

Ministère de l'enseignement Supérieur et de la recherche Scientifique

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Badji Mokhtar Annaba University  
Université Badji Mokhtar-Annaba  
Faculté des Sciences



جامعة باجي مختار - عنابة

كلية العلوم

قسم المبيولوجيا

Département de Biologie

## Thèse

Présentée pour obtenir le diplôme de

### Doctorat Troisième Cycle

Filière : Ecologie et environnement

Spécialité : Biodiversité et environnement

Par :

Soumia Ferroudj

Thème :

# Évaluation et cartographie du stock du gastéropode Trochidé *Phorcus turbinatus* (Born, 1780) le long des côtes de l'Est Algérien.

Thèse soutenue le 15 janvier 2026

devant le jury composé de :

N°	Nom et prénom	Grade	Etablissement	Qualité
01	Ziane Nadia	Prof.	Université Badji Mokhtar -Annaba	Président
02	Benchalel Wafa	Prof.	Université Badji Mokhtar -Annaba	Rapporteur
03	Boucetta Sabrine	MCA.	Université du 20 août 1955 Skikda	Co-rapporteur
04	Dahel Amina	MCA.	Université Chadli Bendjedid -El Tarf	Examineur
05	Rizi Hadia	MCA.	Université Chadli Bendjedid -El Tarf	Examineur
06	Chakri Khemissa	Prof.	Université Badji Mokhtar -Annaba	Examineur

## *Dédicaces*

À la mémoire de mon père,  
décédé le 14 avril 2022,

dont l'amour, les valeurs et les sacrifices continuent de m'accompagner et de m'inspirer  
chaque jour.

Puisse cette modeste contribution scientifique lui être dédiée, en témoignage de ma  
gratitude éternelle.

À ma petite famille,

à mon époux, pour son soutien inconditionnel, sa patience et sa présence bienveillante  
à chaque étape de ce parcours,  
à mes enfants, pour leur tendresse, leur compréhension et la lumière qu'ils apportent à  
ma vie.

À ma grande famille,

pour votre affection constante, vos encouragements et votre confiance, même dans les  
moments les plus difficiles.

À mes proches,

amis et compagnons de route,  
merci pour votre soutien, vos paroles réconfortantes et votre présence précieuse.

*Ferroudj Soumia*

# *Remerciements*

Je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude au Tout-Puissant, pour m'avoir accordé la patience, la volonté et la force nécessaires à l'aboutissement de ce travail de recherche.

Je souhaite exprimer ma plus sincère reconnaissance à **Madame Wafa Benchalel** (Professeure à l'Université Badji Mokhtar – Annaba), directrice de cette thèse, pour la qualité exceptionnelle de son encadrement. Son expertise scientifique, sa rigueur méthodologique, ainsi que sa bienveillance et sa disponibilité constante ont été essentielles dans l'aboutissement de ce travail. Son accompagnement attentif, son soutien indéfectible et son sens aigu de l'écoute ont grandement nourri ma réflexion et permis de structurer cette recherche dans les meilleures conditions.

Mes remerciements les plus sincères vont également à **Madame Sabine Boucetta** (Maître de conférences A, Université 20 Août 1955 – Skikda), pour sa précieuse collaboration, son implication scientifique et son soutien constant tout au long de cette thèse. Sa disponibilité, ses conseils avisés et son engagement ont représenté un apport précieux à ce travail.

J'exprime aussi ma profonde reconnaissance à **Madame Zihad Bouslama** (Professeure, directrice du laboratoire EcoSTaq, Université Badji Mokhtar – Annaba), pour m'avoir accueillie au sein de son laboratoire et pour m'avoir offert l'opportunité de réaliser cette thèse dans un cadre scientifique stimulant.

Mes remerciements vont également aux **membres du jury**, qui m'ont fait l'honneur d'évaluer ce travail.

Madame **Nadia Ziane** (Professeure, Université Badji-Mokhtar, Annaba), pour l'honneur qu'elle me fait en présidant mon jury de soutenance.

Madame **Amina Dahel** (MCA, Université Chadli- Bendjedid, d'El-Tarf) d'avoir accepté d'examiner mon travail de recherche. Je la remercie infiniment pour sa gentillesse et sa générosité.

Madame **Khemissa Chakri** (Professeure, Université Badji-Mokhtar, Annaba), qui me fait l'honneur d'examiner et de juger ce travail. Je lui exprime ma profonde gratitude.

Je remercie chaleureusement **Madame Hadia Rizi** (MCA, Université Chadli Bendjedid – El-Tarf), pour son soutien généreux, sa disponibilité et ses encouragements. Son aide précieuse, tant sur le plan scientifique que moral, a été un grand réconfort et a contribué à surmonter de nombreux obstacles. Je lui suis profondément reconnaissante pour sa bienveillance et son engagement sans faille.

Je tiens à adresser mes remerciements les plus profonds à *ma mère*, dont l'amour inconditionnel, le soutien indéfectible et les sacrifices silencieux ont été le socle de mon parcours. Sa patience, sa foi en moi et sa force discrète m'ont accompagnée à chaque étape de ce long chemin. Sans elle, rien de tout cela n'aurait été possible. Je lui dédie humblement ce travail, avec tout mon respect et ma gratitude éternelle.

Je souhaite aussi exprimer ma reconnaissance à **mon époux, Monsieur Soltani**, pour son soutien indéfectible, sa patience et son aide précieuse, notamment lors des travaux de terrain. Sa présence constante a été d'un grand réconfort dans les périodes les plus exigeantes de ce parcours.

Mes remerciements vont également à **Monsieur le Professeur Bouchaker Abdour** (Université Badji Mokhtar – Annaba), pour ses conseils avisés et ses encouragements permanents.

Je tiens à saluer tout particulièrement **Monsieur le Professeur Samar Mohamed Riad** (Maître de conférences A, Université Chadli Bendjedid – El-Tarf), pour sa disponibilité, ses recommandations précieuses et son soutien tout au long de cette recherche.

Je tiens également à exprimer ma profonde reconnaissance à **Mademoiselle Roumaïssa Soltani** pour son aide précieuse, constante et tout au long de la rédaction de cette thèse. Son soutien indéfectible, sa rigueur et sa générosité, ont été essentiels, notamment dans les étapes cruciales menant au dépôt du manuscrit dans les délais impartis.

Je remercie chaleureusement **Madame Rizi Hadia** (Maître de conférences A, Université Chadli Bendjedid – El-Tarf), pour son soutien généreux, sa disponibilité et ses encouragements. Son aide précieuse, tant sur le plan scientifique que moral, a été un grand réconfort et a contribué à surmonter de nombreux obstacles. Je lui suis profondément reconnaissante pour sa bienveillance et son engagement sans faille.

Je remercie également chaleureusement l'ensemble des membres de l'équipe « **Écologie des Populations Invertébrées** » du laboratoire EcoSTaq (masters et doctorants), dirigée par Professeure **Wafa Benchalel**, pour leur esprit de collaboration, leur soutien et la qualité des échanges scientifiques.

Enfin, j'adresse mes remerciements les plus sincères à l'ensemble de mes proches, amis, collègues et connaissances, qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce travail. Je suis particulièrement reconnaissante à ma famille, dont le soutien moral a été un pilier tout au long de ce parcours.

À tous ceux que je n'ai pu nommer ici, sachez que votre aide, même silencieuse, m'a été précieuse. Qu'ils trouvent ici l'expression de ma gratitude la plus sincère. Une thèse de doctorat a parfois des effets surprenants. . . y compris sur la mémoire !



N°	LISTE DES FIGURES	Page
	Titre	
<b>Figure 1</b>	Localisation géographique de la région de Skikda	9
<b>Figure 2</b>	Localisation géographique de la région d'El Tarf.	10
<b>Figure 3</b>	Carte de pente de la région de Skikda.	12
<b>Figure 4</b>	Carte de pente de la région d' El Tarf.	13
<b>Figure 5</b>	Carte de réseaux hydrographique d' El Tarf	14
<b>Figure 6</b>	Évolution mensuelle des températures moyennes à Skikda (1991-2020)	15
<b>Figure 7</b>	Évolution mensuelle des températures moyennes à El Tarf (1991-2020)	15
<b>Figure 8</b>	Variation des précipitation à Sikikda (1991-2020).	16
<b>Figure 9</b>	Variation des précipitation à El Tarf (1991-2020).	16
<b>Figure 10</b>	Variation de pression et vent de Skikda (1991-2020).	17
<b>Figure 11</b>	Variation de pression et vent d'El Tarf (1991-2020).	17
<b>Figure 12</b>	Diagramme pluvio-thermique de Gaussen pour la région de Skikda..	19
<b>Figure 13</b>	Diagramme pluvio-thermique de Gaussen pour la région d'El Tarf.	20
<b>Figure 14</b>	La position de la région d'étude dans le climagramme d'Emberger.	21
<b>Figure 15</b>	Localisation des stations d'échantillonnage des troque <i>Phorcus turbinatus</i>	23
<b>Figure 16</b>	Photo montrant la station 1 limitrophe du port de pêche de Collo.	24
<b>Figure 17</b>	Photo montrant la Station 2 : Littoral sud-est de la wilaya de Skikda .	25
<b>Figure 18</b>	Photo montrant la station 3 localisée en bordure immédiate du port de pêche d'El Kala.	26
<b>Figure 19</b>	Vues ventrale (à gauche) et dorsale (à droite) de <i>Phorcus turbinatus</i> .	27
<b>Figure 20</b>	Répartition mondiale du <i>Phorcus turbinatus</i> .	28
<b>Figure 21</b>	Prélèvement des échantillons.	38
<b>Figure 22</b>	Mesure in situ des paramètres physicochimique de l'eau de mer des stations d'études.	39
<b>Figure 23</b>	Différents paramètres métriques mesurés sur les troques avec un pied à coulisse électronique.	40
<b>Figure 24</b>	Analyse morphoanatomique des gonades à l'aide de la loupe binoculaire.	41
<b>Figure 25</b>	Dosage des métaux (Préparation du matériel biologique (A : Partie molle séparée de la coquille, B : Séchage à l'étuve ; C : Calcination à 500°C ; D : Attaque acide ; E :Filtration ; F : Solutions filtrées à doser).	56
<b>Figure 26</b>	Structure des données.	64
<b>Figure 27</b>	Distribution mensuelle des fréquences de tailles chez <i>Phorcus turbinatus</i> dans la zone d'études (J-19- D-19).	73
<b>Figure 28</b>	Variations mensuelles des coefficients d'allométrie de la relation taille-poids et équation de régression chez la population totale (PT) et les mâles et les femelles (Y ; x) de <i>P. turbinatus</i> échantillonnés dans la zone d'étude (J-19- D-19).	74

<b>Figure 29</b>	Taille à la première maturité sexuelle de <i>Phorcus turbinatus</i> échantillonnés dans la zone d'étude (J-19- D-19 ).	76
<b>Figure 30</b>	Courbes de croissance représentant les paramètres de croissance (représentés par la densité maximale avec une ligne noire épaisse), leurs intervalles de confiance à 95% (lignes pointillées noires) et les essais de courbes (lignes grises) pour les trois (03) sites d'études dérivées de la méthode d'ajustement ELEFAN_GA_boot.	77
<b>Figure 31</b>	Résultats de La mortalité totale instantanée (Z) et la longueur moyenne à la première capture (Lc) de <i>Phorcus turbinatus</i> au niveau des trois stations d'études durant l'année 2019.	78
<b>Figure 32</b>	Visualisation intégrée des paramètres biologiques et de l'exploitation de <i>Phorcus turbinatus</i> selon le modèle LBSPR au niveau des trois stations d'études durant l'année 2019.	80
<b>Figure 33</b>	Estimation du SPR et du stock total de <i>P. turbinatus</i> au niveau des trois stations d'études durant l'année 2019	81
<b>Figure 34</b>	Comparaison des estimations de sélectivité et du potentiel reproductif (SPR) pour <i>Phorcus turbinatus</i> à la station 1 (St.1 Baie de Collo-l'année 2019), selon les modèles LIME et LB-SPR.	82
<b>Figure 35</b>	Comparaison des estimations de sélectivité et du potentiel reproductif (SPR) pour <i>Phorcus turbinatus</i> à la station 2 (St.2, Baie de Guerbez l'année 2019), selon les modèles LIME et LB-SPR.	83
<b>Figure 36</b>	Comparaison des estimations de sélectivité et du potentiel reproductif (SPR) pour <i>Phorcus turbinatus</i> à la station 3 (St.3 ; Baie d'El Kala-l'année 2019), selon les modèles LIME et LB-SPR.	84
<b>Figure 37</b>	Représentation graphique des résultats du LBB pour la population de <i>Phorcus turbinatus</i> au niveau des trois stations d'études durant l'année 2019. La courbe de gauche représente l'ajustement du modèle LBB aux données de longueur, et la courbe de droite représentent la prédiction de la méthode LBB, où Lc représente la longueur de 50% des individus capturés, Linf indique la limite de longueur du corps. Lopt signifie la longueur lorsque la capture maximale est atteinte.	86
<b>Figure 38</b>	Boxplot spatio-temporel des paramètres physico-chimiques (T°C, pH, O <sub>2</sub> dissous, conductivité, TDS, salinité) des stations d'étude de <i>P.turbinatus</i> durant l'année 2019.	88
<b>Figure 39</b>	Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques dans les trois stations d'études durant l'année 2019.	89
<b>Figure 40</b>	Boxplot spatio-temporel des paramètres métalliques chez <i>Phorcus turbinatus</i> dans les trois stations d'études durant l'année 2019.	90
<b>Figure 41</b>	Série temporelle des concentrations moyennes des ETMs (Cd,Cu,Fe,Pb,Zn) des eaux de surface dans les trois stations d'études durant l'année 2019.	91
<b>Figure 42</b>	Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques et ETM des eaux des trois stations d'études durant l'année 2019.	92

<b>Figure 43</b>	ACP des paramètres physico-chimiques et des ETMs des eaux superficielles des trois stations d'études durant l'année 2019.	93
<b>Figure 44</b>	Représentation graphique de l'effet de chaque variable du modèle logistique	96
<b>Figure 45</b>	Relation entre l'indice de condition (IC) et la température chez <i>Phorcus Turbinatus</i> modélisée par un modèle additif généralisé (MAG)	98
<b>Figure 46</b>	Analyse multivariée des relations entre paramètres physico-chimiques et état physiologique de <i>Phorcus turbinatus</i> dans les trois stations d'études durant l'année 2019.	98
<b>Figure 47</b>	Localisation précise de la station d'étude (St.1 : Baie de Collo).	102
<b>Figure 48</b>	Carte de la couche Shape-file (Sph) de la zone d'étude.	103
<b>Figure 49</b>	Résultats printanières de calcul de la distance moyenne des plus proches voisins de <i>Phorcus turbinatus</i> de la station d'étude (St.1 : Baie de Collo).	104
<b>Figure 50</b>	Comparaison saisonnière de Calcul de la distance moyenne des plus proches voisins de <i>Phorcus turbinatus</i> de la station d'étude (St.1 : Baie de Collo).	105
<b>Figure 51</b>	Analyse spatiale de la distribution de <i>Phorcus turbinatus</i> dans la zone d'étude :répartition, concentrations et orientations principales (Printemp).	106
<b>Figure 52</b>	Analyse spatiale saisonnière de la distribution de <i>Phorcus turbinatus</i> : répartition, gradients de concentration et orientations principales dans la baie de Collo (station 1, 2019).	108
<b>Figure 53</b>	Analyse de l'autocorrélation spatiale de <i>Phorcus turbinatus</i> au printemps dans la baie de Collo (St.1) à l'aide de l'indice de Moran.	109
<b>Figure 54</b>	Variations saisonnières de la biomasse de <i>P. turbinatus</i> à la station d'étude (St.1 :Baie de Collo).	111
<b>Figure 55</b>	Résultats des Concentrations saisonnières de biomasse de <i>P. turbinatus</i> générée à l'aide de la méthode Hotspot dans ArcGIS à la station d'étude (St.1 : Baie de Collo).	113
<b>Figure 56</b>	Répartition printanière de la biomasse de <i>Phorcus turbinatus</i> à la station d'étude(St.1 : Baie de Collo)	115
<b>Figure 57</b>	Répartition saisonnière interpolée de la biomasse de <i>Phorcus turbinatus</i> à la station 1 (baie de Collo),	117

N°	LISTE DES TABLEAUX	
	Titre	
		Page
<b>Tableau 1</b>	Les paramètres de l'indice d'aridité pour la région d'étude.	18
<b>Tableau 2</b>	les paramètres de climagramme d'Emberger de la région d'étude.	20
<b>Tableau 3</b>	Limites et coordonnées géographiques des stations d'échantillonnage.	21
<b>Tableau 4</b>	Montre la classification des stocks sur la base des valeurs B/BMSY dans les catégories suivantes.	52
<b>Tableau 5</b>	Paramètres biologiques et ratios utilisés dans l'analyse LBB.	53
<b>Tableau 6</b>	Utilisation industrielle des métaux lourds.	54
<b>Tableau 7</b>	Analyse du matériel de référence TORT-3 : Valeurs certifiées et valeurs trouvées (moyenne $\pm$ SD) ( $\mu$ g/g PS)	57
<b>Tableau 8</b>	Classification de la qualité de l'eau selon la valeur de MPI (Metal Pollution Index).	59
<b>Tableau 9</b>	Résultats globales des paramètres de l'équation de régression de la relation taille poids de la population totale (PT) chez <i>P.turbinatus</i> échantillonnés dans la zone d'étude (J-19- D-19 ). [(- ): allométrie minorante, (+) allométrie majorante, (=) : isométrie].	75
<b>Tableau 10</b>	<b>Tableau 10</b> : Taille à la première maturité sexuelle estimée chez <i>P. turbinatus</i> échantillonnés dans la zone d'étude (J-19- D-19 ).	76
<b>Tableau 11</b>	Estimation des paramètres de croissance et de mortalité de <i>Phorcus Turbinatus</i> des trois stations d'études durant l'année 2019.	79
<b>Tableau 12</b>	Indice de pollution par les éléments traces (TEPI & LCL) chez <i>P. turbinatus</i> dans les trois stations d'études durant l'année 2019.	94
<b>Tableau 13</b>	Odds ratios (OR) et valeurs de p associées aux différentes variables explicatives du modèle de régression logistique.	96
<b>Tableau 14</b>	Facteur de bioaccumulation (FBA) de 4 éléments traces (Zn,Cu,Pb,Cd) , dans les trois stations d'études durant l'année 2019.	99
<b>Tableau 15</b>	Distribution spatiale Est-Ouest de la biomasse de <i>Phorcus turbinatus</i> (IDW).	114

<b>Symboles &amp; Acronymes</b>	<b>Signification</b>
AEE	Analyse des Effets Écologiques
AMP	Aires marines protégées
ANN	Moyenne du plus proche voisin (Average Nearest Neighbor)
B/B0	Biomasse actuelle relative à la biomasse vierge (non exploitée)
B/BMSY	Biomasse actuelle relative à la biomasse du rendement maximal durable
BAF	Facteur de bioaccumulation (Bioaccumulation Factor)
CNRC	Conseil National de Recherches du Canada
CPUE	Capture par unité d'effort (Catch per Unit Effort)
CRM	Matériau de référence certifié (Certified Reference Material)
$CVL_{\infty}$	Coefficient de variation de la longueur asymptotique
Cd	Cadmium
Cu	Cuivre
DMA	Analyseur direct de mercure (Direct Mercury Analyzer)
DOLT	Référence de matériau certifié (homogénéisé)
DORM-4	Référence certifiée de tissu biologique (homard)
DPSIR	Cadre conceptuel : Driving forces, Pressures, State, Impact, Response
E	Effort de pêche
ETM	Élément trace métallique
E_MSY	Effort de pêche assurant le rendement maximal durable
F	Mortalité par pêche
F/K	Rapport entre mortalité par pêche et coefficient de croissance
F/M	Rapport entre mortalité par pêche et mortalité naturelle
FL	Longueur fourche (Fork Length)
Fe	Fer
Fox model	Modèle d'évaluation halieutique log-linéaire
GTG	Length-based Growth Type Group – méthode d'évaluation
GST	la glutathion-S-transférase
H1	Hauteur maximale de la coquille (ou autre mesure morpho)
HAP	les hydrocarbures aromatiques polycycliques
H1□□	Hauteur à laquelle 50 % des individus sont matures
HCl	Acidechlorhydrique
HSD	Test de Tukey (Honestly Significant Difference)
Hm	Taille modale de la population (taille la plus fréquente)
Hm/H $\infty$	Rapport taille modale / taille maximale théorique
IC	Intervalle de confiance
IDW	Interpolation pondérée par la distance inverse (Inverse Distance Weighting)
K	Coefficient de croissance de von Bertalanffy
L50	Taille à laquelle 50 % des individus atteignent la maturité sexuelle
L95	Taille à laquelle 95 % des individus atteignent la maturité sexuelle
L95th/Linf	Proportion des grands individus (taille > 95e percentile)
LBB	Length-Based Bayesian Biomass – méthode d'évaluation
LBSP-GTG	Méthode combinant LBSPR et GTG
LBSPR	Length-Based Spawning Potential Ratio

LCL	Limite de confiance inférieure (Lower Confidence Limit)
LIME	Length-based Integrated Mixed Effects – méthode d'évaluation
LISA	Local Indicators of Spatial Autocorrelation
Lc	Longueur à la première capture
Lc/Lc_opt	Longueur à la première capture relative à la longueur optimale
Linf	Longueur asymptotique théorique
Lmean/Lopt	Longueur moyenne relative à la longueur optimale
M	Mortalité naturelle
M/K	Rapport mortalité naturelle / croissance
MAC	Concentration maximale admissible
MPI	Metal Pollution Index
MSY	Rendement maximal durable (Maximum Sustainable Yield)
Ml	Longueur moyenne observée
Nm	Nombre moyen d'individus
Pb	Plomb
PCB	les polychlorobiphényles
SPR	Spawning Potential Ratio – potentiel reproducteur
Pers	Personelle
TE	Éléments traces
TEPI	Indice de pollution par éléments traces
TMB	Template Model Builder – outils statistique sous R
TAC	l'instauration de totaux admissibles de captures
TORT-3	Référence certifiée de tissu de crustacé (homard)
VBGF	Fonction de croissance de Von Bertalanffy (Von Bertalanffy Growth Function)
W	Poids (souvent dans relation taille-poids)
Zn	Zinc
q	Coefficient de capturabilité dans les modèles halieutiques
r <sup>2</sup>	Coefficient de détermination (statistiques)
t0	Âge théorique à taille zéro (modèle VBGF)
Φ'	Indice de performance de croissance (Pauly & Munro)
α	Paramètre de forme de la courbe de croissance ou reproduction

# Sommaire

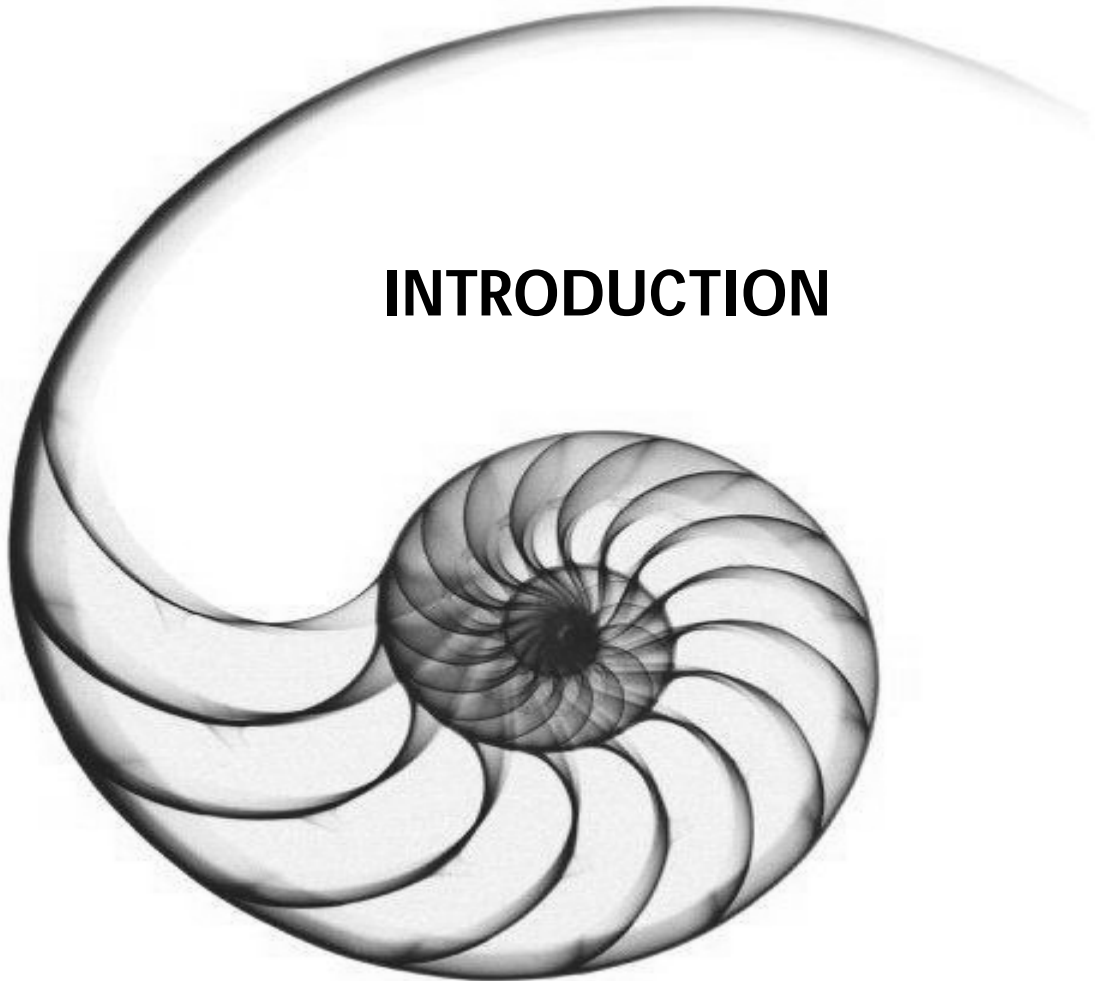
AVANT-PROPOS	
LISTES DES FIGURES ET TABLEAUX	
SYMBOLES & ACRONYMES	
INTRODUCTION GÉNÉRALE	<b>01</b>
<b>CHAPITRE I. MATÉRIEL ET MÉTHODES</b>	<b>08</b>
<b>Introduction</b> .....	<b>08</b>
<b>I. Zone d'étude et modèle biologique</b> .....	<b>09</b>
<b>I.1. Description générale de la zone d'étude</b> .....	<b>09</b>
<b>I.1.1. Situation géographique</b> .....	<b>09</b>
<b>I.1.2. Géologie des régions d'étude</b> .....	<b>11</b>
<b>I.1.3. Géomorphologie</b> .....	<b>11</b>
<b>I.1.4. Hydrologie</b> .....	<b>13</b>
<b>I.1.5. Climatologie et Synthèse climatique</b> .....	<b>14</b>
<b>I.1.5.1. Les températures</b> .....	<b>15</b>
<b>I.1.5.2. Les précipitations</b> .....	<b>16</b>
<b>I.1.5.3. Le vent</b> .....	<b>17</b>
<b>I.1.5.4. Synthèse climatique</b> .....	<b>18</b>
<b>I.1.6. Choix et localisation des stations d'échantillonnage</b> .....	<b>21</b>
<b>I.1.6.1. Station 1 (St. 1) : Plage El Djarda (Baie de Collo)</b> .....	<b>23</b>
<b>I.1.6.2. Station 2 (St. 2) : Guerbez (Plage Guerbez)</b> .....	<b>24</b>
<b>I.1.6.3. Station 3 (St. 3) : Plage en bas les Baraques (El Kala)</b> .....	<b>25</b>
<b>I.2. Modèle biologique : <i>Phorcus turbinatus</i> (1788), biologie et écologie</b> .....	<b>26</b>
<b>I.2.1. Morphologie</b> .....	<b>26</b>
<b>I.2.2. Taxonomie et répartition géographique</b> .....	<b>28</b>
<b>I.2.3. Régime alimentaire, comportement et importance écologique</b> .....	<b>29</b>
<b>I.2.4. Croissance</b> .....	<b>30</b>
<b>I.2.5. Reproduction</b> .....	<b>31</b>
<b>I.2.6. Impacts anthropiques</b> .....	<b>33</b>
<b>I.2.6.1. Récolte</b> .....	<b>33</b>
<b>I.2.6.2. Pollution</b> .....	<b>34</b>
<b>I.2.7. Effets du changement climatique sur les communautés intertidales</b> .....	<b>36</b>
<b>II. Méthodes utilisées</b> .....	<b>37</b>
<b>II.1. Stratégie de prélèvement</b> .....	<b>37</b>
<b>II.2. Prélèvement et conditionnement des eaux de surface</b> .....	<b>38</b>
<b>II.3. Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau</b> .....	<b>39</b>
<b>Volet I : Eco-biologie de <i>Phorcus turbinatus</i> en relation avec l'état de stock</b> .....	<b>40</b>
<b>II.4. Indicateurs Eco-biologiques d'évaluation des stocks</b> .....	<b>40</b>
<b>II.4.1. Mesure de la Morphométrie de l'espèce</b> .....	<b>40</b>
<b>II.4.2. Caractères métriques</b> .....	<b>40</b>

II.4.3 Détermination du sexe.....	40
II.5. Structure démographique de l'espèce.....	41
II.6. Relation taille-poids.....	42
II.7. Estimation des paramètres de croissance et d'exploitation.....	42
II.7.1. Détermination de l'indice de performance de croissance .....	43
II.7.2. Mortalité et taux d'exploitation.....	43
II.7.3. Estimation de la longévité .....	44
II.8. Estimation de la longueur à la première capture et de l'âge à la première capture.....	45
II.9. Estimation de la taille à maturité L50% et L 95%.....	45
II.10. Estimation de la biomasse et de la pression de pêche par les méthodes GTG-LBSPR, LIME et LBB : Approche comparative à partir de données limitées de taille.....	46
II.10.1. Méthodes à données limitées basées sur la longueur.....	46
II.10.2. Estimation de la mortalité et du recrutement à partir de données de taille sans Hypothèse d'équilibre (LIME).....	49
II.10.3. Évaluation comparative des approches LIME et LBSPR pour l'estimation du ratio de potentiel de frai à partir de données de longueur simulées.....	49
II.10.4. Estimateur bayésien de biomasse (LBB) basé sur la longueur .....	50
II.11. Indicateurs de la pollution métallique d'évaluation des stocks.....	54
II.11.1. Choix des métaux étudiés.....	55
II.11.2. Préparation du matériel biologique.....	55
II.11.3. Méthode analytique : minéralisation et dosage.....	55
II.11.4. Indice de pollution par éléments traces (TEPI) :.....	57
II.11.5. Indice de pollution des métaux (MPI) .....	58
II.11.6. Variation saisonnière des concentrations en éléments traces chez <i>Phorcus turbinatus</i> .....	59
II.11.7. Approche de régression logistique pour l'évaluation des facteurs de risque liés à la pollution métallique chez <i>Phorcus turbinatus</i> .....	60
II.11.8. Analyse des facteurs de risque par odds ratios : interprétation comparative des espèces, métaux et sites .....	60
II.11.9. Facteur de bioaccumulation (BAF).....	61
II.11.10. Indices de condition (IC).....	61
<b>Volet II : Cartographie et estimation des stocks de <i>Phorcus turbinatus</i>.....</b>	<b>62</b>
II.12. Étude de la variabilité spatiale de <i>Phorcus turbinatus</i> en milieu côtier : patrons, déterminants écologiques, et les modélisations prédictives.....	62
II.12.1. Échantillonnage aléatoire de <i>Phorcus turbinatus</i> pour l'évaluation de leur abondance et répartition sur les estrans rocheux.....	62
II.12.2. Modèles de la distribution de la population de <i>Phorcus turbinatus</i> en milieu rocheux côtier (baie de Collo)".....	64
II.12.3. Méthodes statistiques.....	64
II.12.3.1. Les statistiques descriptives et déductives spatiales (Géostatistiques).....	65
II.12.4 ANN (Moyenne du plus proche voisin) .....	67
II.12.5. Autocorrélation spatiale.....	68
II.12.6. Estimation par interpolation spatiale.....	69
II.12.6.1. Pondération par la distance inverse (IDW).....	70
<b>CHAPITRE II. RÉSULTATS ET DISCUSSION</b>	<b>72</b>
<b>II.1. Résultats.....</b>	<b>72</b>
<b>Volet 1: Eco-biologie de <i>Phorcus turbinatus</i> en relation avec l'état de stock</b>	<b>72</b>

II.1.1. Structure démographique.....	72
II.1.2. Relation Taille-Poids.....	72
II.1.2.1. Taille de première maturité sexuelle (L50).....	75
II.1.3. Estimation des paramètres de Croissance .....	77
II.1.4. Estimations des paramètres de mortalité et de la longueur moyenne à la première capture	78
II.1.5. Estimation des points de référence biologiques (PRB) et de l'état des stocks.....	80
II.1.5.1. Evaluation comparative de l'état des stocks de <i>Phorcus turbinatus</i> entre les stations d'étude à l'aide du modèle GTG-LBSPR.....	80
II.1.5.2. Estimations fournies par le modèle LIME.....	82
II.1.5.2.1. Evaluation de Stock de la St.1 (Baie de Collo).....	82
II.1.5.2.2. Evaluation de Stock de la St.2 (Baie de Guerbez).....	83
II.1.5.2.3. Evaluation de Stock de la St.3 (Baie d'El Kala).....	84
II.1.5.3. Estimations fournies par le modèle LBB (Estimateur de biomasse bayésien basé sur la longueur).....	85
II.1.5.3.1. Évaluation du stock – St.1 : Baie de Collo.....	85
II.1.5.3.2. Évaluation du stock – St.2 : Baie de Guerbez.....	85
II.1.5.3.3. Évaluation du stock – St.3 : Baie d'El Kala.....	85
<b>II.1.6. Effet spatio-temporel du stress environnemental sur la population de <i>Phorcus turbinatus</i></b> .....	<b>87</b>
II.1.6.1. Paramètres physico-chimiques des eaux.....	87
II.1.6.2. Paramètres métalliques des eaux de surfaces des stations d'études.....	89
II.1.6.3. Variations saisonnières des métaux trace dissous dans les eaux de surface.....	90
II.1.6.4. Corrélations entre les paramètres physico-chimiques et les concentrations moyennes des éléments traces métalliques (ETMs) dissous dans les eaux de surface.....	91
II.1.6.5. Variations des concentrations en éléments traces chez les <i>Phorcus turbinatus</i> .....	93
II.1.6.6. Approche de Régression Logistique pour l'Évaluation des Facteurs de Risque Liés à la Pollution Métallique chez <i>Phorcus turbinatus</i> .....	95
II.1.6.7. Évaluation intégrée du stock de <i>Phorcus turbinatus</i> : Influence des ETMs, des paramètres environnementaux et biologiques.....	97
<b>Volet II : Cartographie et estimation du stock de <i>Phorcus turbinatus</i></b>	<b>101</b>
II.1.7. Choix de la station St.1 (Baie de Collo).....	101
II.1.7.1. Analyse spatiale de la répartition de <i>Phorcus turbinatus</i> – Baie de Collo.....	103
II.1.7.1.1. Comparaison saisonnière de L'analyse du voisin le plus proche (Nearest Neighbor)...	104
II.1.7.2. Analyse spatiale de la distribution de <i>Phorcus turbinatus</i> : répartition, gradients de concentration et orientation principaux dans la zone d'étude.....	106
II.1.7.2.1. Analyse comparative saisonnière de la distribution spatiale de <i>Phorcus turbinatus</i> : répartition, gradients de concentration et orientation dominante.....	107
II.1.7.3. Résultats d'analyse d'autocorrélation spatiale de la biomasse.....	108
II.1.7.3.1. Variabilité saisonnière de l'autocorrélation spatiale de la biomasse de <i>Phorcus turbinatus</i> : comparaison avec la distribution printanière (indice de Moran).....	110
II.1.7.4. Résultats de l'analyse spatiale par détection des "hot spots" et "cold spots".....	111
II.1.7.5. Résultats de l'analyse spatiale de la biomasse par interpolation IDW.....	113
II.1.7.5.1. Justification de l'utilisation de l'IDW.....	113
II.1.7.5.2. Détail de la gradation Est-Ouest (carte IDW annuelle).....	114
II.1.7.5.3. Résultats dynamique saisonnière Cartographique d'interpolation IDW.....	115
II.1.7.5.4. Évaluation spatiale du stock et de la biomasse de <i>Phorcus turbinatus</i> par cartographie : Apport de l'analyse spatiale à la station St.1 (Baie de Collo).....	117

<b>II.2. Discussion</b> .....	<b>120</b>
<b>II.2.1.</b> Croissance et dynamique de la population.....	<b>120</b>
<b>II.2.2.</b> Croissance (VBGF), mortalité et maturité sexuelle.....	<b>121</b>
<b>II.2.3.</b> Sélectivité, potentiel de reproduction (SPR) et pression de pêche.....	<b>122</b>
<b>II.2.4.</b> Analyse des indicateurs de durabilité des stocks.....	<b>124</b>
<b>II.2.5.</b> Méthodes d'évaluation (GTG-LBSPR, LIME,LBB) et implications pour la gestion de <i>P. turbinatus</i> .....	<b>125</b>
<b>II.2.6.</b> Qualité de l'eau, paramètres physico-chimiques et influence sur <i>P. turbinatus</i> .....	<b>127</b>
<b>II.2.6.1.</b> Métaux lourds dans la chaire de <i>P. turbinatus</i> .....	<b>128</b>
<b>II.2.7.</b> Analyse de la relation taille-poids et implications écophysiologicals chez <i>P. turbinatus</i> .....	<b>133</b>
<b>II.2.8.</b> Indice de condition et influence des facteurs environnementaux chez <i>P. turbinatus</i> .....	<b>135</b>
<b>II.2.9.</b> Analyse spatiale de la répartition de <i>Phorcus turbinatus</i> sur les côtes intertidales rocheuses de la baie de Collo.....	<b>137</b>
<b>II.2.10.</b> Influence des Facteurs Environnementaux.....	<b>141</b>
<b>II.2.10.1.</b> Utilisation des SIG pour la Modélisation et la Gestion.....	<b>141</b>
<b>II.2.10.2.</b> Distribution Spatiale de la Biomasse des Gastéropodes et Variations Saisonnières.....	<b>142</b>
<b>II.2.11.</b> Évaluation du Stock de <i>Phorcus turbinatus</i> : Approche Intégrative.....	<b>145</b>
<b>CONCLUSION &amp; PERSPECTIVES</b>	<b>151</b>
<b>RÉSUMÉS</b>	<b>156</b>
<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b>	<b>160</b>
<b>ANNEXES</b>	<b>203</b>

# **INTRODUCTION**



## **INTRODUCTION GÉNÉRALE**

Les côtes rocheuses représentent des écosystèmes hautement productifs, abritant une grande diversité d'algues et d'invertébrés marins (Raffaelli & Hawkins, 1999 ; Gamfeldt & Bracken, 2009). Cet habitat intertidal, s'étendant de la zone supratidale à l'infratidale, se caractérise par une variabilité environnementale extrême, marquée notamment par des fluctuations de température, de salinité et des périodes de dessiccation (Ramírez *et al.*, 2005). L'accessibilité de la zone intertidale rend ces écosystèmes particulièrement vulnérables aux pressions anthropiques, notamment la récolte, la pollution et l'altération de l'habitat. (Thompson *et al.*, 2002 ; Walsh *et al.*, 1995 ; Cole *et al.*, 2012). Les organismes qui y vivent ont ainsi développé une série d'adaptations morphologiques, physiologiques et comportementales leur permettant de survivre dans ce milieu instable (Henriques *et al.*, 2017). Toutefois, malgré ces adaptations, nombre de ces espèces, notamment les brouteurs intertidaux, restent particulièrement vulnérables en raison de leur faible mobilité, de leur dépendance à un habitat restreint, et de leur exposition directe aux pressions anthropiques (Nakin & McQuaid, 2014).

L'exploitation des ressources littorales par l'homme remonte à la préhistoire (Bustamante & Castilla, 1990), mais s'est intensifiée au fil des siècles, en lien avec l'accroissement démographique, l'urbanisation côtière et les avancées technologiques facilitant l'accès aux zones exploitées (Bianchi & Morri, 2000 ; Ramos *et al.*, 2015 ; Sousa *et al.*, 2018). Ces pressions provoquent des altérations majeures dans la structure et la composition des communautés intertidales, en affectant la biomasse, la richesse spécifique et les interactions trophiques (Moreno *et al.*, 1984 ; Martins *et al.*, 2008 ; Scheffer *et al.*, 2005).

Les mollusques intertidaux sont parmi les organismes les plus ciblés au niveau mondial, faisant l'objet d'une récolte intensive à des fins récréatives, commerciales et de subsistance (Roy *et al.*, 2003 ; Sagarin *et al.*, 2007). Cette exploitation ne modifie pas seulement la densité ou la taille des espèces visées, mais peut engendrer des effets en cascade à l'échelle de l'écosystème, en affectant les relations trophiques et la dynamique des communautés (Lasiak *et al.*, 1995 ; Martins *et al.*, 2017). À titre d'exemple, la réduction des tailles ou l'effondrement des populations de certains gastéropodes a été documentée dans plusieurs régions, même au sein de zones protégées (Bednar *et al.*, 2017 ; Duarte *et al.*, 1996). Dans certains cas, les effets indirects de la récolte ont conduit à des modifications inattendues de la structure des communautés (Fisher *et al.*, 2009 ; Wilson-Brodie, 2017).

Outre la récolte, la pollution, notamment la contamination par les métaux lourds (Cd, Pb, Zn, etc.), représente une autre menace majeure pour les communautés intertidales. Ces contaminants s'accumulent dans les sédiments et les organismes benthiques, affectant leur physiologie, leur croissance, leur reproduction, et posant un risque sanitaire pour les consommateurs humains via la bioamplification (Amiard *et al.*, 2008 ; Mezghani-Chaari *et al.*, 2015 ; Bashir *et al.*, 2020). Les gastéropodes marins, en raison de leur contact direct avec le substrat et de leur position dans les réseaux trophiques, sont particulièrement exposés à ces polluants (Matson *et al.*, 2006 ; Rumisha *et al.*, 2017).

Dans ce contexte, les brouteurs intertidaux tels que les patelles, bigorneaux et escargots marins jouent un rôle écologique central. Par leur action de broutage, ils régulent la couverture algale, influencent la colonisation d'autres espèces et structurent l'ensemble de la communauté benthique (Hawkins & Hartnoll, 1983 ; Jenkins *et al.*, 2005 ; Coleman *et al.*, 2006). Leur importance écologique, leur sensibilité aux perturbations et leur ubiquité en font de bons indicateurs biologiques pour surveiller l'état de santé des habitats côtiers (Lima *et al.*, 2007 ; Sousa *et al.*, 2019). Parmi ces espèces, *Phorcus turbinatus* (Born, 1780) occupe une place particulière. Ce gastéropode trochidé, largement répandu en Méditerranée, est abondant dans les zones rocheuses intertidales. Il exerce un rôle fonctionnel majeur dans la régulation de la biomasse algale, contribuant ainsi au maintien de l'équilibre écologique et à la prévention des déséquilibres liés à la prolifération algale (Stimson, 1973 ; Littler & Littler, 1980 ; Hawkins *et al.*, 1989). Il représente également une ressource trophique essentielle pour plusieurs espèces de poissons, crustacés et oiseaux (Ramos *et al.*, 2015).

Les espèces du genre *Phorcus* ont récemment été redéfinies taxonomiquement (Donald *et al.*, 2011), incluant d'anciens genres tels que *Monodonta* et *Osilinus*, et leur origine évolutive remonte à la fermeture de la voie maritime de Téthys, entre 20 et 40 Ma. Leur large distribution, leur abondance, leur faible mobilité et leur capacité à bioaccumuler les polluants en font des outils pertinents pour la biosurveillance et l'étude des effets du changement global (Crothers, 1994 ; Walsh *et al.*, 1995 ; Wang & Ke, 2002 ; Mieszkowska *et al.*, 2007).

Enfin, *P. turbinatus* illustre bien les adaptations morpho-physiologiques aux contraintes extrêmes de l'environnement intertidal : une coquille épaisse et conique, un comportement d'adhésion renforcée pour résister aux forces hydrodynamiques, et une tolérance aux variations thermiques marquées (Davies, 1969 ; Harley *et al.*, 2009).

La compréhension des traits d'histoire de vie de cette espèce (croissance, reproduction, survie) est cruciale pour évaluer sa dynamique de population et les réponses possibles aux perturbations environnementales (Begon *et al.*, 1996 ; Henriques *et al.*, 2017).

