Black Turban Snail *Tegula funebris* (Prosobranchia: Trochidae). *Marine Biology*, **31**: 181-192.

**Fréhi H, Couté A, Mascarell G, Perrette Gallet C, Ayada M & Kara M.H, 2007.** Dinoflagellés toxiques et/ou responsables de blooms dans la baie d'Annaba (Algérie). *Comptes rendus Biologies*, **330**: 615-628.

**Fretter V & Graham A, 1962.** The Prosobranch Molluscs of Britain and Denmark. Part 5 Marine Littorinacea. *International Journal of Molecular Medicine*, **144**:755.

**Fretter V & Graham A, 1994.** British Prosobranch Molluscs (Second Edition). *Ray Society, London* : 59p.

**Frontier S & Pichod-Viale D, 1991.** Écosystèmes : structure, fonctionnement, évolution. Ed. Masson. Paris: 392p.

**Gabe M, 1951.** Données histologiques sur la neurosécrétion chez les Ptéotrachiédées (Hétéropodes). *Rev. Canad. Biol.*, **10** :391-410.

**Gaïd A, 1986.** L'eutrophisation des lacs et barrages. *Revue eaux et sols d'Algérie*, **2**(92) : 72-82.

**Gaillard J.M, 1987.** Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche, Méditerranée et en mer noire. Zone de pêche 37.Vol. I : végétaux et invertébrés. *FAO/CEE projet GCP/EEC* : 760p.

**Galgani F & Bocquene G, 1989.** A method for routine detection of organophosphates and carbamates in sea water. *Environmental Technology*, **10**(3): 311-322.

**Galluci V.F & Quinn T.J, 1979.** Reparameterizing, fitting and testing a simple growth model. *Transactions of the American Fisheries Society*, **108**: 14-25.

**Ganwood P.R & Kendall M.A, 1985.** The reproductive cycles of *Monodonta lineata* and *Gibbula umbilicalis* on the coast of mid-Wales. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, **65**: 993-1008.

**Ganwood P.R & Olive P.J.W, 1982.** The influence of photoperiod on oocyte growth and its role in the control of the reproductive cycle of the polychaete *Harmothoe imbricata* (L). *International Journal of Invertebrate Reproduction*, **5**: 161-165.

**García-Escárzaga A, Moncayo S, Gutiérrez-Zugasti I, González-Morales M.R, Martín-Chivelet J, & Cáceres J.O, 2015.** Mg/Ca ratios measured by laser induced breakdown

spectroscopy (LIBS): a new approach to decipher environmental conditions. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, **30**(9): 1913-1919.

**Garrido C.L & Barber B.J, 2001.** Effects of temperature and food ration on gonad growth and oogenesis of the green sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis*. *Marine Biology*, **138**: 447-456.

**Gaspar M.B , Ferreira R & Monteiro C.C, 1999.** Growth and reproductive cycle of *Donax trunculus* L. (Mollusca: Bivalvia) off Faro, southern Portugal. *Fisheries Research*, **41**(3): 309-316.

**Gause G.F, 1934.** Experimental analysis of Vito Volterra's mathematical theory of the struggle for existence. *Science*, **79**(2036): 16-17.

**Gayanilo F.C. Jr , Sparee P & Pauly P, 1996.** The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FISAT) User's Guide. *FAO Computerized Information Series (Fisheries)* **8**: 126p.

**Geigy R, 1935.** Anomalie de l'appareil génital chez *Helix pomatia*. *Revue suisse de Zoologie*, **3**: 07-213.

**George J.M & Bettenhausen K, 1990.** Understanding prosocial behavior, sales performance, and turnover: A group-level analysis in a service context. *Journal of applied psychology*, **75**(6): 698.

**George S.G, 1980.** Correlation of metal accumulation in mussels with the mechanisms of uptake, metabolism and detoxification: a review. *Thalassia Jugoslavica*, **16** (2-4): 347-365.

**George S.G, 1990.** Biochemical and cytological assessments of metal toxicity in marine animals. In: Heavy metals in the marine environment. Furness, RW and Rainbow, PS. Eds. *CRC Press, Boca Raton*: 123-142.

**George S.G, Pirie B.J.S & Coombs T.L, 1976.** The kinetics of accumulation and excretion of ferric hydroxide in *Mytilus edulis* (L.) and its distribution in the tissues. *Journal of Experimental. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **23**:71-84.

**Gharbi-Bouraoui S, Gnassia-Barelli M, Roméo M , Dellali M & Aïssa P, 2008.** Field study of metal concentrations and biomarker responses in the neogastropod, *Murex trunculus*, from Bizerta Lagoon (Tunisia). *Aquatic Living Resources*, **21**(2): 213-220.

**Gharsallah S, 2002.** Evaluation de la pollution du littoral d'Annaba : qualité microbiologique de l'eau et teneur en métaux lourds du sédiment superficiel .Mémoire de Magister en Sciences de la Mer. Université d'Annaba : 82p.

**Gharsallah Z, 2002.** Evaluation de la pollution du littoral d'Annaba: qualité microbiologique de l'eau et teneur en métaux lourds du sédiment superficiel. Thèse de Magister. Université de Annaba: 82p.

**Giese A.C, 1959.** Comparative physiology: annual reproductive cycles of marine invertebrates. *Annual review of physiology*, **21**(1): 547-576.

**Gofas S & Jabaud A, 1997.** The relationships of the Mediterranean trochid gastropods *Monodonta mutabilis* (Philippi, 1846) and *Gibbula richardi* (Payraudeau, 1826). *Journal of Molluscan Studies*, **63**: 57-64.

**Goldberg E.D, 1975.** The mussel watch—a first step in global marine monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, **6**(7): 111.

- Goldberg E.D, Bowen V.T, Farrington J.W, Harvey G, Martin J, Parker P.L, Risebourg R & Robertson W, 1975.** The mussel watch. *Marine Pollution Bulletin*, **5**: 101-126.
- Gonçalves J.M.S, Bentes L, Lino P.G, Ribeiro J , Canario A.V.M & Erzini K, 1997.** Weight-length relationship for selected fish species of the small-scale demersal fisheries of the south and south-west coast of Portugal. *Fish. Res.*, **30**: 253-256.
- González A.R, Guerra-García J.M , Maestre M.J & García-Gómez J.C, 2006.** Assessing a quick monitoring method using rocky intertidal communities as bioindicator: a multivariate approach in Algeciras bay. *Environmental Monitoring and Assessment*, **116**: 345-361.
- Goudard A, 2007.** Fonctionnement des écosystèmes et invasions biologiques : importance de la biodiversité et des interactions interspécifiques. Thèse de Doctorat. Université de Paris VI : 216p.
- Gould S.J, 1966.** Allometry and size in ontogeny and phylogeny. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, **41**: 587-640.
- Graham A, 1939.** Molluscs: Prosobranch and Pyramidellid Gastropods. Synopses of the British Fauna (New Series). (Second Edition). *E. J. Brill / Dr. W. Backhuys, Leiden*. 662p.
- Grall J & Coic N, 2005.** Summary of methods for assessing the quality of benthos in coastal, REF. Ifremer. *DYNECO/VIGIES//REBENT*: 06-13.
- Grant A.T.P.A, 1983a.** The analysis of data in studies of invertebrate reproduction. I. Introduction and statistical analysis of gonad indices and maturity indices. *International Journal of Invertebrate Reproduction*, **6**: 259-269.
- Grant A.T.P.A, 1983b.** The analysis of data in studies of invertebrate reproduction. II. The analysis of oocyte size/frequency data, and comparison of different types of data. *International Journal of Invertebrate Reproduction*, **6**: 271-283.
- Gray J.E, 1847.** A list of the genera of recent Mollusca, their synonyms and types. *Proceedings of the general meetings for scientific business of the Zoological Society of London.*, **15**: 129-219.
- Grimes S, 1994.** Contribution à la connaissance des populations de *Cardium glaucum* (Bruguère, 1789), *Loripes lacteus* (Linnaeus, 1758) et *Brachydontes marioni* (Locard, 1889) du lac Mellah (El- Kala, Algérie) : Écologie et dynamique. Mémoire de Magister en Océanographie biologique, ISMAL (Alger) : 211p.
- Grimes S, 2003.** Bilan et Diagnostic National de la pollution marine de la côte algérienne liée à des activités menées à terre. Programme d'actions stratégie (PAS) destiné à combattre la pollution due à des activités menées à terre et de sa stratégie opérationnelle. *Rapport PAM/PAS MED/MEDPOL*: 119p.
- Grimes S, 2005.** Plan de gestion de l'aire marine du parc national d'El Kala, Projet MedMPA, PNUE, PAM, CAR-ASP: 147p.
- Grimes S, 2010.** Peuplements benthiques des substrats meubles de la côte Algériennes : Taxonomie, structure et statut écologique thèse Doctorat D'état es Sciences, Université d'Oran : 360p.
- Gros P & Hamon D, 1988.** Typologie biosédimentaire de la baie de Saint-Brieuc (Manche ouest), et estimation de la biomasse des catégories trophiques macrozoobenthiques. Rapport. *IFREMER, DERO-88-27 EL, Euphorbe*:153p.

**Guallini P, 2008.** La Méditerranée menacée par la pollution. Article de la provence presse. **21**: 22.

**Gueddah D & Djebbar A.B, 2014.** Pollution by the heavy metals of the superficial marine sediment of Skikda city (Northeastern Algeria). *Annals of Biological Research*, **5**(1): 40-45.

**Gueddah D, 2003.** Evaluation de la pollution industrielle et urbaine dans la région de Skikda: impact sur l'écosystème marin côtier. Mémoire de Magister en Sciences de la Mer de l'Université d'Annaba : 120p.

**Gueddah D, Bouglouf M & Djebbar A. B, 2014.** Preliminary assessment of the impact of the planning of Stora's fishing port (Skikda-Northeastern Algeria) on the marine environment. *Annals of Biological Research*, **5**(12): 46-50.

**Guelorget O & Mazoyer-Mayère C, 1981.** Croissance, biomasse et production de *Cerastoderma glaucum* dans une lagune méditerranéenne : l'étang de Prévost (Hérault, France). *Vie marine*, **7** : 15-27.

**Guelorget O & Michel P, 1976.** Recherche écologique sur une lagune saumâtre méditerranéenne : l'étang de Prévost (Hérault). Thèse 3<sup>ème</sup> cycle. USTL, Montpellier, **Tome I**: 95p. + **Tome II**: 122p.

**Guemouda M, 2015.** Impact de la pollution par les hydrocarbures sur *Perinereis cultrifera* (Annélides, Polychètes) dans le littoral Est-Algérien. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba: 309p.

**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.

**Guerlet E, 2007.** Utilisation de biomarqueurs cellulaires chez plusieurs espèces d'invertébrés pour l'évaluation de la contamination des milieux dulçaquicoles. Thèse de Doctorat, Université de Metz : 317p.

**Guerra-García J.M, Maestre M.J, González A.R & García-Gómez J.C, 2006.** Assessing a quick monitoring method using rocky intertidal communities as bioindicator: a multivariate approach in Algeciras bay. *Environmental Monitoring and Assessment*, **116**: 345-361.

**Guettaf M, 2007.** Aspects chimiques des apports de l'oued Seybouse au littoral d'Annaba. Apports en azote, phosphore et en matières organiques. Mémoire de Magister. Université d'Annaba : 200p.

**Gutiérrez-Zugasti I, García-Escárzaga A, Martín-Chivelet J & González-Morales M.R, 2015.** Determination of sea surface temperatures using oxygen isotope ratios from *Phorcus lineatus* (Da Costa, 1778) in northern Spain: Implications for paleoclimate and archaeological studies. *The Holocene*, **25**(6): 1002-1014.