Dans ce cadre, l'étude de *Phorcus turbinatus* permet de mieux comprendre les impacts anthropiques sur les communautés intertidales méditerranéennes, et fournit des éléments clés pour la mise en place de mesures de gestion durable et de conservation.

La conservation des populations exploitées de coquillages constitue un enjeu majeur, en particulier dans les zones côtières isolées où l'absence de populations adjacentes limite la dispersion larvaire nécessaire au recrutement et à la recolonisation (Cowen *et al.*, 2000). Les stratégies de gestion doivent s'appuyer sur des estimations précises des paramètres biologiques dans les habitats spécifiques des espèces cibles, sur leur rôle fonctionnel au sein des écosystèmes, ainsi que sur une évaluation rigoureuse de la dynamique des populations et de l'état des stocks.

Dans l'archipel de Madère, la gestion des gastéropodes intertidaux repose sur un cadre réglementaire strict incluant des périodes de fermeture, des tailles minimales de capture, des quotas journaliers, des licences de pêche et un suivi systématique des débarquements, tandis que la pêche artisanale de subsistance reste partiellement autorisée (Ferraz *et al.*, 2001 ; Delgado *et al.*, 2005).

L'efficacité de telles mesures a été démontrée dans l'archipel des Canaries, où les populations de *Patella candei* présentaient une meilleure structure démographique et une abondance accrue dans les zones réglementées (Núñez *et al.*, 2003). Afin de renforcer la durabilité des stocks, des approches complémentaires ont été proposées, telles que l'instauration de totaux admissibles de captures (TAC) et la création d'aires marines protégées (AMP) ciblées (Eekhout *et al.*, 1992 ; Espinosa *et al.*, 2009). Ces AMP, notamment lorsqu'elles sont établies comme zones de non-prélèvement, constituent un outil fondamental de conservation marine, favorisant la restauration des populations exploitées dans une approche écosystémique (Ballantine, 1991 ; Zann, 1996 ; Edgar *et al.*, 2014 ; Henriques *et al.*, 2017). Elles permettent une augmentation de la biomasse, de la densité et de la taille des individus, y compris chez les patelles et les *Phorcus spp.* (Halpern & Warner, 2002 ; Hockey & Bosman, 1986 ; Shears *et al.*, 2012).

En plus de favoriser le rétablissement des populations à l'intérieur de leurs frontières, les AMP peuvent jouer un rôle fondamental dans la connectivité écologique entre habitats protégés et non protégés, en agissant comme sources larvaires pour les zones adjacentes (Pelc *et al.*, 2009 ; Christie *et al.*, 2010). Ce potentiel de "spillover" est particulièrement important pour les espèces sessiles ou à faible mobilité, dont la dispersion repose principalement sur les stades larvaires.

En Algérie, les gastéropodes marins, notamment les espèces de la famille des Trochidae comme *Phorcus turbinatus*, sont exploités artisanalement, mais leur potentiel halieutique demeure sous-évalué. Contrairement à d'autres ressources marines mieux suivies comme les poissons démersaux ou les crustacés, ces espèces ne font l'objet d'aucun programme systématique de suivi ou d'évaluation des stocks. Cette lacune découle du manque de données biologiques et écologiques de base, de la faiblesse de la recherche appliquée, ainsi que de l'absence d'un cadre réglementaire spécifique encadrant leur exploitation. Dans un contexte de pression anthropique croissante – incluant pollution, urbanisation du littoral et tourisme de masse – cette absence de régulation pourrait entraîner une surexploitation silencieuse des populations locales, sans mécanismes de contrôle ni outils de gestion durable.

Par ailleurs, l'ignorance des dynamiques populationnelles essentielles (croissance, mortalité, reproduction, recrutement) constitue un frein majeur à l'instauration de mesures de conservation telles que les quotas, les tailles minimales ou les périodes de fermeture. L'insuffisance de connaissances sur les espèces de brouteurs intertidaux en Méditerranée, ainsi que sur les impacts réels de la récolte et l'efficacité des mesures de protection actuellement en place, rend urgente la mise en œuvre d'approches scientifiques rigoureuses.

Dans ce contexte, la présente thèse intitulée :

**« Évaluation et cartographie du stock du gastéropode Trochide *Phorcus turbinatus* (Born, 1780) le long des côtes de l'Est algérien »**, s'inscrit dans une démarche multidisciplinaire visant à décrire, comprendre et modéliser les réponses de cette espèce bioindicateur face aux gradients de pollution et aux effets de la surexploitation halieutique. Cette étude s'appuie sur un travail de terrain mené durant toute l'année 2019 dans trois stations contrastées : la plage El Djerda à Collo (St.1), la plage de Guerbaz (St.2) et la plage d'El Kala (St.3).

L'originalité de ce travail réside dans l'approche analytique intégrée, mobilisée, articulée autour de **dix axes majeurs** permettant une évaluation fine de la structure, du fonctionnement et de l'état de santé des populations de *P. turbinatus* :

1. **La croissance linéaire et pondérale** évaluant le modèle morphométrique et la **dynamique** de développement selon les stations.
2. **L'estimation des paramètres de croissance (VBGF)** à travers les modèles de Von Bertalanffy.
3. **L'analyse de la structure des stocks et de la biomasse relative (B/B0)** par station.
4. **L'étude de la maturité sexuelle et du recrutement**, notamment la détection d'une maturité précoce en zones perturbées.
5. **La modélisation halieutique** via les méthodes GTG-LBSPR, LIME et LBB, permettant d'évaluer l'efficacité reproductive et la durabilité des stocks.
6. **L'analyse de la pression de pêche (F/K et F/M)** dans les différentes zones.
7. **La caractérisation physico-chimique des milieux**, incluant la température, la salinité, le pH et l'oxygène dissous.
8. **L'analyse des niveaux de contamination métallique** (Zn, Cu, Pb, Cd), avec des différences notables selon les saisons et le sexe.
9. **L'estimation de l'indice de condition et des réponses physiologiques**, illustrant l'état de santé général de l'espèce.
10. **La cartographie SIG et l'analyse spatiale (ANN)**, visant à décrire les schémas d'agrégation et la distribution des populations.

Ce travail vise ainsi à répondre aux objectifs suivants :

- Déterminer les paramètres de croissance et de structure démographique de *P. turbinatus* dans des contextes environnementaux contrastés.
- Diagnostiquer l'état de surexploitation ou non des stocks, en particulier dans les zones soumises à une pression halieutique accrue.
- Évaluer la bioaccumulation des métaux lourds dans la chair du gastéropode, en lien avec la qualité des eaux côtières.
- Utiliser les outils de modélisation halieutique et spatiale pour proposer des mesures de gestion ciblées.
- Valider l'utilisation de *P. turbinatus* comme bioindicateur opérationnel pour la biosurveillance du littoral est algérien.

Cette thèse contribue de manière significative à l'avancement des connaissances sur les réponses écophysiological des mollusques marins face aux pressions multiples, et offre des perspectives concrètes pour une gestion durable et écosystémique des ressources benthiques algériennes.

**CHAPITRE I**  
**MATÉRIEL ET MÉTHODES**



## Introduction

Les gastéropodes intertidaux jouent un rôle fondamental dans le fonctionnement écologique des zones rocheuses littorales. Parmi eux, les topshells du genre *Phorcus* sont reconnus comme d'importants brouteurs d'algues, contribuant à la régulation des communautés benthiques par le contrôle de la biomasse algale et l'influence indirecte sur l'établissement d'autres espèces (Donald *et al.*, 2012 ; Martins *et al.*, 2010). Occupant des milieux hétérogènes allant du supratidal au subtidal, ces mollusques sont exposés à des gradients extrêmes de température, d'humidité et de salinité, conditions qui ont favorisé l'émergence d'adaptations morphologiques et biologiques particulières (Sousa *et al.*, 2019 ; Crothers, 2001).

Révisé récemment par (Donald *et al.*, 2012), le genre *Phorcus* regroupe des espèces autrefois classées sous les genres *Monodonta* et *Osilinus*, et dont l'origine remonterait à la fermeture du passage Téthysien, il y a 20 à 40 millions d'années. Ces espèces, largement réparties dans le nord-est de l'Atlantique et la Méditerranée, présentent des traits d'histoire de vie variables en fonction des conditions locales, influençant leur croissance, leur stratégie de reproduction et leur mortalité (Martins *et al.*, 2010 ; Vasconcelos *et al.*, 2008).

Soumises à des pressions anthropiques croissantes, telles que la surexploitation, la pollution côtière ou encore les effets du changement climatique, les populations de *Phorcus* subissent des altérations structurelles notables, notamment en termes d'abondance et de distribution (Sousa *et al.*, 2019 ; Walsh *et al.*, 2015). Grâce à leur faible mobilité, leur large distribution et leur capacité à accumuler les métaux lourds, ces gastéropodes constituent de précieux bioindicateurs pour le suivi de la qualité des milieux côtiers (Boaventura *et al.*, 2003 ; Walsh *et al.*, 2015).

Dans ce contexte, l'étude de la biologie, de l'écologie et des réponses adaptatives des espèces du genre *Phorcus* apparaît essentielle pour comprendre leur dynamique démographique, évaluer leur vulnérabilité face aux changements environnementaux, et soutenir la mise en œuvre de stratégies de conservation durable.

## I. Zone d'étude et modèle biologique

### I.1. Description générale de la zone d'étude

La région nord-est de l'Algérie est caractérisée par des zones côtières méditerranéennes, des montagnes et des hauts plateaux, avec un climat doux et humide. Deux complexes lacustres d'eau douce, des marais de ripisylves et des plaines d'inondation importants caractérisent cette partie Est de l'Algérie, qui est la plus arrosée du pays (Saifouni, 2009). Du point de vue de la richesse en zones humides, la région est considérée comme la plus importante sur le territoire algérien. En raison de son climat qui présente une tendance humide, Cette région abrite un écosystème complexe de zones humides d'une superficie de plus de 2000 hectares, renfermant une biodiversité faunistique et floristique très spécifique (Belouahem, 2012). Notre zone d'étude est située à l'extrême Nord-Est algérien, notre choix s'est porté sur deux régions Skikda et El Tarf, choisies selon des critères spécifiques qui seront énumérés ci-dessous.

#### I.1.1. Situation géographique

##### ➤ La région de Skikda

Skikda est située dans le Nord-Est de l'Algérie et a une superficie de 4 137,68 kilomètres carrés. Elle s'étend entre les latitudes 36°05' et 36°15' nord et les longitudes 7°15' et 7°30' est, à l'intersection de l'Atlas tellien et de la côte méditerranéenne. Son territoire, bordé par 140 kilomètres de côtes, s'étend de El-Marsa à l'est jusqu'à Wadi Al-Zahour à l'ouest. L'État est limitrophe des États d'Annaba, Guelma, Constantine, Mila et Jijel, et occupe une position stratégique entre le terrain montagneux et la mer Méditerranée (Fig. 1).

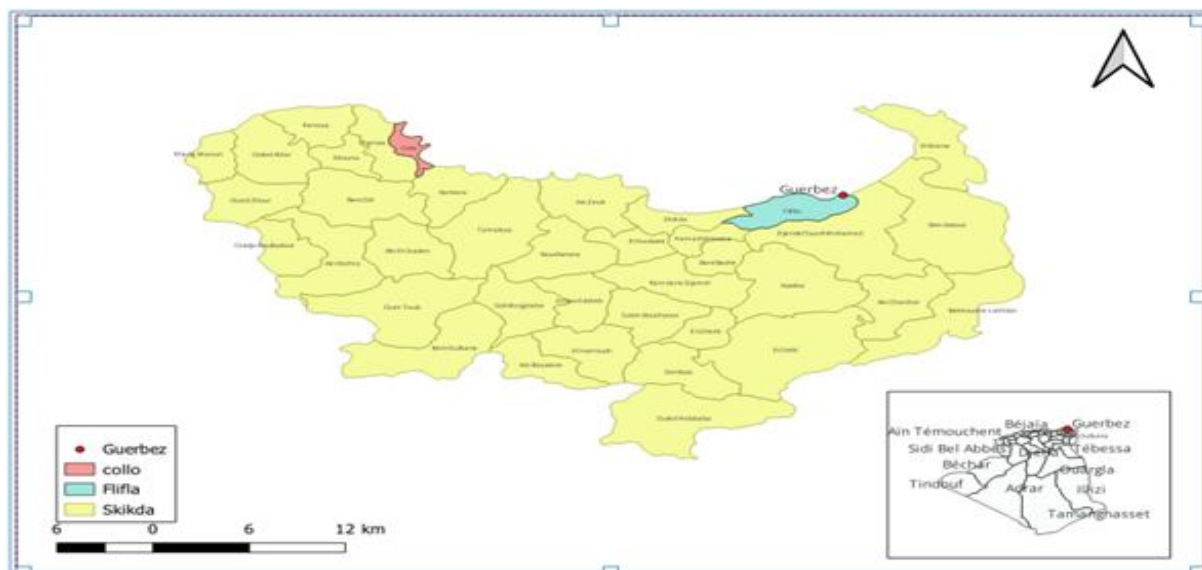
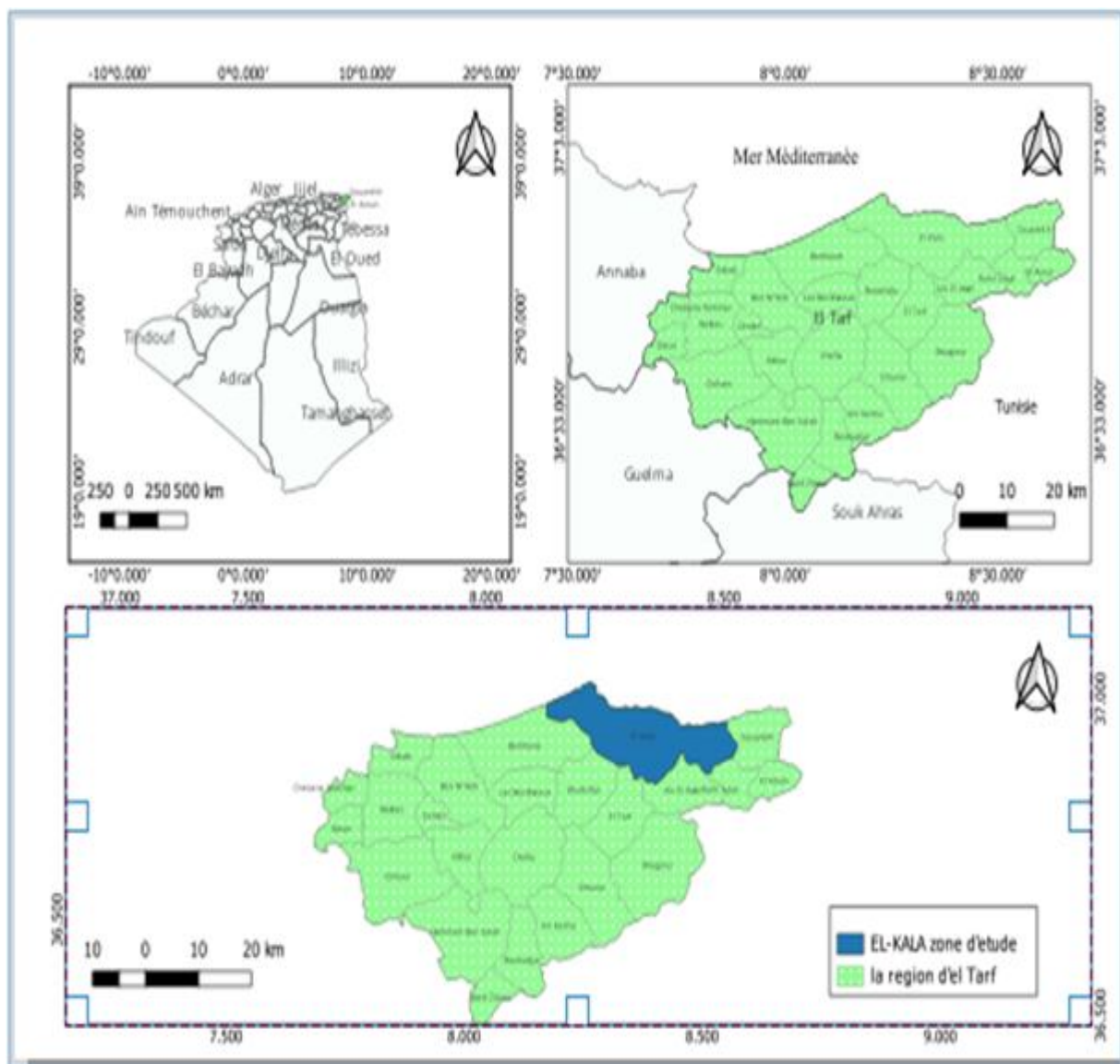


Figure 1 : Localisation géographique de la région de Skikda (SIG, conception pers).

).

➤ **La région d'El Tarf**

Située à l'extrême nord-est de l'Algérie, la région d'El Tarf s'étend entre les coordonnées 36°75'00" de latitude nord et 8°16'66" de longitude est. Localisée le long de l'axe routier El Kala-Annaba, elle se trouve à 60 km à l'Ouest d'Annaba et couvre une superficie d'environ 2 891 km<sup>2</sup>. Bordée par la mer Méditerranée au Nord, elle partage ses limites au Sud avec les wilayas de Guelma et Souk Ahras, à l'Est avec la frontière tunisienne, et à l'Ouest avec la wilaya d'Annaba. Son littoral s'étire sur 90 km, renforçant son caractère stratégique entre terre et mer (Fig.2).



**Figure 2 :** Localisation géographique de la région d'El Tarf (SIG, conception pers).

### **I.1.2. Géologie des régions d'étude**

#### ➤ **La région de Skikda**

La région étudiée est représentée sur les cartes géologiques au 1/50 000 des secteurs de Hammam Meskhoutine, Guelma, Ain Berda (Penthièvre) et Azzaba (Jemmapes). Le bassin versant de Zit-Emba se caractérise par un empilement de nappes de charriage issues de trois domaines paléogéographiques distincts. Ces structures géologiques s'organisent spatialement comme suit, du Nord au Sud et des hauteurs vers les zones basses :

- La nappe numidienne,
- La nappe du flysch de type Guerrouch,
- Les nappes de la dorsale kabyle,
- La nappe du flysch de Penthièvre,
- La nappe du flysch à microbrèches sénoniennes,
- La nappe épi-tellienne,
- Les formations de la plateforme néritique constantinoise.

#### ➤ **La région d'El Tarf**

Les massifs de la région sont principalement constitués de grès numidiens. Les affleurements de roches tendres associées aux unités telliennes, maritimes ou massyliennes sont exclusivement localisés dans les bassins (**Fig.2**).

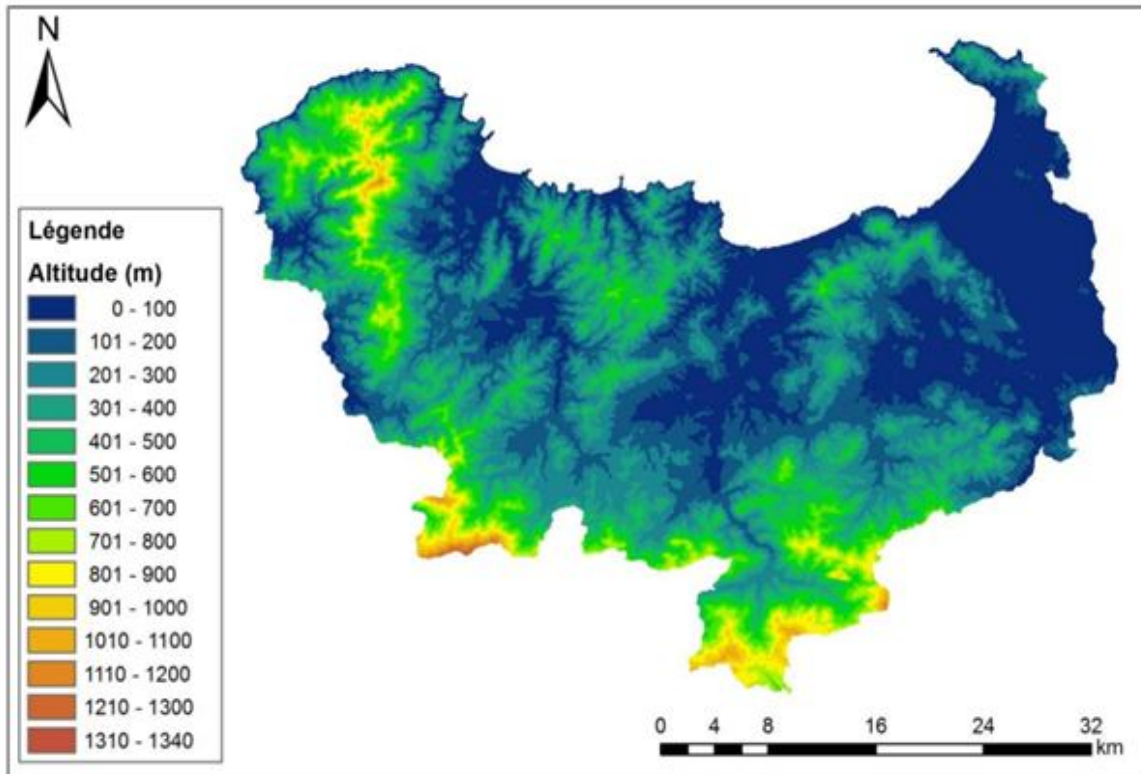
Ainsi, deux grands ensembles lithologiques se distinguent :

- Le complexe argilo-gréseux du Numidien Tertiaire a base marneuse du Secondaire constituant le substratum général de la région.
- Les remblaiements du Quaternaire qui eux seuls constituent un système géologique.

### **I.1.3. Géomorphologie**

#### ➤ **La région de Skikda**

Le relief de la région se distingue par son caractère fortement accidenté, notamment sur le littoral et au niveau des massifs de Collo, Azzaba et El Marsa. La répartition des classes de pentes s'organise comme suit : Pentas faibles (0 à 3 %) : Principalement localisées dans les plaines occidentales (plaine de Benazzouz, une partie de la zone urbaine de Skikda et sa plaine côtière), elles couvrent 9 % du territoire. Pentas fortes (> 12 %) : Dominantes (68 % de la superficie), elles correspondent aux hauts piémonts montagneux ([Amiour, 2005](#)) (**Fig.3**).



**Figure 3** : Carte de pente de la région de Skikda (In Chettibi, 2019).

➤ **La région d'El Tarf**

S'inscrit dans les reliefs de l'extrémité nord-est de la chaîne tellienne algérienne, marquée par une topographie contrastée. Les dénivellations entre les bas-fonds des oueds et les sommets dépassent fréquemment **300 mètres** en zone montagneuse. La répartition des pentes se structure en quatre classes distinctes :

- **Pentes très fortes (> 25 %)** : caractéristiques des massifs montagneux.
- **Pentes moyennes (12,5 % à 25 %)** : associées aux bas-reliefs.
- **Pentes faibles (3 % à 12,5 %)** : localisées sur des collines et les cordons dunaires littoraux.
- **Pentes très faibles (< 3 %)** : dominantes dans les plaines et vallées ouvertes vers la mer (Fig.4).

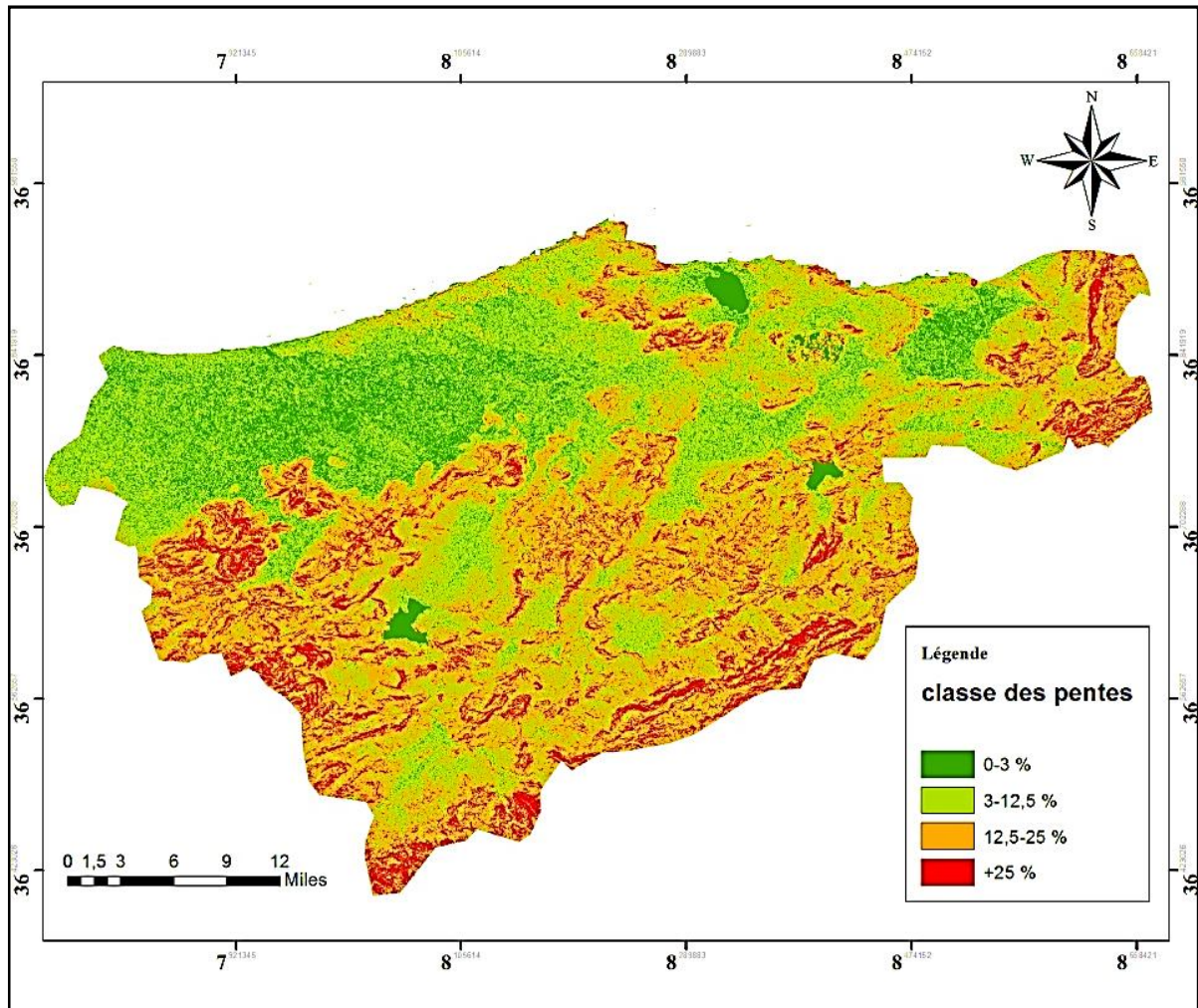


Figure 4 : Carte de pente de la région d' El Tarf (In Chettibi, 2019).

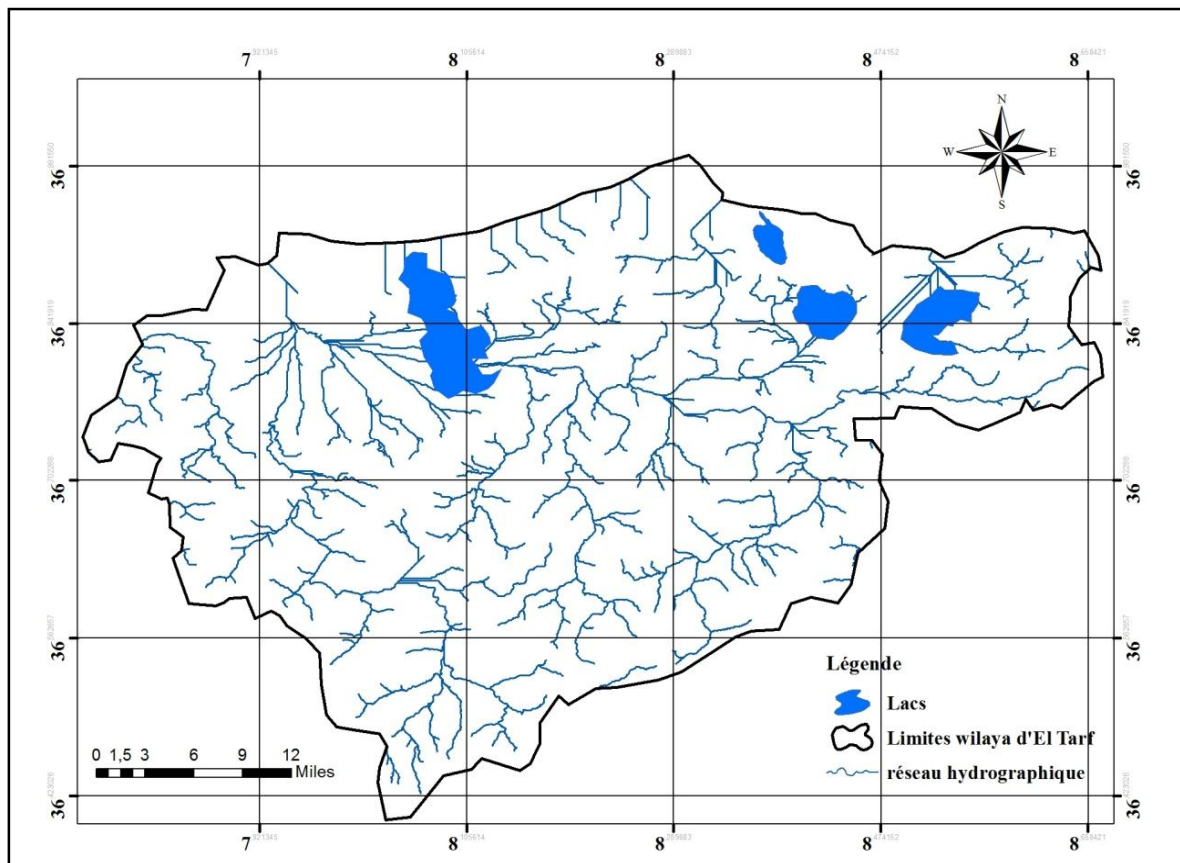
#### I.1.4. Hydrologie

##### ➤ La région de Skikda

Dans sa partie Nord-Est, La région de Skikda englobe un réseau hydrologique important, constitué par plusieurs oueds tels qu'oued El Kébir, oued Fendekh, oued Maboul, oued Magroune, oued Aneb, oued Dem El Bagraat, oued Bou Djenane et oued Ennkouche. Différents oueds constituent le bassin versant occidental de l'oued El Kébir, auquel viennent s'ajouter les sous-bassins versants de l'Est de Skikda et de l'Ouest d'Annaba ainsi que le bassin versant de Collo dans la partie Ouest de la région (Boumezbeur, 2001).

➤ **La région d'El Tarf**

La région est drainée par un réseau hydrographique très dense dont les principaux oueds sont oued El-Kébir, oued Bounamoussa et oued Seybousse, les deux principaux bassins versants sont ceux d'oued El Kébir et oued Seybousse. La région est aussi riche en eaux souterraines (plusieurs sources), des barrages, des lacs et des retenues collinaires (**Fig.5**).



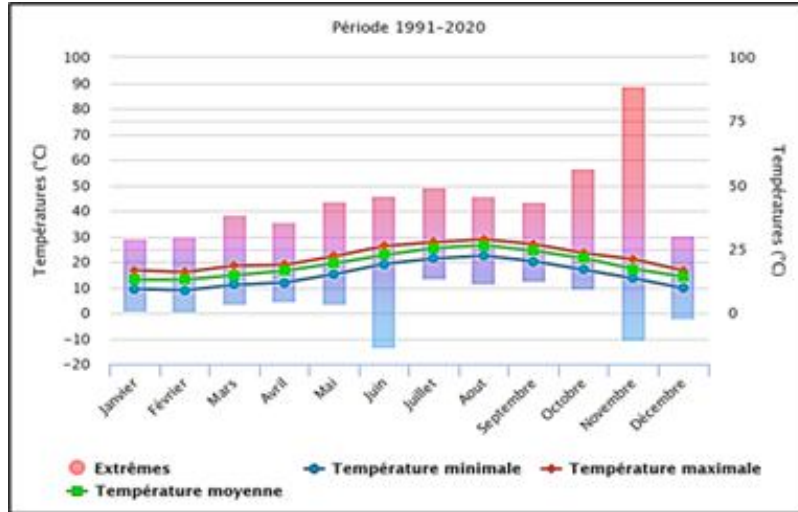
**Figure 5:** Carte de réseaux hydrographique d' El Tarf (In Chettibi, 2019).

**I.1.5. Climatologie et synthèse climatique**

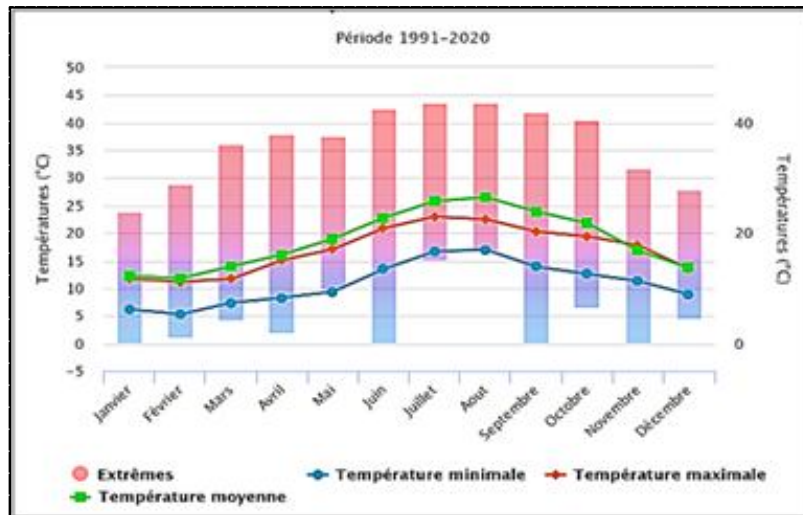
La compréhension des variables climatiques est importante pour expliquer la fluctuation des populations animales, bien que chacune ait ses propres besoins. Pour analyser les conditions climatiques de la région, on dispose de deux types de données les unes relatives aux relevés des paramètres : la pluviométrie, la température et le vent pour la région de Skikda et la région d'El Tarf (1991-2020), Nous examinerons d'abord en détail ces données de 29 ans. Les stations météorologiques de Skikda et d' El Tarf, situées à proximité des sites étudiés, les ont recueillies.

### I.1.5.1. Les températures

La température constitue un facteur limitant majeur, régissant l'ensemble des processus métaboliques et influençant la distribution des espèces et des communautés au sein de la biosphère. L'analyse des variations thermiques révèle que les mois les plus froids dans les régions de Skikda (**Fig.6**) et d'El Tarf (**Fig.7**), sont décembre, janvier et février, tandis qu'août enregistre les températures les plus élevées.



**Figure 6 :** Évolution mensuelle des températures moyennes à Skikda (1991-2020)  
 (<https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/>)

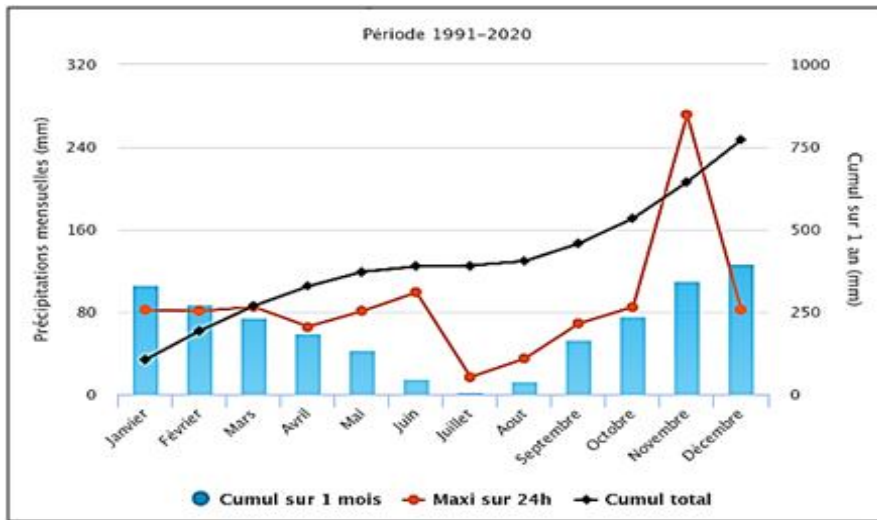


**Figure 7 :** Évolution mensuelle des températures moyennes à El Tarf (1991-2020)  
 (<https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/>)

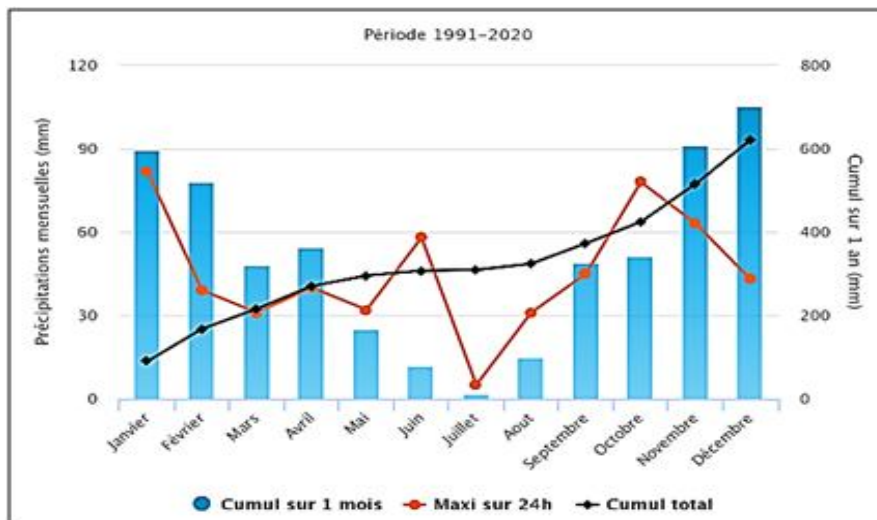
### I.1.5.2. Les précipitations

Les précipitations sont un facteur écologique crucial non seulement pour le fonctionnement et la répartition des écosystèmes terrestres, mais également pour les écosystèmes aquatiques. Les précipitations ont une grande importance en termes de rythme et de volume absolu.

Nous remarquons à travers les données annoncées, que le mois présentant le plus de précipitations est le mois de décembre avec le mois le moins de précipitations est le mois de juillet dans les deux régions d'études (**Fig.8**) Skikda ; (**Fig.9**) El Tarf.



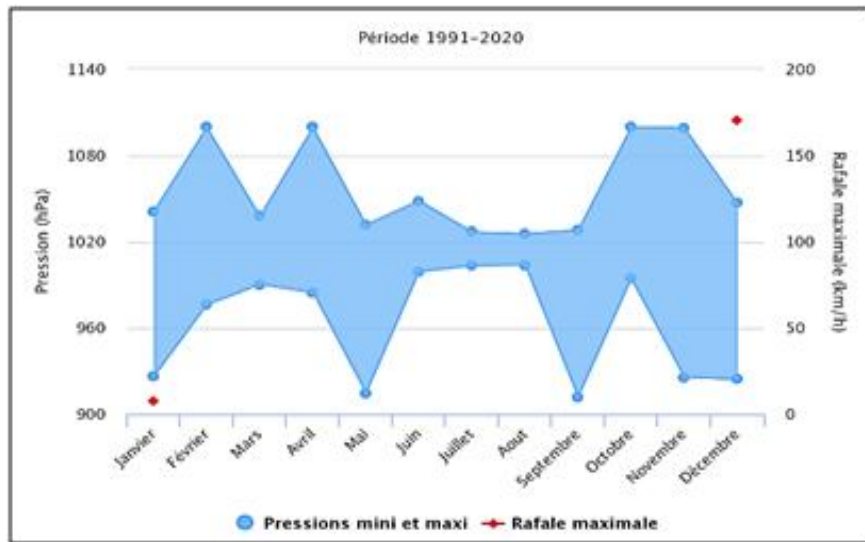
**Figure 8 :** Variation des précipitation à Sikikda (1991-2020).  
(<https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/>).



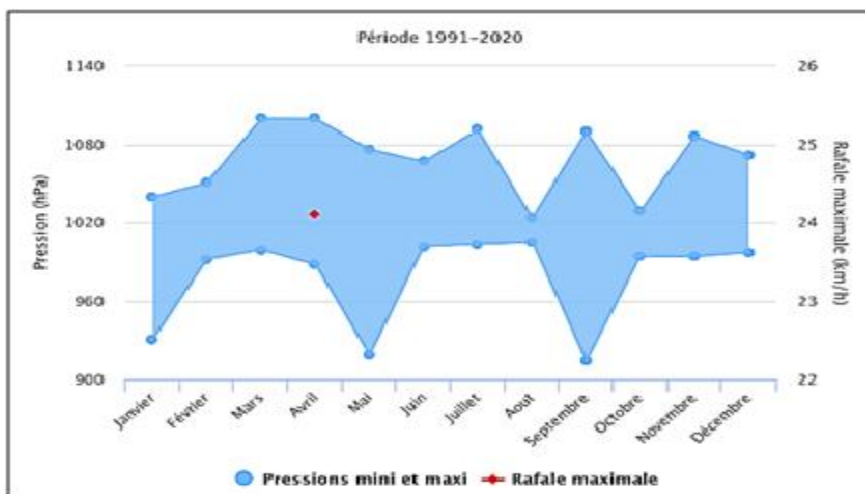
**Figure 9 :** Variation des précipitation à El Tarf (1991-2020).  
(<https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/>).

### I.1.5.3. Le vent

Le vent est un facteur climatique qui affecte le régime pluvieux, l'évapotranspiration et donc le climat d'une région. Pendant tous les mois, les vents du nord-ouest sont les plus violents et les plus puissants, C'est la raison pour laquelle les dunes de l'Est algérien se sont considérablement développées. Les pluies des équinoxes, qui proviennent de l'Atlantique, sont souvent à l'origine des précipitations les plus importantes. Généralement, les vents du sud-est ou du sud-ouest sont causés par les siroccos provenant du Sahara, Pendant le mois d'août, il y a une fréquence plus élevée de ces phénomènes associés à des températures élevées, les mois de décembre, janvier et février sont les périodes où la vitesse maximale des vents est enregistrée pour les deux régions d'étude (**Fig.10**) Skikda ; (**Fig.11**) El Tarf.



**Figure 10** : Variation de pression et vent de Skikda (1991-2020).  
[\(https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/\)](https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/)



**Figure 11** : Variation de pression et vent d'El Tarf (1991-2020).  
[\(https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/\)](https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/)

#### I.1.5.4. Synthèse climatique

Différents systèmes sont mis à disposition pour estimer rapidement l'influence des principaux éléments, dans la région méditerranéenne, les plus utilisés sont :

- Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen.
- Le climagramme pluviométrique d'Emberger.

Trois éléments fondamentaux du climat sont utilisés pour représenter le bioclimat d'une station donnée par ces deux systèmes: précipitations (mm) - températures maximales et minimales (C°).

- **Indice d'aridité**

La formule de calcul de cet indice est la suivante :  $IAM = P / T+10$

P : Pluviométrie annuelle moyenne (mm)

T : Température annuelle moyenne (C°)

Cet indice permet de caractériser le degré d'aridité du climat : plus la valeur de I est élevée, plus le climat est humide ; à l'inverse, une valeur faible indique un climat aride.

Selon les seuils définis par De Martonne :

- $I < 10$  : climat aride,
- $10 \leq I < 20$  : climat semi-aride,
- $20 \leq I < 30$  : climat subhumide,
- $I \geq 30$  : climat humide.

Ainsi, pour une valeur de I comprise entre 20 et 30, le milieu étudié est classé comme subhumide (**Tab.1**).

**Tableau 1** : Les paramètres de l'indice d'aridité pour la région d'étude.

Paramètre	P (mm)	T (°c)	I
Skikda	771.7	19	26.61
El Tarf	621.2	18.71	21.64

- **Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен**

Le **diagramme ombrothermique de Gausсен** constitue un outil classique permettant d'identifier les périodes de sécheresse ou d'humidité à l'échelle mensuelle. Selon la méthode décrite par (Mutin, 1977) un mois est considéré comme sec lorsque les précipitations mensuelles sont inférieures à deux fois la température moyenne mensuelle ( $P < 2T$ ).

À l'inverse, un mois est considéré comme humide lorsque les précipitations dépassent cette valeur. Cette approche a été largement utilisée dans les études bioclimatiques en Algérie (Gherib, 2018) (Fig.12) Skikda ; (Fig.13) El Tarf.

L'analyse des données climatiques de la région de Skikda et d'El Tarf à l'aide de cette méthode révèle une structuration saisonnière nette, typique du climat méditerranéen. Le diagramme pluviométrique de Gausse montre que l'année se divise en deux grandes périodes:

- Une **saison sèche**, s'étendant de **mai à septembre**, durant laquelle les précipitations sont inférieures au seuil de sécheresse,
- Une **saison humide**, couvrant les mois d'**octobre à avril**, où les apports pluviométriques excèdent la courbe de température.

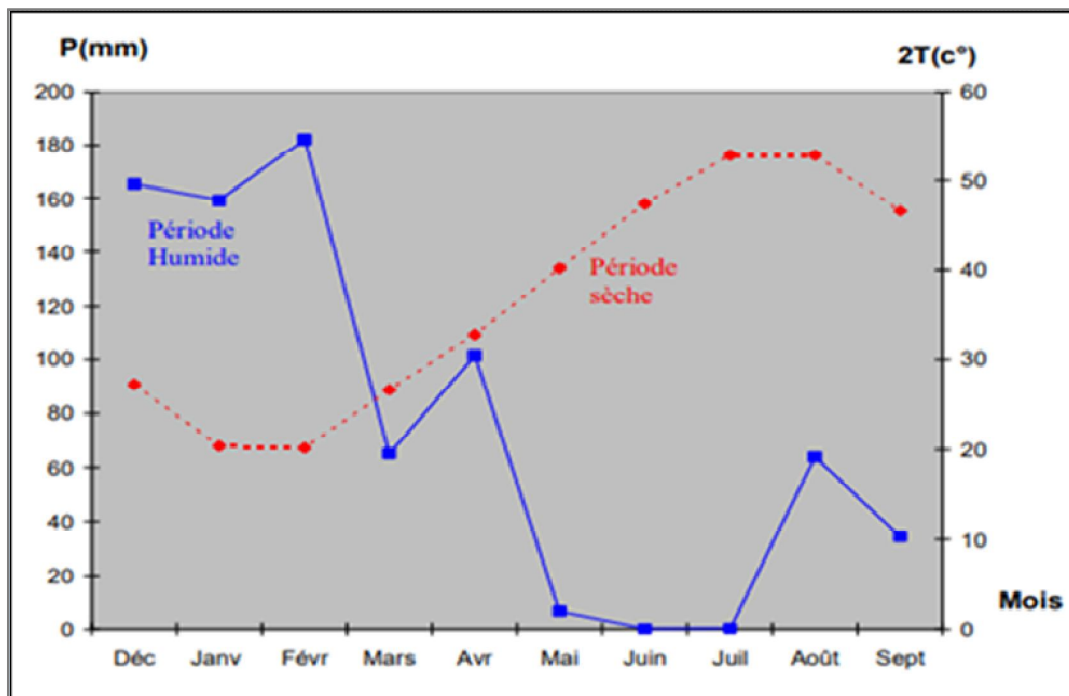
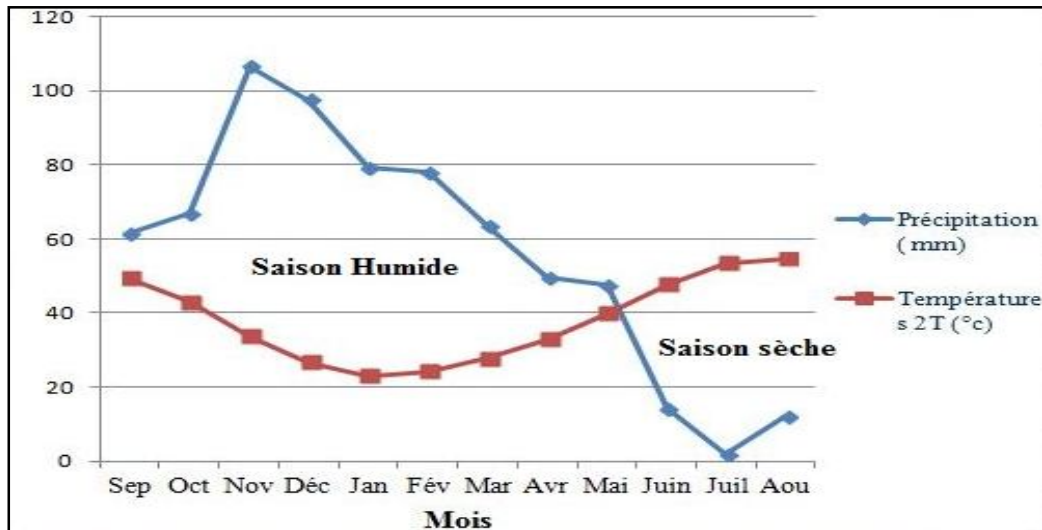


Figure 12 : Diagramme pluvio-thermique de Gausсен pour la région de Skikda..

( <https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/> )



**Figure 13 :** Diagramme pluvio-thermique de Gaussen pour la région d'El Tarf.  
 (<https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/>)

➤ **Climagramme d'Emberger**

Le quotient pluviométrique d'Emberger ( $Q_2$ ), spécifique aux climats méditerranéens, permet de classer les zones en cinq étages climatiques, de l'aride à l'étage montagnard élevé (Emberger, 1955). Adapté pour l'Algérie du Nord et le Maroc par Stewart, (1969), cet indice se calcule par la formule simplifiée :

$$Q_2 = 3,43 * P/M-m \text{ OÙ :}$$

- $Q_2$  : Quotient pluviométrique d'Emberger,
- P : Précipitations annuelles moyennes (en mm),
- M : Température maximale moyenne du mois le plus chaud (en Kelvin),
- $Mm$ : Température minimale moyenne du mois le plus froid (en Kelvin).

**Tableau 2 :** les paramètres de climagramme d'Emberger de la région d'étude.

Paramètre	P (mm)	M (°K)	m(°K)	$Q_2$
Skikda	771.7	301,15	281,15	132.34
El Tarf	621.2	296,15	278,15	106.53

Le quotient pluviothermique calculé à partir des données climatiques récentes a révélé que la région de Skikda et la région d'El Tarf sont classées dans l'étage subhumide, avec un hiver chaud (Fig.14).

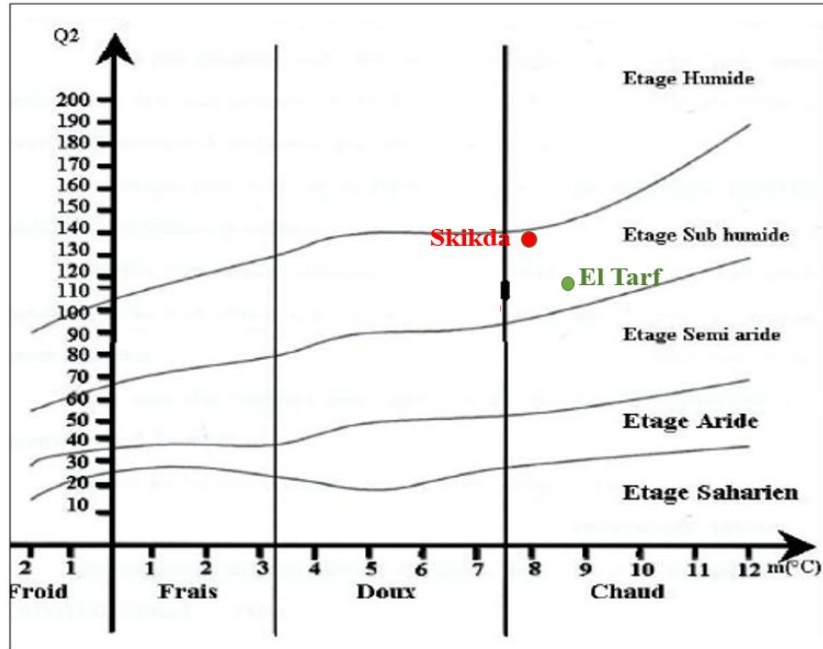


Figure 14 : La position de la région d'étude dans le climagramme d'Emberger.  
[\(https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/\)](https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/)

### 1.1.6. Choix et localisation des stations d'échantillonnage

De l'Est, les zones prospectées, leurs coordonnées géographiques (WGS) et leurs principales caractéristiques sont rapportées dans (Tab.3).

Tableau 3 : Limites et coordonnées géographiques des stations d'échantillonnage.

Régions	Station	Position Géographiques	Port, bassin et passes	Surface ou distance
Baie de Collo	Plage El Djerda St.1	Latitude : 36.877251° Longitude : 8.429361°	Port de Collo	300 m (mètre linéaire)
Baie de Guerbez	plage Guerbez St.2	Latitude : 36.878247° Longitude : 7.192861°	Néant	300 m (mètre linéaire)
Baie d'El Kala	plage en bas les baraques St.3	Latitude : 36.943805° Longitude : 7.536889°	Port d'El-Kala	300 m (mètre linéaire)

La détermination des stations d'échantillonnage s'est fondée sur une approche combinant des considérations écologiques, méthodologiques et environnementales, dans le but d'assurer une représentativité optimale du littoral oriental algérien et de garantir la fiabilité des analyses ultérieures. Trois critères principaux ont été retenus dans ce cadre :

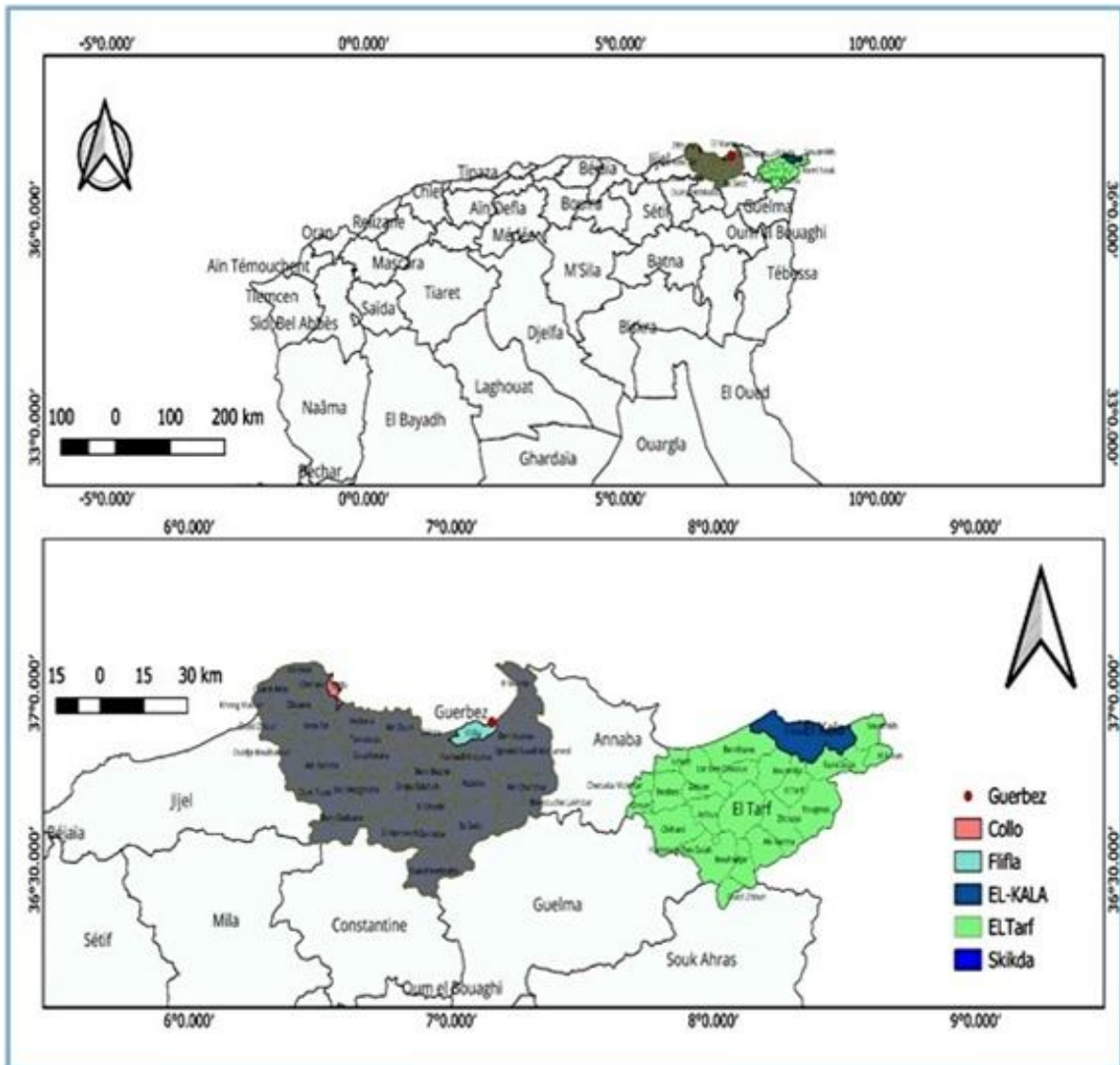
La présence avérée et abondante de *Phorcus turbinatus*, espèce cible de l'étude, a constitué un critère essentiel. Ce gastéropode intertidal est largement reconnu comme bioindicateur pertinent des écosystèmes rocheux côtiers en raison de sa distribution régulière, sa faible mobilité, sa longévité et sa capacité à bioaccumuler les contaminants métalliques. Sa sélection assure ainsi une cohérence biologique dans les comparaisons spatiales et temporelles.

Le degré de pression anthropique et de contamination potentielle a représenté un second critère déterminant. L'étude s'est appuyée sur des observations de terrain ainsi que sur des données climatiques et environnementales antérieures (Mutin, 1977 ; Gherib, 2018) afin d'identifier un **gradient de pollution** le long du littoral. Ce gradient s'étend de zones relativement préservées à des zones soumises à des rejets urbains, industriels ou agricoles.

Enfin, la **représentativité écologique et l'accessibilité des habitats intertidaux rocheux** ont orienté le choix des sites. Ces milieux, sensibles aux variations environnementales et aux pressions anthropiques, jouent un rôle clé dans le fonctionnement littoral. Leur stabilité structurale permet une standardisation rigoureuse de l'échantillonnage et une comparaison fiable entre stations (Zaidi *et al.*, 2022).

Sur la base de ces critères, trois sites ont été retenus :

- **Station 1 (St.1)** : plage El Djerda, dans la baie de Collo, soumise à une activité portuaire artisanale ;
- **Station 2 (St.2)** : plage Guerbez, située dans la baie de Guerbez, moins anthropisée mais exposée à des apports diffus;
- **Station 3 (St.3)** : plage en bas les Baraques, au sein de la baie d'El Kala, caractérisée par une forte valeur écologique et une relative préservation (**Fig. 15**).



**Figure 15** : Localisation des stations d'échantillonnage des troque *Phorcus turbinatus* (SIG, conception pers)

**1.1.6.1. Station 1 (St.1) : Plage El Djarda (Baie de Collo)**

Ne disposant des informations précises sur la distribution des troques le long de baie de Collo (plage El Djerda) (Boucetta 2016 a et b, Boucetta *et al.*, 2019). En cetteraison, 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 (Fig.16). Nous avons considéré ce secteur comme étant pollué (pollution métallique) (Boucetta 2016 a et b, Boucetta *et al.*, 2019).



**Figure 16 :** Photo montrant la station 1 limitrophe du port de pêche de Collo.  
(Boucetta, 2016)

#### 1.1.6.2. Station 2 (St.2) : Guerbez (Plage Guerbez)

La station 2 est localisée dans la baie de Guerbez, au sein de la commune de Djendel, à l'est de la wilaya de Skikda (**Fig.17**). Ce site s'insère au cœur d'une zone humide littorale d'importance internationale, classée comme telle en raison de sa valeur écologique exceptionnelle. Il constitue l'un des rares secteurs du littoral national à combiner à la fois une ouverture sur la mer.

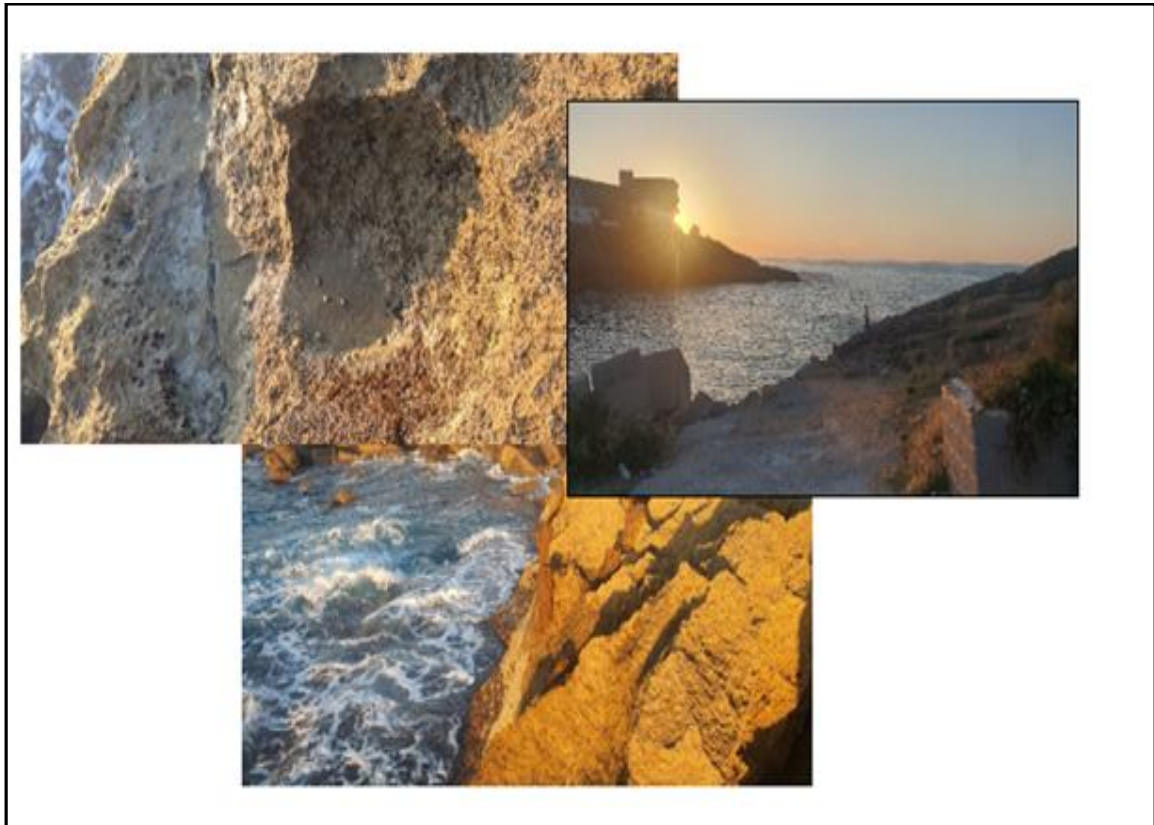
Sur le plan écologique, la station se caractérise par une topographie rocheuse diversifiée, composée de rochers à surface rugueuse, souvent immergés à faible profondeur (moins de 1 mètre). Ces substrats forment des microhabitats propices à l'établissement d'une riche faune benthique, notamment les gastéropodes intertidaux tels que *Phorcus turbinatus*, qui trouvent dans ces conditions un refuge stable et une source de nourriture abondante grâce au développement d'algues périphytiques



**Figure 17** : Photo montrant la Station 2 : Littoral sud-est de la wilaya de Skikda  
(photo pers. Ferroudj, 2019)

### 1.1.6.3. Station 3 (St.3) : Plage En bas les Baraques (El Kala)

La plage d'**en bas les baraques**, située près de la digue qui divise le port d'El Kala de la mer Méditerranée. Cette digue joue un rôle clé dans la régulation des échanges entre les eaux marines et les eaux du port, La plage est plus accessible, et plus aménagée, mais elle reste située dans une région influencée par le parc national d'El Kala. La plage d'en bas les baraques présentent une structure géologique particulière, caractérisée par la présence de roches épaisses et hautes, qui jouent un rôle important dans la dynamique côtière et l'écosystème local. Offrent des abris naturels contre les prédateurs, et source de nourriture (**Fig.18**).



**Figure 18** : Photo montrant la station 3 localisée en bordure immédiate du port de pêche d'El Kala (photo pers. Ferroudj, 2019).

## I.2. Modèle biologique : *Phorcus turbinatus* (1788), biologie et écologie

### I.2.1. Morphologie

*Phorcus (Osilinus) turbinatus* est un gastéropode marin appartenant à la famille des Trochidae, caractérisé par une coquille robuste et ornementée, adaptée à la vie intertidale sur substrat rocheux (Gofas *et al.*, 2001 ; Crothers, 2001).

Forme générale et enroulement : La coquille présente une morphologie hélicocône, c'est-à-dire une structure conique enroulée en spirale autour d'un axe central hypothétique. Elle est typiquement turbinée, avec des spires coniques bien développées, souvent composées de 5 à 6 tours. Ces spires peuvent présenter une dépression modérée sous la suture, conférant un profil légèrement escaladé. Le pas d'hélice est variable, permettant une plasticité morphologique notable : certaines coquilles tendent vers une forme planorboïde (enroulement quasi-plan), tandis que d'autres adoptent un aspect pupiforme, marqué par une réduction progressive de la taille des tours apicaux (Hickman & McLean, 1990 ; Poppe & Goto, 1991).

Columelle et ombilic : La columelle, ou axe d'enroulement, peut être pleine ou partiellement creuse, en fonction du degré de confluence des tours. L'ombilic (cavité basale) est étroit à large, et fréquemment obstrué par une callosité columellaire blanche, observable aussi bien chez les juvéniles que chez les adultes. Cette structure participe à la rigidité de la base et peut jouer un rôle fonctionnel dans l'adhérence au substrat (Espinosa *et al.*, 2009 ; Gofas *et al.*, 2001).

Sculpture et ornementation : La coquille est ornementée de manière distincte. La base présente des cordons spiralés concentriques, accompagnés de stries de croissance transversales qui témoignent du développement périodique de l'organisme. Chez certains individus, on observe la présence de tubercules ou de varices sur les cordons spiraux, accentuant le relief de la coquille. L'ouverture (péristome) est généralement arrondie, avec une tendance quadrilatérale, encadrée par un labre externe parfois épaissi et un bord columellaire épaissi par une callosité blanche. Des plis internes, denticules ou lamelles peuvent partiellement obstruer l'ouverture, probablement en lien avec des mécanismes de défense contre les prédateurs (Crothers, 2001 ; Hickman & McLean, 1990).

Coloration et motifs : La teinte de fond de la coquille est généralement blanche-jaunâtre, agrémentée de motifs en tessellations (mosaïques) de couleur brun-rouge, carmin ou noirâtre, répartis principalement sur les cordons spiralés. L'intérieur de l'ouverture est nacré, présentant des reflets iridescents, typiques des **Trochidae** (Gofas *et al.*, 2001 ; Fenberg *et al.*, 2015). Dimensions: Les dimensions moyennes de la coquille varient entre 20 et 30 mm de hauteur, pour un diamètre compris entre 20 et 25 mm, ce qui confère à l'espèce une apparence relativement compacte et solide (Espinosa *et al.*, 2009 ; Poppe & Goto, 1991) (Fig.19).



**Figure 19** : Vues ventrale (à gauche) et dorsale (à droite) de *Phorcus turbinatus*.  
( in Boucetta, 2010).

### I.2.2. Taxonomie et répartition géographique :

Ce genre de gastéropodes brouteurs est actuellement représenté par neuf espèces vivantes reconnues (Stearns, 1992 ; Donald *et al.*, 2012) et se compose de *Phorcus articulatus* (Lamarck, 1822), *Phorcus atratus* (Wood, 1828), *Phorcus lineatus* (daCosta, 1778), *Phorcus mariae* (Templado & Rolán, 2012), *Phorcus mutabilis* (Philippi, 1851), *Phorcus punctulatus* (Lamarck, 1822), *Phorcus richardi* (Payraudeau, 1826), *Phorcus sauciatus* (Koch, 1845), et *Phorcus turbinatus* (Born, 1778) (Templado, 2012 ; Donald *et al.*, 2012). Il existe une séparation nette entre les espèces de *Phorcus* présentes dans l'Atlantique et la Méditerranée. On pense que cette répartition scindée résulte de la barrière imposée par le détroit de Gibraltar, puisqu'il n'y a pas de chevauchement d'espèces dans la zone adjacente (Donald *et al.*, 2012 ; Crothers, 2001 ; Patarnello *et al.*, 2007).

Les coquillages et les patelles sont soumis à toute une série de contraintes environnementales en raison de leur distribution verticale étendue, qui s'étend de la partie supérieure à la partie inférieure du littoral. Ces organismes peuvent donc présenter divers degrés d'adaptation structurelle, car leur position par rapport au rivage influence leur exposition à la dessiccation, à l'action hydrodynamique des vagues, aux variations de température et à la largeur des marées (Boukhicha, 2013), ce qui entraîne un large éventail de variabilité phénotypique intraspécifique (Fig.20).

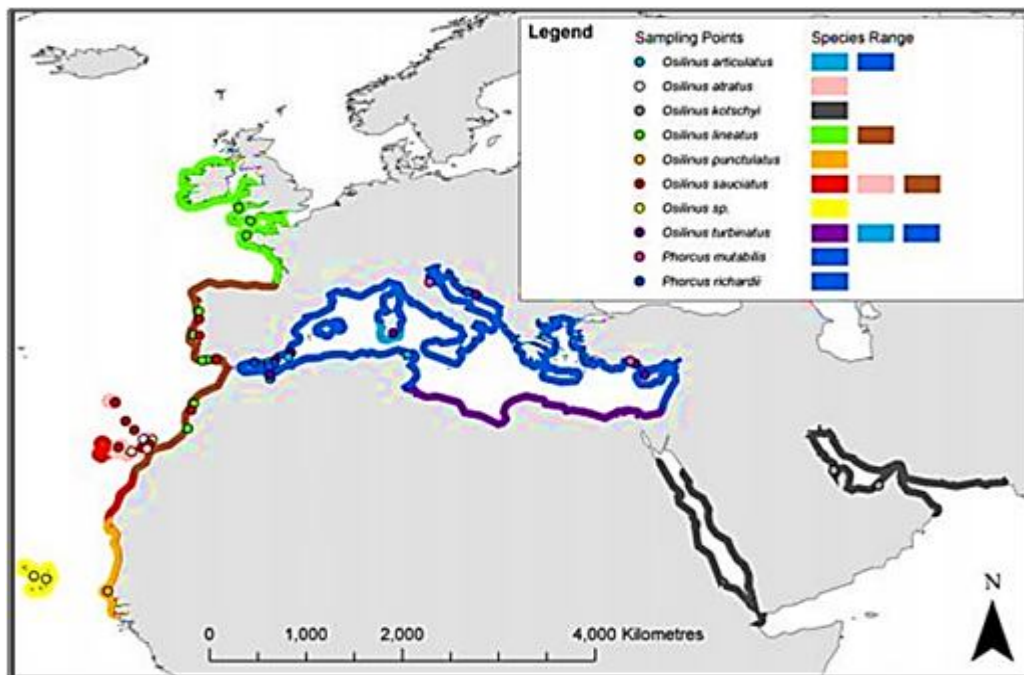


Figure 20 : Répartition mondiale du *Phorcus turbinatus* (Donalde *et al.*, 2012).

### **I.2.3. Régime alimentaire, comportement et importance écologique**

Les mollusques brouteurs sont connus pour avoir une influence importante sur la structure globale des communautés marines benthiques, en raison de l'influence et du contrôle qu'ils exercent sur les algues (Branch *et al.*, 1994). L'élimination des brouteurs entraîne souvent un déséquilibre dans la dynamique des populations des espèces impliquées dans l'écosystème des rivages rocaillieux, en raison d'un développement spectaculaire des bancs d'algues (Branch *et al.*, 1994). Les coquilles, les bigorneaux et les patelles forment une guildes d'herbivores microphages qui se nourrissent de biofilms microbiens en broutant le substrat rocheux à l'aide de la radula, un organe de râpage spécialisé propre aux mollusques, sur lequel sont placées des rangées successives de dents orientées vers l'arrière. Les dents se fissurent, se cassent et s'usent à l'usage, sous l'effet de la nourriture ou du substrat dur sur lequel l'escargot de mer racle (Heller *et al.*, 2015). Il est probable que ces différentes espèces d'escargots ne se nourrissent pas exactement au même endroit, au même moment, de la même manière ou avec exactement la même nourriture (Crothers, 2001). Afin d'éviter la compétition interspécifique. Les adaptations alimentaires entre ces espèces peuvent être comportementales par différenciation spatiale ou anatomiques par adaptation de la radula. Parmi ces espèces, les radules présentent une dureté et des motifs différents, étant rhipidoglosses à dents multiples chez les coquilles, taenioglosses moins complexes chez les bigorneaux et docoglosses simples chez les patelles ; il est donc facile de conclure qu'elles se nourrissent de différentes manières (Crothers, 2001). On suppose que le comportement alimentaire des topshells se produit la nuit ou à marée haute, comme l'indique Crothers, (2001).

Les escargots marins rampent en pressant l'extrémité avant du pied contre le substrat et, par le biais d'une ondulation de contraction musculaire, passent ce point de contact en forçant la masse de l'escargot à avancer. Chez les escargots de mer, les deux moitiés du pied fonctionnent indépendamment l'une de l'autre, en déphasage, ce qui produit une traînée de bave caractéristique (Crothers, 2012). Contrairement aux patelles, les coquillages sont actifs à marée basse et réagissent très rapidement aux changements de conditions météorologiques, se déplaçant à l'air libre lorsque le soleil brille et se cachant de la pluie ou des vents froids dans des crevasses ou sous des rochers (Crothers, 2012). Ces espèces sont limitées dans leur zonation verticale par leur tolérance aux variations de température ; elles entreprennent donc des migrations verticales vers le haut et vers le bas du rivage au fil des saisons (Little *et al.*, 2012).

L'action des vagues agit également comme un facteur limitant pour les suspensivores et les organismes sessiles et semi-sessiles qui sont favorisés par les conditions d'exposition, puisque le mouvement de l'eau permet le flux de nourriture, de propagules, de nutriments et de proies vers ces organismes. Cependant, dans ces habitats, l'augmentation de l'exposition à l'action des vagues entraîne une augmentation du risque de délogement et de dommages physiques, ce qui limite l'aire de répartition des espèces sensibles et physiquement fragiles (Heller *et al.*, 2015). Afin de surmonter les conditions défavorables des zones exposées, les gastéropodes intertidaux qui habitent ces zones ont une coquille fine et lisse avec une grande ouverture en raison du grand pied nécessaire pour faire face au risque plus élevé de déplacement des vagues et pour pouvoir maintenir une prise ferme sur les surfaces rocheuses (Rolán *et al.*, 2004). En cas de danger, l'escargot se retire dans sa coquille et adhère fermement au substrat, afin de ne pas être détaché par les vagues ou les prédateurs (Heller *et al.*, 2015).

#### I.2.4. Croissance

La croissance est une variable clé pour déterminer la capacité de survie d'un animal donné, et il est important de comprendre les facteurs qui la déterminent (Shurlock *et al.*, 2017). Les paramètres biologiques tels que le taux de croissance, la longueur asymptotique, la longévité et la structure d'âge reflètent l'état de santé général d'une population et sont couramment utilisés comme outils d'évaluation des stocks d'organismes marins exploités (Henriques *et al.*, 2017). Chez les gastéropodes, les taux de croissance ont été déterminés grâce à plusieurs caractéristiques telles que les lignes et les anneaux de croissance dans les coquilles (Crothers, 1994). Les opercules (Llano *et al.*, 2004) et les statolithes (Barroso *et al.*, 2005). La taille et l'âge des coquilles sont positivement liés, ce qui permet d'étudier la structure de la population (Crothers, 1998).

La taille et les taux de croissance des espèces du genre *Phorcus* sont influencés par les fluctuations de l'approvisionnement en nourriture (Crothers, 1998), la concurrence (Underwood, 1997) et l'action des vagues (Brown *et al.*, 1988), tandis que la densité de la population est principalement contrôlée par l'installation réussie des larves et la prédation (Crothers., 2012). On sait que les systèmes de courants océanographiques sont en grande partie responsables de la température de l'eau et des nutriments dans les écosystèmes côtiers, ce qui marque la distribution et le comportement des organismes le long des côtes (Raffaelli, 1999).

Ainsi, la température influence également la croissance des espèces du genre *Phorcus*. Par exemple, [Crothers, \(2001\)](#) et [Mannino et al., \(2008\)](#) ont observé qu'une diminution de la température de l'eau favorise un ralentissement métabolique, ce qui entraîne une interruption de la croissance pendant l'hiver chez *P. lineatus*. Cependant, après cette saison, la croissance se poursuit rapidement tout au long de l'année, ne ralentissant qu'au cours de l'hiver suivant. En général, la première année, le taux de croissance de cette espèce est élevé et diminue par la suite ([Crothers, 2001](#)), ce qui pourrait être le résultat de l'atteinte de la maturité sexuelle. Au cours des six premiers mois suivant l'installation, les spécimens peuvent atteindre un diamètre de 8 mm, puis de 11 à 15 mm à la fin de l'année ([Fretter et al., 1976](#)). Bien que les taux de croissance ralentissent considérablement après l'atteinte de la maturité sexuelle, puisque l'énergie est principalement dirigée vers la reproduction, la croissance se poursuit tout au long du cycle de vie de cette espèce. Dans les habitats peu abondants, *P. lineatus* atteint rapidement une grande taille et une maturité précoce, mais sa longévité est plus faible. Les individus qui vivent dans des habitats où ils sont plus abondants grandissent lentement, n'atteignent pas une grande taille et peuvent vivre à un âge plus avancé. Ces différences de croissance sont probablement liées aux différents niveaux de disponibilité de la nourriture en fonction de la densité de la population, qui à son tour est liée à la réussite de l'établissement et à l'évitement de la prédation ([Crothers, 2012](#)).

### **I.2.5. Reproduction**

Le système de reproduction des escargots de mer est généralement d'une simplicité frappante, avec un conduit génital s'ouvrant dans la cavité du manteau à travers le rein droit. Les escargots de mer ont souvent des sexes séparés, mais ces espèces ne présentent pas de dimorphisme sexuel externe et la détermination du sexe n'est possible que par l'observation macroscopique des gonades. Sur le plan interne, le caractère le plus fiable pour les distinguer est l'aspect de l'ouverture urogénitale. Chez les mâles, les lèvres de cet organe sont non pigmentées et plus petites, alors que chez les femelles, les lèvres sont jaunes et gonflées. Néanmoins, à l'état mûr, les mâles ont des testicules crème et les femelles des ovaires gris-vert recouvrant la glande digestive et les viscères ([Williams, 1956](#) ; [Desai, 1966](#)), ce qui permet de les différencier facilement à l'état reproducteur. Les lobes de la gonade, qu'il s'agisse de l'ovaire ou du testicule, se trouvent près de l'apex de la bosse viscérale, parmi les lobes du tube digestif, et se drainent dans le péricarde ([Heller, 2015](#)).

Avant la période de reproduction, les adultes migrent vers le haut du rivage jusqu'à la zone Eulittorale élevée. Il semble que cette migration amène les animaux dans une région où la température est plus élevée, ce qui est nécessaire pour le frai. Une augmentation de la température peut stimuler le frai comme le suggère [Desai, \(1966\)](#), qui a observé que les adultes ayant migré le plus loin sur le rivage étaient les premiers à frayer.

En fait, le frai chez les organismes intertidaux semble être favorisé par des déclencheurs environnementaux tels que la température, la vitesse du vent et l'action des vagues. Des facteurs biologiques tels que l'augmentation de la concentration de phytoplancton peuvent également stimuler la ponte, comme c'est le cas chez les patelles ([Desai, 1966](#)).

Ainsi, les stades de reproduction d'une espèce donnée peuvent différer en fonction de leur position géographique. En fait, dans la partie la plus septentrionale de l'aire de répartition, les saisons de reproduction sont plus courtes avec une seule période de ponte, tandis que dans les régions méridionales, la saison de reproduction est plus longue avec plusieurs événements de ponte ([Garwood et al., 1985](#) ; [Bode et al., 1986](#)) Par exemple, chez *P. lineatus* des Asturies, en Espagne, le développement gonadique a lieu de novembre à juin et les stades de reproduction de juin à septembre et peuvent durer jusqu'en novembre chez certains spécimens ([Garwood et al., 1985](#)). La ponte a lieu entre mai et août ([Graham, 1988](#)). Plus au nord, au Pays de Galles, la même espèce aurait une saison de frai plus courte, allant de juillet à août ([Crothers, 2001](#)). D'autre part, *P. turbinatus* qui se trouve dans la mer Méditerranée semble avoir une période de reproduction plus longue avec deux événements de ponte au printemps et à l'automne ([Schifano, 1983](#)).

La fécondation est externe, les deux sexes libérant leurs gamètes dans la mer et l'ensemble du processus se déroulant directement dans l'eau. Pendant la période de reproduction, les mâles et les femelles s'approchent l'un de l'autre, puis les femelles envoient des signaux chimiques qui conduisent à la libération de spermatozoïdes dans l'eau par les mâles, ce qui stimule à son tour les femelles pour qu'elles libèrent les ovocytes ([Heller, 2015](#)).

L'œuf fécondé se développe en un jour environ et devient une larve trochophore capable de se déplacer seule. La larve véligère, enfermée dans une minuscule coquille, se développe en un ou deux jours. Au moment de la métamorphose, la véligère se retourne, le pied devenant ventral et la coquille dorsale. Postérieurement au développement de l'escargot, la dorsale arrière pivote de 180° dans le sens inverse des aiguilles d'une montre par rapport à la tête et au pied. Les larves de véligères restent au maximum 6 à 7 jours dans la colonne d'eau ([Donald, 2012](#) ; [Crothers, 2001](#). [Patarnello et al., 2007](#)) et au moment de l'installation, la coquille mesure un peu plus d'un millimètre de diamètre ([Crothers, 2001](#)).

## I.2.6. Impacts anthropiques

### I.2.6.1. Récolte

Les brouteurs intertidaux et des eaux peu profondes sont des organismes extrêmement vulnérables en raison de leur habitat limité et de leur accessibilité à l'activité humaine (Nakin *et al.*, 2014). Leur récolte par l'homme remonte à la préhistoire, entraînant une réduction des tailles et densités maximales observées dans plusieurs espèces (Parkington, 1976 ; Yesner, 1934). Des vestiges archéologiques dans le nord de l'Espagne, tels que les dépôts coquilliers, attestent d'une collecte intensive à des fins de subsistance (García-Escárzaga *et al.*, 2017 ; Hockey, 1986 ; Mannino *et al.*, 2001).

L'analyse des isotopes d'oxygène ( $\delta^{18}O$ ) dans les coquilles permet de déterminer les saisons de récolte préhistorique, reflétant les températures de la mer lors de la croissance (Mannino *et al.*, 2003 ; Jones *et al.*, 2008 ; Gutiérrez-Zugasti *et al.*, 2015). Cette méthode a révélé que *Phorcus turbinatus* était principalement récolté en saisons froide et intermédiaire au Mésolithique (Colonese *et al.*, 2014). L'exploitation entraîne une réduction de taille et des changements morphologiques. Colonese *et al.*, (2014) ont observé un passage de coquilles élancées à des formes trapues entre le Mésolithique et le Méso-Néolithique, lié à un déplacement de la collecte des zones abritées vers les zones exposées. L'intensification récente de la récolte, liée à la croissance démographique et aux marchés mondiaux, a conduit à un déclin marqué de plusieurs espèces intertidales (Branch *et al.*, 1995 ; Marra *et al.*, 2015).

L'exploitation altère les chaînes trophiques marines, avec des effets en cascade (Crowder *et al.*, 2008). Le prélèvement sélectif réduit les tailles moyennes et affecte la reproduction, comme l'ont démontré Ramírez *et al.*, (2009) pour *Phorcus atratus*, *P. sauciatus*, et différentes espèces de *Patella* dans les îles Canaries. La perte d'individus matures compromet le succès reproductif, pouvant entraîner le déclin, voire l'extinction locale (Nuñez *et al.*, 2003 ; Guerra-García *et al.*, 2004)

Cheour *et al.*, (2014) ont mis en évidence des variations spatiales d'abondance de *Phorcus articulatus* liées à l'impact humain. Dans les Canaries, une taille minimale de capture (15 mm) a été instaurée pour *P. sauciatus* et *atratus* dans un effort de régénération des stocks (González *et al.*, 2012). Toutefois, la réglementation reste souvent insuffisante. *Phorcus sauciatus* est présent dans tout l'archipel de Madère, tandis que *Phorcus atratus selvagensis* est limité aux Selvagens (Donald *et al.*, 2012).

Historiquement exploité depuis le XVe siècle (Silva & Meneses, 1921), *sauciatius* est aujourd'hui récolté sans réglementation en dehors des aires protégées. L'exploitation commerciale, intensifiée par les avancées technologiques et la pression humaine, a entraîné une réduction de l'abondance et des tailles sur la côte sud de Madère (Sousa, 2019).

#### I.2.6.2. Pollution

L'augmentation des concentrations de métaux lourds dans l'environnement constitue une menace écologique majeure en raison de leur nature fortement bioaccumulative, de leur persistance dans les milieux naturels et de leur toxicité élevée (Gupta, 2011). Ce phénomène est étroitement lié à la croissance démographique et aux activités anthropogéniques, notamment le développement industriel des zones littorales. Ces activités engendrent des points chauds de pollution concentrés à proximité des grands ports, des zones industrielles et des agglomérations urbaines (Zorita *et al.*, 2017). Le trafic maritime contribue également à cette pollution, notamment par l'usage de peintures antisalissures appliquées sur les coques des navires (Belhaouari *et al.*, 2011).

Les écosystèmes marins, et plus particulièrement les zones côtières, sont exposés à d'importantes quantités de polluants métalliques introduits principalement par le ruissellement des eaux pluviales, les dépôts atmosphériques, les rejets d'eaux usées domestiques et industrielles, ainsi que les déversements accidentels (Irnidayanti *et al.*, 2015 ; Peña *et al.*, 1996). Cette pollution affecte profondément les communautés benthiques, dont les espèces, à mode de vie sédentaire, subissent directement les effets toxiques des métaux, entraînant des altérations physiologiques et biologiques (Miard *et al.*, 2006).

Les organismes aquatiques, en particulier les mollusques, sont capables d'accumuler dans leurs tissus des composés d'origine pétrogénique et anthropogénique tels que les *n*-alcanes, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les polychlorobiphényles (PCB), dont certains sont reconnus comme cancérigènes ou fortement toxiques (Peña *et al.*, 1996). Les études comparatives indiquent généralement une bioaccumulation des polluants plus marquée chez les mollusques que chez les poissons (Fowler *et al.*, 1976). Les tissus et coquilles des mollusques, en particulier, reflètent fidèlement le niveau de pollution métallique de leur environnement, faisant de ces organismes des bioindicateurs de premier ordre (Foster *et al.*, 1995).

Face à cette problématique environnementale, l'intérêt pour les recherches écotoxicologiques s'est accru, tout comme le besoin d'identifier des bioindicateurs sensibles pour évaluer la contamination des milieux. Les espèces du genre *Phorcus* se sont ainsi imposées comme des espèces sentinelles particulièrement efficaces. Leur abondance, leur large distribution géographique, leur longévité, leur facilité d'identification et de collecte, ainsi que leur robustesse, font de ces gastéropodes des outils pertinents pour la biosurveillance des polluants marins (Silva *et al.*, 1921). Par ailleurs, leur tolérance aux variations environnementales (température, salinité, hypoxie) accroît leur intérêt pour les études en laboratoire et sur le terrain (Conti *et al.*, 2003 ; Belhaouari *et al.*, 2011).

Parmi ces espèces, *Phorcus turbinatus* est particulièrement reconnu comme bioindicateur de la pollution métallique des zones côtières. Une étude menée par Boulajfene *et al.*, (2017) sur les côtes nord-est et est de la Tunisie a montré que cette espèce accumule des concentrations variables de cuivre, zinc et cadmium selon les zones, et que l'induction des métallothionéines peut dépendre de facteurs environnementaux tels que la température, l'oxygène et la teneur en cuivre des sédiments. De même, Boucetta *et al.*, (2016) ont analysé l'état de santé de *P. turbinatus* sur la côte algérienne à travers les concentrations de métaux traces dans ses tissus et l'activité de biomarqueurs enzymatiques comme l'acétylcholinestérase (AChE) et la glutathion-S-transférase (GST). Les altérations observées ont été attribuées à la présence de fortes concentrations de métaux et à des facteurs abiotiques, notamment le pH et la salinité. Il est désormais admis que divers facteurs environnementaux – tels que les courants, le renouvellement de l'eau, le pH ou la salinité – influencent la distribution des métaux lourds dans les mollusques (Gupta & Singh, 2011). Par ailleurs, la toxicité des sels est souvent amplifiée par des températures élevées, affectant significativement la survie des espèces.