**Gutteridge J.M & Halliwell B, 1993.** Transition metal ions and antioxidant proteins in extracellular fluids. *Atmospheric Oxidation and Antioxidants*, **3**: 71-99.

**Gutteridge J.M ,Rowley D.A & Halliwell B, 1982.** Superoxide-dependent formation of hydroxyl radicals and lipid peroxidation in the presence of iron salts. Detection of 'catalytic' iron and anti-oxidant activity in extracellular fluids. *Biochem Journal.*, **206**(3): 605-9.



- Gutteridge J.M, Wilkins S, 1983.** Doxorubicin degradation: changes in activity compared by bacterial growth inhibition and free radical-dependent damage to desoxyribose. *Journal of Biological Standardization*, **11**(4): 359-64.
- Habig W.H, Pabst M.J & Jakoby W.B, 1974.** Gluthation-S-transferases: the first enzymatic step in mercurapturic acid formation. *Journal of Biological Chemistry*, **249**: 7130-7139.
- Hadjaji I, 2015.** Caractérisation de la diversité écophysiologique d'*Alexandrium catenella/tamarense* au Nord (France) et au Sud Ouest (Algérie) de la Méditerranée. Thèse de Doctorat, Université d' Annaba : 167 p.
- Haffner C & Sommer, 2008.** Elaboration of a Mediterranean hot spot investment programme (MeHSIP). Contract REG/2006/02, FWC Beneficiaries-EuropeAid/119860/C/SV/multi Lot, (2).
- Hamai I, 1935.** On the Growth of the shell of *Meretrix meretrix*, especially with regard to periodicity of growth relatively to the seasonal variation in the environment. *Science Reports of the Tohoku Imperial University*, **9**: 339.
- Hamdani A, 2012.** La reproduction chez un mollusque bivalve *Donax trunculus* L. dans le golfe d'Annaba. Rapport entre les aspects cytologique et biochimique et la pollution. 2012. Thèse de doctorat. Université Badji Mokhtar de Annaba : 192p.
- Hamilton S.J & Mehrle P.M, 1986.** Metallothionein in fish: review of its importance in assessing stress from metal contaminant. *Transactions of the American Fisheries Society*, **115**: 596-609.
- Hamza-Chaffai A, Roméo M, Gnassia-Barelli M & El Abed A, 1998.** Effect of copper and lindane on some biomarkers measured in the clam *Ruditapes decussatus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **61**(3): 397-404.
- Harach-Rass A, El Kharrim K & Belghyti D, 2012.** Analyses physico-chimiques des eaux du site ramsar sidi boughaba (Maroc). *Science Lib Editions Mersenne*, **4**: 2111-4706.
- Hariati T, 1986.** Some notes on condition index analysis of two populations of "Bob Creek Mussel" (*Mytilus edulis*) grown at Olympia (*Washington State*) and the other at Winchester (Oregon State), USA. *Jurnal Penelitian Perikanan Laut* (Indonesia). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, **36**: 85-93.
- Harley C.D.G & Helmuth B.S.T, 2003.** Local- and regional-scale effects of wave exposure, thermal stress, and absolute versus effective shore level on patterns of intertidal zonation. *Limnology and Oceanography*, **48**(4):1498–1508.
- Harmelin J, Bouchon G.C & Hong J.C, 1981.** Impact de la pollution sur la distribution des Echinodermes des substrats durs en Provence (Méditerranée nord- Occidentale). *Téthys*, **10**(1) : 13-36.
- Harris P.T, 2014.** Shelf and deep-sea sedimentary environments and physical benthic disturbance regimes: a review and synthesis. *Marine Geology*, **353**: 169e184.
- Harzhauser M, Kroh A, Mandic O, Piller W.E, Göhlich U, Reuter M & Berning B, 2007.** Biogeographic responses to geodynamics: a key study all around the Oligo-Miocene Tethyan Seaway. *Zoologischer Anzeiger*, **246**: 241–256.
- Hassaine A & Bordjiba O, 2015.** Metabolic capacities of three strains of pseudomonas aeruginosa to biodegrade crude oil. *Advances in Environmental Biology*, **9**(18): 139-147.

- Hassaine A, Bordjiba O & Benlamoudi H, 2015.** Inventory of the Isolated and Identified Mycoflora from Water Polluted by Hydrocarbons of Sonatrach Skikda and Hassi Messaoud. *IDOSI, International Journal of Microbiological Research*, **6** (3): 219-223.
- Hassler C.S, Behra R & Wilkinson K.J, 2005.** Impact of zinc acclimatation on bioaccumulation and homeostasis in *Chlorella Kessberit*, *Aquatic Toxicology*, **74**: 139-149.
- Hawkins S.J, Moore P.J, Burrows M.T, Poloczanska E , Mieszkowska N & Herbert R.J, Southward A.J, 2008.** Complex interactions in a rapidly changing world: responses of rocky shore communities to recent climate change. *Climate Research*, **37**: 123-133.
- Hawkins S.J, Watson D.C, Hill A.S, Harding S.P, Kyriakides M.A , Hutchinson S & Norton T.A, 1989.** A comparison of feeding mechanisms in microphagous, herbivorous, intertidal prosobranchs in relation to resource partitioning. *Journal of Molluscan Studies*, **55**: 151- 165.
- Hébert S & Légaré S, 2000.** Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau. Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq, N°ENV-2000-0487, rapport, N°QE-121 : 24 p. + 3 annexes.
- Helmuth B, Hariey C.D, Halpin P.M, O'Donnelli M, Hofmann G.E & Blanchette C.A, 2002.** Climate change and latitudinal patterns of intertidal thermal stress. *Science*, **298**: 1015-1017.
- Helmuth B, Mieszkowska N, Moore P & Hawkins S.J, 2006.** Living on the edge of two changing worlds: forecasting the responses of rocky intertidal ecosystems to climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*: 373-404.
- Heral M & Deslous Paoli J.M, 1983.** Valeur énergétique de la chair de l'huître *Crassostrea gigas* estimée par mesures microcalorimétriques et par dosages biochimiques. *Oceanologica Acta*, **6**(2) : 193-199.
- Herbert D.G, 1988.** Studies of *Priotrochus obscurus* and the systematic position of *Priotrochus* (Mollusca: Gastropoda: Trochidae). *Zoological Society of London*, **214**: 261–268.
- Herbert D.G, 1994.** *Trochus kotschy*, the first Indian Ocean record of the genus *Osilinus* (Mollusca: Gastropoda: Trochidae). *Zoological Society of London*, **233**: 345–357.
- Herrmannsen A.N, 1847-1852.** *Indicus generum malacozoorum*. Vol. 1 (1846–1847) pp. i–xxvii and 1–637 p.; Vol. 2 (1847–1849): pp. xxix–xlii and 1–717; supplements et corrigenda (1852): p. iv and 1–140. Th. Fischer, Cassel: 637p.
- Herut B, Kress N & Hornung H, 1999.** Tce element levels in molluscs from clean and polluted coastal marine sites in the Mediterranean, Red and North seas. *Helgoland Marine Research*, **53**: 154-162.
- Hickman C.S, 1992.** Reproduction and development of trochacean gastropods. *Veliger*, **35** : 245–272.
- Hidouci S, 2015.** Impact des rejets urbains et industriels sur la qualité environnementale du littoral d'Annaba. Thèse de Doctorat, Université d' Annaba : 250 p.
- Hidouci S, Djebbar A.B & Amara R, 2014.** Bacterial quality of costal waters of Annaba (East Algeria). *European Journal of Scientific Research*, **120**(4): 488-493.
- Hoarau P, Garello G, Gnassia-Barelli M ,Romeo M & Girard J.P, 2002.** Purification and partial characterization of seven glutathione S- transferase isoforms from the clam *Ruditapes decussatus*. *European Journal of Biochemistry*, **269**:4359–4366.

- Hoffmann A.A & Parsons P.A, 1989.** An integrated approach to environmental stress tolerance and life history variation: desiccation tolerance in *Drosophila*. *Biological Journal of the Linnean Society*, **37**(1-2): 117-136.
- Horst R, & Shapman, M.M, 1908.** Catalogue systématique des mollusques (Gastéropodes, Prosobranches et Polyplacophores). M.H.N. Pays Bas : 13p.
- Houghton J.T, Ding Y, Griggs D.J, Noguier M, Van der Linden P.J, Daib X & Maskell K, 2001.** *Climate change the scientific basis*: 52p.
- Huang H, Wu J.Y & Wu J.H, 2007.** Heavy metal monitoring using bivalved shellfish from Zhejiang coastal waters, East China Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*, **129**: 315-320.
- Huang Y, Zhang G, Wu F, Chen J & Zhou M, 2006.** Differences in physiological traits among salt-stressed barley genotypes. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **37**: 557-570.
- Huggett R.J, Unger M.A, Seligman P.F & Valkirs A.O, 1992.** The marine biocide tributyltin. *Environmental Science & Technology*. **26** : 232-237.
- Hummel H, Sokołowski A, Bogaards R.H & Wołowicz M, 2000.** Ecophysiological and genetic traits of the Baltic clam *Macoma balthica* in the Baltic: differences between populations in the Gdańsk Bay due to acclimatization or genetic adaptation. *International Review of Hydrobiology*, **85**(5-6): 621-637.
- Hutchins L.W, 1947.** The basis for temperature zonation in geographical distribution. *Ecological Monographs*, **17**: 325-335.
- Hutchinson N, 2000.** Intertidal patch dynamics. Thèse de Doctorat. Université de Hong Kong : 213p.
- Idhalla M, Bouhaimi A, Zekhnini A, Narbonne J.F, Mathieu M. & Moukrim A, 1997.** Etude du cycle de reproduction de deux espèces de moules *Perna perna* (Linné, 1758) et *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 dans la baie d'Agadir (Sud du Maroc). *Haliotis*, **26** : 51-62.
- Iijima A, 2001.** Growth of the intertidal snail, *Monodonta labio* (Gastropoda, Prosobranchia) on the Pacific coast of central Japan. *Bulletin of marine science*, **68**(1): 27-36.
- Imasheva A.G, Loeschcke V, Zhivotovsky L.A & Lazebny O.E, 1998.** Stress temperatures and quantitative variation in *Drosophila melanogaster*. *Heredity*, **81**(3): 246-253.
- Imasheva A.G, Loeschcke V, Zhivotovsky L.A & Lazebny O.E, 1997.** Effects of extreme temperatures on phenotypic variation and developmental stability in *Drosophila melanogaster* and *Drosophila buzzatii*. *Biological Journal of the Linnean Society*, **61**(1): 117-126.
- Ismail N.S & Elkarmi A. Z, 2006.** Age, growth and shell morphometrics of the gastropod *Monodonta dama* (Neritidae: Prosobranchia) from the Gulf of Aqaba, Red Sea. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, **9**(5): 843–847.
- Jakoby W.B & Habig W.H, 1980.** Glutathione transferases. *Enzymatic basis of detoxication*, **2**: 63-94.
- Jenkins S.R & Hartnoll R, 2001.** Food supply, Grazing activity and growth rate in the limpet *Patella vulgata* L.: a comparaison between exposed and sheltered shores. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **258**: 123-139.