Plusieurs études de cas ont confirmé l'efficacité des mollusques marins comme bioindicateurs. À titre d'exemple, Bordbar *et al.*, (2015) ont étudié l'impact d'une fonderie de ferronickel sur la zone côtière du nord de la Grèce, en se concentrant sur la bioaccumulation de métaux chez *Patella caerulea* et *P. turbinatus*, révélant un impact notable. Peña *et al.*, (1996), sur la côte sud-est de Tenerife, ont utilisé *P. atratus* pour évaluer les concentrations de *n*-alcanes et d'HAP, démontrant une contamination chronique. Enfin, Cabral-Oliveira *et al.*, (2015) ont étudié trois espèces de mollusques comestibles (*Mytilus galloprovincialis*, *Patella ulyssiponensis*, *Phorcus lineatus*) dans différentes zones de la côte centrale ouest du Portugal, montrant que les rejets d'eaux usées influencent significativement les concentrations de métaux dans leurs tissus.

En somme, les mollusques, en particulier les gastéropodes marins du genre *Phorcus*, constituent d'excellents bioindicateurs pour la surveillance de la pollution marine. Leur nature sédentaire permet une intégration spatio-temporelle efficace des polluants présents dans leur environnement. De plus, leur rôle dans la chaîne alimentaire souligne le risque de **bioamplification**, pouvant avoir des conséquences écologiques et sanitaires importantes (Sousa, 2019). L'utilisation de ces organismes dans les programmes de biosurveillance apparaît ainsi comme une stratégie prometteuse pour la gestion et la conservation des zones côtières.

### I.2.7. Effets du changement climatique sur les communautés intertidales

Le changement climatique a historiquement influencé la répartition des espèces marines, comme observé lors du passage du Pléistocène à l'Holocène, où les espèces froides (*Littorinalittorea*, *Patella vulgata*) ont été remplacées par des espèces plus chaudes (*P. lineatus*, *P. depressa*, *P. ulyssiponensis*) (Gutiérrez-Zugasti *et al.*, 2014). Aujourd'hui, le changement climatique anthropique, dû aux émissions de carbone (Brierley *et al.*, 2009), provoque des effets majeurs sur les écosystèmes marins : élévation de température, acidification, montée des eaux, changements des régimes météorologiques et courants océaniques (IPCC, 2007).

Les zones intertidales, particulièrement sensibles, montrent des déplacements rapides des aires de répartition (Root *et al.*, 2003 ; Southward *et al.*, 1995). Les organismes y sont proches de leur seuil de tolérance thermique (Harley *et al.*, 2006 ; Connell *et al.*, 1972), ce qui les rend vulnérables à toute variation (Fields *et al.*, 1993).

La hausse des températures accentue les stress thermiques et les risques de mortalité locale, mais peut aussi favoriser l'expansion d'espèces adaptées à la chaleur (Massa *et al.*, 2009 ; Helmuth *et al.*, 2009).

D'autres facteurs liés au changement climatique, comme les modifications de salinité, les tempêtes ou l'envasement, influencent aussi la biologie des espèces intertidales (Dahlhoff *et al.*, 1996 ; Southward *et al.*, 2005). Le déplacement des limites géographiques des espèces constitue un indicateur du changement climatique (Root *et al.*, 2003 ; Helmuth *et al.*, 2006), conditionné par la tolérance thermique (Helmuth *et al.*, 2006).

Les espèces du genre *Phorcus* se révèlent de bons indicateurs du changement climatique (Mieszkowska *et al.*, 2007), notamment *P. lineatus*, dont l'aire de répartition s'est étendue en Europe occidentale (Donald *et al.*, 2012 ; Crothers *et al.*, 2001). Cette expansion vers le nord a été documentée (Mieszkowska *et al.*, 2006 ; 2007) malgré des événements climatiques extrêmes comme l'hiver de 1963 (Crisp *et al.*, 1964 ; Lewis *et al.*, 1982). Ces déplacements synchrones à large échelle sont fortement corrélés aux changements climatiques (Helmuth *et al.*, 2006).

*Paucus sauciatus* illustre également l'expansion récente vers l'île de Santa Maria aux Açores (Ávila *et al.*, 2015), probablement facilitée par l'augmentation de la température de surface (GISTEMP, 2016). Le succès reproductif de cette espèce subtropicale est lié aux SST élevées (Hutchins *et al.*, 1947). Rubal *et al.*, (2014) ont documenté son expansion du sud de la Galice au nord du Portugal, corrélée à l'affaiblissement de l'upwelling et à la hausse de la SST (Burrows *et al.*, 2011 ; Lima *et al.*, 2013 ; Hawkins *et al.*, 2003).

Ces changements environnementaux pourraient affecter la distribution future de *P. sauciatus* et d'autres espèces du genre *Phorcus* (Lima *et al.*, 2006 ; Mieszkowska *et al.*, 2006, 2007). Les pressions climatiques croissantes pourraient modifier significativement l'organisation écologique intertidale. Les espèces de *Phorcus* s'avèrent être des bio-indicateurs pertinents, avec des réponses telles que le déplacement géographique, les variations de taille corporelle et les changements de reproduction. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour mieux quantifier ces effets et consolider leur rôle indicateur à grande échelle.

## II. Méthodes utilisées

### II.1. Stratégie de prélèvement

Les échantillons des individus de *Phorcus turbinatus* a été réalisé mensuellement pendant un cycle annuel complet. Les prélèvements ont été effectués à marée basse, moment où l'accès aux sites d'échantillonnage est optimal (Underwood, 1997), avant tout, une vérification préalable des sites est effectuée pour s'assurer de l'homogénéité et de l'hétérogénéité des habitats. Cette étape est cruciale afin de garantir la représentativité des échantillons collectés et de minimiser les biais (Thorson, 1950).

Les individus sont collectés au sein de l'étage médiolittoral, entre 0 et -50 cm de profondeur, sur substrat dur soumis au balancement des vagues. L'échantillonnage s'effectue à l'aide de quadrats, d'une surface de 0,25 à 0,5 m<sup>2</sup> selon les contraintes du terrain, répartis de manière aléatoire le long d'un transect d'environ 300 mètres linéaires. Toute la faune présente dans chaque quadrat est récoltée, y compris la faune associée. Les individus récoltés sont ensuite placés dans une boîte en polystyrène avec de la glace.

Une fois arrivés au laboratoire, les échantillons sont triés, rincés dans de l'eau de mer filtrée (pour enlever les résidus de sédiment présents dans le manteau et la masse viscérale), pesés et conservés au congélateur à -20°C dans des boîtes étiquetées en attendant d'être analysés au laboratoire de Ecologie des Systèmes Terrestres et Aquatiques (EcoSTAq) à l'université Badji Mokhtar Annaba ( **Fig.21**).



**Figure 21** : Prélèvement des échantillons (photo pers. Ferroudj, 2019).

## II.2. Prélèvement et conditionnement des eaux de surface

Des prélèvements d'eau de surface ont également été effectués dans chaque station. Des échantillons d'eau de surface ont été prélevés en triplicata dans des flacons d'un litre, à différentes profondeurs en fonction de la répartition connue de *P. turbinatus* (Gage *et al.*, 1991).

Une fois au laboratoire, les échantillons d'eau de surface ont été filtrés à l'aide d'une fine membrane (0,45  $\mu\text{m}$ ), acidifiés (quelque goutte d'acide nitrique  $\text{HNO}_3$ ) puis stockés à 4°C en attendant les dosages des métaux (Kremling, 1976). Cette acidification fortement recommandée permet ainsi d'éviter les précipitations, les phénomènes d'adsorption sur les colloïdes ou sur les parois du flacon, ou d'autres réactions d'ordre biochimique (N'guessan *et al.*, 2016 ; Sow, 2018). Les niveaux de détection des métaux seront indicatifs de l'activité anthropique dans chaque site étudié.

### **II.3. Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau**

L'ensemble des mesures ponctuelles des paramètres physico-chimiques, tels que la température, le pH, la salinité et l'oxygène dissous, effectuées à une profondeur de 0 à 1 m, dépend des conditions environnementales spécifiques à l'espèce étudiée (Bouchet *et al.*, 2005), à l'aide d'un multi paramètres manuel du type (CG867) préalablement étalonné. Nous avons essayé, dans la mesure du possible, de faire nos mesures dans les différentes stations à la même heure de la journée pour éliminer les variations diurnes (UNEP/MAP/MED, 2020 ; UNESCO, 1994) (Fig.22).



**Figure 22 :** Mesure in situ des paramètres physicochimique de l'eau de mer des stations d'études (photo pers. Ferroudj, 2019).

## Volet I : Eco-biologie de *Phorcus turbinatus* en relation avec l'état de stock

### II.4. Indicateurs Eco-biologiques d'évaluation des stocks

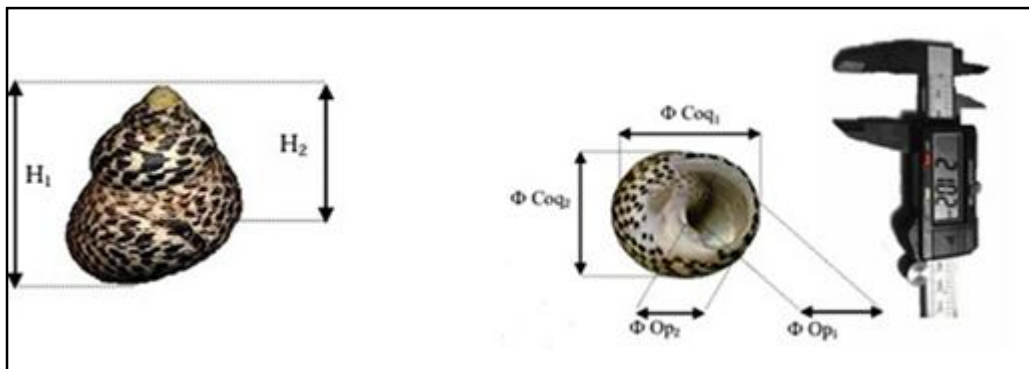
L'évaluation des stocks biologique repose sur plusieurs indicateurs clés, souvent utilisés en écologie et gestion des pêches "récolte".

#### II.4. 1. Mesure de la Morphométrie de l'espèce

#### II.4.2. Caractères métriques

Cette espèce 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  $\Phi_{op1}$  et  $\Phi_{op2}$ , les diamètres de la coquille  $\Phi_{coq1}$  et  $\Phi_{coq2}$  (Boucetta 2016 a & b, Boucetta *et al.*, 2019).

Les mesures ont été effectuées à l'aide 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. Le poids total de chaque spécimen a été mesuré à 0,01 g près à l'aide d'une balance électronique.



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

#### II.4.3. Détermination du sexe

*Phorcus turbinatus* est une espèce gonochorique, la détermination de sexe nécessite la dissection de l'espèce. Etant donné qu'il y'a absence de dimorphisme sexuelle chez cette espèce ; on distingue entre le mâle et la femelle en se basant sur la couleur de la gonade dans le cas où elle est présente (Fig.24) (Boucetta, 2016 a & b, Boucetta *et al.*, 2019). Par ailleurs, l'individu est considéré comme indéterminé ou immature s'il y'a absence de gonade.

Les spécimens ont été retirés de la coquille et disséqués à des fins de sexage par observation macro- et microscopique des gonades. L'inspection macro- et microscopique des gonades a permis d'assigner chaque spécimen à l'un des cinq stades de maturation des gonades sur la base d'une adaptation de l'échelle de maturation de [Desai, \(1966\)](#).



**Figure 24 :** Analyse morphoanatomique des gonades à l'aide de la loupe binoculaire

## **II.5. Structure démographique de l'espèce**

La proportion de l'espèce par rapport aux autres espèces présentes a été calculée pour chaque échantillon prélevé durant la période d'étude ([King, 2007](#)). Les mesures de longueur et de poids des trois sites ont été regroupées, Les longueurs maximales H1(L) des individus capturés ont été regroupées en intervalles de classe de 1 mm et un intervalle similaire a été fixé pour la formule de croissance de von Bertalanffy à estimer dans toutes les approches utilisées.

Toutes les analyses relatives à la modélisation de la croissance, mortalité naturelle et par pêche, aux ratios d'exploitation ont été effectuées à l'aide des package "R" version 4.3.1 suivants :

- «TropFishR" ([Taylor & Mildenberger, 2017](#))
- "fishboot" ([Schwamborn, Mildenberger, & Taylor, 2018](#))
- "ks" ([Duong, 2019](#)),
- "devtools" ([Wickham, Hester, & Chang, 2018](#)),
- "fishmethods" ([Nelson, 2018](#)).

## II.6. Relation taille-poids

La relation taille -poids a été estimée à l'aide de l'équation de puissance, où :  $w$  est le poids total,  $L$  ( $H_1$ ) est la longueur totale et  $a$  et  $b$  sont les constantes :

$$w = a L^b$$

La valeur constante  $b$  de la relation taille-poids a été testée par l'intervalle de confiance (IC) de 95 % et le test  $t$  de Bailey. L'intervalle de confiance (IC) de 95 % de la valeur  $b$  a été estimé en utilisant l'équation d'[Ahmed et al. \(2011\)](#) :

$$IC = b \pm (1,96Sb)$$

où  $b$  est une constante de la relation taille-poids et  $Sb$  est l'erreur standard de la constante  $b$ .

Le test  $t$  de Bailey a été estimé en utilisant l'équation :

$$t = b - 3/Sb$$

où  $b$  est le coefficient de régression de la relation taille-poids et  $Sb$  est l'erreur standard de  $b$  ([Snedecor & Cochran, 1967](#)). Sur la base de la constante  $b$  et de la différence statistiquement significative, le schéma de croissance a été identifié comme suit :

- $b = 3$  pour la croissance isométrique (I),
- $b > 3$  pour la croissance allométrique positive (+),
- $b < 3$  pour la croissance allométrique négative.

## II.7. Estimation des paramètres de croissance et d'exploitation

Nous avons appliqué l'équation de croissance de **Von Bertalanffy** ([Von Bertalanffy, 1938](#)) :

$$L(t) = L_{\infty} \times [1 - e(-K \times (t - t_0))]$$

Où  $L(t)$  est la longueur totale à l'âge  $t$ ,  $L_{\infty}$  est la longueur asymptotique,  $K$  est le coefficient du taux de croissance et  $t_0$  est l'âge théorique à la longueur zéro, a été utilisé pour décrire la croissance des troques dans troissites en ajustant les courbes de croissance aux données de fréquence de longueur ([Gayanilo et al., 2005](#)). Les paramètres de croissance ( $L_{\infty}$ ,  $K$ , et  $t$  anchor).

La fraction d'année où les courbes de croissance répétées annuellement croisent la longueur égale à zéro (Mildenberger, 2019) ont été déterminés par l'analyse de la progression modale à l'aide de la fonction ELEFAN dans le package "TropFishR".

L'approche bootstrap complète proposée par Schwamborn, Mildenberger & Taylor, (2019), qui s'est avérée très robuste, reproductible et très précise, a été réalisée à l'aide de l'algorithme d'ajustement ELEFAN\_GA Algorithme génétique (Scrucca, 2013).

Cela a été fait en raison de la petite taille des données et pour fournir des intervalles de confiance pour les estimations des paramètres de croissance. Les paramètres des algorithmes d'ajustement ont été optimisés pour garantir une précision maximale de la faible taille des échantillons mensuels.

Les paramètres des algorithmes ELEFAN\_GA\_boot pour la norme et VBGF étaient popSize = 100, maxiter = 50, run 10, pmutation = 0,2 et Bootstrap runs/nresamp = 1000 (Mildenberger *et al.*, 2017).

En outre, les "moyennes mobiles" (MA) et la fixation de  $L_{\infty}$  ont été maintenues constantes pour les deux approches, afin d'éviter toute erreur d'estimation des paramètres (Taylor & Mildenberger, 2017).

### II.7.1. Détermination de l'indice de performance de croissance

L'indice de performance de croissance ( $\phi'$ ) a été calculé par l'équation (Pauly & Munro, 1983) :

$$\phi' = \log 10K + 2\log 10TL_{\infty}$$

$\phi'$ : Indice de performance de croissance souvent lié à la croissance théorique maximale.

$K$ : Coefficient de croissance de l'équation de Von Bertalanffy,  $TL_{\infty}$  : Longueur asymptotique théorique .

### II.7.2. Mortalité et taux d'exploitation

Les paramètres de mortalité, y compris la mortalité totale ( $Z$ ), la mortalité naturelle ( $M$ ) et la mortalité due à la pêche ( $F$ ).

Le taux de mortalité instantanée totale ( $Z$ ) a été estimé à partir de la pente du bras droit descendant de la courbe de capture convertie en longueur, qui a été dérivée des données regroupées des échantillons de fréquence de longueur, ainsi que des paramètres de croissance VBGF (Munro, 1984 ; Pauly, 1983a, 1984a, 1984b).

Le taux de mortalité naturelle instantanée ( $M$ ) est un paramètre influent des modèles d'évaluation des stocks et son estimation est difficile (Kenchington *et al.*, 2014). En l'absence d'expériences contrôlées ou de données de marquage, la principale approche pour son estimation consiste à utiliser des formules empiriques. La formule empirique de Djabali a été utilisée pour déterminer la mortalité naturelle (Djabali *et al.*, 1994).

Une autre condition préalable à l'estimation de l'état des stocks est la connaissance du taux de mortalité par pêche ( $F$ ) (généralement obtenu en soustrayant la mortalité naturelle de la mortalité totale) :

$$F = Z - M$$

En se basant sur les valeurs de  $Z$  et  $M$ , le taux d'exploitation a été obtenu à l'aide de l'équation suivante (Gulland & Rosenberg, 1992) :

$$E = F/Z$$

Lorsque le taux d'exploitation ( $E$ ) est égal à 0,5, l'exploitation du stock est optimale ( $F = M$ ). Un taux d'exploitation inférieur à 0,5 décrit un niveau de sous-exploitation de l'espèce ( $F < M$ ). En revanche, lorsque le taux d'exploitation est supérieur à 0,5, il indique une surexploitation ( $F > M$ ).

### II.7.3. Estimation de la longévité

La longévité ou la durée de vie naturelle ( $t_{max}$ ) des stocks a été évaluée à l'aide de l'équation suivante (Pauly, 1983) :

$$t_{max} \approx 3/k$$

où  $k$  est le coefficient de croissance de l'espèce .

## II.8. Estimation de la longueur à la première capture et de l'âge à la première capture

La longueur à la première capture ( $L_c$ ) a été estimée à partir de la fonction de sélectivité de la courbe de capture convertie en longueur (Pauly, 1983a, 1984a, 1984b). Son âge correspondant à la première capture ( $t_{50}$ ) a été obtenu en appliquant les paramètres de croissance VBGF et  $Z$  dans les équations (Beverton & Holt, 1957) :

$$t_{50} = t_0 - (-1/k)(\ln(1 - L_c/TL_{\infty}))$$

où  $TL$  est la longueur moyenne de la capture,  $t_0$ , et  $TL_{\infty}$  sont les paramètres de croissance de la VBGF et  $Z$  est le taux de mortalité totale instantanée. Les effets de la longueur à la première capture sur ( $Y/R$ ) à la valeur actuelle de  $F$  et à différentes valeurs de mortalité par pêche de l'espèce ont été estimés.

## II.9. Estimation de la taille à maturité L50% et L 95%

Les longueurs à la première maturité sexuelle des mâles et des femelles ont été déterminées séparément à l'aide d'ogives logistiques dans un tracé graphique ajusté à la proportion des individus matures en longueur dans des bacs de 1 mm de longueur. L50 (la longueur à laquelle 50 % des individus arrivent à maturité) a ensuite été estimée comme le point sur l'axe X correspondant au point 50 % sur l'axe Y. La courbe de maturité a été ajustée par l'équation (King, 2007) :

$$P_L = \frac{1}{1 + e^{-b(L-L_{50})}}$$

Où  $P_L$  est la proportion d'individus matures dans chaque classe de longueur,  $L$  est la classe de longueur totale et  $b$  est la pente.

La taille à 95% de maturité (L95%) a été estimée sur la base de l'équation proposé par (King, 2007) :

$$L_{95\%} = 1.1 * L_{50\%}$$

Cette  $L_{50}$  est calculée sous R à l'aide du package sizeMat (Torrejon-Magallanes, 2020) basé sur une régression logistique faisant appel à un modèle linéaire généralisé et à un rééchantillonnage par bootstrap avec 999 itérations. Cette estimation est réalisée sur la totalité des échantillons puis par site pour considérer une possible variabilité spatiale.

## II.10. Estimation de la biomasse et de la pression de pêche par les méthodes GTG-LBSPR, LIME et LBB : Approche comparative à partir de données limitées de taille

Toutes les simulations et les calculs de modèles à données limitées ont été effectués à l'aide du logiciel statistique open source R (R Core Team 2018). Chaque méthode basée sur les captures et sur la longueur évaluée ici est résumée ci-dessous.

### II.10.1. Méthodes à données limitées basées sur la longueur

La proportion du potentiel reproducteur désigner par « SPR » non pêché par recrue à un niveau donné de pression de pêche (Goodyear, 1993). Dans la LBSPR, la SPR d'une population exploitée est calculée en fonction du rapport entre la mortalité par pêche et la mortalité naturelle ( $F/M$ ), de la sélectivité et des deux rapports d'histoire de vie  $M/k$  et  $L_m/L_\infty$  ;  $k$  est le coefficient de croissance de Von Bertalanffy,  $L_m$  est la taille de maturité et  $L_\infty$  est la taille asymptotique (Hordyk *et al.*, 2015a).

Les données d'entrée de LBSPR sont  $M/k$ ,  $L_\infty$ , la variabilité de la longueur à l'âge ( $CV_{L_\infty}$ ), qui est normalement supposée être d'environ 10 %, et la longueur à la maturité spécifiée en termes de  $L_{50}$  et  $L_{95}$  (la taille à laquelle 50 % et 95 % d'une population arrive à maturité). Compte tenu des valeurs supposées pour  $M/k$  et  $L_\infty$  et du fait que les données sur la composition par longueur proviennent d'un stock exploité, le modèle LBSPR utilise des méthodes de vraisemblance maximale pour estimer l'ogive de sélectivité, qui est supposée être de forme logistique définie par les paramètres de sélectivité à la longueur  $S_{50}$  et  $S_{95}$  (la taille à laquelle 50 % et 95 % d'une population sont retenus par l'engin de pêche), et  $F/M$ . L'ogive de sélectivité et la mortalité par pêche relative sont ensuite utilisées pour calculer la SPR (Hordyk *et al.*, 2015a, 2015b).

Les estimations du SPR sont principalement déterminées par la longueur des individus par rapport à  $L_{50}$  et  $L_\infty$ , mais elles dépendent également des paramètres d'histoire de vie tels que la fécondité à l'âge/longueur et la sélectivité. La LBSPR est une méthode basée sur l'équilibre qui repose sur les hypothèses suivantes : (i) sélectivité asymptotique, (ii) la croissance est décrite de manière adéquate par l'équation de Von Bertalanffy, (iii) une seule courbe de croissance peut être utilisée pour décrire les deux sexes qui ont la même capturabilité, (iv) la longueur à l'âge est normalement distribuée, (v) les taux de mortalité naturelle sont constants dans les classes d'âge des adultes, (vi) le recrutement est constant dans le temps et (vii) les taux de croissance restent constants dans les cohortes d'un stock (Hordyk *et al.*, 2015a).

Dans son développement, la sélectivité supposée par LBSPR suit une fonction logistique, selon laquelle les plus grands spécimens d'une classe d'âge sont réduits en nombre par rapport aux plus petits spécimens de la même classe d'âge de cette population, ce que l'on appelle généralement le "phénomène de Lee » (Hordyk *et al.*, 2016). Si ce phénomène n'est pas pris en compte, la méthode LBSPR risque de surestimer la mortalité par pêche dans les cas où la sélectivité dépend de la longueur. Ainsi, pour tenir compte du phénomène de Lee, une version étendue développée par (Hordyk *et al.*, 2016), connue sous le nom de GTG (growth-type-groups) - LBSPR, qui est une version de la méthode LBSPR structurée en fonction de la longueur et qui tient compte de la sélectivité en fonction de la longueur, a été utilisée dans la présente étude. Cette version étendue de la méthode LBSPR utilise les mêmes paramètres d'entrée que l'approche principale. Le ratio du potentiel de reproduction (SPR) est défini comme la proportion du potentiel de reproduction non pêché restant à un niveau choisi de pression de pêche (Hordyk *et al.*, 2016).

Le modèle GTG-LBSPR contrôle les différences dans les taux de mortalité par pêche au sein d'une même classe d'âge en raison de la combinaison de la sélectivité dépendante de la taille et de la variabilité des trajectoires de croissance (phénomène de Lee).

Les estimations du modèle LBSP-GTG ont été ajustées à l'aide du package LBSPR (Hordyk, 2021) dans le programme R. Le modèle LBSP-GTG suppose une vulnérabilité utilisant la sélectivité logistique avec l'équation suivante :

$$V_L = \frac{1}{1 + e^{(-\ln(19)) \left[ \frac{L-L_{50}}{L_{95}-L_{50}} \right]}}$$

Où  $V_L$  représente la vulnérabilité d'un individu à la longueur  $L$ .

$L_{50}$  la longueur où 50% des individus sont vulnérables, et  $L_{95}$  représente la longueur où 95% des spécimens sont vulnérables. Le modèle LBSP-GTG (Hordyk *et al.*, 2016) permet une estimation standardisée (c'est-à-dire somme à 1) de la densité cumulée des animaux dans toutes les classes de longueur de manière récursive en utilisant :

$$\bar{D}_{L+dL,g} = \frac{\frac{1}{\theta_L} (N_{L,g} - N_{L+dL,g})}{\sum_L \frac{1}{\theta_L} (N_{L,g} - N_{L+dL,g})}$$

Où  $\bar{D}_{L+dL,g}$  représente la proportion attendue de la population dans chaque groupe de type de croissance (g) par petite longueur (dL) en termes de longueur maximale asymptotique ( $L_\infty$ ), mortalité instantanée (Z) et le coefficient de croissance de Brody (k). Le paramètre  $\theta L$  représente le rapport entre la mortalité spécifique à la longueur et le coefficient de croissance de Brody.

Les paramètres  $N_{L+dL,g}$  représentent le nombre d'individus vivants par longueur (L) au groupe de type de croissance (g) avant et après un changement d'incrément de petite longueur (dL). Estimé de manière récursive en utilisant :

$$N_{L+dL,g} = N_{L,g} \left( \frac{L_{\infty,g} - L - dL}{L_{\infty,g} - L} \right)^{\frac{z_{L,g}}{k}} \text{ for } L < L_{\infty}$$

Où  $N_{L+dL,g}$  sont des estimations dérivées de la longueur maximale asymptotique et de la mortalité instantanée pour les groupes de type croissance. de la mortalité instantanée pour les groupes de type de croissance, approximées à partir des valeurs données au logiciel LBSPR (Hordyk, 2021). La condition initiale pour  $N_{L+dL,g}$  est donnée par :

$$N_{L=0,g} = R_0 p_g$$

Où pour  $R_0 = 1$  la formulation par recrue et  $p_g$  représente la fraction des recrues dans chaque groupe (g) qui est proportionnelle à la fonction de densité de probabilité normale :

$$R = \frac{\sum_g \sum_l \frac{1}{\left( \left[ \frac{M}{K} \right]_{L,g} + v_l \left[ \frac{F}{M} \right] \left[ \frac{M}{K} \right]_{L,g} \right)} (\bar{D}_{L,g} - \bar{D}_{L+gL,g}) Fec_{L,g}}{\sum_g \sum_{LL} \frac{1}{\left( \frac{M}{k} \right)_{L,g}} (\bar{D}_{L,g} - \bar{D}_{L+gL,g}) Fec_{L,g}}$$

Où F représente le taux instantané estimé de mortalité par pêche, M représente le taux instantané estimé de mortalité naturelle et  $Fec_{L,g}$  représente la fécondité estimée à la taille donnée par  $\beta = 0$  et  $Mat_{L,g}$  représente l'échéancier estimé sur la base des relations suivantes:

$$L_{50,g} = \frac{\bar{L}_{50}}{\bar{L}_{\infty}} L_{\infty,g}$$

$$L_{95,g} = \frac{\bar{L}_{95}}{\bar{L}_{\infty}} L_{\infty,g}$$

Où  $\bar{L}_{50}$  et  $\bar{L}_{95}$  représentent la longueur moyenne à 50 et 95 % de maturité, respectivement.

Les entrées du GTG-LBSPR sont M/K, Linf, L50% et L95%. Les prieurs Linf, K et L50% ont été fixés à la meilleure estimation du bootstrap ELEFAN GA (TropFishR) et estimés à partir de la taille à maturité. Le modèle LBSPR-GTG applique des techniques de maximum de vraisemblance pour évaluer l'ogive de sélectivité, qui devrait être une courbe logistique décrite par les paramètres de sélectivité à la longueur SL50 et SL95, et la mortalité par pêche relative (F/M), qui sont ensuite utilisés pour estimer la SPR (Hordyk *et al.*, 2015).

### **II.10.2. Estimation de la mortalité et du recrutement à partir de données de taille sans hypothèse d'équilibre (LIME)**

LIME utilise la composition en longueur des captures et les informations biologiques pour estimer F et SPR. LIME a les mêmes exigences en matière de données que LBSPR, mais ne suppose pas de conditions d'équilibre. L'aspect effets mixtes de LIME étend les méthodes basées sur la longueur en estimant les changements dans le recrutement et la mortalité par pêche séparément au fil du temps (Rudd & Thorson, 2018).

LIME utilise la différenciation automatique et les approximations de Laplace telles qu'elles sont mises en œuvre dans Template Model Builder (TMB ; Kristensen *et al.*, 2016) pour calculer la vraisemblance marginale des effets mixtes. Toutes les autres hypothèses sont identiques à celles de LBSPR, mais LIME estime une courbe de sélectivité pour l'ensemble de la série temporelle des données de longueur, tandis que LBSPR estime une courbe de sélectivité pour chaque année, étant donné que chaque estimation de pas de temps dans LBSPR est indépendante (Hordyk *et al.*, 2015a).

Les données d'entrée de LIME (Rudd, 2019) sont: M, k,  $L_{\infty}$ ,  $t_0$ ,  $CVL_{\infty}$ , L50, L95, h, et les paramètres de la relation longueur-poids a et b, Nous avons décidé d'inclure LIME dans notre analyse parce que c'est la seule méthode basée sur la longueur qui permet des écarts de recrutement et qu'elle n'a pas été largement testée.

### **II.10.3. Évaluation comparative des approches LIME et LBSPR pour l'estimation du ratio de potentiel de frai à partir de données de longueur simulées**

Afin de vérifier le potentiel des méthodes d'ensemble pour améliorer les estimations de l'état des populations, nous avons ajusté des données simulées pour les stocks de *turbinatus* dans les 3 sites, en utilisant les prédictions d'un modèle à effets mixtes intégrés basé sur la longueur LIME (Rudd & Thorson, 2018) et d'un modèle de ratio de potentiel de frai basé sur la longueur LB-SPR (Hordyk *et al.*, 2015).

LIME et LBSPPR sont des méthodes basées sur la longueur qui sont couramment utilisées dans les évaluations contemporaines des stocks, et sont basées sur des principes de non-équilibre et d'équilibre, respectivement. Les deux modèles nécessitent un minimum d'un an de données sur la composition par longueur ainsi que des hypothèses sur la croissance, la mortalité naturelle et la maturité afin d'estimer le point de référence biologique du ratio du potentiel de frai (SPR), défini comme la proportion du potentiel de reproduction non exploité à un niveau donné de pression de pêche (Goodyear, 1993 ; Hordyk *et al.*, 2015 ; Rudd & Thorson, 2018).

Pour mieux comparer les forces et les limites de chaque méthode, nous avons utilisé le progiciel LBSPPR pour simuler les données de longueur dans le cadre de l'équilibre LBSPPR, structure basée sur la longueur, afin de pouvoir également tester LIME et LBSPPR à l'aide d'un modèle d'exploitation plus similaire à LBSPPR. Le pas de temps utilisé a constitué un problème majeur dans la comparaison des modèles. Pour tester les performances des modèles, nous avons testé les méthodes LIME et LBSPPR en utilisant la fonction de génération de données mensuelles du modèle opérationnel, où l'échantillonnage est réparti sur les douze mois au lieu d'être collecté instantanément en un seul point. Nous avons ensuite comparé les performances de la LIME et de la LBSPPR en regroupant les données de longueur mensuelle dans une distribution annuelle.

#### **II.10.4. Estimateur bayésien de biomasse basé sur la longueur (LBB)**

La méthode LBB est une méthode innovante et puissante qui permet d'estimer l'état des stocks à l'aide de données LF et ne nécessite pas aucune conditions (Froese *et al.*, 2018, Yue, *et al.*, 2020 ; Liang *et al.*, 2020 ; Wang *et al.*, 2020).

La méthode LBB intègre une chaîne de Markov de Monte Carlo bayésienne (MCMC) pour évaluer les paramètres pertinents de la population d'une pêcherie exploitée, tels que la mortalité par pêche relative (F/M), la mortalité naturelle relative (M/K), la longueur moyenne à la première capture ( $L_c$ ) et la longueur asymptotique ( $L_{inf}$ ), sur la tranche d'âge décrite dans l'étude de la FL (Al-Mamun *et al.*, 2020 ; Froese *et al.*, 2018 ; Yue *et al.*, 2020, Liang *et al.*, 2020, Wang *et al.*, 2020).

La LBB est une méthode valable pour les espèces qui peuvent croître tout au long de leur vie, comme la plupart des poissons et des invertébrés pêchés commercialement (Froese, *et al.*, 2018) par conséquent, seules les formules de base de la LBB sont fournies ici, tandis que les détails sont expliqués par Froese *et al.*, (2018).

La fonction de croissance de Von Bertalanffy (VBGF) est essentielle dans la méthode LBB pour prédire la croissance en longueur des troques équation 1 (Beverton & Holt 1957 ; Von-Bertalanffy, 1938).

Lorsque la pêche devient complètement spécialisée dans un engin de pêche particulier, la mortalité totale ( $Z$ ) =  $M + F$  par rapport à  $K$  est orientée vers la partie droite de la courbe dans les échantillons de capture et est représentée par l'équation (2).

En général, les engins de pêche ont des courbes de sélection caractéristiques qui sont supposées (c'est-à-dire éviter de capturer des poissons extrêmement jeunes) par la distribution en ogive de la recherche LBB (équation (3)) (Froese, *et al.*, 2018).

La combinaison et le réarrangement des (équations (1) et (3)) aboutissent aux équations suivantes (équations (4) et (5)), qui permettent de calculer simultanément  $M/K$ ,  $F/K$ ,  $L_c$ ,  $L_{inf}$  et  $\alpha$  (alpha). Les équations ci-dessous expliquent les grandes lignes de l'approximation des informations sur le stock à partir de  $F/K$ ,  $M/K$ ,  $L_{inf}$  et  $L_c$ . Le  $L_{opt}$  (taille du poisson à laquelle la biomasse de la cohorte devient maximale) a été estimé à partir de  $L_{inf}$  et  $M/K$  à l'aide de l'équation (6) (Froese *et al.*, 2016).

Enfin, l'équation sept a été utilisée pour calculer la capture et la biomasse maximales ( $L_{c\_opt}$ ) sur la base de l'équation (6) et de  $F/M$ .

$$L_t = L_{inf} [1 - e^{-k(t-t_0)}] \quad (1)$$

$$N_L = N_{L_{start}} \left( \frac{L_{inf} - L}{L_{inf} - L_{start}} \right)^{z/k} \quad (2)$$

$$S_L = \frac{1}{[1 + e^{-a(L-L_c)}]} \quad (3)$$

$$N_{L_i} = N_{L_{i-1}} \left( \frac{L_{inf} - L_i}{L_{inf} - L_{i-1}} \right)^{\frac{M}{K} + \frac{F}{K} S_{L_i}} \quad (4)$$

$$C_{L_i} = N_{L_i} S_{L_i} \quad (5)$$

$$L_{opt} = L_{inf} \left( \frac{3}{3 + \frac{M}{K}} \right) \quad (6)$$

$$L_{c\_opt} = \frac{L_{inf} \left( 2 + 3 \frac{F}{M} \right)}{\left( 1 + \frac{F}{M} \right) \left( 3 + \frac{M}{K} \right)} \quad (7)$$

où la longueur à l'âge  $t$  est représentée par  $L_t$ ,  $L_{inf}$  signifie la longueur asymptotique,  $K$  représente le coefficient de croissance (année<sup>-1</sup>), l'âge hypothétique à la longueur zéro est indiqué par  $t_0$ ,  $NL$  représente le nombre d'individus qui survivent à la longueur  $L$ , le nombre d'individus à la longueur  $L_{start}$  est représenté par  $NL_{start}$ , la fraction d'un individu de longueur  $L$  capturée est symbolisée par  $SL$ ,  $\alpha$  est le gradient de l'ogive qui détermine la sélection de l'engin en fonction de la longueur,  $L_i$  est le nombre d'individus à la longueur  $i$ ,  $L_{i-1}$  désigne le nombre à la longueur précédente, et  $C$  est le nombre d'individus vulnérables à l'engin de pêche (Froese *et al.*, 2018).

Pour l'état inachevé d'une pêcherie,  $Z/K$  et  $M/K$  sont égaux,  $NL_{start}$  devant être fixé à 1 et  $L_{start}$  à 0. En outre, le résultat de  $L_{copt}$  a été utilisé pour la biomasse relative afin de produire le rendement maximal durable (RMD).

Le résultat est calculé pour  $F/M > 1$  indique une situation de surpêche, et  $F/M < 1$  indique une situation de sous-pêche. La taille relative actuelle du stock ( $B/BMSY$ ) et la taille relative du stock ou la biomasse actuellement exploitée par rapport à la biomasse non exploitée ( $B/B_0$ ) ont été évaluées et converties par la méthode LBB pour expliquer l'état des stocks (Tab.4).

**Tableau 4 :** Montre la classification des stocks sur la base des valeurs  $B/BMSY$  dans les catégories suivantes (Froese *et al.*, 2018) :

Catégorie de stock	Valeur de $B/BMSY$	Signification écologique
<b>Stock sain</b>	$B/BMSY > 1,1$	Population bien au-dessus du niveau durable
<b>Légèrement surexploité</b>	$0,8 < B/BMSY \leq 1,1$	Début de déclin, mais situation encore viable
<b>Surexploité</b>	$0,5 < B/BMSY \leq 0,8$	Réduction importante, pêche au-dessus du durable
<b>Fortement surexploité</b>	$0,2 < B/BMSY \leq 0,5$	Population fortement affectée, risque élevé
<b>Effondré</b>	$B/BMSY < 0,2$	Population proche de l'effondrement

Cependant,  $B/B_0 = 0,4-0,5$  a été défini comme la limite de référence pour la biomasse du stock. Les proportions de  $L_{mean}/L_{opt}$  et  $L_c/L_{c\_opt}$  inférieures à l'unité, qui rendent compte de la capture par la pêcherie d'individus trop petits et d'une structure de longueur tronquée. De même, les rapports de la longueur du 95th percentile et de  $L_{95th}/L_{inf}$  (longueur asymptotique) proches de l'unité ( $>0,9$ ) indiquent la présence minimale de grands individus.

Le  $B/B_0 < BMSY/B_0$  recommande une réduction de la pression de pêche ou des captures, tandis que le  $L_c < L_{c\_opt}$  recommande que les premiers poissons capturés soient de plus grande taille (Kindong *et al.*, 2020 ; Froese *et al.*, 2018).

Ainsi, les résultats de la biomasse relative et de la  $L_c$  obtenus par la méthode LBB sont très avantageux pour la gestion des pêcheries pauvres en données. (Tab.5). Présente les informations de base et les facteurs préalables ( $L_{inf}$ ,  $L_c$ ,  $Z/K$ ,  $M/K$ ,  $F/K$  et  $\alpha$ ) pour l'analyse LBB.

**Tableau 5** : Paramètres biologiques et ratios utilisés dans l'analyse LBB (Froese *et al.*, 2018).

Paramètre	Description	Symbole	Unité / Formule
<b>Longueur asymptotique</b>	Longueur maximale théorique d'un individu de l'espèce	$L_{\infty}$	mm
<b>Longueur de première capture</b>	Longueur minimale à laquelle les individus sont capturés	$L_c$	mm
<b>Rapport mortalité totale / croissance</b>	Indicateur du taux d'exploitation global	$Z/K$	-
<b>Rapport mortalité naturelle / croissance</b>	Indicateur du niveau de mortalité naturelle	$M/K$	-
<b>Rapport mortalité par pêche / croissance</b>	Estimation de l'intensité de la pêche	$F/K$	$F/K = Z/K - M/K$
<b>Paramètre de forme de la courbe de sélection</b>	Décrit la courbure de la sélectivité de pêche	$\alpha$	Sans unité

## II.11. Indicateurs de la pollution métallique d'évaluation des stocks

### II.11.1. Choix des métaux étudiés

Dans le cadre de cette étude, cinq éléments traces métalliques (ETM) font l'objet d'une attention particulière : le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le plomb (Pb) et le zinc (Zn). Bien que certains d'entre eux, tels que le cuivre, le fer et le zinc, soient des oligoéléments essentiels au bon fonctionnement biologique des organismes vivants, d'autres comme le cadmium et le plomb ne présentent aucune utilité physiologique connue et se révèlent toxiques même à de très faibles concentrations.

Les activités humaines, en particulier les rejets industriels, les effluents urbains, les pratiques agricoles intensives et la combustion des combustibles fossiles, ont profondément modifié les cycles biogéochimiques naturels de ces métaux (**Tab.6**).

Ces apports anthropiques favorisent leur accumulation dans les environnements marins, notamment dans les sédiments et au sein de la faune benthique, avec des conséquences éco toxicologiques potentielles. L'analyse de ces métaux constitue donc un outil pertinent pour évaluer l'ampleur des pressions anthropiques sur les écosystèmes côtiers et pour orienter les stratégies de gestion et de préservation de ces milieux.

**Tableau 6.** Utilisation industrielle des métaux lourds ([Chambost-Manci et al., 2002](#)).

Elément	Sources anthropiques
<b>Cadmiu m</b>	Pigments, batteries, ciment, produits agrochimiques, revêtements de surface,
<b>Cuivre</b>	, pigments de peinture, revêtement métallique, canalisation,
<b>Fer</b>	Production sidérurgique, corrosion des structures métalliques, effluents industriels
<b>Plomb</b>	Agent antirouille Tentures de textiles, additif aux plastiques, batteries, ciment,
<b>Zinc</b>	sources minières industrielles (traitement minéral, raffinages, galvanisation du fer,...

### **II.11.2. Préparation du matériel biologique**

Avant les analyses, des échantillons ont été classés, pesés et mesurés afin de s'assurer d'une certaine homogénéité des lots en termes de tailles d'individus. Les individus ont été décongelés et soigneusement débarrassés de leur coquille calcaire sur une plaque de glace pour l'intégrité des protéines (+4°C) à l'aide d'une sonde cannelée et d'un scalpel stérile préalablement rincés avec de l'eau bi-distillée.

La partie molle de six individus de chaque station a été divisée en deux aliquotes de poids respectivement équivalent (1,0 g) pour servir aux dosages des ETM, La taille des individus ne permettait pas un dosage dans les différents organes c'est pourquoi toute la masse viscérale a été utilisée (Boucetta, 2016 a et b, Boucetta *et al.*, 2019).

### **II.11.3. Méthode analytique : minéralisation et dosage**

Avant de passer au dosage des éléments traces. Les échantillons pesés précédemment ont été séchés à l'étuve pendant une nuit à 60 °C dans des creusets en porcelaine pour retirer l'humidité et ensuite ont été pesés. Les échantillons séchés ont été placés dans un four à moufle à 500 °C pendant 6 heures pour induire la calcination (Fonollosa *et al.*, 2017 ; Primost *et al.*, 2017). Les cendres obtenues ont été filtrées à l'aide d'une solution d'acide nitrique HNO<sub>3</sub>(1 %) ajusté à 30 ml avec de l'eau déminéralisée.

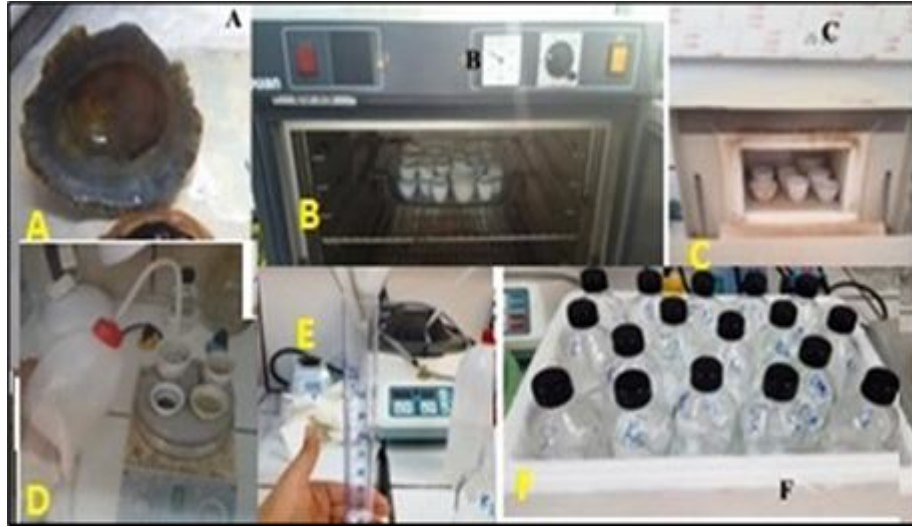
Les analyses de 5 éléments traces (Cd, Cu, Fe, Pb, Zn) ont été déterminées par un spectrophotomètre d'absorption atomique de flamme (AAS) de typer Perkin Elmer, A-analyte 200 copyright @ 2007 suivant la méthode de l'UNEP/IAE/FAO, 1984. Selon la méthode décrite par Richir & Gobert, (2014).

Afin de vérifier la pureté des produits chimiques utilisés, un certain nombre de blancs chimiques ont été réalisés ; aucune contamination n'a été décelée dans ces blancs. Le contrôle de la qualité analytique a été réalisé à l'aide de matériaux de référence certifiés (CRM), DOLT5 : foie de roussette ; DORM-4 : protéines de poisson ; NIST 1566b : huître ; et NIST 2976 : Tissu de moule.

L'unité utilisée pour présenter nos résultats est exprimée en milligrammes d'éléments par kilogramme de poids sec (mg kg<sup>-1</sup> DW).

Les échantillons d'eau de mer ont été filtrés sous vide à l'aide d'un filtre de 0,2 µm de porosité puis le filtrat subit une attaque acide. Le blanc utilisé pour analyser les différents éléments traces est composé de 100 ml d'eau et 2 ou 3 gouttes de HCl.

Certaines caractéristiques (la longueur d'onde d'absorption (nm), la concentration de l'étalon, la limite de détection, la dose maximale admissible (DMA) (IAEA, 2003). (Fig.25).



**Figure 25 :** Dosage des métaux (Préparation du matériel biologique (A : Partie molle séparée de la coquille, B : Séchage à l'étuve ; C : Calcination à 500°C ; D : Attaque acide ; E : Filtration ; F : Solutions filtrées à doser).

Le contrôle de la qualité est appliqué à toutes les analyses des métaux trace (Cd, Cu, Fe, Pb et Zn). Pour chaque métal analysé dans l'eau de mer et dans le tissu des *P turbinatus*, un blanc standard et un matériel de référence certifié de concentrations connues sont dosés en parallèle. Le matériel de référence employé est le TORT-3 (hépatopancréas de homard), il est produit par le Conseil National de Recherches du Canada (CNRC). Ce matériel est inclus dans les séries analytiques pour valider, contrôler et évaluer la performance de leurs procédures d'analyses chimiques et biologiques (Chouba, 2016).

Les échantillons de référence sont traités dans les mêmes conditions analytiques que les échantillons bruts. Tous les échantillons ont été analysés en triplicata et la concentration moyenne en métal a été calculé. Le blanc ne contenait aucune concentration détectable des métaux étudiés. Les résultats des valeurs trouvées sont très proches des valeurs certifiées vu que les taux de recouvrement ont été entre 90 et 100 %, indiquant l'absence de biais analytique et la bonne reproductibilité de la méthode. Les résultats des valeurs certifiées sont consignés dans le (Tab.7).

**Tableau 7 :** Analyse du matériel de référence TORT-3 : Valeurs certifiées et valeurs trouvées (moyenne  $\pm$  SD) ( $\mu\text{g/g}$  PS) (Yang *et al.*, 2014)

Élément	Valeur certifiée ( $\mu\text{g/g}$ )	Valeur mesurée ( $\mu\text{g/g}$ )	Taux de recouvrement (%)
<b>Cu</b>	<b>439 <math>\pm</math> 20</b>	<b>415 <math>\pm</math> 25</b>	<b>-5.5 %</b>
<b>Fe</b>	<b>186 <math>\pm</math> 11</b>	<b>178 <math>\pm</math> 12</b>	<b>-4.3 %</b>
<b>Pb</b>	<b>0.35 <math>\pm</math> 0.06</b>	<b>0.41 <math>\pm</math> 0.05</b>	<b>+17.1 %</b>
<b>Zn</b>	<b>180 <math>\pm</math> 0.6</b>	<b>182 <math>\pm</math> 7</b>	<b>+1.1 %</b>

#### II.11.4. Indice de pollution par éléments traces (TEPI) :

Le niveau de contamination en éléments traces pour chaque site a été calculé à l'aide de l'indice de pollution en éléments traces (TEPI) une version modifiée de l'IPM (indice de pollution par les métaux) développé par Richir et Gobert (2014). Comme recommandé pour le calcul du TEPI, les données ont été standardisées par normalisation de la moyenne. Une valeur TEPI élevée indique un site potentiellement pollué. Contrairement à l'Indice de Pollution Métallique (IPM), le TEPI permet une comparaison fiable des sites d'étude, indépendamment du type d'oligo-élément dosé ou du modèle biologique utilisé (Richir et Gobert, 2014). Les valeurs du TEPI ont été calculées à l'aide de la formule suivante :

$$\text{TEPI} = (Cf_1 * Cf_2 \dots Cf_n)^{1/n}$$

Où  $Cf_n$  est la concentration moyenne normalisée des éléments traces dans chaque site ou station et n est le nombre d'éléments traces examinés. Une échelle de qualité de l'eau à trois niveaux a été établie, en utilisant la méthode des quartiles et les valeurs TEPI. Sur la base des valeurs TEPI, les quartiles ont été calculés pour déterminer les limites de classe de l'échelle de qualité de l'eau à trois niveaux.

Les trois niveaux de l'échelle de qualité ont été définis sur la base des valeurs des quartiles supérieur et inférieur : (i) faible niveau de contamination (LCL, valeurs TEPI inférieures à la moyenne du premier quartile), (ii) niveau de contamination moyen (MCL, valeurs TEPI comprises entre les moyennes des 1er et 3e quartiles), et (iii) niveau de contamination élevé (HCL, valeurs TEPI supérieures aux moyennes du 3e quartile) (Morrison *et al.*, 2017 ; Richir *et al.*, 2015).

Les niveaux de contamination pour chaque station ont ensuite été déterminés sur base des valeurs TEPI. Le calcul de l'indice de variation spatiale des éléments traces (TESVI) permet de comparer les éléments traces en fonction de la variabilité spatiale globale de leurs niveaux environnementaux selon [Richir & Gobert, \(2014\)](#). Pour chaque TE, le TESVI a été calculé selon la formule suivante :

$$\text{TESVI} = [(x_{\max}/x_{\min})/(\Sigma(x_{\max}/x_i)/n)] * \text{SD}$$

Où, ( $x_{\max}$  et  $x_{\min}$ ) sont les concentrations moyennes maximales et minimales enregistrées parmi les n sites,  $x_i$  sont les concentrations moyennes enregistrées dans chacun des n sites, et SD est l'écart-type du rapport moyen ( $\Sigma(x_{\max}/x_i)/n$ ). Pour un ET donné, plus la valeur du TESVI est élevée, plus ses niveaux environnementaux varieront globalement à travers la zone d'étude (pour plus de détails, voir [Richir et Gobert, 2014](#)). Afin de mieux respecter les conditions d'application des tests statistiques paramétriques, et de ramener les concentrations élémentaires dans un même intervalle, les données ont été transformées en log naturel ([Gobert et al., 2017](#)).

Une analyse de variance à sens unique (ANOVA) et des tests post-hoc de Tukey (Honestly Significant Difference - HSD) ont été utilisés pour évaluer l'existence de différences significatives entre les concentrations d'éléments traces pour toutes les stations.

#### II.11.5. Indice de pollution des métaux (MPI)

Parmi les indices utilisés pour évaluer la qualité de l'eau de mer, l'indice de pollution par les métaux (MPI - Metal Pollution Index) permet d'estimer l'influence globale des métaux lourds sur la qualité du milieu aquatique ([Tamasi & Cini, 2004](#)). Cet indice repose sur le calcul de la somme des rapports entre les concentrations mesurées des métaux et leurs concentrations maximales admissibles (MAC). Les valeurs de référence des MAC utilisées dans ce calcul sont celles établies par l'USEPA (2020) pour le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le plomb (Pb) et le zinc (Zn), et par [Spanos, \(2014\)](#) pour le fer (Fe).

$$\text{MPI} = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{(\text{MAC})_i}$$

Où  $C_i$  : la concentration du « i ème » métal ;  $MAC$  = Concentration maximale admissible. Selon la valeur du MPI, la qualité de l'eau est classée en six catégories (**Tab.8**).

**Tableau 8** : Classification de la qualité de l'eau selon la valeur de MPI (Metal Pollution Index) (Achary *et al.*, 2016 ; Drira, 2018).

Classe	(I)	(II)	(III)	(IV)	(V)	(VI)
	Très médiocre	Pauvre	Légèrement affectée	Modérément affectée	Fortement affectée	Gravement affectée
MPI	<0.3	0.3-1.2	1.0 -2.0	2.0-4.0	4.0 — 6.0	>6.0

### II.11.6. Variation saisonnière des concentrations en éléments traces chez *P. turbinatus*.

Les données ont été log-transformées afin de respecter les conditions d'application des tests paramétriques, de réduire l'effet des valeurs aberrantes biaisant la distribution des données et de ramener les concentrations élémentaires dans un même intervalle (Gobert *et al.*, 2017).

Les analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel R. Une analyse de variance multivariée (MANOVA) a été appliquée pour explorer l'influence des facteurs sexe (2 niveaux), site (3 niveaux) et saison (4 niveaux) sur les différences observées dans la concentration en ETM.

La MANOVA a ensuite été suivie d'une ANOVA uni-variée a posteriori et de tests post-hoc de Tukey sur les différences honnêtement significatives (HSD). Des tests de corrélation de rang de Pearson ont été effectués pour étudier la relation entre les niveaux d'éléments traces (corrélations inter-éléments) et les données biologiques (poids, taille et indice gonadosomatique).

Pour déterminer la signification et la force de chaque relation, le coefficient de corrélation a été calculé avec les valeurs p. Une différence significative est considérée comme une valeur p. Une différence significative est considérée comme une valeur p inférieure à 0,05.

Pour déterminer l'importance et la force de chaque relation, le coefficient de corrélation a été calculé avec les valeurs p. Une différence significative est considérée comme une valeur p inférieure à 0,05.

Afin de comparer les niveaux de contamination des différents sites, l'Indice de Pollution par les Éléments Traces (TEPI) a été calculé pour chaque site. Développé par Richir & Gobert (2014).

### II.11.7. Approche de régression logistique pour l'évaluation des facteurs de risque liés à la pollution métallique chez *Phorcus turbinatus* (in Ferroudj *et al.*, 2023).

Afin de mieux comprendre les facteurs influençant l'accumulation des métaux lourds chez les espèces marines benthiques (*Phorcus turbinatus*), une **approche statistique multivariée** a été appliquée à travers une **régression logistique binaire**, conformément à la méthodologie décrite par in Ferroudj *et al.*, (2023).

Cette méthode vise à modéliser la **probabilité d'occurrence d'une contamination significative** (variable binaire : 0 = absence de pollution, 1 = présence de pollution) en fonction de plusieurs variables explicatives. Le modèle a intégré comme variables indépendantes :

#### ➤ *Formulation du modèle*

La régression logistique permet d'estimer la probabilité  $p$  qu'un échantillon appartienne à la classe "polluée" (valeur = 1), selon l'équation logistique suivante :

$$\log\left(\frac{p}{1-p}\right) = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_k X_k$$

où :

$p$  : probabilité que l'échantillon soit classé comme 'pollué' (valeur = 1)

$\beta_0$  : constante (interception)

$\beta_1 \dots \beta_k$  : coefficients estimés pour les variables explicatives  $X_1 \dots X_k$

$X_k$  : variables telles que l'espèce, le métal, la saison ou le site d'échantillonnage.

### II.11.8. Analyse des facteurs de risque par odds ratios : interprétation comparative des espèces, métaux et sites

odds ratio (**OR**) : sont des indicateurs statistiques dérivés du modèle de régression logistique, permettant d'estimer la force et la direction de l'association entre une variable explicative (espèce, métal) et la probabilité d'occurrence d'un événement (la contamination métallique).

Chaque modalité (ou catégorie) des variables explicatives est comparée à une modalité de référence. odds ratio exprime alors combien de fois plus (ou moins) probable est l'occurrence de la contamination dans une catégorie donnée par rapport à cette référence.

- ✓ **OR > 1** : La modalité considérée présente un risque plus élevé de contamination que la modalité de référence.
- ✓ **OR = 1** : Aucune différence de risque entre les deux modalités comparées.
- ✓ **OR < 1** : La modalité considérée a moins de risque de contamination que la modalité de référence.

#### **II.11.9. Facteur de bioaccumulation (BAF)**

Le facteur de bioaccumulation (BAF) a été utilisé pour évaluer la capacité des troques à tolérer et accumuler des métaux biodisponibles. Il est calculé comme le ratio entre la concentration moyenne interne et celle dans l'eau pour le même métal par individu ([Zaidi et al., 2022](#)).

$$\text{BAF} = \frac{ci}{ce}$$

où  $ci$  : La concentration moyenne interne du métal ;  $ce$  = La concentration moyenne dans l'eau.

#### **II.11.10. Indices de condition (IC)**

Cet indice a été calculés comme le rapport entre le poids de tissu sec (DTW) et le poids de coquille sèche (DSW) selon [Davenport & Chen \(1987\)](#) et [Rahim et al., \(2012\)](#).

$$\text{IC} = (\text{DTW}/\text{DSW}) \times 100$$

Les indices de condition ont ensuite été divisés en trois catégories de fitness selon [Rahim et al., \(2012\)](#) :

- $\text{IC} \leq 2$  (mince) ;
- $\text{IC} = 2$  à  $4$  (modéré) ;
- $\text{IC} \geq 4$  (gras).

## Volet II : Cartographie et estimation des stocks de *Phorcus turbinatus*

### II.12. Étude de la variabilité spatiale de *Phorcus turbinatus* en milieu côtier : patrons, déterminants écologiques et modélisations prédictives.

*Phorcus turbinatus*, un gastéropode intertidal clé des écosystèmes méditerranéens, présente une distribution hétérogène influencée par des facteurs abiotiques (substrat, hydrodynamisme) et biotiques (compétition, prédation). Bien que son écologie soit partiellement décrite (Chemello & Milano, 2007), les mécanismes spatiaux de sa dispersion restent mal quantifiés. Cette étude combine des outils de Systèmes d'Information Géographique (SIG) et des analyses spatiales pour identifier les corridors de dispersion et les zones de concentration de l'espèce, suivant une approche similaire à celle appliquée par Firth *et al.*, (2016) pour les mollusques intertidaux

#### II.12.1. Échantillonnage aléatoire de *Phorcus turbinatus* pour l'évaluation de leur abondance et répartition sur les estrans rocheux.

En tenant compte de l'objectif mentionné, qui se focalise sur l'analyse de la structure et de l'expression spatiale de diverses variables écologiques à l'échelle régionale, nous avons recommandé une approche destinée à décrire un groupe d'éléments ou d'événements (variables) répartis dans l'espace. On peut assimiler la distribution de ces objets ou événements à une distribution de points. Le concept de structure spatiale est complexe et englobe à la fois les dimensions verticales et horizontales. Espace horizontal dérivé des composants d'un écosystème (Samar *et al.*, 2022).

Nous avons uniquement porté notre attention sur la structuration verticale, en élaborant une distribution de points qui symbolise un processus aléatoire ponctuel (Tous les points sont distribués avec une probabilité identique partout, sans tenir compte des autres). L'écart indépendant entre les points est ce qu'on appelle la structure spatiale (Samar *et al.*, 2022).

La disposition des points représente un ensemble de stations ayant une population P, ainsi chaque site se verra attribuer un poids  $P_i$  qui indique les variables évaluées. On considérera alors un tableau de type (X, Y, P), qui représente la répartition d'une population.

Plusieurs étapes décisives liées à la stratégie d'échantillonnage et de collecte des données ont une incidence sur la structure spatiale identifiée :

- La taille de l'échantillon (le nombre d'observations "n") ;
- La taille de la zone d'étude (l'étendue) ;
- La taille (le grain) et la forme des unités d'échantillonnage ou d'observation ;
- La stratégie d'échantillonnage ou la disposition spatiale des unités d'échantillonnage utilisée pour collecter les données
- le décalage spatial, la distance spatiale, entre les unités d'échantillonnage soit de bord à bord ou de centroïde à centroïde

Déterminer la dimension de l'échantillon est l'une des décisions cruciales auxquelles font face les écologistes. Dans le cadre de l'analyse spatiale, ce choix devrait être déterminé par les exigences minimales liées aux statistiques et à l'analyse spatiale **ultérieure** (Fortin *et al.*, 1989 ; Legendre & Fortin, 1989 ; Fortin & Dale, 2005). Legendre & Fortin, (1989) recommandent d'avoir au moins 30 points de prélèvement pour identifier une autocorrélation spatiale significative. Dans des situations où la configuration spatiale est particulièrement forte, il serait exceptionnel de pouvoir la détecter avec seulement 20 points d'échantillonnage. Pour obtenir une estimation précise de la structure spatiale et des paramètres du modèle spatial, il pourrait être nécessaire d'avoir 100 points d'échantillonnage ou davantage.

La détection de modèles spatiaux est également directement liée à l'échelle spatiale à laquelle les données écologiques sont mesurées. L'échelle spatiale comporte au moins deux aspects : la taille de la zone d'étude, ou « étendue », et la taille de l'unité d'échantillonnage utilisée pour la collecte des données, la « granularité d'échantillonnage ». L'étendue est la surface totale considérée et vise à capturer le domaine du processus écologique étudié, tandis que le grain fait référence à la résolution spatiale minimale à laquelle l'information est mesuré.

La taille de l'unité d'échantillonnage doit également être prise en compte ; elle définit la plus petite résolution spatiale à laquelle les données sont mesurées et à laquelle la structure spatiale peut être caractérisée. Une unité d'échantillonnage trop petite augmentera la variance et une unité d'échantillonnage trop grande réduira la variabilité.

En général, il est suggéré de privilégier une unité d'échantillonnage plus petite car les petites unités peuvent être agrégées en unités plus grandes sans perte d'informations, mais l'inverse n'est pas vrai. D'autres éléments liés au temps et moyens financiers ont été pris en considération dans la définition de la stratégie de collecte des données pour la définition les modèles à définir.

### II.12.2. Modèles de la distribution de la population de *Phorcus turbinatus* en milieu rocheux côtier (baie de Collo)

#### ➤ Structuration des données

Afin de cartographier la distribution d'espèce dans la baie du Collo, nous avons utilisé la densité (nombre d'individus au m<sup>2</sup>) et la biomasse (poids au m<sup>2</sup>). Ces valeurs standardisées ont été obtenues en ramenant la capture à la surface balayée.

#### ➤ Cartes sans interpolation

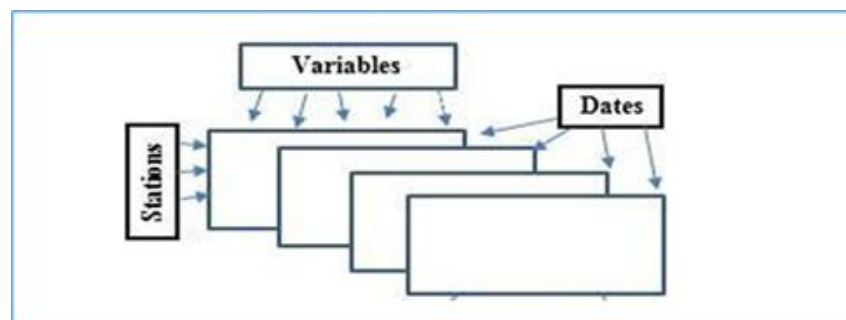
L'approche cartographique sans interpolation consiste à calculer la moyenne et l'écart-type de la densité ou de la biomasse à chaque station, les individus, bien qu'échantillonnées durant un cycle annuel (2019), les données des troques rassemblées sont ensuite représentées sous forme de points et les cartes sont enregistrées sous format SIG (fichier de forme).

#### ➤ Cartes avec interpolation

La méthode d'interpolation spatiale retenue pour estimer la distribution de la densité et de la biomasse de *Phorcus turbinatus* est l'Inverse Distance Weighting (IDW). Cette méthode repose sur le principe selon lequel les valeurs proches géographiquement ont plus d'influence que celles plus éloignées. Elle permet ainsi de produire des cartes continues à partir de données ponctuelles, en conservant une bonne lisibilité des gradients spatiaux de la population.

### II.12.3. Méthodes statistiques

La structure des données est dictée par la méthodologie adoptée dans le temps et dans l'espace. En effet l'échantillonnage spatiotemporel à générer une structure en bloc à trois 03 indices (i, p, k) : i stations ; p variables ; k saisons (**Fig.26**).



**Figure 26** : Structure des données

Les k tableau sont totalement appariés (les mêmes stations échantillonnées chaque saison).

De plus les individus (stations) sont géo-localisées (spatialisées). Partant de cette structure des données nous avons été amenés à utiliser :

✓ **Statistiques Unidimensionnelles**

Afin de décrire les données récoltées et tester les hypothèses relatives aux facteurs de l'étude nous avons préconisé les méthodes suivantes :

- Les statistiques descriptives uni-variées (Moyenne, Médiane, Coefficient de variation...) pour décrire et situer les variables instrumentale (paramètre physicochimique) et biologique de chaque Matrice saison.

Ce résumé numérique nous a permis de confronter les estimations réalisées aux standards de contrôle de qualité usuel.

- Un test statistique pour vérifier l'hypothèse d'égalité des moyennes des variables mesurées en fonction du facteur saison. La méthode appropriée est une analyse des variables à un (01) facteur pour données répétées (appariées). Ce choix est imposé par la présence d'une situation d'appariement. La procédure d'échantillonnage est répétée à chaque saison sur les mêmes stations.

**II.12.3.1. Les statistiques descriptives et déductives spatiales (Géostatistiques)**

Les données de l'étude sont spatialisées (ou géo-localisées), ceci nous a conduits à l'utilisation des méthodes de la statistique spatiale (géostatistique) suivantes :

- **Points centraux et paramètres de dispersion associée**

Le centre moyen (barycentre) est la coordonnée x et y moyenne de toutes les entités dans la zone d'étude. Il est utile pour le suivi des évolutions dans la distribution ou pour la comparaison des distributions de différents types d'entités Barycentre (Grekousis, 2020).

$$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^n xi}{n} \bar{Y} = \frac{\sum_{i=1}^n yi}{n}$$

Avec xi et yi sont les coordonnées des entités i et n le nombre total d'entité Barycentre pondéré (Grekousis, 2020):

$$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^n wixi}{\sum_i wi} \bar{Y} = \frac{\sum_{i=1}^n wiyi}{\sum_i wi}$$

Avec  $x_i$  et  $y_i$  sont les coordonnées des entités et  $n$  le nombre total d'entité  $w_i$  valeur de pondération.

L'équation pour le calcul du barycentre pondérée est similaire à celle du barycentre. Avant d'être additionnées, chaque coordonnée  $x$  et chaque coordonnée  $y$  sont multipliées par le poids ( $w_i$ ) représentant les mesures (variables) caractérisant l'entité  $i$ . Le résultat est divisé par le nombre d'entités. La mesure de la compacité d'une distribution se résume en une valeur unique qui représente la dispersion des entités autour du centre. Cette valeur est une distance, de sorte que la compacité d'un ensemble d'entités peut être représentée sur une carte en traçant un cercle de rayon égal à la valeur de distance standard. L'outil Standard Distance du logiciel Arc-gis réalise cette mesure représentée sous forme d'un polygone circulaire Standard Distance (Grekousis, 2020)

$$SD = \sqrt{\frac{\sum_i^n (x_i - \bar{x})^2}{n} + \frac{\sum_i^n (y_i - \bar{y})^2}{n}}$$

$$SDp = \sqrt{\frac{\sum_i^n w_i(x_i - \bar{x})^2}{\sum_i^n w_i} + \frac{\sum_i^n w_i(y_i - \bar{y})^2}{\sum_i^n w_i}}$$

La tendance pour un ensemble de points ou de surfaces consiste à calculer séparément la distance standard dans les directions  $x$  et  $y$ . Ces deux mesures définissent les axes d'une ellipse qui englobe la distribution des entités. L'ellipse est nommée ellipse de l'écart type, puisque la méthode calcule l'écart type des coordonnées  $x$  et  $y$  à partir du centre moyen pour définir les axes de l'ellipse. L'ellipse vous permet de voir si la distribution des entités est allongée et présente donc une orientation particulière. Le calcul de l'ellipse de l'écart type rend la tendance évidente. Il est possible de calculer l'ellipse de l'écart type en utilisant les emplacements des entités ou les emplacements influencés par une valeur attributaire (pondération) associée aux entités. Cette dernière méthode est nommée ellipse de l'écart-type pondérée (Grekousis, 2020).

$$SDE_y = \sqrt{\frac{\sum_i^n (y_i - \bar{y})^2}{n}} \quad SDE_x = \sqrt{\frac{\sum_i^n (x_i - \bar{x})^2}{n}}$$

$x_i$  et  $y_i$  représentent les coordonnées de l'entité  $i$  Et  $\bar{x}$  et  $\bar{y}$  représentent les coordonnées  $x$  et  $y$  du centre.

L'Angle de rotation d'orientation de l'ellipse de l'écart type renseigne sur la tendance globale et représente la rotation de l'axe long, mesurée dans le sens horaire à partir de midi

$$\tan \phi = \frac{A + B}{C}$$

$$A = \left( \sum_i^n x^2 - \sum_i^n y^2 \right)$$

$$B = \sqrt{\left( \sum_i^n \bar{x}^2 - \sum_i^n \bar{y} \right)^2 + \left( \sum_i^n \bar{x} \sum_i^n \bar{y} \right)^2}$$

$$C = 2 \sum_i^n \bar{x} \sum_i^n \bar{y}$$

La déviation standard de l'axe  $x$  et l'axe  $y$  :

$$\delta x = \sqrt{2} \sqrt{\frac{\sum_i^n ((x_i - \bar{x}) \cos \phi - (y_i - \bar{y}) \sin \phi)^2}{n}}$$

$$\delta y = \sqrt{2} \sqrt{\frac{\sum_i^n ((x_i - \bar{x}) \cos \phi + (y_i - \bar{y}) \sin \phi)^2}{n}}$$

$x_i$  Et  $\bar{y}_i$  représentent l'écart des coordonnées  $x$  et  $y$  du centre.

#### II.12.4 ANN (Moyenne du plus proche voisin)

À partir de la carte de la distribution, ANN a cherché à déterminer le modèle de distribution des emplacements des troques de Phorcus. L'analyse du voisinage immédiat mesure la diffusion ou la distribution d'un élément dans l'espace géographique. Cette analyse fournit une valeur numérique qui décrit la mesure dans laquelle un ensemble de points est regroupé ou uniformément espacé ([Royal Geographical Society, 2017](#)).

Le rapport moyen des plus proches voisins est calculé comme la distance moyenne observée divisée par la distance moyenne attendue (la distance moyenne attendue étant basée sur une distribution aléatoire hypothétique avec le même nombre de caractéristiques couvrant la même zone totale ([ESRI, 2022](#))).

### II.12.5. Autocorrélation spatiale

L'autocorrélation spatiale est un concept clé en analyse spatiale qui permet d'évaluer la dépendance entre les valeurs d'une variable à des emplacements géographiques proches. Elle se divise en deux catégories principales : l'autocorrélation globale et l'autocorrélation spatiale locale, l'analyse de la présence ou l'absence de l'autocorrélation spatiale est un point essentiel dans l'analyse des données spatiales. Supposons qu'on dispose d'une série de données spatiales  $y$ , on peut mesurer l'association spatiale entre les différentes unités de la région d'étude (Griffith, 1992).

#### ➤ Indicateurs locaux d'autocorrélation spatiale

Un ensemble d'indicateurs locaux d'association spatiale a été introduit, connu comme les indicateurs locaux d'autocorrélation spatiale (**LISA : Local Indicators of Spatial Autocorrelation**) (Anselin, 1995). Les indicateurs LISA permet une décomposition des indicateurs globaux, ils peuvent être définis pour toute statistique qui vérifie les conditions suivantes :

- LISA pour chaque observation indique l'étendue de la concentration spatiale significative autour de l'observation.
- La somme des indicateurs LISA pour toutes les observations est proportionnelle à un indicateur global d'association spatiale. Si l'on veut évaluer la mesure dans laquelle une statistique globale est représentative du modèle moyen d'association locale, cette exigence est importante.

#### ➤ L'indicateur Anselin-Moran local

L'un des indicateurs les plus communs et la version locale de l'indice  $I$  de Moran, appelé parfois l'indicateur Anselin-Moran, défini comme

$$I_i = \frac{n(Y_i - \bar{Y})}{\sum_j (Y_j - \bar{Y})^2} \sum_j w_{ij} (Y_j - \bar{Y})$$

On peut clairement vérifier la deuxième condition, si on remarque que l'indice  $I$  de Moran est une somme pondérée de cet indice local, en écrivant :

$$I = \frac{1}{\sum_{i \neq j} w_{ij}} \sum_i I_i$$

Typiquement, les valeurs des LISA sont cartographiées pour indiquer l'emplacement des unités avec une association locale relativement élevée ou faible avec les unités voisines. Une valeur élevée pour  $I_i$  suggère que l'unité est entourée d'unités avec des valeurs similaires. Une telle unité fait partie d'un groupe d'observations élevées, basses ou modérées. Une faible valeur pour  $I_i$  indique que l'unité est entourée d'unités avec des valeurs différentes.

Une telle unité est considérée comme aberrante. L'observation dans l'unité  $i$  est différente de la plupart ou de toutes les observations de ses voisins.

➤ **G de Getis-Ord**

Parmi les inconvénients des indices  $I$  de Moran et  $C$  de Geary, est qu'ils n'arrivent pas à déterminer si les mesures spatiales sont dues à des valeurs élevées ou faibles. La méthode  $G(d)$  est capable de discerner entre les zones de mesures chaudes (valeurs élevées) et les zones de mesures froides (valeurs faibles) sur toute la région d'étude.

Cette méthode peut être utilisée pour déterminer les concentrations (où cluster) spatiales de phénomènes particuliers. L'indice  $G(d)$  est calculé seulement dans le cas de voisinage basé sur la distance. Alors pour une distance  $d$  (généralement la distance qu'on espère avoir des groupes ou clusters), l'indice  $G(d)$  qui mesure l'association spatiale est définie par :

$$G(d) = \frac{\sum_{i \neq j} w_{ij}(d) Y_i Y_j}{\sum_{i \neq j} Y_i Y_j}$$

### **II.12.6. Estimation par interpolation spatiale**

L'estimation des valeurs des sites non échantillonnés est réalisée à l'aide d'une procédure géostatistique avancée, qui permet de générer une surface estimée à partir d'un ensemble de points dispersés, chacun portant une valeur associée ( $z$ ). Cette procédure repose sur l'application de la méthode IDW (Inverse Distance Weighting), une technique d'interpolation géostatistique qui attribue une valeur estimée à un site non échantillonné en fonction des distances et des valeurs des points voisins.

L>IDW fait partie de la famille des méthodes d'interpolation géostatistique, qui visent à prédire des valeurs en des points où les données ne sont pas directement mesurées, en utilisant des informations provenant de points échantillonnés et en tenant compte de leur distribution spatiale.

### II.12.6.1. Pondération par la distance inverse (IDW)

Toutes les méthodes d'interpolation ont été développées sur la base de la théorie selon laquelle les points les plus proches les uns des autres présentent davantage de corrélations et de similitudes que ceux qui sont plus éloignés.

Dans la méthode IDW, on part du principe que le taux de corrélations et de similitudes entre voisins est proportionnel à la distance qui les sépare et qui peut être définie comme une fonction inverse de la distance entre chaque point et les points voisins.

Il est nécessaire de rappeler que la définition du rayon de voisinage et la puissance associée à la fonction de distance inverse sont considérées comme des problèmes importants dans cette méthode. Cette méthode sera utilisée par un État dans lequel il y a suffisamment de points d'échantillonnage (au moins 14 points) avec une dispersion appropriée dans les niveaux d'échelle locaux. Le principal facteur affectant la précision de l'interpolateur à distance inverse est la valeur du paramètre de puissance (Burrough & McDonnell, 1998). En outre, la taille du voisinage et le nombre de voisins sont également importants pour la précision des résultats.

$$z_0 = \frac{\sum_{i=1}^N z_i \cdot d_i^n}{\sum_{i=1}^N d_i^{-n}}$$

$z_0$  = La valeur estimée de la variable z au point I.

$z_i$  = La valeur de l'échantillon au point I.

$d_i$  = La distance entre le point d'échantillonnage et le point estimé.

N = Le coefficient qui détermine le poids en fonction de la distance.

n = Le nombre total de prédictions pour chaque cas de validation. cas de validation.



**CHAPITRE II**  
**RÉSULTATS ET DISCUSSION**

## II.1. Résultats

### Volet 1 : Eco-biologie de *Phorcus turbinatus* en relation avec l'état de stock

#### II.1.1. Structure démographique

La figure 27 ci-dessus illustre la distribution des fréquences de taille des individus de *Phorcus turbinatus* selon le sexe (x : femelles ; y : mâles), dans trois stations distinctes : **St.1**, **St.2** et station **St.3**. Ces histogrammes mettent en évidence la structure démographique et les dynamiques de recrutement au sein des populations échantillonnées en l'année 2019.

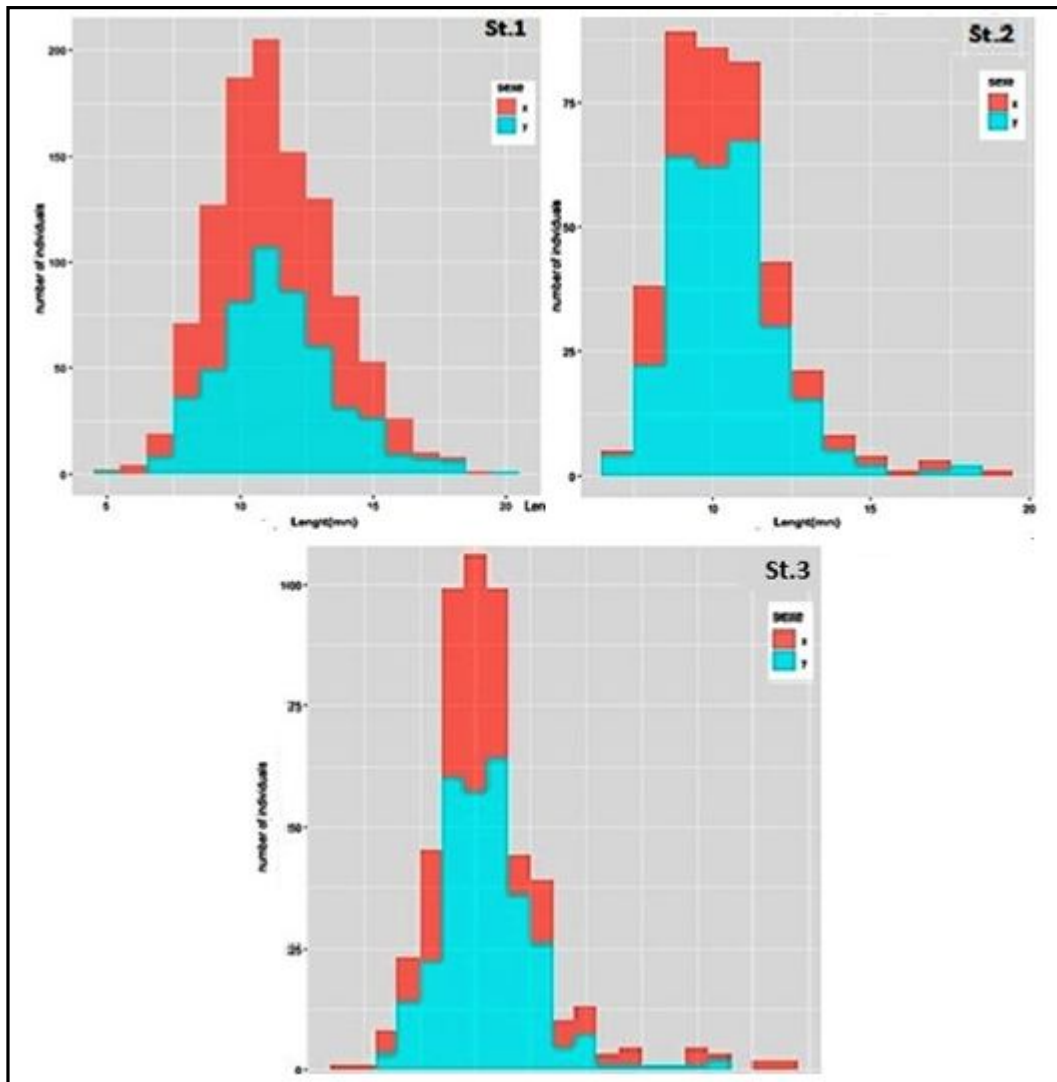
À la station 1 (**St.1**), la distribution est relativement symétrique et centrée autour des classes de taille 11 à 13 mm. On y observe une représentation équilibrée des deux sexes, bien que les mâles soient légèrement plus abondants dans les classes intermédiaires. Cette structure suggère une population mature avec un développement régulier.

La station 2 (**St.2**) montre une distribution nettement décalée vers les petites tailles (7 à 10 mm), avec une forte dominance des mâles. Cette prépondérance d'individus jeunes, et en particulier de mâles, peut refléter un épisode de recrutement actif dans cette zone. Les classes de plus grande taille les mâles sont peu représentées, ce qui pourrait indiquer un renouvellement récent de la population.

La station 3 (**St.3**) présente une distribution légèrement asymétrique, dominée par les classes de taille de 8 à 11 mm. Les mâles sont plus nombreux dans les petites tailles, tandis que les femelles sont légèrement plus représentées dans les classes moyennes. Cela traduit probablement un recrutement plus récent, avec une population en cours de structuration.

Globalement, la structure des classes de taille suggère deux périodes principales de recrutement : une première en début d'année, particulièrement visible à la station 3 par l'abondance d'individus de petite taille, et une seconde probablement en fin de cycle. La croissance semble progressive avec un élargissement des classes de taille vers les grandes dimensions à la station 1.

Les tailles mesurées varient de 5 mm à près de 20 mm, la station 1 montrant les individus les plus grands, tandis que la station 3 présente les plus petites classes, traduisant une dynamique de population plus active.



**Figure 27** : Distribution mensuelle des fréquences de tailles chez *Phorcus turbinatus* dans la zone d'études (J-19- D-19).

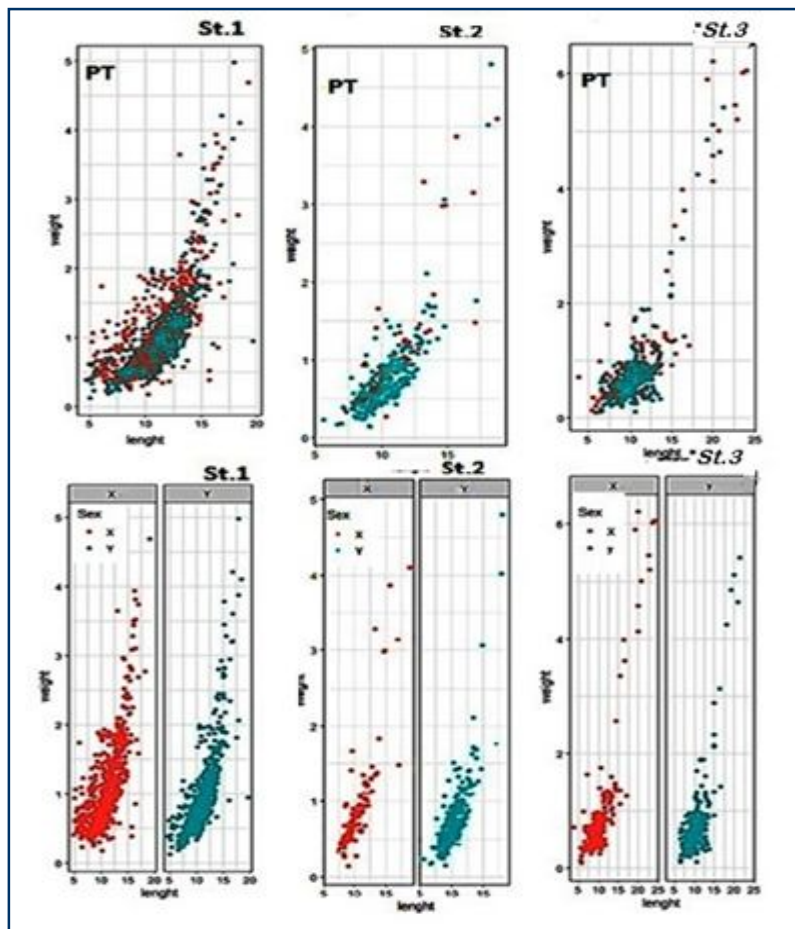
### II.1.2. Relation Taille-Poids

L'étude de la relation taille-poids de *Phorcus turbinatus* a été menée sur un cycle annuel dans trois stations de l'aire d'étude (**St.1**, **St.2**, **St.3**). Les résultats révèlent une corrélation positive et significative entre la longueur H1 représenté par (L) et le poids (W), avec des coefficients de détermination ( $r^2$ ) allant de 0,53 à 0,69.

À la station 1 (**St.1**), les individus mesurent entre 4 et 19 mm (moyenne :  $11,01 \pm 2,50$  mm) et pèsent entre 0,12 et 4,98 g (moyenne :  $1,08 \pm 0,66$  g). Le paramètre de croissance b est estimé à 2,17 avec  $r^2 = 0,69$ , indiquant une **allométrie minorante** (–), où le poids croît moins rapidement que la taille.

Dans la station 2 (St.2), les tailles vont de 5 à 19 mm (moyenne :  $10,81 \pm 1,78$  mm) pour des poids compris entre 0,14 et 4,8 g (moyenne :  $0,79 \pm 0,54$  g). Le coefficient b atteint 2,33 ( $r^2 = 0,64$ ), ce qui indique une **allométrie minorante (-)** également.

À la station 3 (St.3), la gamme de taille est de 3 à 25 mm (moyenne :  $10,58 \pm 0,87$  mm), avec un poids variant de 0,09 à 6,21 g (moyenne :  $0,85 \pm 0,87$  g). La valeur du coefficient b (1,96) traduit également une **croissance allométrique minorante (-)**, avec une corrélation légèrement plus faible ( $r^2 = 0,53$ ).



**Figure 28** : Variations mensuelles des coefficients d'allométrie de la relation taille-poids et équation de régression chez la population totale (PT) et les mâles et les femelles (Y ; x) de *P. turbinatus* échantillonnés dans la zone d'étude (J-19- D-19).

Les visualisations graphiques (Fig.28) montrent une relation log-linéaire entre le poids et la longueur, avec une tendance plus resserrée chez les mâles (y) par rapport aux femelles (x), notamment à la station 3. Cette homogénéité chez les mâles suggère une croissance plus stable, tandis que la dispersion plus importante chez les femelles pourrait refléter des variations liées aux stades physiologiques (reproduction, ponte, etc.).

En conclusion, dans l'ensemble des stations étudiées (**Tab.9**), *P.turbinatus* présente une **croissance allométrique minorant (-)**, caractéristique d'une augmentation pondérale plus lente que celle de la taille. Ce modèle de croissance pourrait être influencé par divers facteurs biotiques (sexe, âge) et abiotiques (alimentation, substrat, conditions environnementales).

**Tableau 9** : Résultats globales des paramètres de l'équation de régression de la relation taille-poids de la population totale (PT) chez *P. turbinatus* échantillonnés dans la zone d'étude (J-19- D-19 ). [(-) : allométrie minorante, (+) allométrie majorante, (=) : isométrie].