- Jensen K.T, 1993.** Density dependant growth in cockles (*Cerastoderma edule*): evidence from interannual comparisons. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **73**(2): 333-342.
- Judas A, 1994.** Influence de l'environnement sur les phases de reproduction, fécondation et développement larvaire des oursins: cas de *Sphaerechinus granularis* en rade de brest.DBO, DRA CNRS D1513 / IFREMER-Brest : 49p.
- Kaddour A & Nouaouria M, 2008.** Inventaire préliminaire de la faune macrobenthique de la zone intertidale du golfe d'Annaba. Mémoire de Magistère, Université d'Annaba : 172p.
- Kaiser J, 2001.** Bioindicators and Biomarkers of Environmental Pollution and Risk Assessment (Enfield: Sciences publishers inc.). *USA and Plymouth, UK*: 45–52.
- Kallouche M.E.M, Bouras D, Ghalek M & Abdelghani F, 2011.** Aspect et répartition de la patelle commune méditerranéenne (*Patella caerulea*) de la zone côtière oranaise (littoral algérien occidental). In *Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime, 2<sup>nd</sup> Ed. Tanger. Maroc*,**74**: (355-360).
- Kamaruzzaman B.Y, Rina Z, John B.A & Jalal K.C.A, 2011.** Heavy metal accumulation in commercially important fishes of South West Malaysian coast. *Research journal of environmental sciences*, **5**(6): 595.
- Kammann U, Biselli S, Reineke N, Wosniok W, Danischewski D, Hühnerfuss H & Vobach M, 2005.** Bioassay-directed Fractionation of Organic Extracts of Marine Surface Sediments from the North and Baltic Sea-Part II: Results of the biotest battery and development of a biotest index (8 pp). *Journal of Soils and Sediments*, **5**(4): 225-232.
- Kara M.H & Derbal F, 1999.** Données biologiques sur le mérrou *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) des côtes algériennes. *Mar. Life*, **9**(2): 21-27.
- Kendall M.A, 1987.** The age and size structure of some northern populations of the Trochid gastropod *Monodonta lineata*. *Journal of Molluscan Studies*, **53**: 213-222.
- Kerdoussi A, 2010.** La Moule *Perna perna* peuplant le golfe d'Annaba : croissance, reproduction et qualité bactériologique. Mèmoire de Magistère en science de la Mer. Université d'Annaba : 170p.
- Khammar H, 2007.** Caractères chimiques des effluents urbains introduits au littoral d'Annaba. Mémoire de Magister. Université d'Annaba : 49p.
- Khati-Hadj Moussa W, 2009.** Etude de la qualité des eaux du golfe d'Annaba par l'utilisation d'un mollusque sentinelle, la moule (*Perna perna* L.) : essai in vivo et in situ. Application à la biosurveillance de l'environnement marin. Thèse de Doctorat de l'université d'Annaba : 120p.
- Khélifi-Touhami M, Ounissi M, Saker I, Haridi A, Djorfi S & Abdenour C, 2006.** The hydrology of the Mafrag estuary (Algeria): Transport of inorganic nitrogen and phosphorus to the adjacent coast. *Journal of food, agriculture and environment*, **4**(2): 340-346.
- Khelifi-Touhami M, Semroud R, Hamdi E.H, Ounissi M, Haridi A, Nejib Daly M & Aissa P, 2007.** The planktonic copepod communities from the southern Mediterranean Sea (Algeria, Tunisia) with a re-description of *Paracalanus indicus* Wolfenden 1905 (Copepoda: Calanoida). *Cahiers de biologie marine*, **48**(4): 327-337.
- Khessiba U.N, Hoarau P, Magnassia B, Aissa P & Romèò M, 2001.** Réponse biochimique de la moule *Mytilus galloprovincialis* du lac de Bizerte (Tunisie) à une exposition du polluant chimique. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **40**: 222-229.

- Kinne O, 1963.** The effects of temperature and salinity on marine and brackish water animals. I. Temperature. *Oceanography and Marine Biology*, **1**: 301-340.
- Kinne O, 1970.** Temperature: animals-invertebrates. *Marine Ecology*, **1**(1): 407-514.
- Kjesbu O.S, 1994.** Time of start of spawning in Atlantic cod (*Gadus morhua*) females in relation to vitellogenic oocyte diameter, temperature, fish length and condition. *Journal of Fish Biology*, **45**: 719-735.
- Klingenberg C.P & Froese R, 1991.** A multivariate comparison of allometric growth patterns. *Systematic Zoology*, **40**:410-419.
- Kobayashi N, 1971.** Fertilized sea urchin egg as an indicatory material for marine pollution bioassay, preliminary experiments, *Pub. Seto Marine Biological Laboratory*, XVIII, **6**: 379-406.
- Komárek M, Čadková E, Chrastný V, Bordas F & Bollinger J.C, (2010).** Contamination of vineyard soils with fungicides: a review of environmental and toxicological aspects. *Environment international*, **36**(1): 138-151.
- Kopecka J, Lehtonen K.K, Barsien J, Broeg K, Vuorinen P.J, Gercken J & Pempkowiak J, 2006.** Measurements of biomarker levels in flounder (*Platichthys flesus*) and blue mussel (*Mytilus Baltic*). *Marine Pollution Bulletin*, **53**: 406-421.
- Kotta J, Oganjan K, Lauringson V, Pärnoja M, Kaasik A & Rohtla L, 2015.** Establishing functional relationships between abiotic environment, macrophyte coverage, resource gradients and the distribution of *Mytilus trossulus* in a brackish non-Tidal environment. *PLOS ONE*, **10**(8): e0136949.
- Labar S, Hani A & Djabri L, 2012.** Biochemical approach to assess groundwater pollution by petroleum hydrocarbons (case skikda Algeria). *Journal of Water Resource and Protection*, **4** : 493-496.
- Laffon B, Rabade T, Pasaro E & Mendez J, 2006.** Monitoring of the impact of Prestige oil spill on *Mytilus galloprovincialis* from Galician coast. *Environment International*, **32**: 342-348.
- Lagadic L, Caquet T, Amiard J.C & Ramade F, 1997.** Biomarqueurs en ecotoxicologie/ Aspects fondamentaux. *Masson Edit.* Paris : 419p.
- Lagbouri A, 1997.** Etude de la biologie de *Donax trunculus* dans la baie d'Agadir et de sa réponse à la pollution à travers trois biomarqueurs (Acétylcholinestérase, Peroxydation lipidique et Glutathion S-Transférase). Thèse de Doctorat, Université d'Agadir : 171p.
- Lasiak T, 1987.** The reproductive cycles of three trochid gastropods from the Transkei coast, Southern Africa. *Journal of molluscan studies*, **53**(1):24-32.
- Latifa H.Y, 2010.** Mise en évidence de l'impact de la pollution portuaire d'Oran sur la distribution spatiale des patelles (*Patella ferruginea*, *Patella caerulea*, *Patella vulgata*): Etude preliminaries. Thèse de Doctoral, Université d'Oran : 47p.
- Le Bris H, 1988.** Fonctionnement des écosystèmes benthiques côtiers au contact d'estuaires: la Rade de Lorient et la Baie de Vilaine. Thèse de Doctoral, Université de Brest : 311p.
- Leaver M.J, Clarke D.J & George S.G, 1992.** Molecular studies of the phase II xenobiotic conjugative enzymes of marine pleuronectid flatfish. *Aquatic toxicology*, **22**(4): 265-278.
- Lee K.M, Kruse H & Wassermann O, 1996.** Seasonal fluctuation of organochlorines in *Mytilus edulis* L. from the South West Baltic Sea. *Chemosphere*, **32**(10): 1883-1895.

- Legendre P & Gallagher E.D, 2001.** Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, **129**(2): 271-280.
- Lemus L & Goder V, 2014.** Regulation of endoplasmic reticulum-associated protein degradation (ERAD) by ubiquitin. *Cells*, **3**(3): 824-847.
- Levitan D.R & Petersen C, 1995.** Sperm limitation in the sea. *Trends in Ecology and Evolution*, **6**: 228-231.
- Lewis J.R, 1996.** Coastal benthos and global warming: strategies and problems. *Marine Pollution Bulletin*, **32**: 698-700.
- Lewis J.R, Bowman R.S, Kendall M.A & Williamson P, 1982.** Some geographical components in population dynamics: possibilities and realities in some littoral species. *Journal of Sea Research*, **16**: 18-28.
- Lindgarth M & Gamfeldt L, 2005.** Comparing Categorical and Continuous Ecological Analyses: Effects of “ Wave Exposure ” on rocky shores. *Ecology*, **86**(5): 1346-1357.
- Little A.E, Dicks B & Crothers J.H, 1986.** Studies of barnacles, limpets and topshells in Milford Haven. *Field Studies*, **6**: 459-492.
- Little C, Pilling G.M, Trowbridge C.D & Stirling P, 2012.** *Osilinus lineatus*: incursion and proliferation in Lough Hyne Marine Reserve, SW Ireland. *American Malacological Bulletin*, **30**(1): 135-145.
- Little E.E, Archeski R.D & Koslovskay V.I, 1990.** Behavioural indicators of sublethal toxicity in the aquatic environment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **19**: 380-385.
- Liu J.H, 1994a.** The ecology of the Hong Kong limpets *Cellans grata* (Gould, 1859) and *Patelloida pygmaea* (Dmiker, 1860): distribution and population dynamics. *The Journal of Molluscan Studies*, **60**: 55-67.
- Liu J.H, 1994b.** Distribution and population dynamics of three populations of Siphonaria on rocky intertidal shores in Hong Kong. *Journal of the Molluscan Studies*, **60**: 431-443.
- Livingstone D.R, 1993.** Biotechnology and pollution monitoring: use of molecular biomarkers in the aquatic environment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **57**: 195-211.
- Livingstone D.R, 2001.** Contaminant-stimulated reactive oxygen species production and oxidative damage in aquatic organisms. *Marine pollution bulletin*, **42**(8): 656-666.
- Livingstone D.R, 2003.** Oxidative stress in aquatic organisms in relation to pollution and aquaculture. *Revue de Medecine Veterinaire*, **154**(6): 427-430.
- Lloyd M & Ghelardi J.R, 1964.** A table for calculating the "equitability" component of the species diversity. *Journal of Animal Ecology*, **3**: 217-225.
- Loaec M & Olier R, Guezennec J, 1997.** Uptake of lead, cadmium and zinc by a novel bacterial exopolysaccharide. *Water Research*, **31**: 1171-1179.
- Loayza-Muro R & Elías-Letts R, 2007.** Responses of the mussel *Anodontites trapesialis* (Unionidae) to environmental stressors: effect of pH, temperature and metals on filtration rate. *Environmental Pollution*, **149**(2): 209-215.
- Long E.R, 2000.** Degraded sediment quality in US estuaries: A review of magnitude and ecological implications. *Ecological Applications*, **10**(2): 338-350.