Site	L <sub>1</sub>	Moy. ± SD (L)	W(g)	Moy. ± SD (W)	l'équation			Allométrie
					b	a	r <sup>2</sup>	
<b>St.1</b>	[4-19]	11,01± 2,50	[0,12- 4,98]	1,08±0,66	0,17	1,97	0,69	(-)
<b>St.2</b>	[5-19]	10,8± 1,78	[0,14-4,8]	0,79±0,54	2,33	0,08	0,64	(-)
<b>St.3</b>	[3-25]	10,58± 0,87	[0,09-6,21]	0,85±0,87	1,96	0,07	0,53	(-)

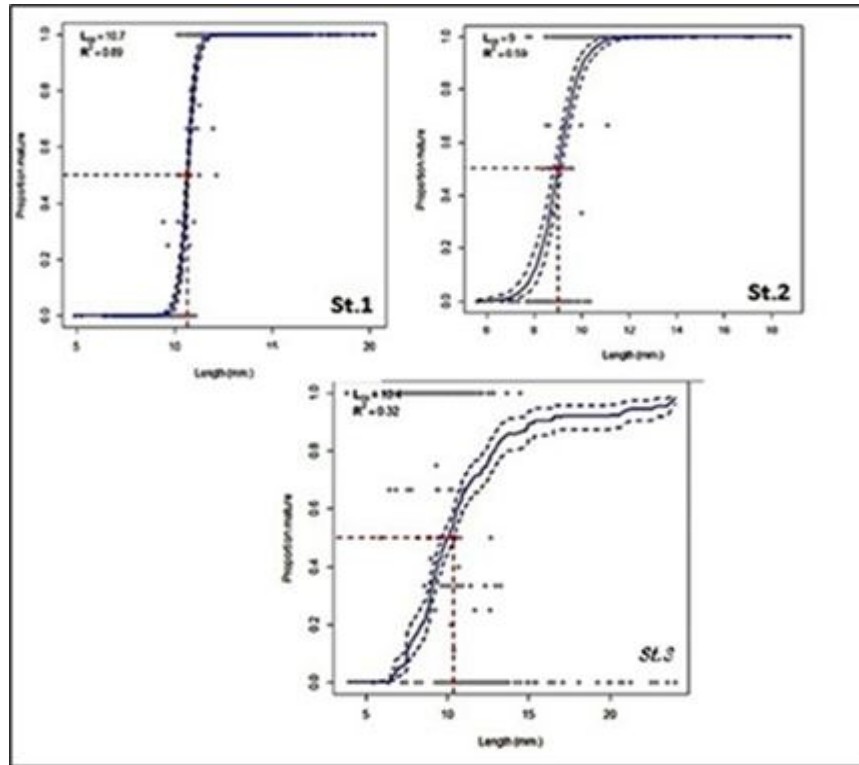
### II.1.2.1. Taille de première maturité sexuelle (L50)

La taille à la première maturité sexuelle (**L50**) correspond à la longueur à laquelle 50 % des individus sont matures sexuellement. Les courbes logistiques ajustées montrent une transition nette vers la maturité à différentes tailles selon les stations étudiées (**Fig.29**).

À la **station 1 (St.1)**, la valeur de L50 est estimée à **10,7 mm**, avec un coefficient de détermination élevé (**R<sup>2</sup> = 0,89**), traduisant un modèle prédictif fiable de la maturité. Cette taille correspond approximativement à l'âge de **2 ans** chez les deux sexes. Une différenciation nette est observée entre les sexes : les femelles atteignent leur maturité à une taille légèrement plus élevée que les mâles, et cette différence est **hautement significative** ( $t\text{-test} = 8,01 ; p < 0,05$ ).

À la **station 2 (St.2)**, la taille de maturité est estimée à **9 mm** ( $R^2 = 0,59$ ), traduisant une maturité atteinte plus précocement dans cette zone. Les mâles et femelles présentent ici une convergence plus marquée de leurs tailles à maturité, bien que la différence reste **statistiquement significative** ( $t\text{-test} = 9,44 ; p < 0,05$ ).

À la **station 3 (St.3)**, la taille moyenne à la première maturité est de **10,4 mm** ( $R^2 = 0,32$ ), indiquant une transition plus dispersée et une variabilité accrue. Ici encore, les femelles montrent une maturité légèrement retardée par rapport aux mâles, avec une différence **significative** ( $t\text{-test} = 11,41 ; p < 0,05$ ).



**Figure 29 :** Taille à la première maturité sexuelle de *Phorcus turbinatus* échantillonnés dans la zone d'étude (J-19- D-19 ).

L'analyse du (Tab.10), met en évidence une **variation spatiale nette de la taille à la première maturité sexuelle (L50)** chez *Phorcus turbinatus* entre les trois stations étudiées. En résumé, ces données indiquent que **la maturité sexuelle est atteinte à des tailles variables selon les sites**, ce qui reflète des **adaptations locales** aux conditions écologiques spécifiques. La station 1 (**St.1**) semble favoriser une **croissance plus lente mais robuste**, tandis que la station 2 (**St.2**) favorise une **maturation rapide**, peut-être en réponse à un environnement plus stable ou moins compétitif. La station 3 (**St.3**) montre une **forte hétérogénéité** dans la transition vers la maturité sexuelle. Cela pourrait être le reflet d'un stress environnemental, d'un déséquilibre démographique ou d'un mélange de classes d'âge/cohortes.

**Tableau 10 :** Taille à la première maturité sexuelle estimée chez *P. turbinatus* échantillonnés dans la zone d'étude (J-19- D-19 ).

Site	Longueur des individus	L50 (mm)	Intervalle de confiance	r <sup>2</sup>
St.1	[2,21-19,66]	10,7	[10,6 – 10,8]	0,89
St.2	[35,28-19,18]	9	[8,8 - 9,2]	0,59
St.3	[5-24,02]	10,4	[10,1 - 10,7]	0,32

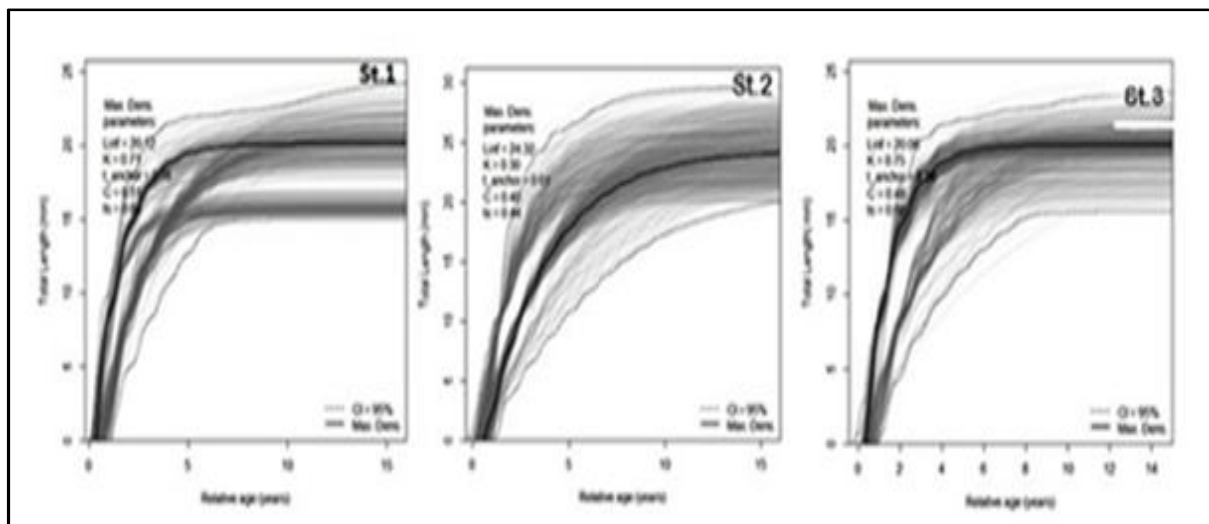
### II.1.3. Estimation des paramètres de Croissance

Les paramètres de croissance moyens du modèle de Von Bertalanffy ont été estimés à partir des données de distribution longueur-fréquence en utilisant la procédure **ELEFAN\_GA\_boot** dans le package *TropFishR*. Les intervalles de confiance à 95 % ont été calculés à partir des distributions a posteriori (**Fig.30**).

Pour la **station 3 – Baie d’El-Kala**, les estimations indiquent une **taille asymptotique moyenne ( $L_{\infty}$ ) de 24,32 mm** et un **coefficient de croissance (K) de 0,30 an**

L’indice de performance de croissance ( $\Phi'$ ) y est estimé à **2,26**, avec une valeur d’ajustement  $R_n$  relativement élevée de **0,202**, suggérant une bonne robustesse du modèle. La densité maximale du paramètre d’ancrage temporel ( $t_{anchor}$ ) est de **0,52**, indiquant un ancrage stable du cycle de croissance dans le temps.

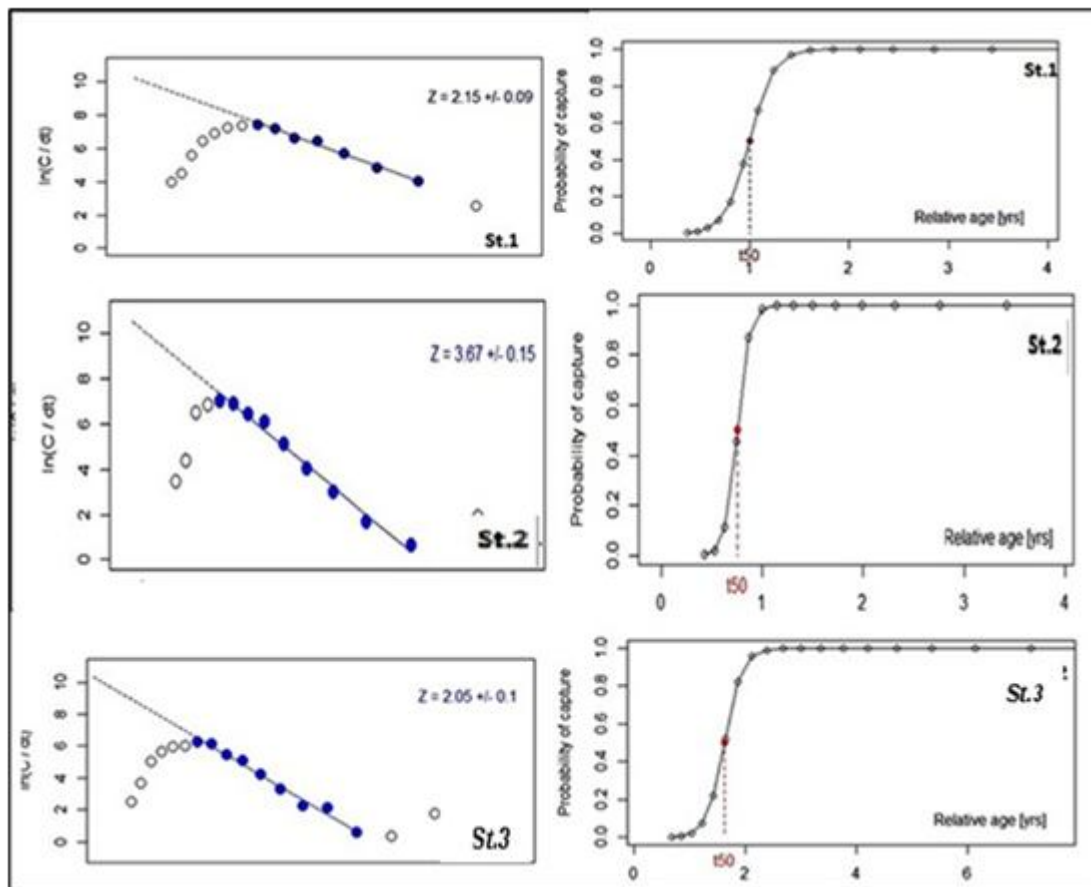
En comparaison, les **Stations (St.1 : Baie de Collo)** et la (**St.3 : Baie de Guerbez**) présentent des **valeurs de  $L_{\infty}$  plus faibles**, respectivement **20,05 mm** et **20,09 mm**, mais avec des **valeurs de K plus élevées**, soit **0,71** et **0,75 an<sup>-1</sup>**, L’indice de performance  $\Phi'$  varie entre **2,21** et **2,45** pour ces deux sites, tandis que les valeurs de  $t_{anchor}$  (0,36 à 0,46) indiquent une synchronisation saisonnière de la croissance moins marquée que celle observée à la (**St.3 : Baie El Kala**).



**Figure 30** : Courbes de croissance représentant les paramètres de croissance (représentés par la densité maximale avec une ligne noire épaisse), leurs intervalles de confiance à 95% (lignes pointillées noires) et les essais de courbes (lignes grises) pour les trois sites d’étude dérivées de la méthode d’ajustement ELEFAN\_GA\_boot.

### II.1.4. Estimations des paramètres de mortalité et de la longueur moyenne à la première capture

La mortalité totale instantanée ( $Z$ ) et la longueur moyenne à la première capture ( $L_c$ ) ont été estimées à partir des courbes de capture converties en longueurs pour les trois stations d'étude. Les individus qui n'étaient pas pleinement recrutés dans les captures ainsi que les spécimens relativement âgés ont été exclus de l'analyse. Les résultats sont présentés dans la (Fig.31).



**Figure 31 :** Résultats de La mortalité totale instantanée ( $Z$ ) et la longueur moyenne à la première capture ( $L_c$ ) de *Phorcus turbinatus* au niveau des trois stations d'études durant l'année 2019.

Les résultats des calculs de la mortalité naturelle instantanée ( $M$ ), de la mortalité par pêche ( $F$ ), du ratio d'exploitation ( $E$ ), de la longévité ( $t_{max}$ ), ainsi que de la longueur à la première capture ( $L_c$ ) avec son âge relatif correspondant à la première capture ( $t_{50}$ ) estimés à partir de la fonction de sélectivité de la courbe de capture sont présentés dans le (Tab.11), Le rapport  $M/K$  est indiqué comme étant compris entre 0.71 jusqu'à un 3,96 pour les 3 sites d'études.

**Tableau 11 :** Estimation des paramètres de croissance et de mortalité de *Phorcus turbinatus* des trois stations d'études durant l'année 2019.

Paramètres	St.1	St.2	St.3
<b>Z</b>	2,15	3,671	2,049
<b>M(an-1)</b>	0,55	0,57	1,19
<b>F (an-1)</b>	1,4	3,10	0,85
<b>E</b>	0,68	0,84	0,41
<b>lc (mm)</b>	9,91	8,59	9,43
<b>t50 (années)</b>	0,99	0,74	1,62
<b>tmax (ans)</b>	4,225	8	10
<b>M/K</b>	0,71	0,76	3,96

Le coefficient de mortalité par pêche (F) a été estimé pour chacune dans les trois stations d'étude à partir de la relation classique  $F = Z - M$ , où Z correspond à la mortalité totale et (M) à la mortalité naturelle. Les valeurs obtenues pour F sont respectivement de  $1,39 \text{ an}^{-1}$  à la station St.1,  $3,10 \text{ an}^{-1}$  à la station St.2 et  $0,85 \text{ an}^{-1}$  à la station St.3

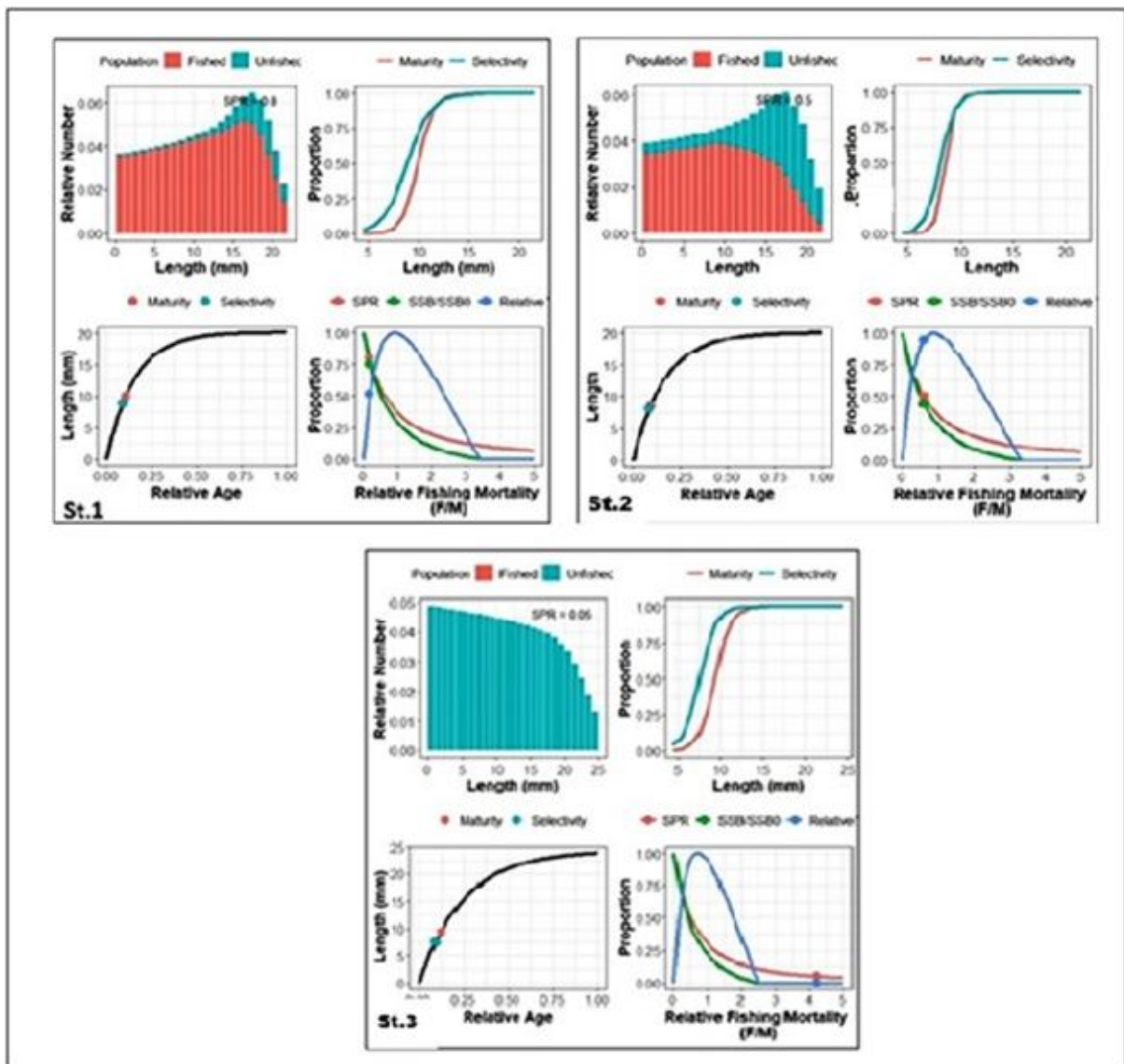
À partir de ces estimations, le taux d'exploitation (E), défini par le rapport  $E = F/Z$ , a été calculé. Il s'élève à 0,79 à St.1, 0,84 à St.2, et 0,41 à St.3

Selon le critère de référence établi par [Gulland \(1971\)](#), un stock est considéré comme sous-exploité lorsque  $E < 0,5$ , exploité de manière optimale (en équilibre) lorsque  $E \approx 0,5$ , et surexploité lorsque  $E > 0,5$ . Ainsi, les résultats indiquent une situation de surexploitation dans les stations St.1 et St.2, tandis que la station St.3 présente un état d'exploitation modéré, proche de l'équilibre

## II.1.5. Estimation des points de référence biologiques (PRB) et de l'état des stocks

### II.1.5.1. Evaluation comparative de l'état des stocks de *Phorcus turbinatus* entre les stations d'étude à l'aide du modèle GTG-LBSPR

L'estimation du ratio du potentiel de frai (SPR) nécessaire pour connaître la capacité de reconstitution du stock (Yonviter ; 2021). Le SPR total est estimé à 8 %, ,5 % ,4%, (moins de 20 %) de la population dans les 3 sites respectivement, ce qui est relativement faible et inférieur au seuil optimal de 40 % pour assurer la durabilité du stock. Le profil du SPR pour chaque site est présenté dans la (Fig.32).



**Figure 32 :** Visualisation intégrée des paramètres biologiques et de l'exploitation de *Phorcus turbinatus* selon le modèle LBSPR au niveau des trois stations d'études durant l'année 2019.

Le rapport M/k atteint 0.71, 0.76, 1.16, sur les 3 côtes respectivement. Le SPR total atteint 4 % (moins de 20 %) et la valeur totale M/k est supérieure à 1, ce qui montre que la pression est relativement élevée. L'évaluation de la baie d'El Kala a révélé que le SPR était inférieur à 20 % et que le stock était presque entièrement exploité.

En outre, la plupart des valeurs SPR étaient inférieures à 60%, ce qui suggère une valeur de référence cible appropriée pour les espèces à faible productivité. Les faibles valeurs de SPR observées dans cette étude pourraient être dues au type de sélectivité supposé dans cette étude, exprimant une possibilité d'absence de nombreux spécimens plus grands dans la capture utilisée. Les paramètres spécifiques estimés de SL50, SL95, le rapport F/M et le SPR pour tous les types d'ensembles de données sont présentés dans (Fig.32). Les tailles de sélectivité estimées à 50% sont inférieures à la taille estimée à 50% de maturité, ce qui caractérise la dominance des jeunes troques dans la capture.

En outre, on a observé des longueurs plus petites auxquelles 95% des troques sont susceptibles d'être capturés. Cela pourrait également indiquer l'absence de troque matures, âgés et plus grands dans le stock, ce qui est un signe de surpêche de recrutement.

Les diagrammes circulaires de la (Fig.33), illustrent visuellement la proportion estimée du **potentiel de frai (SPR)** dans chacune des stations. Les zones rouges représentent la fraction de la population reproductrice inférieure au seuil critique de **20 %**. Les valeurs de SPR atteignent **8 % à Guerbez (St.2)**, **5 % à Collo (St.1)** et seulement **4 % à El Kala (St.3)**, soulignant une **pression de pêche excessive dans les trois sites**.

Ces niveaux sont **nettement inférieurs aux points de référence biologiques** de gestion durable, en particulier au seuil cible de **40 %** recommandé pour maintenir la résilience des stocks. Ces résultats confirment que les **stocks de *Phorcus turbinatus* sont fortement surexploités** et que des **mesures de gestion urgentes** sont nécessaires pour permettre leur reconstitution.

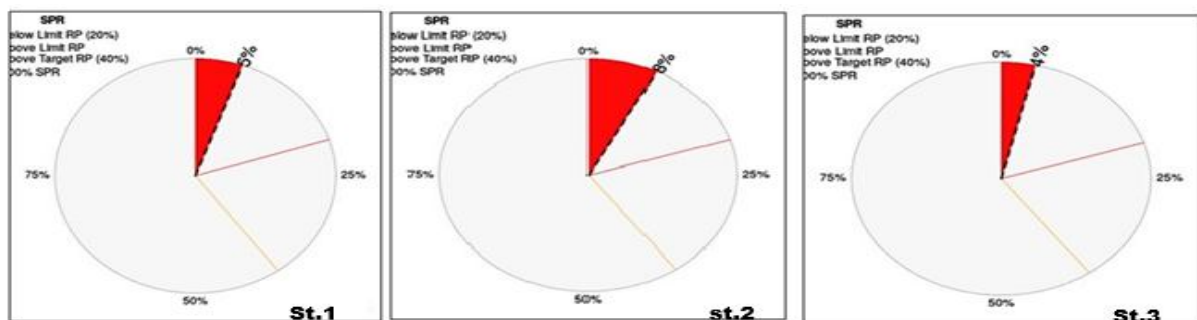


Figure 33 : Estimation du SPR et du stock total de *P. turbinatus* au niveau des trois stations d'études durant l'année 2019.

### II.1.5.2. Estimations fournies par le modèle LIME

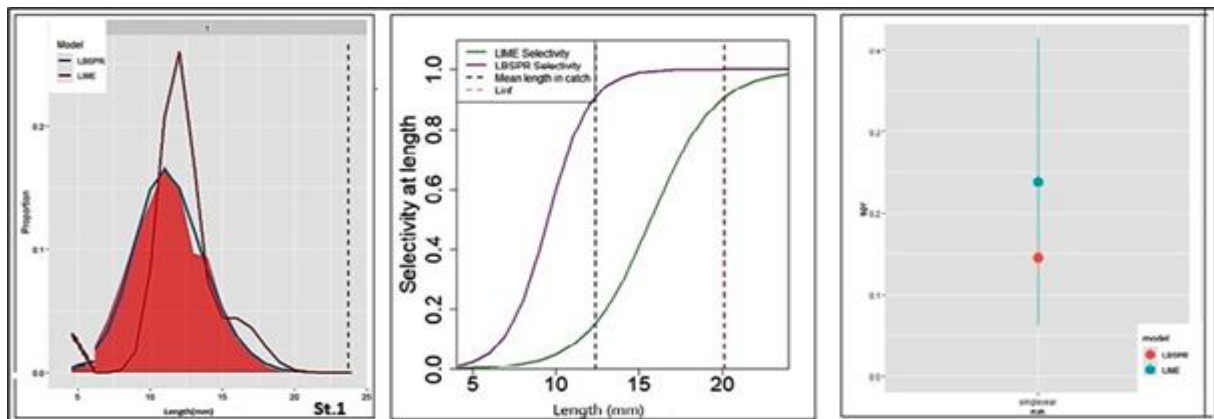
#### II.1.5.2.1. Evaluation de Stock de la St.1 (Baie de Collo)

Le modèle **LIME** (Length-based Integrated Mixed Effects) de base a estimé un **ratio du potentiel de frai (SPR)** de **0,23** (intervalle de confiance à 95 % : **0,06 – 0,41**) et une **mortalité par pêche (F)** de **1,39** (Fig.34). Bien que l'intervalle de confiance du SPR inclue des valeurs supérieures au seuil critique de surexploitation (**SPR = 0,30**), la valeur centrale de **0,23** indique une **diminution du potentiel reproductif** du stock à mesure que (F) augmente, dépassant ainsi le **point de référence F40 %**, ce qui classe biologiquement le stock comme **surexploité**.

La **longueur estimée à 50 % de sélectivité (SL50)** est de **15,5 mm**, tandis que la **longueur à 95 % de sélectivité (SL95)** atteint **20 mm**. Ces valeurs sont **supérieures à la longueur supposée de maturité à 50 %**, estimée à **10,7 mm**, ce qui suggère une **sélectivité tardive** dans la capture et une possible protection partielle des individus immatures (Fig. 34).

Le modèle **LB-SPR**, appliqué aux données de Collo pour l'année 2019, a estimé un **SPR de 0,14** (IC 95 % : **0,12 – 0,16**) (Fig. 34), indiquant un **stock fortement surexploité**. La **longueur à 50 % de sélectivité** y est estimée à **8,2 mm**, soit **inférieure à la taille de maturité**. Le **rapport SL95/SL50** indique une pente relativement raide de la courbe de sélectivité, traduisant une transition rapide de la non-capture à la capture.

Cependant, la valeur du **rapport F/M estimé était très élevée**, entraînant une **surestimation irréaliste de (F)** lorsqu'elle est multipliée par la mortalité naturelle (M). Pour pallier cette instabilité, une **option de lissage temporel** a été appliquée, permettant d'obtenir des **estimations stables du SPR autour de 0,14** tout au long de la période étudiée. Cela renforce la conclusion selon laquelle **le stock de *Phorcus turbinatus* dans la baie de Collo était en situation de surpêche persistante**.



**Figure 34** : Comparaison des estimations de sélectivité et du potentiel reproductif (SPR) pour *Phorcus turbinatus* à la station 1 (St.1 Baie de Collo- l'année 2019), selon les modèles LIME et LB-SPR.

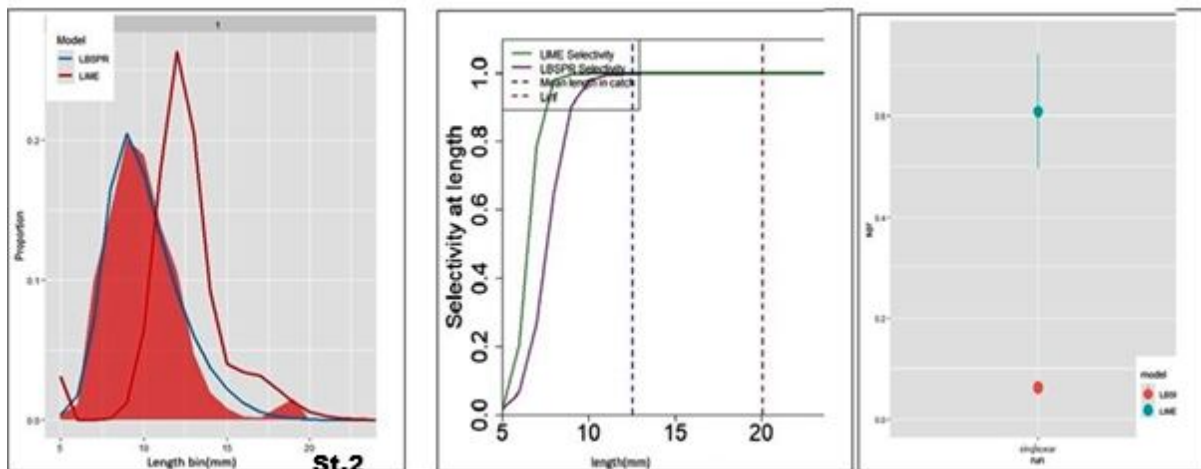
### II.1.5.2.2. Evaluation de Stock de la St.2 (Baie de Guerbez)

Le modèle de base **LIME** a estimé le **ratio du potentiel reproductif (SPR)** à **0,60**, avec un **intervalle de confiance à 95 %** compris entre **0,46 et 0,72**(Fig.35). Cette valeur est **relativement élevée**, bien **au-dessus du seuil critique de 20–30 %** et **supérieure au seuil cible de durabilité fixé à 40 %**. Cela suggère que le **stock de *Phorcus turbinatus* dans la zone d'étude de Guerbez présente une bonne capacité de renouvellement**, traduisant un **état de stock stable ou en croissance**.

Cependant, les résultats obtenus à partir du modèle **LB-SPR** indiquent une **forte exploitation du stock**, avec un **SPR estimé à seulement 0,06** (intervalle de confiance 95 % : 0,05–0,07) (**Fig. 35**). Environ **94 % de l'intervalle de confiance se situe en dessous du seuil critique de 30 %**, et **plus de 99 % en dessous de l'objectif de 40 %**, ce qui classe clairement le **stock comme surpêché** selon les critères du modèle LB-SPR. Les estimations des longueurs à la sélectivité divergent entre les deux modèles :

- **LIME** : SL50 = 6,3 mm ; SL95 = 7 mm
- **LB-SPR**: SL50 = 7,21 mm ; SL95 = 8,56 mm

Les longueurs à 50 % et 95 % de sélectivité estimées par **LB-SPR** sont donc **supérieures à celles obtenues avec LIME**, ce qui reflète une différence dans la modélisation de la pression de pêche. Toutefois, **dans les deux cas, les tailles à la capture restent inférieures à la taille estimée à 50 % de maturité (9 mm)**, ce qui **indique une capture prématurée des individus immatures**, révélatrice d'un **risque élevé de surpêche de recrutement**.

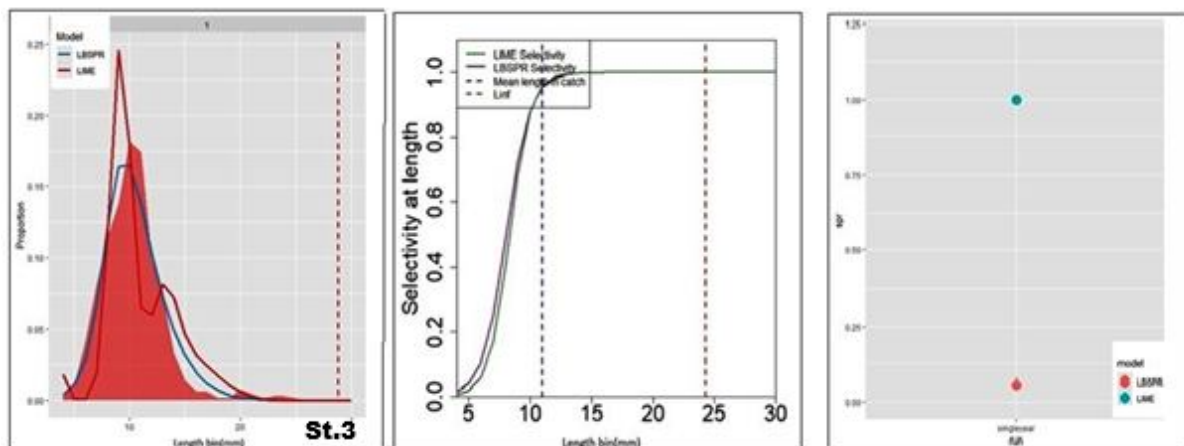


**Figure 35** : Comparaison des estimations de sélectivité et du potentiel reproductif (SPR) pour *Phorcus turbinatus* à la station 2 (St.2, Baie de Guerbez l'année 2019), selon les modèles LIME et LB-SPR.

### II.1.5.2.3. Evaluation de Stock de la St.3 (Baie d'El Kala)

Les modèles de base **LIME** et **LB-SPR** indiquent que l'état du stock du gastéropode *Phorcus turbinatus* dans la baie d'El Kala varie d'un **état non exploité (SPR = 1)** à un **état pleinement ou fortement exploité (SPR ≈ 0,5)**, selon les scénarios analysés (**Fig.36**). Lorsque le **SPR atteint 1**, cela signifie que **la mortalité par pêche (F) est nulle**, traduisant une **absence d'impact sur le potentiel reproductif du stock** au cours de la vie, ce qui correspond à une situation non exploitée. Ces résultats soulignent l'importance d'une **détermination rigoureuse des paramètres biologiques** (longueur à la maturité, courbes de sélectivité), notamment pour l'interprétation des résultats obtenus par le modèle LB-SPR (dans lequel seules les **coquilles vides** ont été prises en compte).

Les modèles **LIME** et **LB-SPR** ont estimé des valeurs proches pour les longueurs à la sélectivité : **8,1 mm pour SL50** (longueur à 50 % de sélectivité) et **9 mm pour SL95** (longueur à 95 % de sélectivité). Selon ces résultats, la **sélectivité de la pêche cible des individus plus petits que la taille à 50 % de maturité**, ce qui suggère une **capture prématurée des individus avant leur contribution au recrutement**(**Fig.36**). Cette situation constitue un **signal de surpêche de recrutement**, compromettant à terme la durabilité du stock.



**Figure 36** : Comparaison des estimations de sélectivité et du potentiel reproductif (SPR) pour *Phorcus turbinatus* à la station 3 (St.3 ; Baie d'El Kala-l'année 2019), selon les modèles LIME et LB-SPR.

### II.1.5.3. Estimations fournies par le modèle LBB (Estimateur de biomasse bayésien basé sur la longueur),

Le modèle **LBB (Length-Based Bayesian Biomass)** permet d'estimer la biomasse relative et la pression de pêche à partir des distributions de longueurs de capture. (**Fig.35**). Présentent les résultats pour les trois stations : **St.1 – Baie de Collo**, **St.2 – Baie de Guerbez**, et **St.3 – Baie d'El Kala**.

La **ligne bleue** correspond à l'ajustement du modèle LBB aux données de longueur, tandis que la **ligne rouge** illustre la prédiction démographique issue du modèle.

Les principaux paramètres estimés sont :

- **Lmean/Lopt** : longueur moyenne relative à la longueur optimale,
- **Lc/Lc\_opt** : longueur à la première capture relative à la longueur optimale,
- **L95th/Linf** : part des grands individus dans la population,
- **B/B0** : biomasse actuelle relative à celle non exploitée,
- **B/BMSY** : biomasse actuelle relative à celle assurant un rendement maximal durable,
- **F/M** : mortalité par pêche relative à la mortalité naturelle.

#### II.1.5.3.1. Évaluation du stock – St.1 : Baie de Collo

Les résultats du modèle (**Fig.37**) indiquent une **biomasse stable et durable** pour la population exploitée dans la baie de Collo. Le **rapport B/B0 = 1** suggère un stock en bon état, tandis que **B/BMSY = 3.2** confirme une biomasse largement supérieure au seuil de durabilité. La **mortalité par pêche F/M = 0.018** est très faible.

Le rapport **Lc/Lc\_opt = 5** montre une capture bien au-delà de la taille optimale, minimisant le risque de surpêche de croissance. Le ratio **L95th/Linf = 0.93** révèle une bonne proportion d'individus de grande taille dans la population.

#### II.1.5.3.2. Évaluation du stock – St.2 : Baie de Guerbez

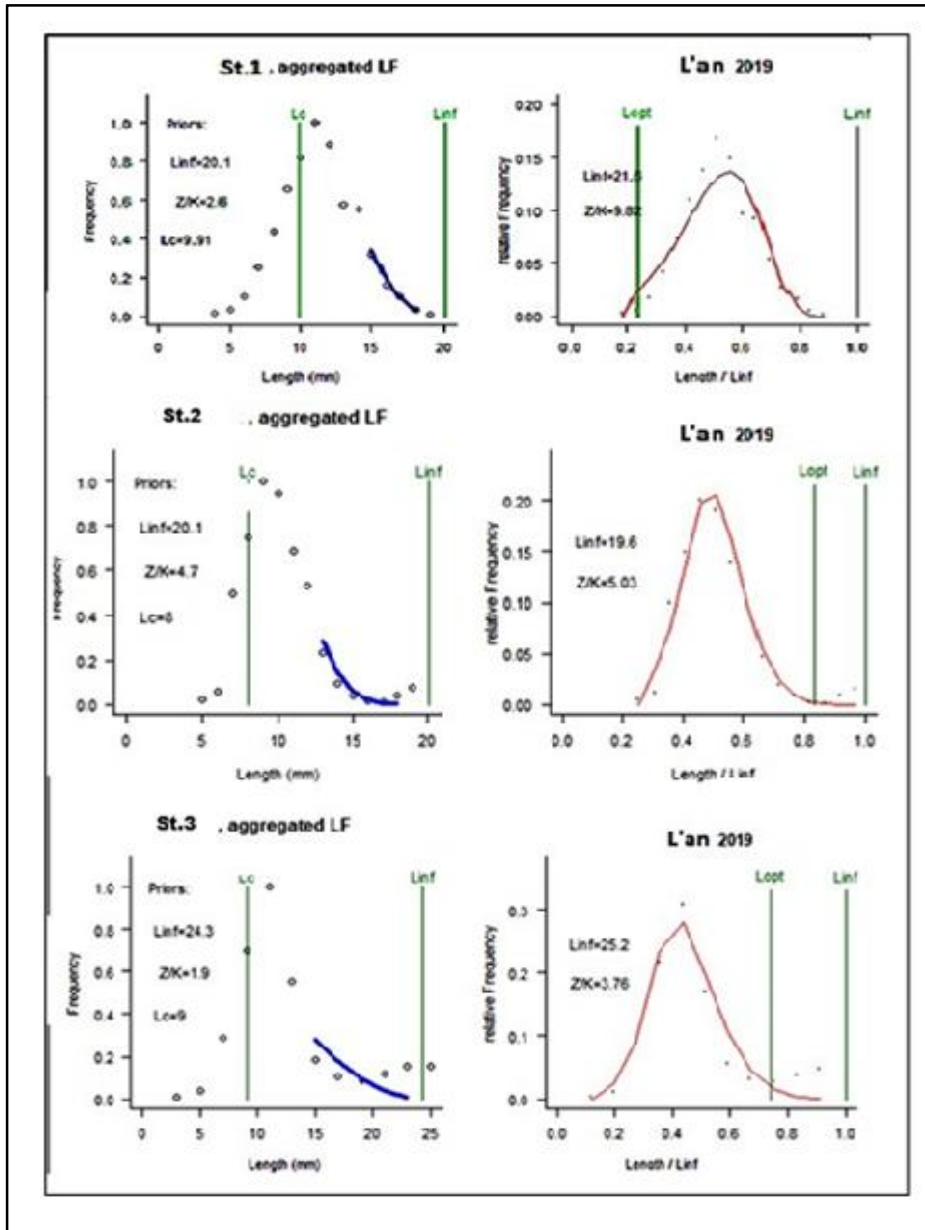
La population exploitée à Guerbez présente un **état alarmant (Fig .37)** :

- **B/B0 = 0.036** signale une réduction de 96 % de la biomasse initiale ;
- **B/BMSY = 0.086** confirme une **surexploitation très sévère** ;
- **F/M = 7.3** reflète une pression de pêche extrêmement élevée.

Les ratios **Lmean/Lopt = 0.71** et **Lc/Lc\_opt = 0.59** révèlent une **capture excessive d'individus immatures**, intensifiant la surpêche de croissance. Toutefois, **L95th/Linf = 0.97** suggère encore une présence marginale de grandes tailles dans le stock.

### II.1.5.3.3. Évaluation du stock – St.3 : Baie d’El Kala

Le stock évalué dans la baie d’El Kala (Fig.37) est **fortement surexploité**. Le ratio **B/BMSY = 0.27** est bien inférieur au seuil de durabilité. La **mortalité par pêche F/M = 2.6** dépasse largement la mortalité naturelle. Le ratio **Lc/Lc\_opt = 0.55** indique une capture prématurée des individus, révélant une **surpêche de croissance**. Malgré cela, **L95th/Linf = 0.91** montre que quelques individus atteignent encore de grandes tailles.



**Figure 37** : Représentation graphique des résultats du LBB pour la population de *Phorcus turbinatus* au niveau des trois stations d’études durant l’année 2019. La courbe de gauche représente l’ajustement du modèle LBB aux données de longueur, et la courbe de droite représentent la prédiction de la méthode LBB, où  $L_c$  représente la longueur de 50% des individus capturés,  $L_{inf}$  indique la limite de longueur du corps.  $L_{opt}$  signifie la longueur lorsque la capture maximale est atteinte.

## II.1.6. Effet spatio-temporel du stress environnemental sur la population de *Phorcus turbinatus*

### II.1.6.1. Paramètres physico-chimiques des eaux

Les paramètres physico-chimiques de l'eau de mer mesurés dans les trois stations d'étude (St.1 : Baie de Collo, St.2 : Baie de Guerbez, : Baie d'El Kala) sont illustrés par les boxplots ci-joints. Ces résultats témoignent d'une variabilité spatiale marquée, susceptible d'influencer la répartition et la croissance des organismes marins tels que *Phorcus turbinatus* (**Fig.38**)

L'évolution spatio-temporelle de la température des eaux superficielles suit un rythme saisonnier classique, directement lié à celui de l'air. Les moyennes enregistrées sont de  $19,2 \pm 4,5^{\circ}\text{C}$  à Collo (St.1),  $17,4 \pm 3,2^{\circ}\text{C}$  à Guerbez (St.2) et  $21,1 \pm 4,8^{\circ}\text{C}$  à El Kala (St.3). Ce facteur joue un rôle majeur dans la répartition des espèces marines et la limitation de certaines activités biologiques. À El Kala(St.3), la température plus élevée pourrait refléter une influence microclimatique ou une configuration hydrographique favorisant la rétention thermique.

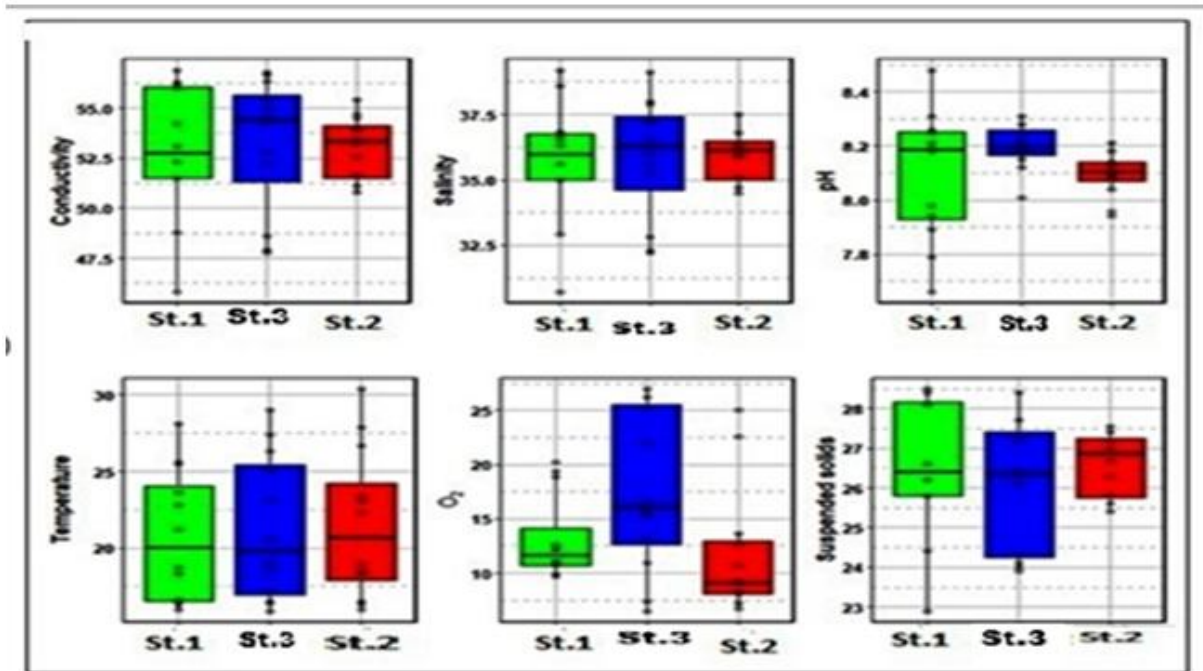
Concernant la conductivité, les valeurs moyennes sont de  $54,2 \pm 1,8$  mS/cm à Collo(St.1),  $52,1 \pm 1,6$  mS/cm à Guerbez (St.2) et  $53,9 \pm 2,0$  mS/cm à El Kala (St.3), indiquant une salinité ionique relativement homogène mais légèrement plus concentrée à Collo(St.1).