- Loosanoff V.L, Miller W.S & Smitli P.B, 1951.** Growth and settling of larvae of *Venus mercenaria* in relation to temperature. *Journal of Marine Research*, **10**: 59-81.
- Loosanoff V.L, 1945.** Precocious gonad development in oysters induced in midwinter" by higher temperatures. *Science*, **102**:124-125.
- Lowe D.M, Moore M.N & Bayne B.L, 1982.** Aspects of gametogenesis in the marine mussel *Mytilus edulis* L. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **62**(01): 133-145.
- Lucas A & Beninger P.G, 1985.** The use of physiological condition indices in marine bivalve aquaculture. *Aquaculture*, **44**(3): 187-200.
- Lund S.A, Fulton M. H & Key P.B, 2000.** The sensitivity of grass shrimp, *Palaemonetes pugio*, embryos to organophosphate pesticide induced acetylcholinesterase inhibition. *Aquatic Toxicology*, **48**(2): 127-134.
- Luoma S.N, 1990.** Processes affecting metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments. In R.W. Furness & P.S. Rainbow, (eds.), Heavy metals in the marine environment. CRC Press, Boca Raton : 51-66.
- Maatalah R, 2015** Inventaire des Patellidae dans la région de Skikda. Thèse de Doctorat, Université d'Annana : 250p.
- Maatallah R, Cheggour M, Louadi K & Djebbar Ab, 2014.** Patellidae gastropods and their use in the assessment of coastal pollution in Skikda (north-east of Algeria). *Revue du CAMES*. **02**(1): 15-29.
- Madani I, 1989.** Dynamique des populations et processus de recrutement chez quatre espèces de bivalves appartenant aux genres *Abra* et *Cerastoderma*, dans le bassin d'Arcachon. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux I : 150p.
- Magurran A.E & McGill B.J, 2011.** Biological diversity. Oxford University Press. McAllister, DE, Hamilton, AL and Harvey, B. (1997) Global freshwater biodiversity: striving for the integrity of freshwater ecosystems. *Sea Wind*, **11**(3): 1-142.
- Malmizat T, Breuillé D, Capitan P, Mirand P.P & Obled C, 2000.** Glutathione turnover is increased during the acute phase of sepsis in rats. *The journal of nutrition*, **130**(5): 1239-1246.
- Manahan S.E, 2000.** Environmental Chemistry, 7<sup>th</sup> edition. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, CRC: 898p.
- Manduzio H, Monsinjon T, Galap C, Leboulenger F & Rocher B, 2004.** Seasonal variations in antioxidant defences in the blue mussels *Mytilus edulis* collected from a polluted area: major contributions in gills of an inducible isoform of Cu/Zn-superoxide dismutase and of glutathione S-transferase. *Aquatic Toxicology*, **70**: 83-93.
- Mannino M.A, Spiro B.F & Thomas K.D, 2003.** Sampling shells for seasonality: oxygen isotope analysis on shell carbonates of the inter-tidal gastropod *Monodonta lineata* (da Costa) from populations across its modern range and from a Mesolithic site in southern Britain. *Journal of Archaeological Science*, **30**(6): 667-679.
- Mannino M.A, Thomas K.D, Leng M.J & Sloane H.J, 2008.** Shell growth and oxygen isotopes in the topshell *Osilinus turbinatus*: resolving past inshore sea surface temperatures. *Geo-Marine Letters*, **28**(5-6): 309-325.
- Marinho-Soriano E, Fonseca P.C, Carneiro M.A.A & Moreira W.S.C, 2006.** Seasonal variation in the chemical composition of two tropical seaweeds. *Bioresource Technology*, **97**: 2402-2406.

- Marrs T.C, 2007.** Toxicology of organophosphate nerve agents. Chemical warfare agents: *toxicology and treatment* : 737p.
- Martins S.E & Bianchini A, 2011.** Toxicity tests aiming to protect Brazilian aquatic systems: current status and implications for management. *Journal of Environmental Monitoring*, **13**(7): 1866-1875.
- Mason A.Z & Jenkins K.D, 1995.** Metal detoxification in aquatic organisms. *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*, **3**: 479-578.
- Matozzo V, Binelli A, Parolini M, Previato M, Masiero L, Finos L & Marin M.G, 2012.** Biomarker responses in the clam *Ruditapes philippinarum* and contamination levels in sediments from seaward and landward sites in the Lagoon of Venice. *Ecological Indicators*, **19**: 191-205.
- Matozzo V, Tomei A & Marin M.G, 2005.** Acetylcholinesterase as a biomarker of exposure to neurotoxic compounds in the clam *Tapes philippinarum* from the Lagoon of Venice. *Marine pollution Bulletin*, **50**(12): 1686-1693.
- Mayrat A, 1959.** Nouvelle méthode pour l'étude comparée d'une croissance relative dans deux échantillons. Application à la carapace de *Penaeus kerathurus* (Forsk.). *Bulletin De L'institut Français D'afrique Noire: Série A* : **21** (1):21-59.
- Mc Cauley D.J , De Graeve G.M & Linton T.K, 2000.** Sediment quality guidelines and assessment: overview and research needs. *Environmental Science & Policy*., **3**: 133-144.
- McArdle S.B & McLachlan A, 1992.** Sand beach ecology: swash features relevant to the macrofauna. *Journal of coastal research*, 398-407.
- McGeer J.C, Brix K.V, Skeaff J.M, DeForest D.K, Brigham S.I , Adams W.J & Green A, 2003.** Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **22**(5): 1017-1037.
- McKinney M.L & McNamara K.J, 1991.** Heterochrony: the evolution of ontogeny. New York: *Plenum Press*: 57-70.
- McLachlan A, 1990.** Dissipative beaches and macrofauna communities on exposed intertidal sands. *Journal of coastal research*, **6** (1): 57-71.
- Mecozi M, Pietroletti M & Conti M.E, 2008.** The complex mechanisms of marine mucilage formation by spectroscopic investigation of the structural characteristics of natural and synthetic mucilage samples. *Marine Chemistry*, **112**(1): 38-52.
- Meghlaoui Z, 2015.** Stress environnemental et biodiversité des Polychètes dans le littoral Est algérien : Analyse phylogénétique. Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba : 193p.
- Meghlaoui Z, Guemouda M, 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.
- Merzouki M, Talib N & SIF J, 2009.** Indice de condition et teneurs de quelques métaux (Cu, Cd, Zn et Hg) dans les organes de la moule *Mytilus galloprovincialis* de la côte d'El Jadida (Maroc) en mai et juin 2004. *Bulletin of the National Institute of Agricultural Sciences*, **31**(1): 21-26.
- Meyer J.N & De Giulio R.T, 2003.** Heritable adaptation and fitness costs in killifish (*Fundus heteroclitus*) inhabiting a polluted estuary. *Ecological Applications*, **13**: 490-503.



- Meyer J.N & Di Giulio R.T, 2003.** Heritable adaptation and fitness costs in killifish (*Fundulus heteroclitus*) inhabiting a polluted estuary. *Ecological Applications*, **13**(2): 490-503.
- Mézédjri L, 2007.** Modélisation de l'Impact de la Pollution Industrielle Hydrique dans le Golfe de Skikda (Littoral Est algérien). Thèse de Doctorat, Université d'Annaba : 145p.
- Mézédjri L, TahharAli A & Djebbar A.B, 2008.** Statistical Approach on the Impact of the Activity of Industrial Zone of Skikda on the Quality of the Waters of Saf-Saf Wadi (Skikda Algerian East Coasts), *European Journal of Scientific Research*, **20**(2): 343-347.
- Micallef H & Bannister W.H, 1967.** Aerial and aquatic oxygen consumption of *Monodonta turbinata* (Mollusca: Gastropoda). *Zoological Society of London*, **51**: 479-482.
- Micallef H, 1966.** Ecology and behaviour of selected intertidal gastropods. PhD. Thesis, London Univ. Library. 112p.
- Micallef H, 1968.** The activity of *Monodonta lineata* in relation to temperature as studied by means of an aktograph. *Zoological Society of London*, **154**: 155-159.
- Micallef H, 1971.** A further study of the activity of *Monodonta lineate* (Da Costa) by means of an aktograph. *Revue roumaine de biologie. Série de zoologie*, **16**: 51-57.
- Mieszkowska N, 2005.** Changes in the biogeographic distribution of the trochid gastropods *Osilinus lineatus* (da Costa) and *Gibbula umbilicalis* (da Costa) in response to global climate change: range dynamics and physiological mechanisms. Thèse de Doctorat. Université de Plymouth: 188p.
- Mieszkowska N, Firth L & Bentley M, 2013.** Impacts of climate change on intertidal habitats. Marine Climate Change Impacts Partnership. *Science Review*, **4**: 180-192.
- Mieszkowska N, Genner M.J, Hawkins S.J & Sims D.W, 2009.** Effects of climate change and commercial fishing on Atlantic Cod *Gadus morhua*. *Advances in Marine Biology*, **56**: 213-273.
- Mieszkowska N, Hawkins S.J, Burrows M.T & Kendall M.A, 2007.** Long-term changes in the geographic distribution and population structures of *Osilinus lineatus* (Gastropoda: Trochidae) in Britain and Ireland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **87**(02): 537-545.
- Mieszkowska N, Kendall M.A, Hawkins S.J, Leaper R, Williamson P, Hardman-Mountford N.J & Southward A.J, 2006.** Changes in the range of some common rocky shore species in Britain—a response to climate change? *Marine Biodiversity*, **555**: 241-251.
- Miquel M, 2001.** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (Dir.). *Rapport Sénat*, **261**: 360p.
- Mitra S, Lukianov S, Ruiz W.G, Cianciolo Cosentino C, Sanker S, Traub L.M, Hukriede N.A & Apodaca G, 2012.** Requirement for a uroplakin 3a-like protein in the development of zebrafish pronephric tubule epithelial cell function, morphogenesis, and polarity. *PLOS One*, **7**(7): e 41816.
- Monteiro D.A, De Almeida J.A, Rantin F.T & Kalinin A.L, 2006.** Oxidative stress biomarkers in the freshwater characid fish, *Brycon cephalus*, exposed to organophosphorus insecticide Folisuper 600 (methyl parathion). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, **143**(2): 141-149.
- Mora P, Fournier D & Narbonne J.F, 1999.** Cholinesterases from the marine mussels *Mytilus galloprovincialis* Lmk. and *Mytilus edulis* L. from the freshwater bivalve

*Corbicula fluminea* Muller. *Comparative, environmental and evolutionary physiology. Part B: Biochemical and Molecular Biology focuses on biochemical*, **122**(3): 353-361.

**Moschella P.S, Abbiati M, Åberg P, Airoidi L, Anderson J.M, Bacchiocchi F & Granhag L, 2005.** Low-crested coastal defence structures as artificial habitats for marine life: using ecological criteria in design. *Coastal Engineering*, **52**(10): 1053-1071.

**Moukrim A, Kaaya A, Najimi S, Romeo M, Gnassia-Barelli M & Narbonne J.F, 2000.** Assessment of the trace metal levels in two species of mussels from the Agadir Marine Bay, South of Morocco. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **65**: 478-485.

**Mouneyrac C, Durou C, Gillet P, Hummel H & Amiard-Triquet C, 2009.** Linking Energy Metabolism, Reproduction, Abundance, and Structure of *Nereis diversicolor* Populations. In :Amiard-Triquet, C & Rainbow, P. S., 2009. *Environmental Assessment of Estuarine Ecosystems A case Study.*, Taylor & Francis Group, LLC CRC Press: 370p

**Mulligan C.N, Yong R.N & Gibbs B.F, 2001.** Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering geology*, **60**(1): 193-207.

**Muñoz M, 2010.** Reproduction in Scorpaeniformes. Reproduction and sexuality in marine fishes: Patterns and processes. University of California Press, Berkeley, CA, USA: 65-90.

**Muñoz-Colmenero M, Jeunen G.J, Borrell Y.J., Martinez J.L, Turrero P & Garcia-Vazquez E, 2015.** Response of top shell assemblages to cyclogenesis disturbances. A case study in the Bay of Biscay. *Marine environmental research*, **112**: 2-10.

**Myint U.M & Tyler P.A, 1982.** Effects of temperature, nutritive and metal stressors on the reproductive biology of *Mytilus edulis*. *Marine Biology*, **67**(2): 209-223.

**Mzoughi N, Stoichev T.L, El Abed A, Dachraoui M, Amouroux & Donard O.F.X, 2002.** Inorganic mercury and methylmercury in surface sediments and mussel tissues from a microtidal lagoon (Bizerte, Tunisia). *Journal of Coastal Conservation*, **8**: 141-145.

**Najimi S, 1997.** Evaluation de l'état de santé de la baie d'Agadir: Bioaccumulation métallique et réponses de deux biomarqueurs de pollution chez *Mytilus galloprovincialis* et *Perna perna*. Thèse de Doctorat, Université de Ibnou Zohra (Maroc) : 161p.

**Nakano D & Nagoshi M, 1984.** Growth and death in an intertidal population of *Monodonta labio* (Linnaeus), (Prosobranchia, Trochidae). *Venus*, **43**: 60-71.

**Nakhlé K.F, 2000.** Le flet comme bioindicateur quantitative de la contamination de l'estuaire de la Seine par le cadmium et le mercure. Rapport de stage en DEA. Université Paris 7 : 33p.

**Nakhlé K.F, 2003.** Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales libanaises: apports et suivi au moyen de bioindicateurs quantitatives (éponges, bivalves et gastéropodes). 2003. Thèse de doctorat. Université Paris : 246 p.

**Nakhlé K.F, Cossa D, Khalaf G & Beliaeff B, 2006.** *Brachidontes variabilis* and *Patella sp.* as quantitative biological indicators for cadmium, lead and mercury in the Lebanese coastal waters. *Environmental Pollution*, **142**(1), 73-82.

**Namour P, 1992.** Les mono oxygénases de poissons, un outil pour la caractérisation des pollutions chroniques. Etudes du CEMAGREF, série Ressources en Eau, **6** : 232.

**Napierska D & Podolska M, 2005.** Biomarkers of contaminant exposure: results of a field study with flounder (*Platichthys flesus*) from the southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **50**(7):758-767.

- Narbonne J & Michel X, 1993.** Use of biomarkers in assessment of contamination in marine ecosystems. Fundamental Approach and Applications, *MAP Technical Reports Series*, **71**: 1-20.
- Narbonne J.F & Michel X, 1992.** Use of biomarkers in assessment of contamination in marine ecosystems. Fundamental approach and applications. *Medit. Action Plan technical Report Series*, **71**: 1-20.
- Narbonne J.F, Daubèze M, Clérandeau C & Garrigues P, 1999.** Scale of classification based on biochemical markers in mussels: application to pollution monitoring in *European coasts. Biomarkers*, **6**: 415-424.
- Narbonne J.F, Ribera D, Michel X, Raoux C, Garrigue P, Monod J.L, Lemaire P, Galgani F, Romeo M, Salaun J.P & Lafaurie M, 1991.** Indicateurs biochimiques de contamination de l'environnement marin : Etude comparative en mer Méditerranée. *Océanis*, **17** : 257-275.
- National Research Council, 1987.** Biological markers in environmental health research. *Environmental Health and Perspectives*, **74**: 3-9.
- Neff J.M, 2002.** Bioaccumulation in Marine Organisms. Effects of Contaminants from Oil Well Produced Water. Elsevier Science Publishers, Amsterdam: 452p.
- Nicolaidou A & Nott J.A, 1990.** Mediterranean pollution from a ferronickel smelter: differential uptake of metals by some gastropods. *Marine Pollution Bulletin*, **21**: 137-143
- Nicolaidou A & Nott J.A, 1998.** Metals in sediments, seagrass and gastropods near a nickel smelter in Greece: Possible interactions. *Marine Pollution Bulletin*, **36**: 360-365.
- Niehoff B, 2003.** Gonad morphology and oocyte development in *Pseudocalanus spp.* In relation to spawning activity. *Marine Biology*, **143**: 759-768.
- Niehoff B, Madsen S.D, Hansen B.W & Nielsen T.G, 2002.** Reproductive cycles of three dominant Calanus species in Disko Bay, West Greenland. *Marine Biology*, **140**: 567-576.
- Nieto O, Aboigor J, Buján R, N'Diaye M, Graña M .J, Franco M.A, Soriano J .A, Saco-Álvarez L & Beiras, 2006.** Temporary variation of the levels of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in the Galician coast after the Prestige oil spill. *Marine Ecology Progress Series*, **328**: 41-9.
- Nishioka R, Simpson L & Bern H, 1964.** The fine structure of the follicle gland of snail, *Limnaea auricularia* (Mollusca Gasteropoda). *Veliger*: **7**: 1-4.
- Nordsieck F, 1982.** Die europäischen Meeres-Gehäuseschnecken. 2. Auflage. Gustav Fischer, Stuttgart: 539p.
- Oksanen J, Blanchet F.G, Kindt R, Legendre P, Minchin P.R, O'Hara R.B & Wagner H, 2015.** Vegan: Community Ecology Package. R package version **2**: 0-10.
- Okumuş İ & Stirling H.P, 1998.** Seasonal variations in the meat weight, condition index and biochemical composition of mussels (*Mytilus edulis* L.) in suspended culture in two Scottish sea lochs. *Aquaculture*, **159**(3): 249-261.
- Okumus I, Stirling H.P, 1998.** Seasonal variations in the meat weight, Condition Index and biochemical composition of mussels (*Mytilus edulis* L.) in suspended culture in two Scottish sea lochs. *Aquaculture*, **159**(3-4): 249-261.

- Olive P.J.W & Garwood P.R, 1983.** The importance of long term endogenous rhythms in the maintenance of reproductive cycles of marine invertebrates-a reappraisal. *International Journal of Invertebrate Reproduction*, **6**: 339-347.
- Olive P.J.W, 1995.** Annual breeding cycles in marine invertebrates and environmental temperature: probing the proximate and ultimate causes of reproductive synchrony. *Journal of Thermal Biology*, **20**: 79-90.
- Olsson P.E , Kling P & Hogstrand C, 1998.** Mechanisms of heavy metal accumulation and toxicity in fish. In: Langston, W.J., Bebianno M.J., (eds). *Metal Metabolism in Aquatic Environments*. Chapman et Hall Ltd, London : 321-350.
- Orban E, Di Lena G, Navigato T, Casini I, Marzetti A & Caproni R, 2002.** Seasonal changes in meat content, condition index and chemical composition of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) cultured in two different Italian sites. *Food Chemistry*, **77**: 57-65.
- Orban E, Di Lena G, Navigato T, Casini I, Santaroni G ,Marzetti A & Caproni R, 2002.** Quality characteristics of sea bass intensively reared and from lagoon as affected by growth conditions and the aquatic environment. *Journal of Food Science*, **67**(2): 542-546.
- Oren O.H, 1952.** Some hydrographical features observed off the coast of Palestine. *Bulletin de l'Institut océanographique de Monaco*, (**1017**): 9.
- Oren O.H, 1970.** The Suez Canal and the Aswan high dam. Their effect on the Mediterranean. *Journal of Marine Science and Technology*, **12**: 222-229.
- Oros D.R, Ross J.R.M, Spies R.B & Mumley T, 2007.** Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) contamination in San Francisco Bay: A 10-year retrospective of monitoring in an urbanized estuary. *Environmental Research*, **105**: 1-118.
- Ortiz-Zarragoitia M & Cajaraville M.P, 2010.** Intersex and oocyte atresia in a mussel population from the Biosphere's Reserve of Urdaibai (Bay of Biscay). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **73**(5): 693-701.
- Ortiz-Zarragoitia M & Cajaraville M.P, 2010.** Intersex and oocyte atresia in a mussel population from the Biosphere's Reserve of Urdaibai (Bay of Biscay). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **73**(5): 693-701.
- Orton J.H, 1920a.** Sea temperature, breeding and distribution of marine animals. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, **2**: 299-366.
- Orton J.H, 1920b.** Sex-phenomena in the common limpet (*Patella vulgata*). *Nature*, 104-373.
- Oruç E.Ö, 2010.** Oxidative stress, steroid hormone concentrations and acetylcholinesterase activity in *Oreochromis niloticus* exposed to chlorpyrifos. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, **96**(3): 160-166.
- Ouannes-Ghorbel M, Bradai M.N. & Bouain A, 2002.** Période de reproduction et maturité sexuelle de *Symphodus (Crenilabrus) tinca* (Labridae), des côtes de Sfax (Tunisie). *Cybium*, **26**(2) : 89-92.
- Ouannes-Ghorbel M, Jarboui O, Bradai M.N. & Bouain A, 1996.** Détermination de la taille de première maturité sexuelle par une fonction logistique chez *Limanda limanda*, *Pagellus erythrinus* et *Scorpaena porcus*. *Institut National des Sciences et Technologies de la Mer Salâmbô*, **3** : 24-27.

- Ounissi M, 2007.** Devenir et incidences des flux de matières continentales enrichissantes et polluantes dans le littoral d'Annaba. Bilan final du projet de recherche *ONEDD/MATE/05/04* : 11p.
- Ounissi M, Khaled-Khodja M, Khelifi-Touhami M, Hallal S & Ayad M, 2002.** Flux de matières minérales et organiques de l'oued Seybouse au littoral d'Annaba (Algérie) en hiver et au printemps 2002. *Cinquièmes Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer*, Aïn-Draham, 21-24 décembre 2002.
- Ounissi M & Frehi H, 1999.** Variabilité du microphytoplancton et des Tintinides (Protozoaires ciliés) d'un secteur eutrophe du golfe d'Annaba (Méditerranée Sud - occidentale). *Cahiers de Biologie Marine*, **40**: 141-153.
- Ounissi M, Frehi H & Khelifi-Touhami M, 1998.** Composition et abondance du zooplancton en situation d'eutrophisation dans un secteur côtier du Golfe d'Annaba (Algérie). *Annales de l'Institut océanographique*, **74**(1): 13-28.
- Ozretic B, Krajnovic-Ozretic M, Santin J, Medjugorac B & Kras M, 1990.** As, Cd, Pb, Hg in benthic animals from the Kvarner Rijeka region, Yugoslavia. *Marine Pollution Bulletin*, **21**: 595-598.
- Palm R, 2000.** L'analyse de la variance multivariée et l'analyse canonique discriminante: principe et applications. *Notes de statistique et d'informatique*, **1** : 40.
- Pannunzio T.M & Storey K.B, 1998.** Antioxidant defenses and lipid peroxidation during anoxia stress and aerobic recovery in the marine gastropod *Littorina littorae*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **221**: 277-292.
- Parenzan P, 1970.** Carta d'identita della conchiglie del Mediterraneo. Vol I : Gasteropodi. Ed. *Bios Taras-Twanto*: 282p.
- Parenzan P, 1974.** Carta d'identita della conchiglie del Mediterraneo. Vol II: Bivalvia. Ed. *Bios Taras-Twanto*: 279p.
- Pauly D, 1993.** Fishbyte section editorial. Naga, *the International Committee for Insurance Medicine Quart.* **16**: 26.
- Payraudeau B.C, 1826.** *Catalogue descriptis et methodique des annelides et des mollusques de l'ile de Corse*. Paris. Béchét: 218p.
- Pearson T.H & Rosenberg R, 1978.** Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology*, **16**: 229-311.
- Peet R.K, 1974.** The measurement of species diversity. *Annual review of ecology and systematics*: 285-307.
- Pellerin-Massicotte J.B, Vincent Y & Pelletier E, 1989.** Evaluation de la qualité de l'estuaire du Saint-Laurent. Etudes spatiales. Rapport remis au Ministère de l'Environnement du Québec : 130p.
- Pereira E, Baptista-Neto J.A, Smith B.J & Mcallister J.J, 2007.** The contribution of heavy metal pollution derived from highway runoff to Guanabara Bay sediments: Rio de Janeiro/Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, **79**(4): 739-750.
- Petrakis J.M & Stergiou K.I, 1995.** Weight-length Relationships for 33 fish species in Greek waters. *Fisheries Research*, **21**: 465-469.