La salinité reste stable entre les stations, avec une moyenne de  $36,5 \pm 0,8$  PSU à Collo(St.1),  $35,8 \pm 0,9$  PSU à Guerbez (St.2) et  $37,0 \pm 1,0$  PSU à El Kala (St.3). La légère élévation observée à El Kala pourrait être attribuée à une évaporation plus intense ou à une influence limitée des eaux continentales.

Les mesures du pH montrent une tendance neutre à légèrement alcaline dans toutes les stations, avec des moyennes de  $8,15 \pm 0,18$  à Collo (St.1),  $8,00 \pm 0,15$  à Guerbez (St.2) et  $7,95 \pm 0,28$  à El Kala (St.3). Les fluctuations observées sont plus marquées à El Kala (St.3), pouvant résulter de variations biologiques ou chimiques locales (photosynthèse, décomposition organique).

L'oxygène dissous révèle une différence notable entre les stations :  $9,8 \pm 2,1$  mg/L à la (St.1),  $13,2 \pm 2,6$  mg/L à la (St.2) et  $19,5 \pm 4,3$  mg/L à la (St.3). La concentration élevée à la St.3 pourrait traduire une meilleure oxygénation de l'eau, possiblement liée à une forte activité photosynthétique ou à des conditions hydrodynamiques particulières.

Enfin, les matières en suspension (MES) présentent des concentrations moyennes de  $4,8 \pm 0,9$  mg/L à Collo (St.1),  $5,5 \pm 1,1$  mg/L à la St.2 et  $4,2 \pm 0,7$  mg/L à la St.3. Ces valeurs indiquent une turbidité légèrement accrue à la St.2, probablement liée à des apports terrigènes ou à une remise en suspension locale des sédiments.



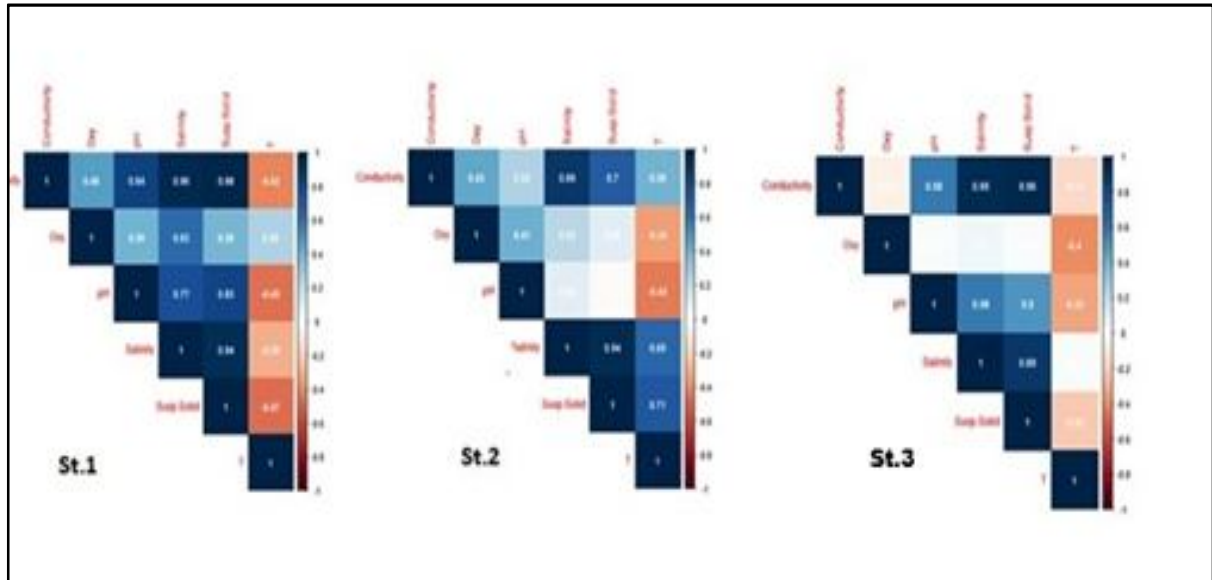
**Figure 38 :** Boxplot spatio-temporel des paramètres physico-chimiques (T°C, pH, O<sub>2</sub> dissous, conductivité, TDS, salinité) des stations d'étude de *P. turbinatus* durant l'année 2019.

La comparaison des paramètres physico-chimiques entre les trois stations d'échantillonnage – **St.1** (Collo), **St.2** (Guerbez), et **St.3** (El-Kala) – révèle des différences notables dans les relations entre les variables (**Fig.39**).

À Collo (**St.1**), on observe de fortes corrélations positives entre la salinité, le pH ( $r = 0,77$ ) et la température ( $r = 0,74$ ), ce qui traduit une influence marine marquée. Cette station présente également une forte corrélation entre la salinité et la conductivité ( $r = 0,98$ ), ainsi qu'une corrélation négative significative entre l'oxygène dissous et la température ( $r = -0,47$ ) et le pH ( $r = -0,66$ ), indiquant un appauvrissement en oxygène dans les eaux plus chaudes et plus alcalines.

À Guerbez (**St.2**), la salinité montre une corrélation forte avec la conductivité ( $r = 0,89$ ) et le pH ( $r = 0,58$ ), tandis que l'oxygène dissous est inversement corrélé à la température ( $r = -0,41$ ) et aux solides en suspension ( $r = -0,32$ ). Ces résultats traduisent une variabilité spatiale des interactions physico-chimiques, influencée probablement par les caractéristiques environnementales propres à chaque site.

Enfin, à El-Kala (**St.3**), les corrélations sont plus modérées : la température est fortement liée aux solides en suspension ( $r = 0,71$ ), et la salinité reste positivement corrélée à la conductivité ( $r = 0,94$ ) et au pH ( $r = 0,43$ ). L'oxygène dissous y présente également une relation négative avec la température ( $r = -0,45$ ).

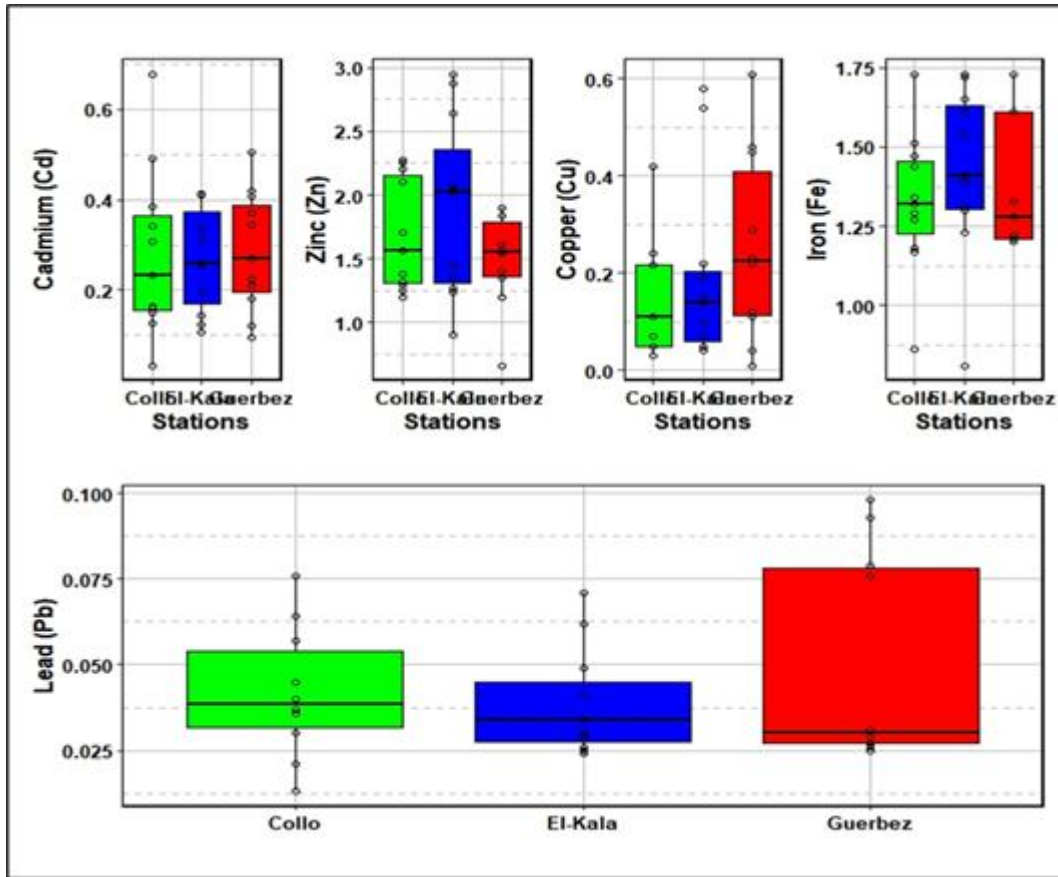


**Figure 39** : Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques dans les trois stations d'études durant l'année 2019.

### II.1.6.2. Paramètres métalliques des eaux de surfaces des stations d'études

Les concentrations moyennes et la répartition spatiale des éléments traces métalliques (ETM) dans les eaux de surface des trois sites — Baie de Collo (St.1), Baie de Guerbez (St.2) et Baie d'El Kala (**St.3**) — sont présentées ci-dessus (**Fig.40**). Le test de Kruskal-Wallis ( $p > 0,05$ ) ne révèle aucune différence statistiquement significative entre les sites, indiquant une homogénéité spatiale des concentrations en métaux dissous.

Cependant, la charge métallique moyenne totale (somme des concentrations moyennes des ETM) varie selon les sites : la Baie d'El Kala (**St.3**) affiche la charge la plus faible ( $2,498 \pm 1,037 \mu\text{g/L}$ ), suggérant un niveau de pollution moindre, tandis que la Plage Guerbez (**St.2**) présente la plus élevée ( $3,522 \pm 1,03 \mu\text{g/L}$ ). Le classement des sites selon la charge métallique décroissante est : (**St.3**)<(**St.1**)<(**St.2**) bien que ces différences ne soient pas statistiquement significatives.



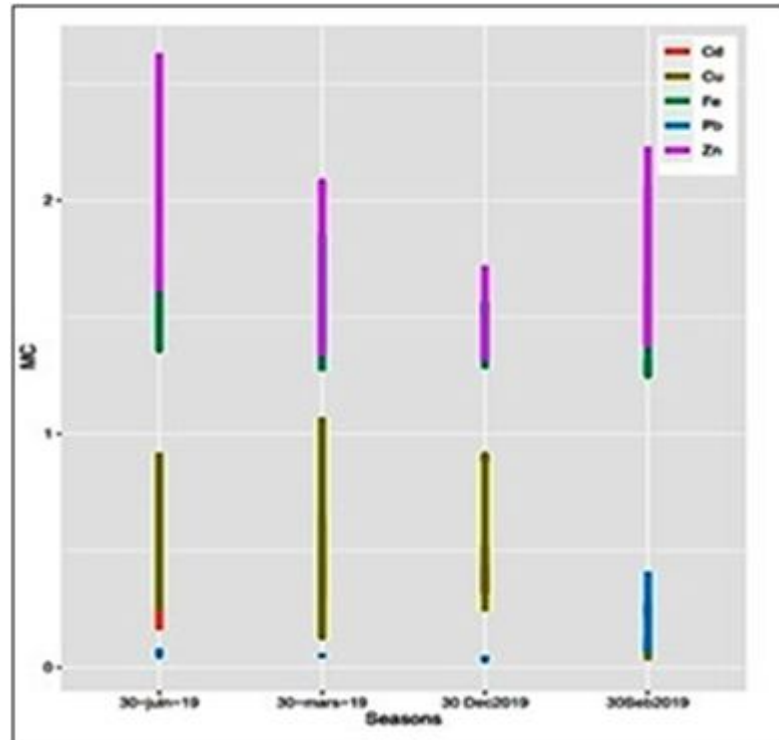
**Figure 40 :** Boxplot spatio-temporel des paramètres métalliques chez *Phorcus turbinatus* dans les trois stations d'études durant l'année 2019.

### II.1.6. 3. Variations saisonnières des métaux trace dissous dans les eaux de surface

Les concentrations en éléments traces varient considérablement selon les saisons (**Fig.41**). Toutefois, le cuivre (Cu) et le cadmium (Cd) ne présentent pas de variations saisonnières significatives (valeurs de  $p = 0,843$  et  $0,925$ , respectivement). La saisonnalité est globalement peu marquée sur les trois stations (**St.1** : Baie de Collo, **St.2** : Baie de guerbez, **St.3** : Baie d'El Kala), bien qu'une légère baisse des concentrations soit observée au début de l'automne.

Le site d'El Kala (**St.3**) présente des concentrations moyennes plus élevées au printemps, atteignant environ  $1,85 \mu\text{g/L}$ , tandis qu'au début et au milieu de l'automne, ces concentrations chutent à moins de  $1,40 \mu\text{g/L}$ .

La concentration en zinc total à la station d'El Kala est d'environ  $2,63 \mu\text{g/L}$ , contre  $2,08 \mu\text{g/L}$  au site de Guerbez (**St.2**), soit plus du double de celle observée à un autre site. La saisonnalité est marquée, chaque station présentant un pic de concentration moyenne en été et un minimum au début de l'hiver.



**Figure 41** : Série temporelle des concentrations moyennes des ETMs (Cd,Cu,Fe,Pb,Zn) des eaux de surface dans les trois stations d'études durant l'année 2019.

#### II.1.6.4. Corrélations entre les paramètres physico-chimiques et les concentrations moyennes des éléments traces métalliques (ETMs) dissous dans les eaux de surface

En hiver, le zinc (Zn) est corrélé de manière négative avec la température, le pH et la conductivité. Une corrélation positive est observée entre le Zn et la matière en suspension (**Fig.42**). Le cuivre (Cu) présente une corrélation négative avec l'ensemble des paramètres physico-chimiques. Le fer (Fe) montre une corrélation significative avec le pH, la température et l'oxygène dissous. Une corrélation significative est également enregistrée entre le cadmium (Cd) et le pH, la température et l'oxygène dissous, avec des coefficients respectifs de  $r = -0,20$ ;  $-0,34$ ;  $-0,49$ . En revanche, le plomb (Pb) est significativement corrélé avec l'ensemble des paramètres physico-chimiques (**Fig.42**).

Au milieu du printemps, les principales corrélations positives observées pour le Zn concernent la température et la conductivité. Le Cu est corrélé négativement avec le pH et l'oxygène dissous (**Fig.42**). Le Fe présente une corrélation négative avec le pH, la température, la salinité et la matière en suspension, mais une corrélation positive avec la conductivité. Le Pb est positivement corrélé avec la salinité et la température, et négativement avec l'oxygène dissous. Le Cd est positivement corrélé avec le pH, la température, l'oxygène dissous et la conductivité, et négativement avec la matière en suspension.

Durant l'été, une corrélation significative positive est notée entre le Zn et plusieurs paramètres : pH ( $r = 0,43$ ), oxygène dissous ( $r = 0,66$ ), matière en suspension ( $r = 0,49$ ), conductivité ( $r = 0,45$ ). En revanche, la salinité ( $r = -0,45$ ) et l'oxygène dissous ( $r = -0,66$ ) présentent une corrélation négative avec le Zn. Par ailleurs, les concentrations en Pb et en Fe dans les eaux de surface montrent une corrélation significative négative avec l'ensemble des paramètres mesurés (Fig. 42).

En automne, différentes corrélations ont été enregistrées entre certains paramètres physico-chimiques. Une corrélation très hautement significative et positive a été observée entre la température et le Zn ( $r = 0,90$ ). À l'inverse, l'oxygène dissous présente une corrélation significative et négative avec la concentration en Zn ( $r = -0,63$ ). De plus, une corrélation significative a été notée entre la température et le Cu ( $r = 0,56$ ) (Fig. 42).

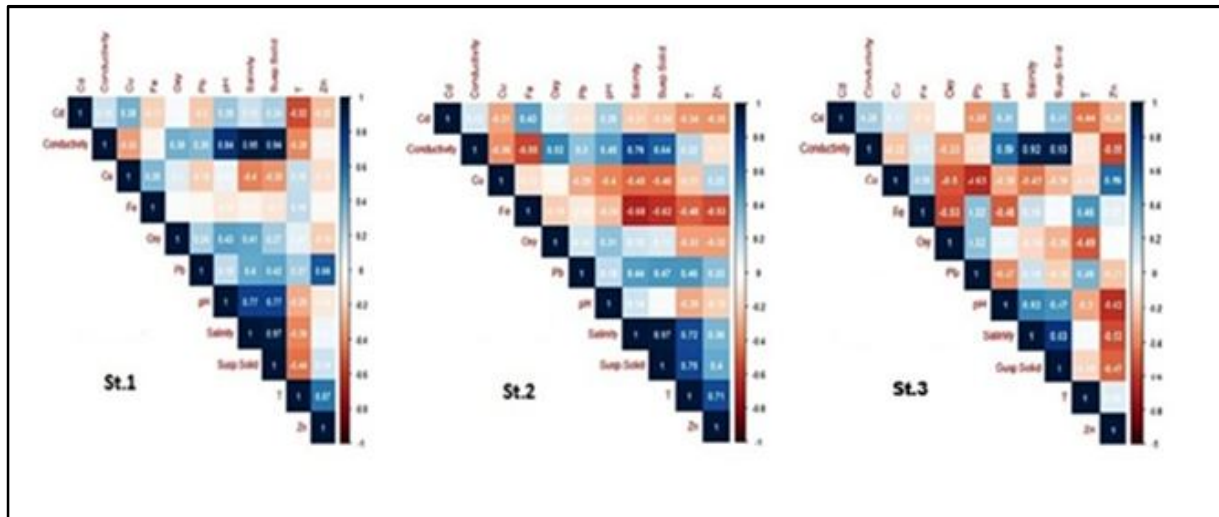
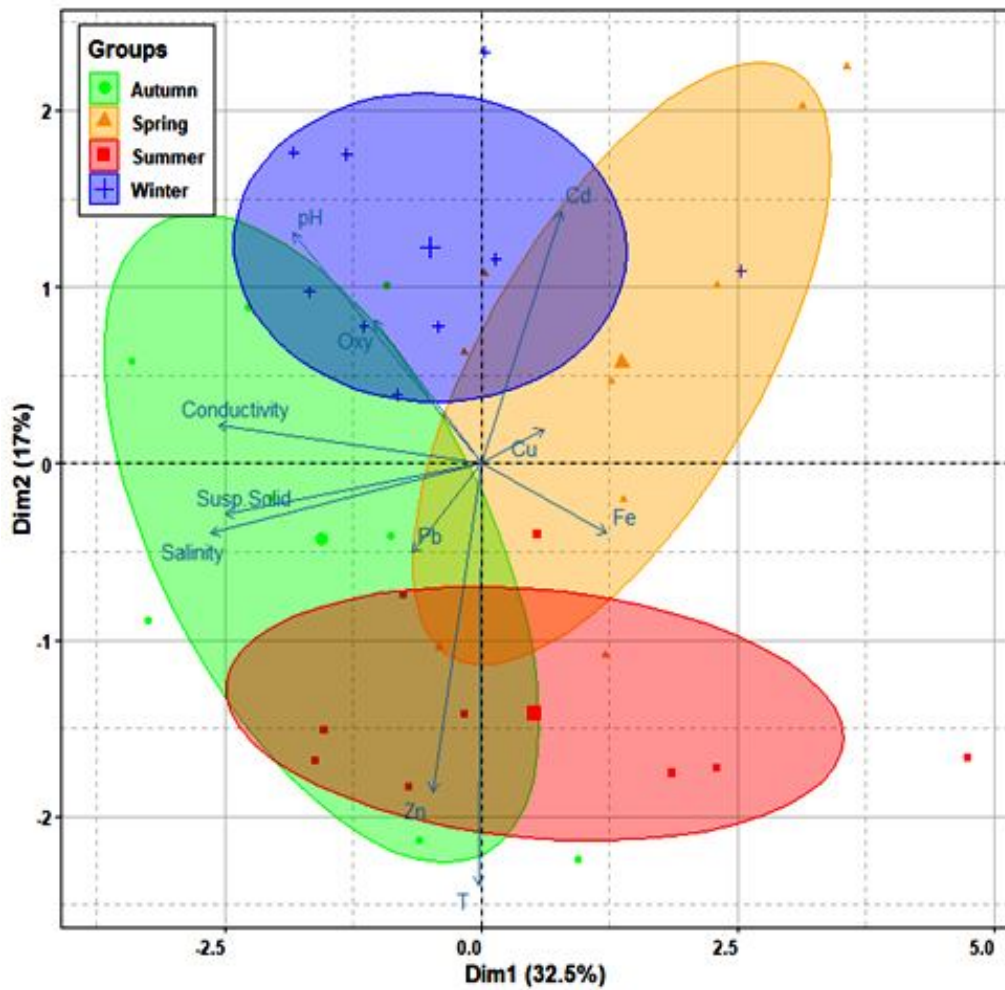


Figure 42 : Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques et ETM des eaux des trois stations d'études durant l'année 2019.

L'analyse en composantes principales a révélé que **les deux premières dimensions expliquent ensemble 50 % de la variance totale**, ce qui permet d'obtenir une représentation acceptable des données dans un espace réduit. Cette projection permet ainsi de **discriminer partiellement les trois stations étudiées (St.1, St.2, St.3)**, en mettant en évidence les différences de pression environnementale et de contamination. La station **St.1 (Baie de Collo)** apparaît notamment comme la plus influencée par les éléments métalliques, tandis que **St.3 (Baie d'El Kala)** semble davantage caractérisée par des paramètres physico-chimiques relativement stables et moins chargés en métaux (Fig. 43).



**Figure 43 :** ACP des paramètres physico-chimiques et des ETMs des eaux superficielles des trois stations d'études durant l'année 2019.

#### II.1.6.5. Variations des concentrations en éléments traces chez les *Phorcus turbinatus*

Des différences significatives entre les stations ont été observées pour le zinc (Zn) et le plomb (Pb) bioaccumulés dans *Phorcus turbinatus*. En revanche, le cuivre (Cu) et le cadmium (Cd) ne présentent pas de différences statistiquement significatives entre les stations (ANOVA à deux facteurs,  $p > 0,05$ ).

Le Cd est le métal le moins bioaccumulé dans les tissus des individus de *P.turbinatus* prélevés, avec des concentrations moyennes de  $0,02 \pm 0,14 \mu\text{g/g PS}$  au niveau de la **Baie de Collo (St.1)**,  $0,05 \pm 0,04 \mu\text{g/g PS}$  à la **Baie de Guerbez (St.2)** et  $0,06 \pm 0,05 \mu\text{g/g PS}$  à la **Baie d'El Kala (St.3)**.

Les valeurs maximales des concentrations moyennes internes en Zn et en Pb ont été enregistrées chez les femelles issues de la **Baie de Collo (St.1)**, avec respectivement  $1,38 \pm 0,29 \mu\text{g/g PS}$  pour le Zn et  $1,37 \pm 0,52 \mu\text{g/g PS}$  pour le Pb.

Concernant le Cu, une concentration légèrement plus élevée a été observée chez les mâles du genre *Phorcus* provenant de la Baie d'El Kala (St.3) ( $0,28 \pm 0,59 \mu\text{g/g PS}$ ), comparativement aux individus des autres stations. Toutefois, cette différence n'est pas statistiquement significative (ANOVA,  $p > 0,05$ ).

Pour chaque station, l'indice de pollution par les éléments traces (TEPI) a été calculé. Les valeurs obtenues révèlent une certaine homogénéité entre les stations de la **Baie de Collo (St.1)** et de la **Baie de Guerbez (St.2)**, tandis qu'une plus faible plage de variation a été observée pour la **Baie d'El Kala (St.3)**. Les valeurs de l'indice TEPI s'échelonnent de 0,142 à 0,45.

Sur la base du TEPI, **Collo** apparaît comme le site le plus contaminé, avec les niveaux les plus élevés de Zn, Cu et Pb. Ces concentrations élevées semblent influencer directement les valeurs de l'indice TEPI. En effet, les indices calculés indiquent un ordre décroissant de contamination : **Baie de Collo (St.1)**: TEPI = 0,45 > **Baie de Guerbez (St.2)** : TEPI = 0,375 > **Baie d'El Kala (St.3)** : TEPI = 0,142.

Bien que les trois stations soient globalement classées comme **faiblement contaminées** en éléments traces métalliques (ETMs) selon l'échelle de qualité locale (LCL), des **variations significatives** de l'indice TEPI ont été observées. Cette variabilité traduit des **expositions environnementales différenciées**, probablement liées à des **pressions anthropiques spécifiques** à chaque site (**Tab.12**).

**Tableau 12** : Indice de pollution par les éléments traces (TEPI & LCL) chez *P. turbinatus* dans les trois stations d'études durant l'année 2019.

Stations	TEPI	Échelle de qualité locale
<b>St.1</b>	0,45	Faible niveau de contamination LCL
<b>St.2</b>	0,375	Faible niveau de contamination LCL
<b>St.3</b>	0,142	Faible niveau de contamination LCL

Il est à noter que certaines stations considérées comme des zones de référence, en raison de leur statut présumé de sites non impactés, montrent néanmoins des signes de contamination par les éléments traces, ce qui remet en question leur caractère réellement préservé. Les valeurs de l'indice de variation spatiale des éléments traces (TESVI) varient de **0,58 à 4,77**.

Le **plomb (Pb)** présente la **plus forte variation spatiale** entre les stations, avec une valeur TESVI maximale de **4,77**. La station ayant enregistré la concentration moyenne la plus élevée en Pb dans *P. turbinatus* est à la **Baie de Collo (St.1)**, avec  $1,44 \pm 0,56 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Après le Pb, seuls deux des quatre oligo-éléments étudiés ont affiché une valeur de TESVI supérieure à 1,0, indiquant une variation spatiale notable : **Zinc (Zn)** : TESVI = 2,00 ; **Cuivre (Cu)** : TESVI = 1,69

En revanche, le **cadmium (Cd)** est l'élément qui présente la **plus faible variation spatiale** entre les stations, avec un TESVI de **0,58**. Le classement croissant des valeurs TESVI des oligo-éléments est le suivant : **Cd < Cu < Zn < Pb**

Ce classement met en évidence les éléments trace les plus problématiques d'un point de vue environnemental. Ainsi, le Pb, suivi du Zn et du Cu, apparaît comme un indicateur potentiel de **pollution localisée**, tandis que le Cd, faiblement variable, pourrait refléter une contamination diffuse ou un faible niveau d'exposition généralisée.

Les concentrations en oligo-éléments (Cu, Zn, Pb) dans la chair de *Phorcus turbinatus* varient de manière saisonnière, avec une tendance générale à la baisse au printemps et en été, avant d'augmenter à nouveau en automne et en hiver. Le cadmium (Cd) fait exception à cette tendance, avec des variations très faibles tout au long de l'année.

Malgré ces fluctuations apparentes, l'analyse multivariée (MANOVA) n'a pas révélé de différence statistiquement significative entre les saisons ( $p > 0,05$ ), ce qui suggère que les variations saisonnières observées peuvent être influencées par des facteurs biologiques ou environnementaux non mesurés ou de faible intensité.

#### **II.1.6.6. Approche de Régression Logistique pour l'Évaluation des Facteurs de Risque Liés à la Pollution Métallique chez *Phorcus turbinatus***

L'analyse statistique par régression logistique binaire a permis d'évaluer l'influence des stations (Baie de Collo – **St.1**, Baie de Guerbez – **St.2** et Baie d'El Kala – **St.3**), des métaux lourds (Cd, Cu, Pb) et des saisons sur le risque de pollution métallique chez *Phorcus turbinatus*.

Les résultats mettent en évidence une variation spatiale significative, avec un risque maximal observé à la station de la Baie de Collo (St.1) (Odds Ratio : 2,85), suivie par la Baie d’El Kala (St.3) (OR : 1,99) et la Baie de Guerbez (St.2) (OR : 1,80).

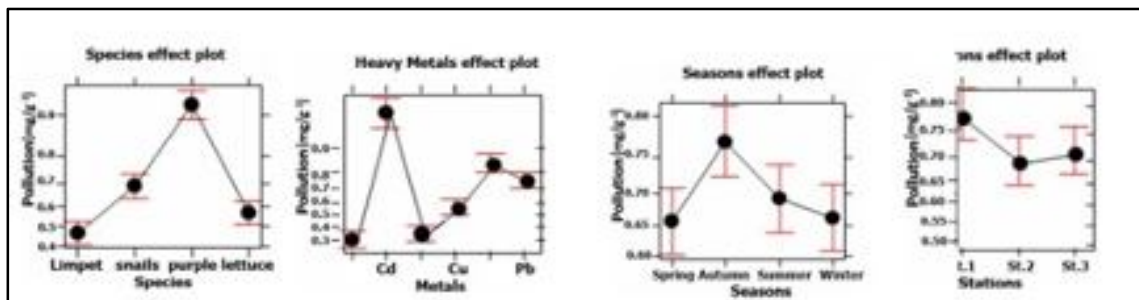
En ce qui concerne les contaminants, le cadmium (Cd) se distingue comme le principal facteur de risque (OR : 64,88), suivi par le plomb (Pb) (OR : 7,12) et le cuivre (Cu) (OR : 2,92), confirmant leur rôle prépondérant dans la pollution métallique des zones étudiées.

L’effet saisonnier n’est significatif qu’en automne, période durant laquelle le risque de contamination est presque doublé (OR : 1,75) par rapport au printemps, utilisé comme saison de référence.

Enfin, cette analyse souligne le potentiel bioindicateur élevé de *Phorcus turbinatus*, dont le risque de pollution est multiplié par 2,5 par rapport à d’autres espèces de mollusques, confirmant ainsi sa pertinence pour les programmes de biosurveillance des métaux lourds (Tab.13 ; Fig.44).

**Tableau 13** : Odds ratios (OR) et valeurs de p associées aux différentes variables explicatives du modèle de régression logistique

Variabiles	OR	Pr(> z )
<b>Phorcusturbinatus</b>	2.523	5.99e-09
<b>Cadmium (Cd)</b>	64.885	< 2e-16
<b>Cuivre (Cu)</b>	2.919	6.49e-09
<b>Plomb (Pb)</b>	7.116	< 2e-16
<b>Automne</b>	1.748	0.0008
<b>Été</b>	1.174	0.327
<b>Hiver</b>	1.027	0.870
<b>Station 1</b>	2.847	4.21e-10
<b>Station 2</b>	1.810	0.0003
<b>Station 3</b>	1.988	2.84e-05



**Figure 44** : Représentation graphique de l’effet de chaque variable du modèle logistique.

#### II.1.6.7. Évaluation intégrée du stock de *Phorcus turbinatus* : Influence des ETMs, des paramètres environnementaux et biologiques

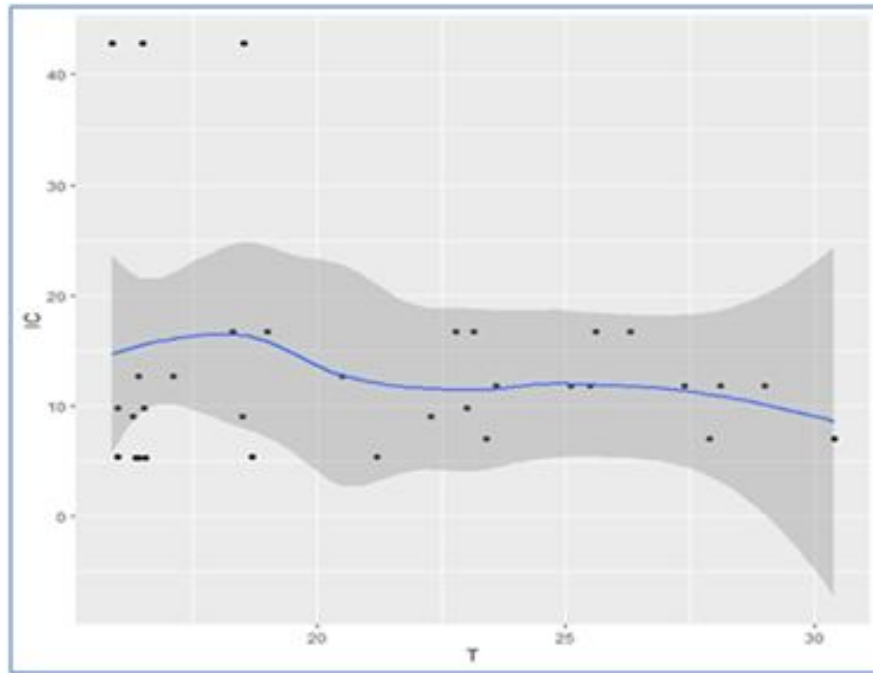
L'évaluation intégrée du stock de *Phorcus turbinatus* dans les trois stations étudiées — **St.1 (Baie de Collo)**, **St.2 (Baie de Guebez)** **St.3 (Baie d'El Kala)** révèle une variabilité biologique et environnementale marquée, influençant la dynamique de bioaccumulation des éléments traces métalliques (ETMs).

La structure des populations montre un stock plus jeune et dense à Collo (**St.1**) (pic à 19 mm, taille modale plus petite), tandis que les individus capturés à El-Kala affichent une taille plus élevée, traduisant des conditions environnementales potentiellement plus favorables à la croissance. La relation taille-poids révèle une allométrie légèrement négative ( $b < 3$ ), indiquant une croissance pondérale moins rapide par rapport à la longueur chez la population, dans les trois sites d'études.

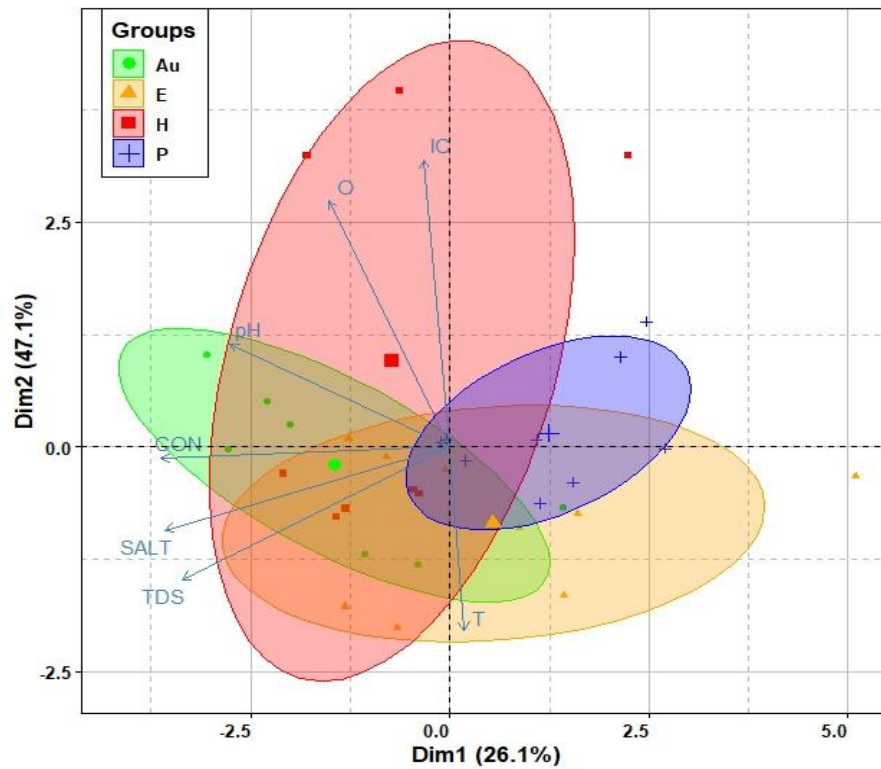
L'analyse de l'indice de condition (IC) par modèle additif généralisé (GAM) montre une faible influence de la température (relation négative non significative), alors que L'analyse en composantes principales (ACP) révèle une structuration saisonnière marquée des populations de *Phorcus turbinatus* en fonction des paramètres physico-chimiques du milieu.

Ainsi, la saison hivernale se distingue par un indice de condition (IC) plus élevé, associé à des concentrations supérieures en oxygène dissous, traduisant des conditions environnementales favorables au développement physiologique des individus. En revanche, les saisons estivale et automnale se caractérisent par des niveaux accrus de salinité et de conductivité, susceptibles d'imposer un stress osmotique aux organismes.

Le printemps, quant à lui, apparaît comme une période de transition intermédiaire entre ces deux extrêmes saisonniers. Globalement, cette structuration met en évidence l'influence directe des paramètres abiotiques sur l'état physiologique et la condition corporelle de *Phorcus turbinatus* selon les saisons (**Fig.45**) ; (**Fig.46**).



**Figure 45** Relation entre l'indice de condition (IC) et la température chez *Phorcus turbinatus* modélisée par un modèle additif généralisé (MAG)



**Figure 46** : Analyse multivariée des relations entre paramètres physico-chimiques et état physiologique de *Phorcus turbinatus* dans les trois stations d'études durant l'année 2019.

Ces paramètres interagissent avec la physiologie de l'espèce pour moduler son état corporel. Sur le plan de la contamination métallique, les facteurs de bioaccumulation (FBA) montrent une forte hétérogénéité : **le Pb est massivement accumulé à la St.1 (FBA = 19,64), le Cu est fortement bioaccumulé à St.3 (FBA = 2,50)**, tandis que **le Zn est modérément concentré à la St.1 et la St.2**, suggérant une biodisponibilité accrue sur ces deux sites. Le Cd, quant à lui, présente une bioaccumulation globalement faible, avec un pic à la **St.3 (FBA = 0,85)**, probablement lié à une régulation physiologique efficace ou à une faible charge environnementale (**Tab.14**).

**Tableau : 14** Facteur de bioaccumulation (FBA) de 4 éléments traces (Zn,Cu,Pb,Cd) , dans les trois stations d'études durant l'année 2019.

ETMs	FBA		
	Baie de Collo (St.1)	Baie de Guerbez (St.2)	Baie d'El Kala (St.3)
<b>Zn</b>	0.6938296	0.741688	0.14881939
<b>Cu</b>	0.89983871	0.39550083	2.50178302
<b>Pb</b>	19.6388818	8.65672888	2.45459244
<b>Cd</b>	0.12129707	0.19071638	0.85009569

En outre, des variations saisonnières ont été observées dans les teneurs tissulaires en métaux, notamment une légère décroissance au printemps-été, bien que non significative statistiquement. Ces résultats soulignent la complexité des processus de bioaccumulation chez *P. turbinatus*, influencés conjointement par les paramètres physico-chimiques, les traits biologiques de l'espèce et la nature des pressions environnementales. L'approche intégrée adoptée ici confirme la valeur de *P. turbinatus* en tant que bioindicateur sensible mais fiable de la qualité chimique du milieu marin côtier.

Ces résultats soulignent l'importance de mettre en place **des mesures de gestion différenciées** selon les sites. Un **suivi régulier** du recrutement et de la structure de taille, couplé à une **réglementation du prélèvement** (taille minimale de capture, période de repos biologique), serait essentiel pour garantir la **durabilité du stock de *Phorcusterbinatus*** sur l'ensemble de la côte Nord-Est algérienne.

Les différences observées entre les stations en termes de croissance, de longévité et de taille maximale atteinte mettent en lumière l'importance d'adopter une **gestion spatialisée et différenciée** des stocks de *Phorcus turbinatus* sur le littoral algérien. À El-Kala, où la croissance est plus lente mais permet d'atteindre des tailles plus importantes, les individus semblent bénéficier de conditions écologiques plus favorables et d'un moindre stress anthropique. Cela suggère que cette zone pourrait servir de **réservoir génétique** ou de **site de référence pour la conservation**.

En revanche, les sites de Collo et Guerbez, où les individus présentent une croissance plus rapide mais une taille maximale plus réduite, pourraient être soumis à une **pression de récolte plus élevée** ou à des **conditions environnementales moins optimales**, ce qui justifie la mise en place de mesures de gestion plus strictes dans ces zones. Il serait pertinent de recommander :

- L'instauration de **tailles minimales de capture** supérieures à 20 mm,
- La **limitation des périodes de récolte**, notamment durant les pics de recrutement,
- La **surveillance continue des paramètres de croissance** à l'aide de méthodes comme ELEFAN\_GA\_boot.

Enfin, les résultats mettent en évidence la nécessité d'un **suivi à long terme** des populations locales afin de détecter d'éventuelles variations temporelles dans la dynamique de croissance, pouvant résulter du changement climatique ou d'activités anthropiques croissantes.

Une approche écosystémique intégrant ces données de croissance et de structure démographique permettrait de **garantir une exploitation durable du stock** tout en préservant la biodiversité marine côtière.

## Volet II : Cartographie et estimation du stock de *Phorcus turbinatus*

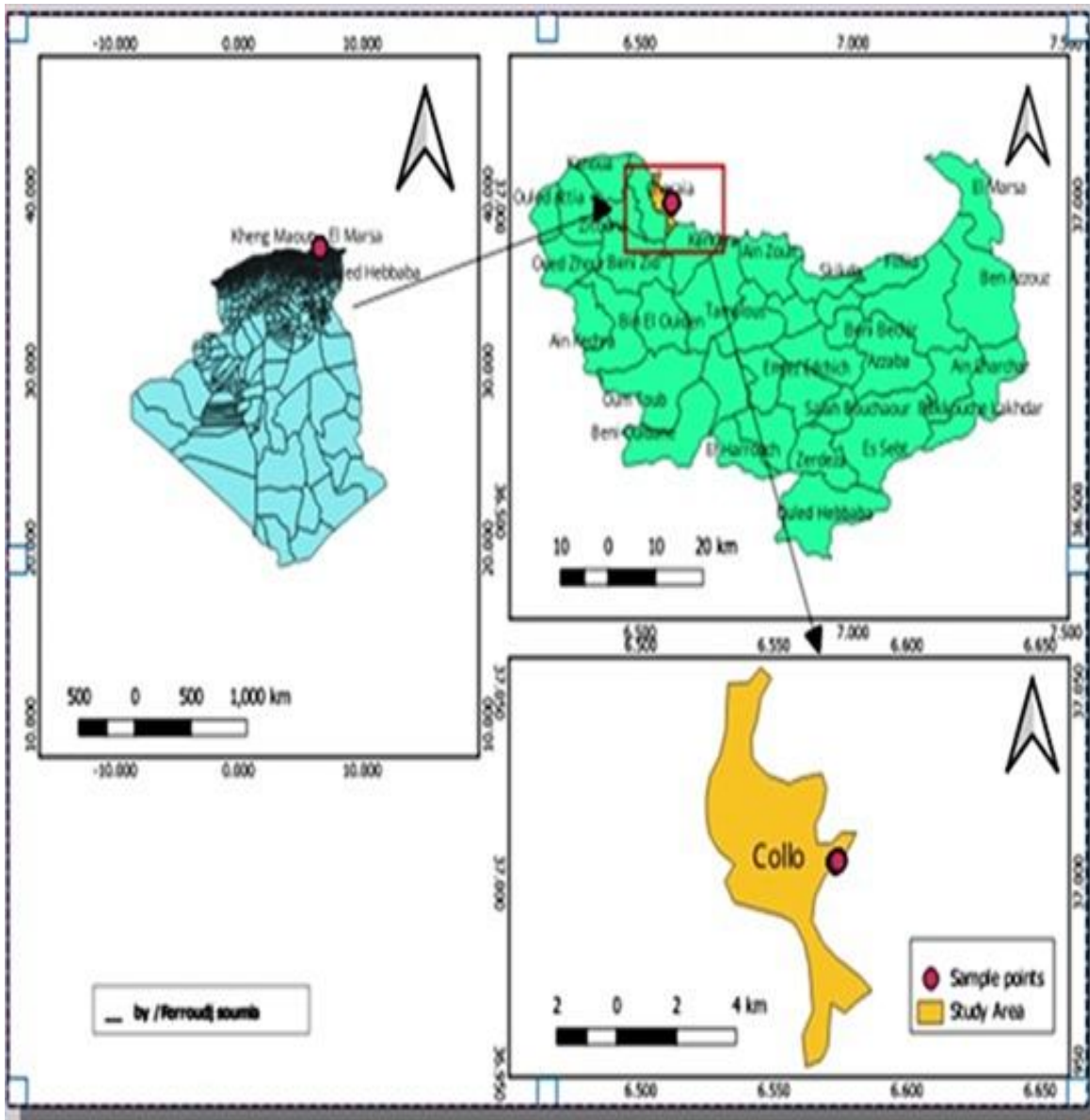
### II.1.7. Choix de la station St.1 (Baie de Collo)

La baie de Collo (station **St.1**, **Fig.47**) a été retenue comme site prioritaire pour l'analyse spatiale de *Phorcus turbinatus* en raison de sa fonction d'habitat pérenne pour cette espèce. La persistance des populations tout au long du cycle annuel s'explique par la présence continue de substrats rocheux structurés, offrant à la fois une disponibilité optimale de microhabitats (refuges thermiques, zones ombragées) et une accessibilité constante aux ressources trophiques essentielles. Cette stabilité écologique, caractéristique des écosystèmes rocheux méditerranéens, confère au site une représentativité remarquable pour l'étude des dynamiques spatio-temporelles des populations de gastéropodes intertidaux. Sa configuration géomorphologique homogène minimise, par ailleurs, les biais liés à l'hétérogénéité environnementale, permettant une modélisation fiable des patrons de distribution.