- Phillips D.J.H, 1980.** Quantitative aquatic biological indicators: Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution. *Applied Science Publishers*, London, **120**: 412-455.
- Phillips D.J.H & Rainbow P.S, 1993.** Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Environmental management series, *Alden Press Ltd*, Oxford: 371p.
- Phillips D.J.H, 1976.** The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. I. Effects of environmental variables on uptake of metals. *Marine Biology*, **38**(1): 59-69.
- Phillips D.J.H, 1976.** The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. I. Effects of environmental variables on uptake of metals. *Marine Biology*, **38**(1): 59-69.
- Pielou E.C, 1966.** The measurement of diversity in different types of biological collection. *The Journal of Theoretical Biology*, **13**: 131-144.
- Plicanti A, Iacifano D, Bertocci I & Brutto S.L, 2016.** The amphipod assemblages of Sabellaria alveolata reefs from the NW coast of Portugal: An account of the present knowledge, new record, and some biogeographic considerations. *Marine Biodiversity*, **418**: 1-14.
- Pompella A, Maellaro E, Casini A.F & Comporti M, 1987.** Histochemical detection of lipid peroxidation in the liver of bromobenzene - poisoned mice. *American Journal of Pathology*, **129**: 295-301.
- Pope N.D, Langston W.J & Burt G.R, 1998.** Trace metals in littoral biota from North West England. Plymouth Marine Laboratory: 84p.
- Poppe Guido T & Goto Y, 1991.** , European Seashells. (Polyplacophora, Caudofoveata, Solenogastrea, Gastropoda). *Verlag Christa Hemmen*, I: 352.
- Poppe Guido T & Gotto Y, 2000.** European Seashells. Vol 2 (Scaphopoda, Bivalva Cephalopoda). Conchbooks. Ed. *Verlag Christa Hemmen* : 221p.
- Porté C, Solé M, Albaiges J & Livingstone D.R, 1991.** Responses of mixed-function oxygenase and antioxidase enzyme system of *Mytilus sp.* to organic pollution. *Comparative Biochemistry and Physiology.C, Com. Pharmacology Toxicology*, **100**: 183-186.
- Power A, Sheehan D, 1996.** Seasonal variations in the antioxidant defense systems of gill and digestive gland of the blue mussel, *Mytilus edulis*. *Comparative Biochemistry and Physiology.C, Com. Pharmacology Toxicology*, **114**: 99-103.
- Prendergast A.L, Azzopardi M, O'Connell T.C, Hunt C, Barker G & Stevens R.E, 2013.** Oxygen isotopes from *Phorcus (Osilinus) turbinatus* shells as a proxy for sea surface temperature in the central Mediterranean: a case study from Malta. *Chemical Geology*, **345**: 77-86.
- Prendergast A.L, Stevens R.E, O'Connell T.C, Fadlalak A, Touati M ,Al-Mzeine A & Barker G, 2016.** Changing patterns of eastern Mediterranean shellfish exploitation in the Late Glacial and Early Holocene: Oxygen isotope evidence from gastropod in Epipaleolithic to Neolithic human occupation layers at the Haua Fteah cave, Libya. *Quaternary International*, **407**: 80-93.
- Proston J, 2001.** Speciation of *Osilinus* (Trochidae) at the Mediterranean-Atlantic Interface.(Abstract). *Bulletins de la Société malacologique London*, **36** : 8.

- Quinn G.P, 1988.** Ecology of the intertidal pulmonate limpet *Siphonaria diemenensis* Quoy et Gaimard. I. Population dynamics and availability of food. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **117**: 115-136.
- Rabaoui L, Balti R , Zrelli R & Tlig-Zouari S, 2013.** Assessment of heavy metals pollution in the gulf of Gabes (Tunisia) using four mollusk species. *Mediterranean Marine Science*, **15**(1):45-58.
- Raffaelli D, 2006.** Biodiversity and ecosystem functioning: issues of scale and trophic complexity. *Marine Ecology Progress Series*, **311**: 285-294.
- Rainbow P.S, 1990.** Heavy metal levels in marine environment. Heavy metals in the marine environments. R. W. Furness, P. S. Rainbow et C. Press, CRC Press, Boca Raton: 68-79.
- Rainbow P.S, 2002.** Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: Why and so What? *Environmental Pollution*, **120**: 497-507.
- Rainbow P.S, 1998.** Phylogeny of trace metal accumulation in crustaceans. In: Langston WJ, Bebianno M, editors. Metal metabolism in aquatic environments. *Chapman and Hall*, London: 285-319.
- Rainbow P.S, 2007.** Trace metal bioaccumulation: Models, metabolic availability and toxicity. *Environment International*, **33**: 576–582.
- Ramade F, 1992.** Précis d'écotoxicologie. Collection d'écologie N°22. Ed. Masson: 300p.
- Randles W.B, 1905.** Some observations on the anatomy and affinities of the Trochidae. Quarterly. *Journal of Advanced Microscopy Research*, **48**: 33-78.
- Rao J.V, Kavitha P, Srikanth K, Usman P.K & Rao T.G, 2007.** Environmental contamination using accumulation of metals in marine sponges, *Sigmadocia fibulata* inhabiting the coastal waters of Gulf of Mannar, India. *Toxicological and Environmental Chemistry*, **89**: 487-498.
- Rashida Q, Olufemi A , Rana M & Rahim A.A, 2015.** Seasonal Variation in Occurrence of Heavy Metals in *Perna Viridis* from Manora Channel of Karachi, Arabian Sea. *International Journal of Marine Science*, **5**(45): 1-13.
- Refes W, 2011.** Contribution à la connaissance de la biodiversité des fonds chalutables de la côte algérienne : Les peuplements ichtyologiques des fonds chalutables du secteur oriental de la côte algérienne. Thèse de doctorat. Université Badji-Mokhtar, Annaba.Algerie : 280p.
- Refes W, 1994.** Contribution à la connaissance de la population de *Ruditapes decussata* (Linnaeus, 1758) du lac Mellah (El-Kala, Algérie) : écologie, reproduction, dynamique des populations et exploitation. Thèse Magister en Océanographie biologique, ISMAL (Alger) : 197p.
- Regis MB, 1972.** Etude comparée de la croissance des Monodontes (Gastéropodes Prosobranches) en Manche et le long des côtes atlantiques et méditerranéennes françaises. In: *Proceedings of the fifth European marine biology symposium* (ed B Battaglia), Padova, **5**(11): 259–267.
- Regoli F & Principato G, 1995.** Glutathione, glutathione-dependent and antioxidant enzymes in mussel, *Mytilus galloprovincialis*, exposed to metals in different field and laboratory conditions: implications for a proper use of biochemical biomarkers. *Aquatic toxicology*, **31**: 143–164.
- Regoli F, Frenzilli G, Bocchetti R, Annarumma F, Scarcelli V, Fattorini D & Nigro M, 2004.** Time-course variations of oxyradical metabolism, DNA integrity and lysosomal

stability in mussels, *Mytilus galloprovincialis*, during a field translocation experiment. *Aquatic toxicology*, **68**(2): 167-178.

**Remili S, & Kerfouf A, 2013.** Évaluation de la qualité physico-chimique et du niveau de contamination métallique (Cd, Pb, Zn) des rejets d'eaux usées d'Oran et de Mostaganem (littoral Ouest algérien). *Physio-Géo. Géographie physique et environnement*, **7** :165-182.

**Renholdt R, 1976.** Distribution of selected metals in tissue samples of carp, *Cyprinus carpio*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, **15**(3): 374-377.

**Reys J.P, 1968.** Analyses statistiques de la microdistribution des espèces benthiques de la région de Marseille. *Tethys*, **3**(2) : 381-403.

**Ribeyre F & Boudou A, 1989.** Trophic chains and experimental ecosystems : study of bioaccumulation and transfer processes. *Aquatic Ecotoxicology Fundamental Concepts and Methodologies*. CRC Press, *boca Raton*. FL., **1**: 3-46

**Richir J & Gobert S, 2014.** The effect of size, weight, body compartment, sex and reproductive status on the bioaccumulation of 19 trace elements in rope-grown *Mytilus galloprovincialis*. *Ecological Indicators*, **36**: 33-47.

**Richter H.C, Luckstadt C, Focken U & Becker K, 2000.** An improved procedure to assess fish condition on the basis of length-weight relationships. *Archive of fishery and marine research*, **48**(200): 255-264.

**Ringwood A.H, Connors D.E & Hoguet J, 1998b.** Effects of natural and anthropogenic stressors on lysosomal destabilization in oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Ecology Progress Series*, **166**: 163-171.

**Ringwood A.H, Connors D.E & Di Novo A.A, 1998a.** The effects of copper exposures on cellular responses in oysters. *Marine Environmental Research*, **46**: 591-595.

**RNO, (1974-2004).** Surveillance du milieu marin. Bulletins annuels édités par l'Ifremer et le Ministère de l'Aménagement du Territoire de l'Environnement.

**Robards K & Worsfold P, 1991.** Cadmium: toxicology and analysis. A review. *Analyst*, **116**(6) : 549-568.

**Rodier J, Bazin C, Broutin J.P, Chambou P, Champsaur H & Rodier L, 1996.** «L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer». 8<sup>ème</sup> édition. Collection Dunod. Paris: 383p.

**Roesijadi G, 1992.** Metallothioneins in metal regulation and toxicity in aquatic animals, *Aquatic toxicology*, **22**: 81-114.

**Roméo M & Gnassia-Barelli M, 1997.** Effect of heavy metals on lipid peroxidation in the mediterranean clam *Ruditapes decussatus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacol, Toxicol and Endocrinol.*, **118**: 33-37.

**Romeo M, Bennani N, Gnassia-Barelli M, Lafaurie M & Girard J.P, 2000.** Cadmium and copper display different responses towards oxidative stress in the kidney of the sea bass *Dicentrarchus labrax*. *Aquatic toxicology*, **48**(2): 185-194.

**Roméo M, Hoarau P, Garelo G, Gnassia-Barelli M & Girard J.P, 2003.** Mussel transplantation and biomarkers as useful tools for assessing water quality in the NW Mediterranean. *Environmental Pollution*, **122**(3): 369-378.

**Rouane-Hacene O, Boutiba Z, Belhaouari B, Guibolini-Sabatier M, Francour P & Risso-de Faverney C, 2015.** Seasonal assessment of biological indices, bioaccumulation



and bioavailability of heavy metals in mussels *Mytilus galloprovincialis* from Algerian west coast, applied to environmental monitoring. *Oceanologia*, **57**: 362-374.

**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 lividu*. Thèse de Doctorat, Université d'Oran : 295p.

**Rouane-Hacene O, Abdelghani & Boutiba Z, 2008.** Evaluation of organochlorinated compounds in FHake (*Merluccius merluccius* L., 1758) from Algerian western coast. In: International Conference on Modelling & Monitoring of Marine Pollution, INOC-INCO.

**Rouane-Hacene O, Belhaouari B, Djeribiai A & Boutiba Z, 2014.** Highlighting of the Algerian experience in the integrated management of water resources. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, **5**(1): 555-5614.

**Rouane-Hacene O, Belhaouri B & Boutiba Z, 2012.** Trace element concentrations (Zn, Cu, Pb and Cd) in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* from Oran Harbour (Oran Bay, Algerian west coast). *Journal of Applied Environmental and Biological Sciences*, **2**(9): 446.

**Rouidi S, 2014.** Évaluation de la contamination par les hydrocarbures des sédiments superficiels (fluviaux et marins) de la région de Skikda (nord-est algérien). Analyses statistiques. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba : 208p.

**Rouidi S, Hadjem A, Asia L, Mille G & Tahar A, 2013.** Sources and distribution of hydrocarbons in surface sediments of saf-saf oued (Skikda city, northeastern Algeria). *Annals of Biological Research*, **4**(4): 61-69.

**Rubal M, Veiga P, Moreira J & Sousa-Pinto I, 2014.** The gastropod *Phorcus sauciatus* (Koch, 1845) along the north-west Iberian Peninsula: filling historical gaps. *Helgoland Marine Research*, **68**(1): 169.

**Rubal M, Veiga P, Cacabelos E, Moreira J & Sousa-Pinto I, 2013.** Increasing sea surface temperature and range shifts of intertidal gastropods along the Iberian Peninsula. *Journal of Sea Research*, **77**: 1-10.

**Ruiz-Pino D.P, Lambert C.E, Jeandel C & Buat-Menard P, 1990.** Modelling the biogenic transport of atmospheric particles in the Mediterranean Sea. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*, **89**(1-2): 47-64.

**Ruiz-Pino D.P, Nicolas E, Bethoux J.P & Lambert C.E, 1991.** Zinc budget in the Mediterranean Sea: A hypothesis for non steady-state behavior. *Marine Chemistry*, **33**(1-2): 145-169.

**Sabat M, Hernandez M.R, Munoz M & Casadevall M, 2004.** Ovarien structure and annual reproductive cycle of *Scorpaena porcus*. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, **37**: 431.

**Sagarin R.D, Barry J.P, Oilman S.E & Baxter C.H, 1999.** Climate-related change in an intertidal community over short and long time scales. *Ecological Monographs*, **69**: 465-490.

**Saker I.E, 2007.** Pollution chimiques par les effluents industriels directs introduits au littoral d'Annaba. Mémoire de Magister. Université d'Annaba : 34p.

**Sanchez S, 1958.** Histophysiologie neuro-hormonale chez quelque mollusque Gastéropodes. I.Complexe endocrinien. *Bulletin de la société zoologique de France*, **96**:309-319.

- Sanchez-Hernandez J.C, 2006.** Earthworm biomarkers in ecological risk assessment. In Reviews of environmental contamination and toxicology Springer New York: 85-126.
- Sara G & Pusceddu A, 2008.** Scope for growth of *Mytilus galloprovincialis* (Lmk., 1819) in oligotrophic coastal waters (Southern Tyrrhenian Sea, Italy). *Marine biology*, **156**(2): 117.
- Sarkar S, Ray D & Sshrivastava A.N, 2006.** Molecular biomarkers: Their significance and application in marine pollution monitoring. *Ecotoxicology*, **15**: 333-340.
- Scaps P & Borot O, 2000.** Acetylcholinesterase activity of the polychaete *Nereis diversicolor*: effects of temperature and salinity. *Comparative Biochemistry and Physiology. C, Com. Pharmacology Toxicology*, **125**: 377-383.
- Scherer E, 1992.** Behavioural responses as indicators of environmental alterations: approaches, results, developments. *Journal of Applied Ichthyology*, **8**(1-4): 122-131.
- Schiedek D, Broeg K, Barsiene J, Lehtonen K.K, Gercken J, Pfeifer S, Vuontisjärvi H, Vuorinen P.J, Köhler A, Balk L & Schneider R, 2006.** Biomarker responses and indication of contaminant effects in blue mussel (*Mytilus edulis*) and eelpout (*Zoarces viviparus*) from the western Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **53**: 387-405.
- Schifano G, 1983.** Allometric growth as influenced by environmental temperature in *Monodonta turbinata* shells. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, **44**: 215-222.
- Schifano G, Censi P, 1983.** Oxygen isotope composition and rate of growth of *Patella coerulea*, *Monodonta turbinata* and *M. articulata* shells from the western coast of Sicily. *Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology*, **42**: 305-311.
- Sheehan D, Crimmins K.M & Burnell G.M, 1991.** Evidence for Glutathione S-transferase activity in *Mytilus edulis* as an index of chemical pollution marine estuaries, in : D.W. Jeffrey, B Madden, eds, *Bioindicators and Environmental Management*, Academic Press, Londres: 419- 425.
- Sheehan D, McIntosh J, Power A & Fitzpatrick P.J, 1995.** Environmental biochemistry. *Biochemical Society Transactions*, **23**: 419 – 422.
- Sheehan D, Meade G, Foley VM & Dowd CA, 2001.** Structure, function and evolution of glutathionein transferases: implications for classification of non-mammalian members of an ancient enzyme superfamily. *Biochemical Journal*, **360**: 1 -16.
- Sheldon A.L, 1969.** Equitability indices: dependence of the species. *Landscape Ecology*, **50**: 467-466.
- Shiber J. & Shatila T, 1978.** Lead, cadmium, copper, nickel and iron in limpets, mussels and snails from the coast of Ras Beirut, Lebanon. *Marine Environmental Research*, **1**: 125-134.
- Sibly R.M & Calow P, 1989.** A life-cycle theory of responses to stress. *Biological journal of the linnean society*, **37**: 101-116.
- Sifi K & Chouahda S Soltani N, 2007.** Biosurveillance de l'environnement par la mesure de biomarqueurs chez *Donax trunculus* dans le golfe d'Annaba (Algérie). *Mésogée*, **63**: 11-18.
- 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 : 229p.

- Sifi K, Amira A & Soltani N, 2013.** Oxidative stress and biochemical composition in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba (Algeria). *Advances in Environmental Biology*, **7**(4) : 595-604.
- Silbergeld E.K, 1993.** Neurochemical approaches to developing biochemical markers of neurotoxicity: review of current status and evaluation of future prospects. *Environmental Research*, **63**(2): 274-286.
- 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.
- Simkiss K, Taylor M.G, 1995.** Transport of Metals across Membranes. In "Metal speciation and bioavailability in aquatic systems". A. Tessier et D. R. Turner, *Wiley*, **3**: 2-39.
- Smaal A.C & Van Stralen M.R, 1990.** Average annual growth and condition of mussels as a function of food source. In *North Sea-Estuarines Interactions*. Springer Netherlands: 179-188.
- Smolders R, Bervoets L, Wepener V & Blust R, 2003.** A conceptual framework for using mussels as biomonitors in whole effluent toxicity. *Human and Ecological Risk Assessment*, **9**(3): 741-760.
- Snell T.W, 1986.** Effect of temperature, salinity and food level on sexual and asexual reproduction in *Brachionus plicatilis* (Rotifera). *Marine Biology*, **92**:157-162.
- Soltani N, Amira A, Sifi K & Beldi H, 2012.** Environmental monitoring of Annaba Gulf (Algeria): Measurement of biomarkers in *Donax trunculus* and metallic pollution. *Bulletin of the Zoological Society of France*, **137**(1-4): 47-56.
- Soriano J.A, Viñas L, Franco M.A, González J.J, Ortiz L , Bayona J.M & Albaigés J, 2006.** Spatial and temporal trends of petroleum hydrocarbons in wild mussels from the Galician coast (NW Spain) affected by the Prestige oil spill. *Science of the Total Environment*, **370**(1): 80-90.
- Soto M, Ireland M.P & Marigómez I, 1997.** The contribution of metal shell weight index in target tissues to metal body burdens in sentinel marine molluscs.1. *Littorina littorea*. *Science of the Total Environment*, **198**: 135-147.
- Soto M, Ireland M.P & Marigómez I, 2000.** Changes in mussel biometry on exposure to metals: implications in estimation of metal bioavailability in "Mussel-Watch" programmes. *Science of the Total Environment*, **247**: 175-187
- Soucek D.J, 2007.** Comparison of hardness-and chloride-regulated acute effects of sodium sulfate on two freshwater crustaceans. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **26**(4): 773-779.
- Soule D.F, 1988.** Marine organisms as indicators: Reality or wishful thinking? in D.F. - Soule & G.S. Kleppel, eds. *Marine organisms as indicators*. Springer Verlag, New York: 1-12.
- Southward A.J, 1957.** On the behaviour of barnacles III. Further observations on the influence of temperature and age on cirral activity. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, **36**: 323-334.
- Stauber L.A, 1950.** The problem of physiological species with special reference to oysters and *oyster drills*. *Ecology*, **31**:109-118.
- Stephens R.E, 1972.** Studies on the development of the sea urchin *Strongylocentrotus droebacffiensis*. I. Ecology & normal development. *Biological Bulletin*, **142**: 132-144.

- Stephensen E, Sturve J & Förlin L, 2002.** Effects of redox cycling compounds on glutathione content and activity of glutathione-related enzymes in rainbow trout liver. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, **133**(3): 435-442.
- Stien X, Percic P, Gnassia-Barelli M, Romeo M & Lafaurie M, 1998.** Evaluation of biomarkers in caged fishes and mussels to assess the quality of waters in a bay of the NW Mediterranean Sea. *Environmental Pollution*, **99**: 111 - 117.
- Stien X, Risso C, Gnassia-Barelli M, Romeo M & Lafaurie M, 1997.** Effect of copper chloride in vitro and in vivo on the hepatic EROD activity in the fish *Dicentrarchus labrax*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **16**: 214-219.
- Stohs S.J, Bagchi D, Hassoun E & Bagchi M, 2000.** Oxidative mechanisms in the toxicity of chromium and cadmium ions. *Journal of Environmental Pathology, Toxicology and Oncology*, **19**: 201-213.
- Storelli M.M & Marcotrigiano G.O, 2005.** Bioindicator organisms: heavy metal pollution evaluation in the Ionian Sea (Mediterranean Sea - Italy). *Environmental Monitoring and Assessment*, **102**: 159–166.
- Storry K, Weldrick C, Mews M, Zimmer M & Jzliniski D, 2006.** Intertidal coarse woody debris: Aspatial subsidy as shelter or feeding habitat for gastropods? *Estuarine, Coastal and shelf science*, **66**: 197-203.
- Streiff W, 1965.** Analyse en culture in vitro, de l'évolution du pénis au cours du cycle sexuel chez *Calyptrera sinensis* L. Mollusque Prosobranchie. Abstr. 3<sup>rd</sup> Conf. *European Journal of Endocrinology*, **50** : 393-394.
- Sunderman F.W.J, 1987.** Lipid peroxidation as a mechanism of acute nickel toxicity. *Environmental Toxicology And Chemistry*, **15**: 59-64.
- Swiney K.M & Siiriy T.C, 2001.** Gonad development of southeastem Alaskan Dungeness crab *Cancer magister*, under laboratory conditions. *Journal of Crustacean Biology*, **21**: 897-904.
- Tabachnick B.G & Fidell L.S, 1996.** Using multivariate statistics. 3<sup>ème</sup> édition. Boston: Allyn & Bacon., **1**(3): 81.
- Takada Y, 1995.** Variation of growth rate with tidal level in the gastropod *Monodonta labio* on a boulder. *Marine Ecology Progress Series*, **117** : 103-110.
- Takada Y, 1996a.** Seasonal and vertical variations in size structure and recruitment of the intertidal gastropod, *Monodonta labio*. *Venus (Japanese Journal of Malacology)*, **55**:105-113.
- Takada Y, 1996b.** Vertical variation in fecundity of the intertidal gastropod *Monodonta labio* caused by different growth rates between tidal zones. *Ecological Research* , **11**: 371-379.
- Takada Y, 1999.** Influence of shade and number of boulder layers on mobile organisms on a warm temperate boulder shore. *Marine Ecology Progress Series*, **189**: 171-179.
- Taleb M.Z & Boutiba Z, 2007.** La Moule *Mytilus galloprovincialis*: bioindicatrice de pollution marine – cas du port d'Oran. *Sciences & Technologie*, **25** :59- 64.
- Tan C.K.W, 2009.** Effects of trenching on shell size and density of *Turbo brunneus* (Gastropoda: Turbinidae) and *Monodonta labio* (Gastropoda: Trochidae) at Labrador Beach, Singapore. *Nature Singapore*, **2**:421-429.

- Tarsila M.A & João M , De Matos N, 2006.** Two new Terebellid polychaetes (Polychaeta: Terebellidae) from the state of Sao Paulo, southeastern Brazil. *Zootaxa*, **1205**: 31-54.
- Tessier A & Campbell P.G.C, 1987.** Partitioning of trace metals in sediments: relationships with bioavailability. *Hydrobiologia*, **149**: 43-52.
- Tessier A & Campbell P.G.C, Bisson M, 1979.** Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, **51** : 844-851.
- Thévenot J, 2013.** Synthèse et réflexions sur des définitions relatives aux invasions biologiques. Préambule aux actions de la stratégie nationale sur les EEE ayant un impact négatif sur la biodiversité. Service du patrimoine naturel, *Muséum national d'histoire naturelle*, Paris : 31p.
- Tim-Tim A.L.S, Morgado F, Moreira S, Rangel R, Nogueira A.J.A, Soares A.M.V.M & Guilhermino L, 2009.** Cholinesterase and glutathione S transferase activities of three mollusc species from the NW Portuguese coast in relation to the 'Prestige' oil spill. *Chemosphere*, **77**: 1465-1475.
- Turquin M.J & Crague G, 1994.** Impact de la gestion des eaux usées sur la biocénose cavernicole, la zone noyée et la source du système karstique de Rappe (Neuville-sur-Ain, France). *Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon*, **63**(9) :337-348.
- Tuzet O , Sanchez S & Pavans Oeccaty M, 1957.** Données histologiques su l'organisation neuroendocrine de quelques mollusques Gastéopodes. *Comptes rendus de l'Académie des Sciences*, **244**: 2962-2964.
- Tyler P.A, Reeves S, Peck L, Clarke A & Powell D., 2003.** Seasonal variation in tiie gametogenic ecology of the Antarctic scallop *Adamussium colbeki*. *Polar Biology*, **26**: 727-733.
- Uguz C, Iscan M, Ergüven A, Isgor B & Togan I, 2003.** The bioaccumulation of nonyphenol and its adverse effect on the liver of rainbow trout (*Onchorynchus mykiss*). *Environmental Research*, **92**(3): 262-270.
- Underwood A.J, 1984a.** Microalgal food and the growth of the intertidal gastropods *Nerita atramentosa* Reeve and *Bembicium nanum* (Lamarck) at four heights on a shore. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **79**: 277-291.
- Underwood A.J, 1975.** Comparative studies on the biology of *Nerita atramentosa* Reeve, *Bembicium nanum* (Lamarck) and *Cellana tramoserica* (Sowerby) (Gastropoda: Prosobranchia) in S.E. Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **18**: 153-172.
- Underwood A.J, 1984b.** The vertical distribution and seasonal abundance of intertidal microalgae on a rocky shore in New South Wales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **78**: 199-220.
- Valavandis A, Vlahogianni T, Dassenakis M & Scoullou M, 2006.** Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **64**: 178-189.
- Valli G & Vio E, 1975.** Study of some factors which may influence the activity of *Monodonta turbinata* (Born) (Gastropoda: Prosobranchia) in Aurisina (Trieste) [Italy]. *Bollettino di Pesca Piscicoltura e Idrobiologia*, **30**: 127-134.

- Veith G.D, Defoe D.L & Bergstedt B.J, 1979.** Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **36**: 1040-1048.
- Vernberg W.B & Vernberg F.J, 1972.** Environmental physiology of marine animals Springer-Verlag, New York.
- Vernon H.M, 1899.** The death temperature of certain marine organisms. *Journal of Physiology*, **25**: 131-136.
- Viarengo A, 1989.** Heavy metals in marine invertebrates: mechanisms of regulation and toxicity at the cellular level. *C.R.C. Reviews in Aquatic Sciences*, **1**: 295-317.
- Viarengo A, Canesi L, Pertica M, Mancinelli G, Accomando R, Smaal A.C & Oronesu M, 1995.** Stress on stress response: a simple monitoring tool in the assessment of a general stress syndrome in mussels. *Marine Environmental Research*., **39**: 245-248.
- Viarengo A, Canesi L, Pertica M & Livingstone D.R, 1991.** Seasonal variations in the antioxidant defense enzymes and lipid peroxidation of the digestive gland of mussels. *Comparative Biochemistry and Physiology.C, Com. Pharmacology Toxicology*, **100**: 187-190.
- Vincke J.F, 1982.** Notes sur l'Économie de l'aquaculture en Cote d'Ivoire. Rapport d'une mission en Côte d'Ivoire. FAO/UNDP Rome (Italy) ADC PIMRI 82/19: 70 p.
- Von Mol J, 1960.** Phénomènes neurosécrétoires dans des ganglions cérébroïdes *d'Arion rufus*. *C. R. Acad. Sc.*, **250**: 2280-2281.
- Walid M, 2011.** Étude des mécanismes de contamination des mollusques bivalves par des neurotoxines à action rapide (FAT) & développement de procédés de détoxification Thèse de Doctorat, Université de Bretagne occidentale-Brest : 211p.
- Warholm M, Guthenberg C, Mannervik B & von Bahr C, 1981 a.** Purification of a new glutathione S-transferase (transferase  $\mu$ ) from human liver having high activity with benzo ( $\alpha$ ) pyrene-4, 5-oxide. *Biochemical and biophysical research communications*, **98**(2): 512-519.
- Warholm M, Guthenberg C.L.A.E.S, Mannervik B.E.N.G.T, Pacifici G.M & Rane A.N.D.E.R.S, 1981b.** Glutathione S-transferases in human fetal liver. *Acta Chemica Scandinavica*, **35**(3): 225-227.
- Webb J.A & Keough M.J, 2002.** Measurement of environmental trace-metal levels with transplanted mussels and diffusive gradients in thin films (DGT): a comparison of techniques. *Marine Pollution Bulletin*, **44**(3): 222-229.
- Wenz W, 1938.** Gastropoda 1. Allgemeiner teil und Prosobranchia 1. Handbuch der Palaeozoologie, Borntraeger, Berlin, **61**: 240.
- WHO, 1989.** Heavy Metals-Environmental Aspects. World Health Organization, *Environment Health Criteria*, **85**: 156.
- WHO, 1995.** Health risk from marine pollution in the Mediterranean. Part II: Review and health risks. Document EUR/ICP/EHEAZ 94 01/MT01 (2). World Health Organization Regional Office for Europe Copenhagen, Issued in co-operation with UNEP. 452p.
- Widmeyer J.R & Bendell-Young L.I, 2007.** Influence of food quality and salinity on dietary cadmium availability in *Mytilus trossulus*. *Aquatic toxicology*, **81**(2): 144-151.

- Wilhelm-Filho D.W, Tribess T, Ga'spari C, Claudio F.D, Torres M.A & Magalhaes A.R.M, 2001.** Seasonal changes in antioxidant defenses of the digestive gland of the brown mussel (*Perna perna*). *Aquaculture*, **203**: 149–158.
- Williams E.E, 1964.** The growth and distribution of *Gibbula umbilicalis* (da Costa) on a rocky shore in Wales. *Journal of Animal Ecology*, **33**: 433-442.
- Williams E.E, 1965.** The growth and distribution of *Monodonta lineata* (da Costa) on a rocky shore in Wales. *Field Studies*, **2**: 189-198.
- Winston G.W, Livingston D.R & Lips F, 1990.** Oxygen reduction metabolism by the digestive gland of the common marine mussel, *Mytilus edulis*. *Journal of Experimental Zoology*, **255**: 296-308.
- Wirgin I & Waldman J.R, 2004.** Resistance to contamination in North American fish populations. *Mutation Research*, **552**: 73-100.
- Wood R.A, Keen A.B, Mitchell J.F.B & Gregory J . M, 1999.** Changing spatial structure of the thermohaline circulation in response to atmospheric CO<sub>2</sub> forcing in a climate model. *Nature*, **399** : 572-575.
- Wright P. & Mason C.F, 1999.** Spatial and seasonal variation in heavy metals in the sediments and biota of two adjacent estuaries, the Orwell and the Stour, in eastern England. *Science of the total environment*, **226**: 139-156.
- Xie L. & Klerks P.L, 2003.** Responses to selection for Cadmium resistance in the least killifish, *Heterandria Formosa*. *Environmental Toxicology And Chemistry*, **22**: 313-320.
- Yan T& Teo L.H, Sin Y.M, 1997.** Effects of mercury and lead on tissue glutathione of the green mussel, *Perna viridis* L. *Bulletin Of Environmental Contamination And Toxicology*, **58**: 845-850.
- Younsi M, 2014.** Etude biologique de deux espèces de Polychètes Nereididae du littoral Est Algérien et analyse comparative: biogéographique, morphométrique et biochimique. Thèse de doctorat, Université d' Annaba : 171p.
- Yu F, Finley R.L, Raz A & Kim H.R.C, 2002.** Galectin-3 translocates to the perinuclear membranes and inhibits cytochrome c release from the mitochondria a role for synexin in galectin-3 translocation. *Journal of Biological Chemistry*, **277**(18): 15819-15827.
- Yu S.J & Abo-Elghar G.E, 2000.** Allelochemicals as inhibitors of glutathione S-transferases in the fall armyworm. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, **68**(3): 173-183.
- Yüzereroğlu T.A, Gök G, Coğun H.Y, Firat O, Aslanyavrusu S, Maruldali O & Kargin F, 2010.** Heavy metals in *Patella caerulea* (Mollusca, Gastropoda) in polluted and non-polluted areas from the Iskenderun Gulf (Mediterranean Turkey). *Environmental Monitoring And Assessment.*, **167**: 257-264.
- Zatta P, Perazzolo M, Fcci L, Skaper S.D, Corain B & Favarato M, 1992.** Effects of aluminum speciation on murine neuroblastoma cells. *Molecular and Chemical Neuropathology*, **16**: 11-22.
- Zelditch M.L, 1988.** Ontogenetic variation in patterns of phenotypic integration in the laboratory rat. *Evolution*, **42**: 28–41.
- Zenati M.S, Messaadi L & Hafafe H, 2004.** Inventaire préliminaire de la faune de l'étage médiolittoral durant la période printanière dans la baie d'Annaba. Mémoire de fin d'études, Université d'Annaba : 150p.

**Zhou Q, Zhang J, Fu J, Shi J & Jiang G, 2008.** Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta*, **606**: 135-150.

**Zine N.E, 2004.** Etude éco-biologique et dynamique des populations de la palourde (*Ruditapes decussatus* L.) et analyse typologique de la faune benthique de milieux paraliques Atlantico-Méditerranéens du Maroc. Thèse de Doctorat, Université de Moulay Ismail. Meknès : 190p.

**Zorita I, Ortiz-Zarragoitia M, Soto M & Cajaraville M.P, 2006.** Biomarkers in mussels from a copper site gradient (Visnes, Norway): an integrated biochemical, histochemical and histological study. *Aquatic toxicology*, **78**: 109-116.

**Zoumis T, Schmidt A, Grigorova L & Calmano W, 2001.** Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation. *Science of the total environment*, **266**(1): 195-202.



# *ANNEXES*