La baie de Collo présente également une atténuation significative de la périodicité saisonnière dans la dynamique de *P. turbinatus*, se traduisant par une continuité démographique tout au long de l'année. Cette constance contraste nettement avec les schémas classiques de fluctuations saisonnières de mortalité et de recrutement décrits chez les gastéropodes intertidaux méditerranéens (Chelazzi *et al.*, 1997). Ce phénomène semble résulter d'une synergie de mécanismes écologiques favorables intrinsèquement liés à la structure complexe du microhabitat rocheux, notamment :

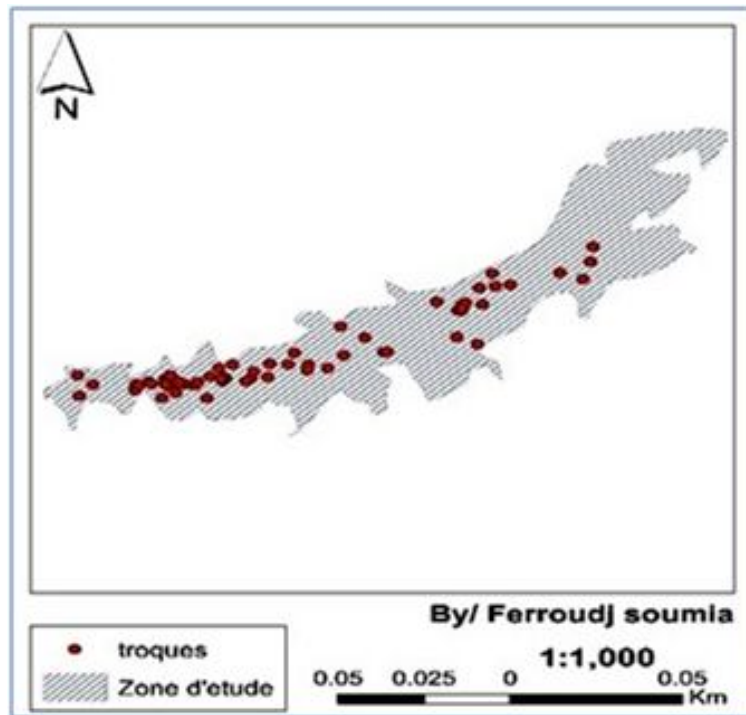
- Une **stratification thermique passive**, assurant une régulation des températures extrêmes,
- Une **rétenion hydrologique optimisée**, maintenant l'humidité et la salinité,
- Une **productivité trophique compensatoire**, soutenue par des biofilms microbiens actifs même en période défavorable.

À cela s'ajoute une **connectivité larvaire optimale**, favorisée par des courants résiduels circonscrits, qui homogénéisent le recrutement spatialement et réduisent les biais liés à la dispersion larvaire. Cette combinaison de stabilité écologique et d'auto cohérence démographique confère à la baie de Collo le statut de **modèle réduit exceptionnel** pour l'étude des dynamiques spatiales intrinsèques des populations intertidales, indépendamment des variations extrinsèques majeures (Guichard *et al.*, 2004).



**Figure 47 :** Localisation précise de la station d'étude (St.1 : Baie de Collo).  
(QGIS, conception pers).

Le printemps joue un rôle de pivot dans les cycles naturels. Il marque la transition vers des conditions favorables à la reproduction, à la croissance et à la dispersion des organismes benthiques, comme *P. turbinatus*. Cette période est également considérée comme un indicateur sensible des changements écosystémiques à l'échelle régionale et globale (Schwartz, 2003). L'arrivée précoce du printemps, souvent liée aux changements climatiques, peut profondément modifier les cycles de vie, les interactions biologiques et la structuration des communautés (Walther *et al.*, 2002).



**Figure 48 :** Carte de la couche Shape-file (Sph) de la zone d'étude.

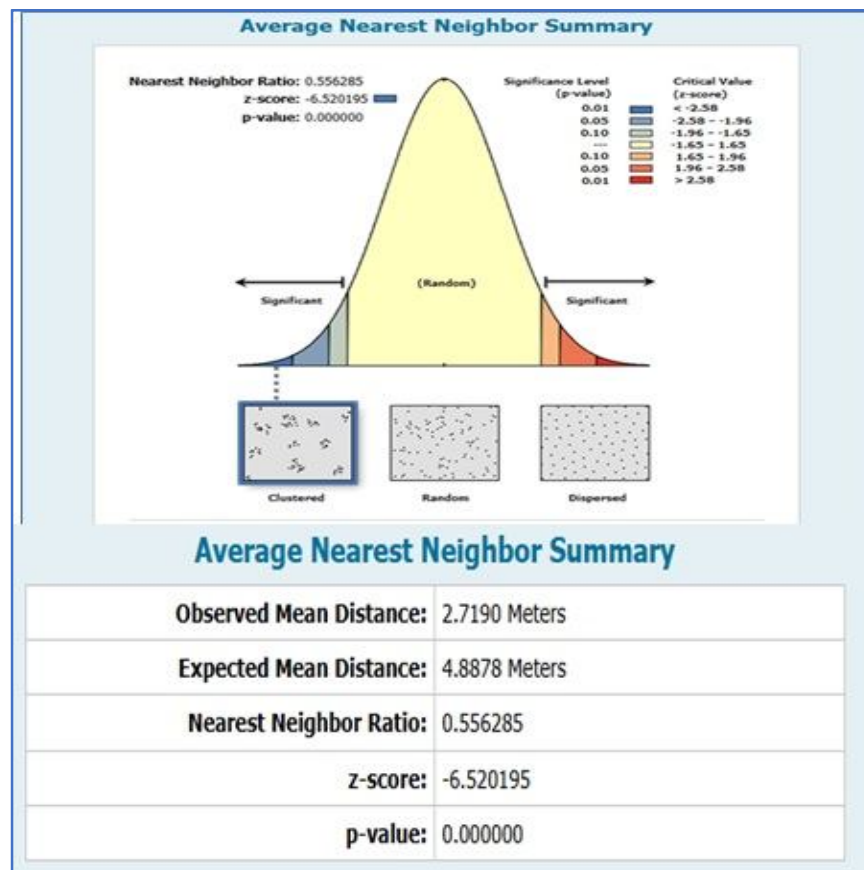
### II .1.7.1. Analyse spatiale de la répartition de *Phorcus turbinatus* – Baie de Collo

Une approche d'analyse spatiale a été appliquée afin de caractériser le modèle de distribution des troques (*P. turbinatus*) dans la St.1 (Baie de Collo).

Au Printemps L'analyse basée sur la méthode du plus proche voisin (ANN) a révélé une distribution spatialement agrégée, avec un **rapport R = 0,218**, un **score z = -14,72** et une **valeur p < 0,001**. Ces résultats indiquent un regroupement significatif, bien inférieur à ce que l'on attendrait d'une distribution aléatoire.

Le score z permet de tester la validité de l'hypothèse nulle, qui postule l'absence de structure spatiale. Ici, la très faible probabilité associée ( $p < 0,001$ ) permet de **rejeter l'hypothèse nulle** avec un niveau de confiance élevé. Il est donc très peu probable que ce regroupement soit dû au hasard.

La valeur particulièrement faible de R (0,218) traduit un regroupement très marqué des individus. Cette concentration spatiale suggère des conditions environnementales favorables à cette période, potentiellement en lien avec la reprise des activités biologiques après la période hivernale (**Fig. 49**).



**Figure 49** : Résultats printanières de calcul de la distance moyenne des plus proches voisins de *Phorcus turbinatus* de la station d'étude (St.1 : Baie de Collo).

#### II.1.7.1.1. Comparaison saisonnière de L'analyse du voisin le plus proche (Nearest Neighbor)

L'analyse du voisin le plus proche (Nearest Neighbor) réalisée pour les trois saisons — été, automne et hiver – (**Fig. 50**) révèle une variation notable dans la distribution spatiale des troques, traduisant une dynamique saisonnière dans leur regroupement.

En **été**, les résultats indiquent une tendance claire au **regroupement spatial**. Le rapport du voisin le plus proche est de 0,556, inférieur à 1, ce qui suggère que les individus sont plus proches les uns des autres que ce que l'on observerait dans une distribution aléatoire. Ce regroupement est confirmé par un z-score fortement négatif (-6,520) et une p-value très faible (< 0,01), indiquant une **significativité statistique élevée**. La distance moyenne observée entre les individus est nettement inférieure à la distance attendue, confirmant une **agrégation spatiale marquée**.

Cette configuration pourrait être influencée par les conditions environnementales estivales favorables, comme la disponibilité en ressources alimentaires, les interactions biotiques, et les caractéristiques physiques du substrat (Fig. 50).

En **automne**, le **regroupement atteint son intensité maximale**. Le rapport du voisin la plus proche chute à 0,234, signalant un regroupement encore plus serré qu'en été. Le z-score très négatif (-10,872) et la p-value quasi nulle confirment un **regroupement hautement significatif**. La distance observée est extrêmement réduite, indiquant une forte **concentration des individus**, possiblement dans des microhabitats abrités et riches en ressources, permettant aux troques de faire face à la baisse des températures et à l'augmentation de l'action des vagues (Fig. 50).

En **hiver**, bien que le **regroupement persiste**, il apparaît **moins prononcé** que lors des saisons précédentes. Le rapport du voisin le plus proche s'élève à 0,646, tout en restant inférieur à 1, ce qui indique une distribution encore agrégée mais plus dispersée. Le z-score (-4,334) et la p-value très faible (0,000015) confirment la significativité de cette tendance. Cette légère dispersion peut être attribuée à des **conditions hivernales plus rudes**, qui poussent les individus à s'éloigner légèrement tout en conservant une organisation spatiale de type regroupée, probablement dans un but de protection collective (Fig. 50).

Ainsi, la répartition spatiale des troques à la St.1 (Baie de Collo) varie clairement selon les saisons, passant d'un **regroupement significatif en été**, à un **regroupement maximal en automne**, pour enfin présenter une **agrégation atténuée mais toujours présente en hiver**.

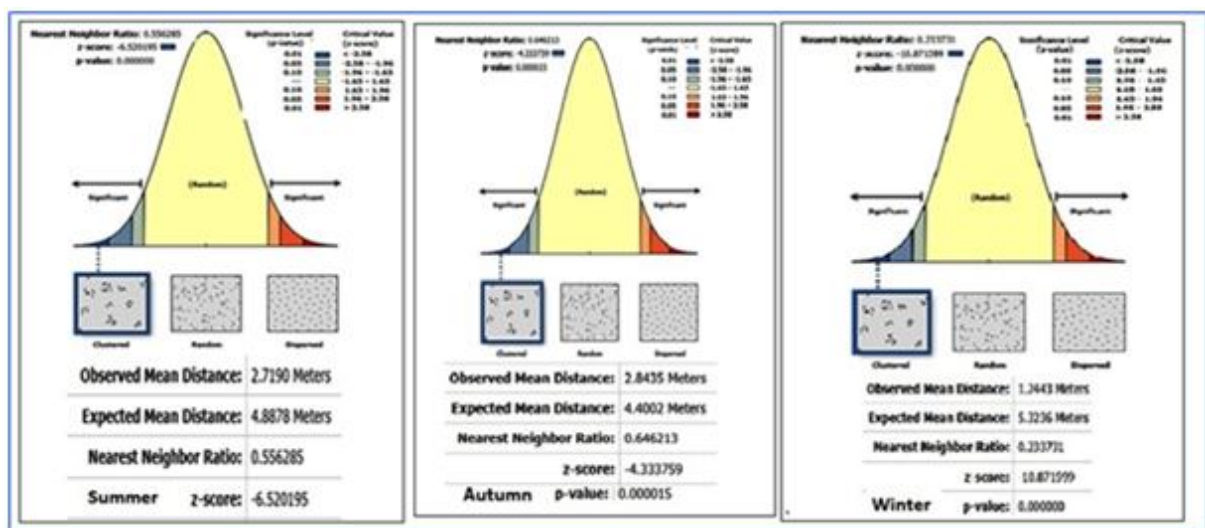
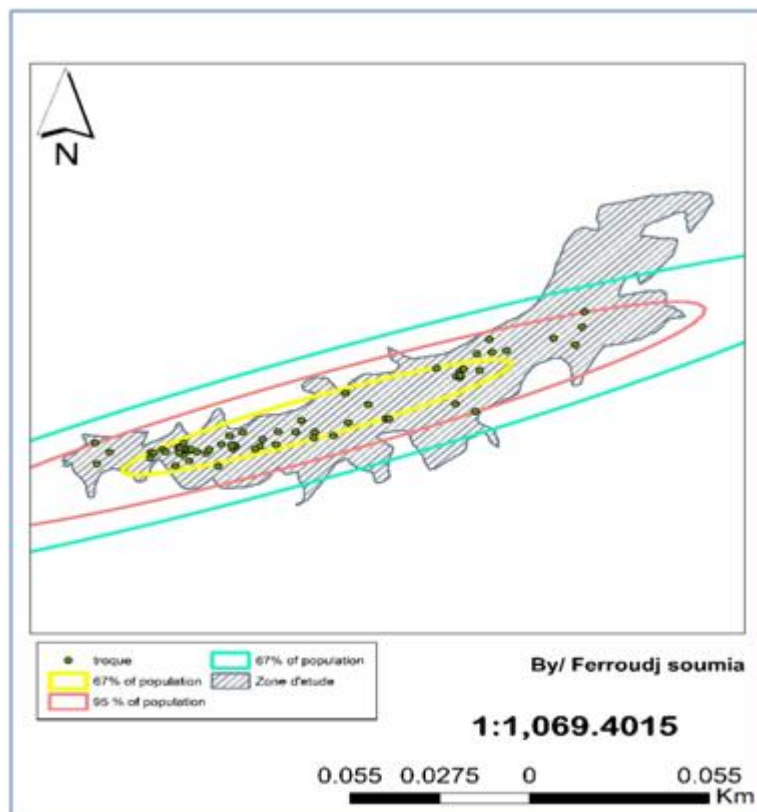


Figure 50 : Comparaison saisonnière de Calcul de la distance moyenne des plus proches voisins de *Phorcus turbinatus* de la station d'étude (St.1 : Baie de Collo).

**I.1.7.2. Analyse spatiale de la distribution de *Phorcus turbinatus* : répartition, gradients de concentration et orientation principaux dans la zone d'étude**

L'application du modèle groupé par ellipses de déviation standard (SDE) a permis de caractériser la distribution spatiale de *Phorcus turbinatus* au printemps dans la baie de Collo. Cette méthode repose sur le calcul du centre moyen des occurrences et l'analyse de leur dispersion spatiale à l'aide d'ellipses englobant respectivement 67 %, 95 % et 99 % de la population échantillonnée. Ces ellipses fournissent des indications précieuses sur la concentration, l'étendue et l'orientation géographique des populations.

Au printemps, à la St.1 (Baie de Collo, la population de troques présente une dispersion modérée (**Fig.51**). L'ellipse de distribution occupe une taille intermédiaire, traduisant une concentration ni trop restreinte ni trop étendue. L'orientation principale reste constante, suivant un axe nord-est / sud-ouest, cohérent avec les autres saisons. Cette période correspond souvent à un renouvellement des effectifs suite à la reproduction, ainsi qu'à une reprise progressive des activités sous des conditions environnementales plus favorables.



**Figure 51** : Analyse spatiale de la distribution de *Phorcus turbinatus* dans la zone d'étude : répartition, concentrations et orientations principales (Printemps).

### II.1.7.2.1. Analyse comparative saisonnière de la distribution spatiale de *Phorcus turbinatus* : répartition, gradients de concentration et orientation dominante

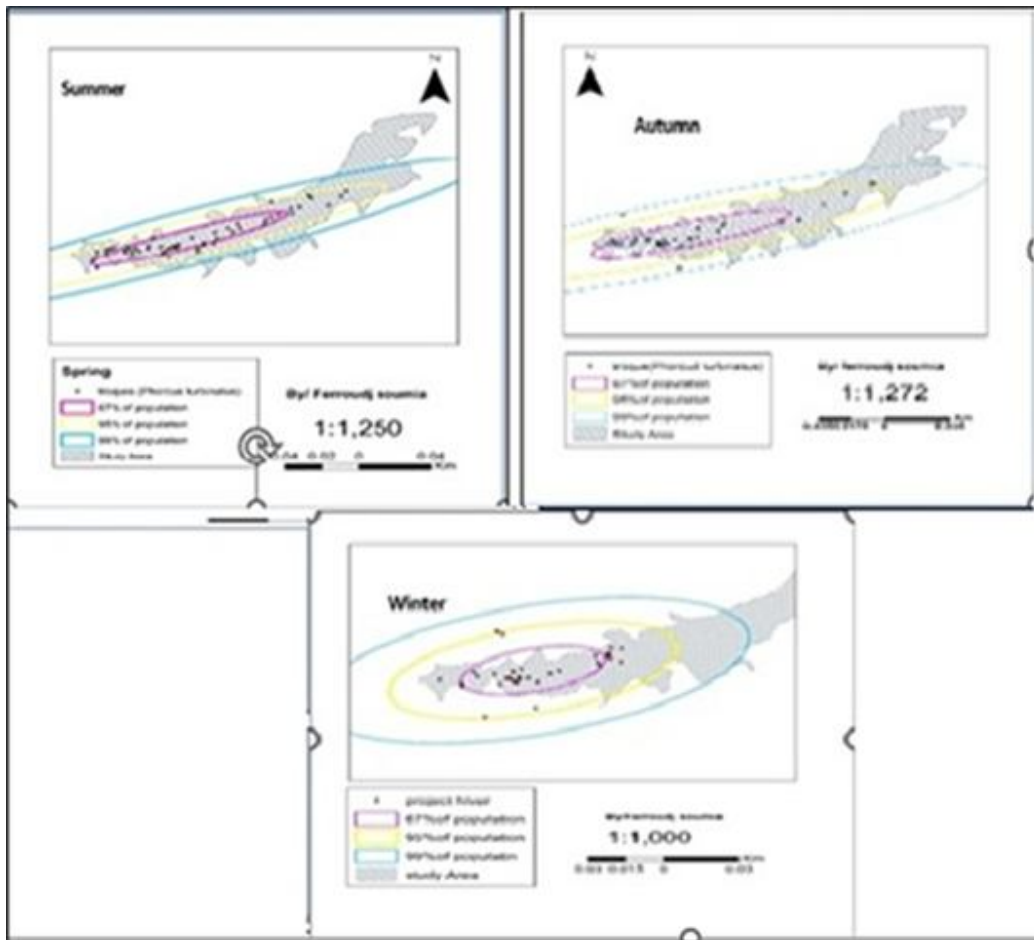
Les cartes spatiales illustrent la distribution des troques (*Phorcus turbinatus*) dans la zone intertidale de la station 1, Baie de Collo (**Fig.52**). Au cours des trois saisons. Les ellipses de déviation standard indiquent les zones de concentration à différents niveaux de probabilité (67 %, 95 %, 99 %), permettant d'analyser la dispersion et l'orientation des populations.

En été, la dispersion des troques à la station 1 est maximale. L'ellipse est allongée et orientée selon un axe nord-est / sud-ouest, avec une rotation d'environ 71°. Cette orientation suggère une influence notable des courants marins, des vents dominants et de la topographie côtière spécifiques à la Baie de Collo (**Fig.52**). La mobilité accrue en été favorise une occupation spatiale plus étendue, ce qui peut optimiser l'accès aux ressources et les opportunités de reproduction.

Durant l'automne, la dispersion diminue par rapport à l'été à Baie de Collo, avec une ellipse plus compacte mais toujours orientée selon un axe proche de 74° (**Fig.52**). Cette réduction spatiale pourrait refléter une baisse de l'activité hydrodynamique et des conditions climatiques plus modérées, limitant les déplacements des individus.

En hiver, la population dans la Baie de Collo est la plus concentrée, avec l'ellipse la plus petite (**Fig.52**). Cette contraction s'explique probablement par les conditions hivernales rigoureuses, telles que les basses températures et les marées plus faibles, qui restreignent la mobilité des troques. Néanmoins, l'orientation demeure stable autour de 73°, soulignant une répartition cohérente selon un axe nord-est / sud-ouest.

Pour la station 1, Baie de Collo, l'été constitue la meilleure saison en termes de dispersion spatiale des troques. La population y occupe la plus large surface et montre une mobilité optimale, favorisant les processus biologiques essentiels comme la reproduction et l'accès aux ressources. Les autres saisons présentent une dispersion moindre, vraisemblablement sous l'effet des variations environnementales et climatiques locales



**Figure 52** : Analyse spatiale saisonnière de la distribution de *Phorcus turbinatus* : répartition, gradients de concentration et orientations principales dans la baie de Collo (station 1, 2019).

### II.1.7.3. Résultats d'analyse d'autocorrélation spatiale de la biomasse

L'analyse d'autocorrélation spatiale de la biomasse, réalisée à l'aide de l'indice global de Moran, a permis d'évaluer la structure spatiale des données collectées **au printemps (Fig. 53)**.

La valeur obtenue pour l'indice de Moran est de **0.223340**, un indice positif indiquant une tendance au **clustering spatial**. Autrement dit, les valeurs similaires (élevées ou faibles) ont tendance à se regrouper dans l'espace. En général, une valeur comprise entre 0 et 1 suggère une certaine **dépendance spatiale** entre les observations.

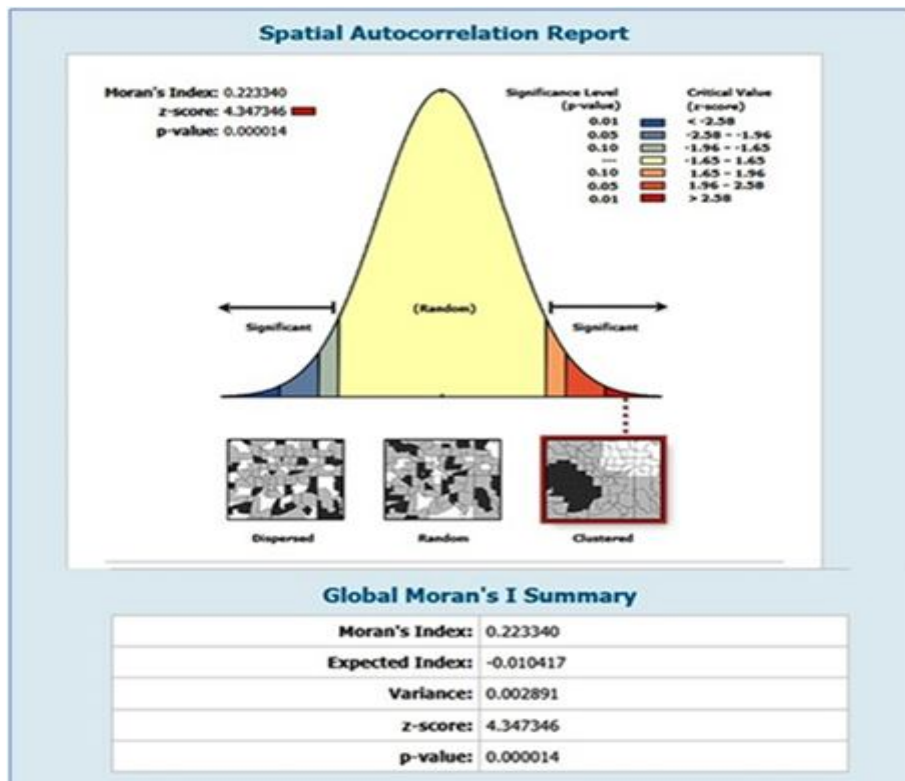
La valeur attendue, en cas de distribution aléatoire des données, est de **-0.010417**. Le fait que l'indice de Moran observé soit nettement supérieur à cette valeur témoigne de l'existence d'une **structure spatiale non aléatoire**.

La variance, estimée à **0.002891**, fournit une mesure de la dispersion des valeurs autour de l'indice de Moran. Elle joue un rôle central dans l'évaluation statistique de la significativité de l'autocorrélation.

L'analyse graphique montre que les zones situées aux **extrémités du graphique** (gauche et droite) sont **statistiquement significatives**, ce qui confirme la présence d'une **structure spatiale marquée**. La **zone centrale** (en jaune) représente un comportement aléatoire, tandis que les **zones colorées aux extrémités** mettent en évidence une autocorrélation significative : i) En **rouge**, les valeurs sont fortement groupées (agrégation positive). ii) En **bleu**, les valeurs sont dispersées (agrégation négative).

Le **z-score de 4.347346** confirme la significativité de l'indice de Moran. En effet, un z-score supérieur à 2 ou inférieur à -2 indique que l'indice observé diffère significativement de ce que l'on attendrait sous l'hypothèse de hasard spatial.

Enfin, la **p-value de 0.000014** est très faible, ce qui indique une **forte significativité statistique**. Une p-value inférieure à 0.01 confirme l'existence d'un regroupement spatial non aléatoire. L'ensemble des résultats indique que les données présentent une **autocorrélation spatiale significative**, révélant une distribution organisée et non aléatoire des valeurs dans l'espace.



**Figure 53 :** Analyse de l'autocorrélation spatiale de *Phorcus turbinatus* au printemps dans la baie de Collo (St.1) à l'aide de l'indice de Moran.

À une **échelle fine**, les indices spatiaux permettent de révéler des structures locales spécifiques qui peuvent rester invisibles à une échelle plus large. À l'inverse, une **analyse à grande échelle** peut donner une **impression trompeuse d'homogénéité** ou de tendance globale. Pour dépasser ces limitations, il est recommandé d'adopter une **approche multiscalaire**, en examinant les données à plusieurs niveaux d'agrégation. Cela permet de mieux comprendre les variations des relations spatiales selon l'échelle d'analyse, et d'identifier des structures locales qui pourraient être occultées dans une approche unique.

L'**indice de Moran local (LISA)** a justement été conçu pour détecter ces variations internes. Toutefois, son interprétation peut s'avérer complexe, notamment lorsque l'analyse couvre des zones étendues, où les effets de voisinage risquent de diluer la signification des résultats.

Les résultats de l'analyse spatiale réalisée à l'aide de l'indice de Moran local. Cette méthode permet de détecter la présence de **clusters spatiaux significatifs** ainsi que d'**anomalies** dans la répartition des valeurs au sein de la zone d'étude.

Les **points non significatifs** (en gris) correspondent à des localisations pour lesquelles **aucune relation spatiale significative** n'a été détectée entre une valeur et celles de son voisinage. Ces zones ne présentent ni regroupement particulier ni comportement anormal.

Cette absence de significativité peut s'expliquer par la **sensibilité à la définition du voisinage**, les **effets d'agrégation**, ainsi que par certaines **exigences statistiques**. Ainsi, bien que l'indice local de Moran constitue un outil puissant pour l'analyse de l'autocorrélation spatiale, l'interprétation de ses résultats reste délicate en raison de leur complexité.

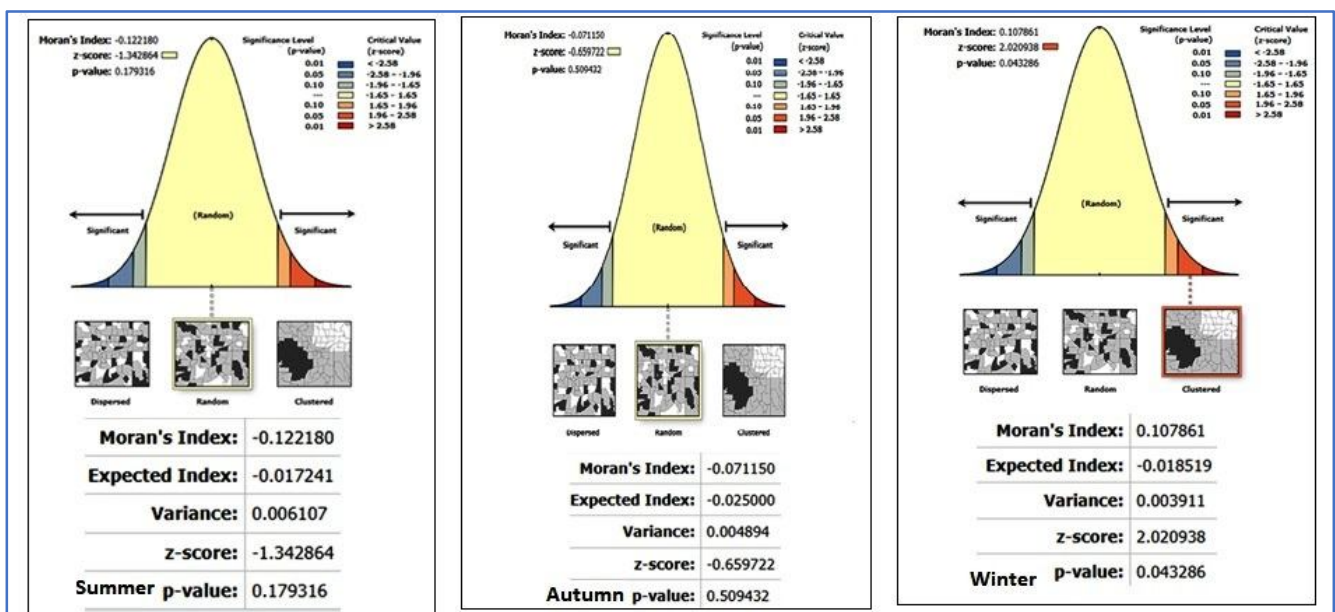
#### **II.1.7.3.1. Variabilité saisonnière de l'autocorrélation spatiale de la biomasse de *Phorcus turbinatus* : comparaison avec la distribution printanière (indice de Moran)**

L'analyse de la biomasse des gastéropodes marins du genre *Phorcus* en zone intertidale, à l'aide de l'indice d'autocorrélation spatiale de Moran, révèle des variations saisonnières marquées dans la structure spatiale de leur répartition (**Fig .54**).

En **été**, la carte montre une **dispersion spatiale aléatoire** de la biomasse. Les zones à forte et faible densité sont mêlées sans motif clair. L'analyse statistique ( $p\text{-value} = 0,179$ ) indique une absence de regroupement significatif, suggérant une influence plus forte de facteurs aléatoires ou de conditions environnementales homogènes. Ce modèle pourrait refléter des conditions estivales stressantes (chaleur, dessiccation) ou une pression accrue de la prédation et de la compétition.

En **automne**, la répartition reste **aléatoire**, avec une p-value élevée (0,509), confirmant l'absence de structure spatiale significative. Cette période de transition entre été et hiver pourrait expliquer la variabilité de la distribution, liée à des changements de ressources, de comportement ou de migration.

En **hiver**, on observe une **agrégation modérée** de la biomasse. Les zones à forte densité sont regroupées, bien que de façon moins marquée qu'au printemps. Ce regroupement est **statistiquement significatif** (p-value < 0,05), traduisant une préférence des individus pour des microhabitats plus stables et protégés durant cette saison (zones abritées, ressources localisées). Cette concentration pourrait également être liée à des stratégies de survie hivernale ou à des comportements reproducteurs.



**Figure 54** : Variations saisonnières de la biomasse de *P. turbinatus* à la station d'étude (St.1 : Baie de Collo).

#### II.1.7.4. Résultats de l'analyse spatiale par détection des "hot spots" et "cold spots"

L'analyse spatiale de la biomasse de *Phorcus turbinatus* par l'outil de détection des "hot spots" et "cold spots" révèle des variations saisonnières marquées dans la baie de Collo (station 1), durant l'année 2019. Les cartes de distribution spatiale (**Fig.55**) mettent en évidence des modèles distincts selon les saisons :

**Printemps** : une forte agrégation spatiale, statistiquement significative, est observée. Elle traduit des conditions favorables à la croissance et à la reproduction.

**Eté** : La distribution apparaît aléatoire, sans schéma spatial significatif. Ce modèle pourrait résulter de conditions environnementales défavorables (chaleur, stress thermique) ou d'une augmentation de la compétition.

**Automne** : la distribution reste globalement aléatoire, marquant une période de transition écologique.

**Hiver** : une agrégation modérée mais significative est détectée, indiquant un regroupement préférentiel des individus dans des zones propices à la survie hivernale.

L'analyse par détection des "hot spots" et "cold spots", à différents niveaux de confiance (90 %, 95 %, 99 %), précise ces tendances :

**Eté** : la présence simultanée de "hot spots" (90 %, 95 %) et de "cold spots" (90 %, 95 %, 99 %) traduit une répartition spatiale hétérogène, probablement influencée par les stress thermiques et la stratification des habitats.

**Automne** : des "hot spots" atteignant un seuil de confiance de 99 % mettent en évidence des zones de forte concentration de biomasse, probablement associées à la maturation des populations, tandis que les "cold spots" délimitent les secteurs écologiquement moins favorables.

**Hiver** : des "hot spots" et "cold spots" bien définis, avec des seuils de confiance allant jusqu'à 99 %, illustrent un contraste marqué dans la répartition spatiale, sous l'effet des conditions climatiques rigoureuses et de la baisse d'activité biologique.

Les résultats mettent en lumière la dynamique spatio-temporelle de la biomasse dans la zone intertidale, soulignant l'existence de zones stratégiques de concentration selon les saisons.

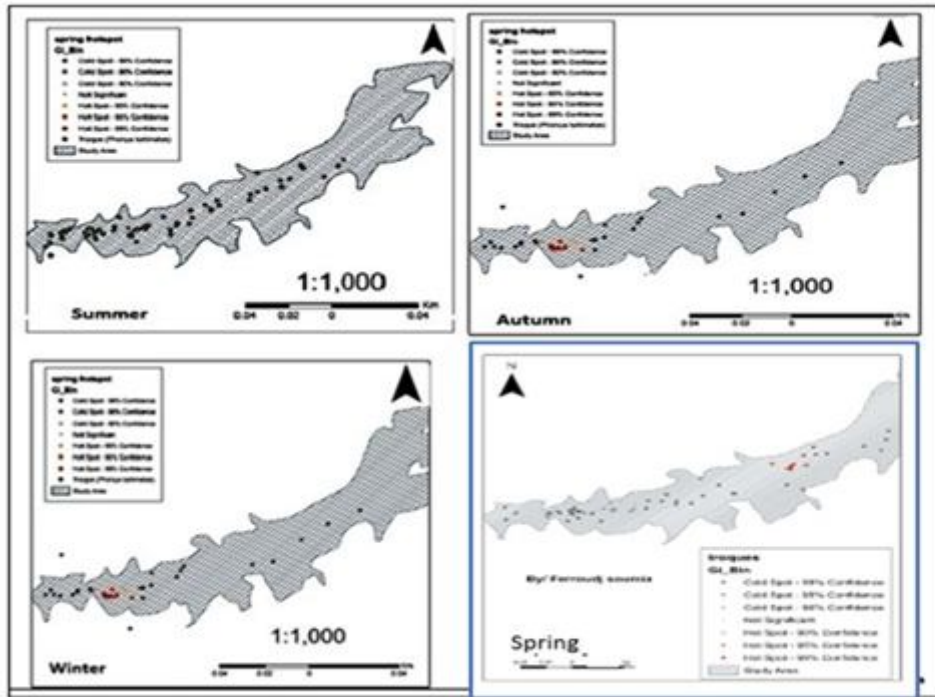


Figure 55 : Résultats des Concentrations saisonnières de biomasse de *P. turbinatus* générée à l'aide de la méthode Hotspot dans ArcGIS à la station d'étude (St.1 : Baie de Collo).

## II.1.7.5. Résultats de l'analyse spatiale de la biomasse par interpolation IDW

### II.1.7.5.1. Justification de l'utilisation de l'IDW

L'interpolation **par pondération inverse à la distance (IDW)** est une méthode couramment utilisée pour estimer les valeurs spatiales à partir de données ponctuelles. Elle se distingue par sa simplicité et sa robustesse dans les contextes à distribution irrégulière des points d'échantillonnage.

Contrairement au **krigeage**, qui repose sur une distribution normale des données, l'IDW peut être appliquée à des paramètres **non normalement distribués** (Chen et al., 2012). De plus, certaines études ont montré que l'IDW pouvait surpasser le krigeage dans des cas spécifiques (Hodamet al., 2017 ; Shukla et al., 2020). Elle repose sur l'idée que plus un point est proche, plus son influence est grande (Haldar, 2020).

Dans des **zones restreintes et hétérogènes**, comme l'environnement intertidal étudié ici, cette méthode est particulièrement appropriée. Elle permet de capter avec précision les **variations locales**, même en présence de **distributions irrégulières** de points d'échantillonnage. Bien que sensible aux valeurs extrêmes, ses effets peuvent être minimisés dans des contextes contrôlés, comme celui de cette étude (Haldar, 2020).

**II.1.7.5.2. Détail de la gradation Est-Ouest (carte IDW annuelle)**

- **Au printemps**







L'analyse de la carte IDW annuelle révèle une **gradation progressive de la biomasse d'est en ouest**, illustrée par des classes bien définies (**Tab.15**)

Les faibles valeurs enregistrées dans la zone Est (0,122 – 0,236 g/m<sup>2</sup>), matérialisées en cartographie par une teinte jaune, traduisent une zone de faible concentration correspondant vraisemblablement à des habitats moins favorables ou à une pression de collecte plus marquée. Une transition vers des niveaux de biomasse plus élevés est observée dans la zone Est-Centre (0,236 – 0,304 g/m<sup>2</sup>), identifiée par une coloration jaune-orange clair, suggérant une amélioration progressive des conditions écologiques ou une moindre exploitation.

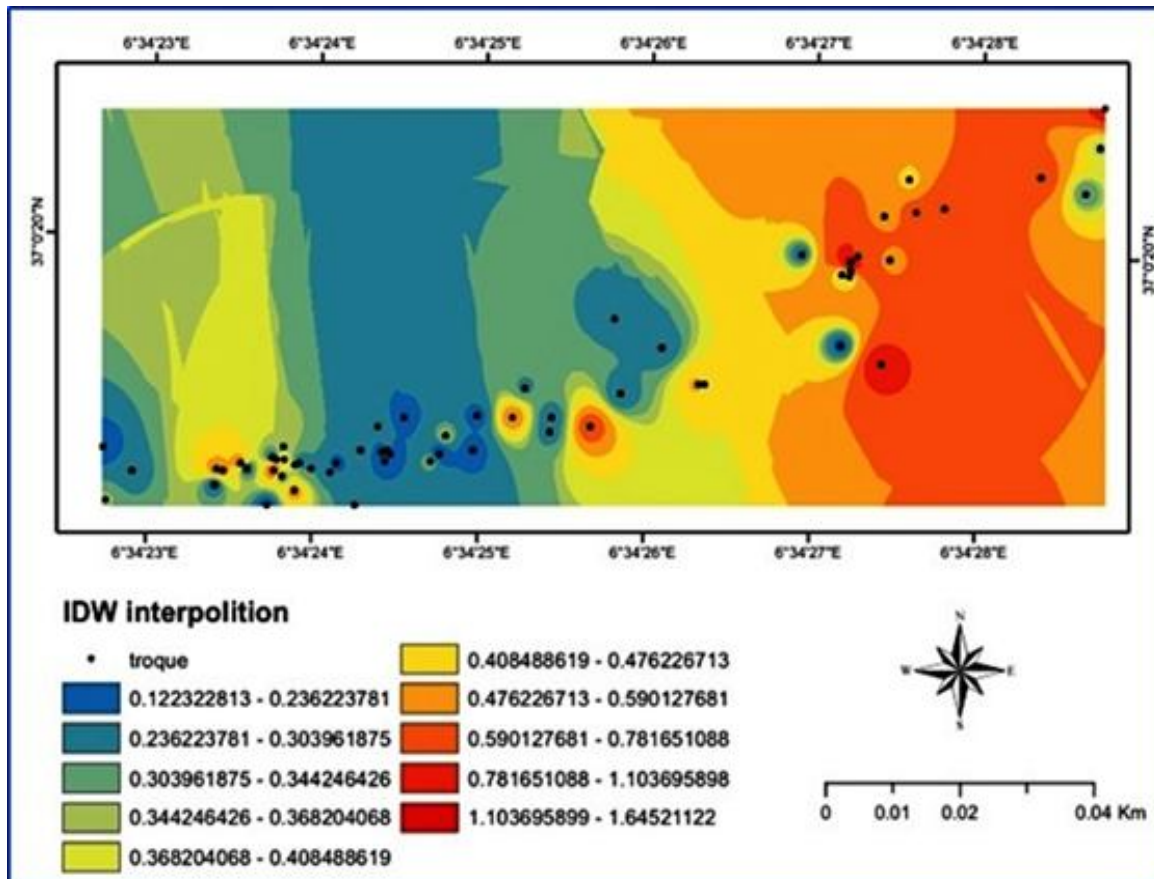
La zone Centre (0,304 – 0,344 g/m<sup>2</sup>), représentée en orange, constitue une zone intermédiaire de concentration, avant une augmentation plus marquée observée dans la zone Centre-Ouest (0,344 – 0,368 g/m<sup>2</sup>), colorée en orange-rouge, indiquant une dynamique ascendante des densités.

Enfin, les zones Ouest (0,368 – 0,408 g/m<sup>2</sup>) et Ouest extrême (0,408 – 0,476 g/m<sup>2</sup>), identifiées respectivement par les teintes rouge et rouge foncé, correspondent aux secteurs de concentration maximale. Ces zones peuvent être considérées comme des noyaux de biomasse ou des « hotspots » écologiques potentiels, témoignant soit d'une meilleure qualité d'habitat, soit d'une moindre pression anthropique.

**Tableau 15** : Distribution spatiale Est-Ouest de la biomasse de *Phorcus turbinatus* (IDW)

<b>Zone</b>	<b>Biomasse (g/m<sup>2</sup>)</b>	<b>Couleur</b>	<b>Caractéristiques principales</b>
<i>Est</i>	0,122 – 0,236	Jaune 	Zone de faible concentration
<i>Est-Centre</i>	0,236 – 0,304	Jaune-orange clair 	Transition vers une biomasse plus élevée
<i>Centre</i>	0,304 – 0,344	Orange 	Zone intermédiaire
<i>Centre-Ouest</i>	0,344 – 0,368	Orange-rouge 	Augmentation progressive de la biomasse
<i>Ouest</i>	0,368 – 0,408	Rouge 	Zone de forte concentration
<i>Ouest extrême</i>	0,408 – 0,476	Rouge foncé 	Zone de oncentration maximale

Cette **gradation spatiale régulière** suggère une **structuration écologique organisée**, avec un **triplément des valeurs** entre l'Est et l'Ouest. Les zones de transition (orange) marquent des **micro-habitats éco-toniques**, tandis que les zones jaunes correspondent aux zones **moins favorables écologiquement** (Fig.56).



**Figure 56 :**Répartition printanière de la biomasse de *Phorcus turbinatus* à la station d'étude (St.1 : Baie de Collo) ; interpolation IDW sous QGIS).

### II.1.7.5.3. Résultats dynamique saisonnière Cartographique d'interpolation IDW

L'analyse cartographique réalisée par interpolation IDW (Inverse Distance Weighted) met en évidence la distribution spatiale de la biomasse de *Phorcus turbinatus* dans la zone intertidale de la station 1 (baie de Collo), en fonction des 3 saisons (Fig.57). Les cartes générées, répartissant la biomasse en six classes distinctes, soulignent une dynamique saisonnière marquée et des variations spatiales significatives.

- **Été** : la répartition de la biomasse apparaît relativement homogène sur l'ensemble de la zone d'étude. Le gradient Est-Ouest est peu marqué. Les tons jaunes à orange pâle dominant, traduisant des valeurs modérées et uniformes de biomasse. Cette homogénéité pourrait résulter de la dispersion des individus vers des microhabitats temporaires (présence d'algues, zones ombragées) qui atténuent les contrastes spatiaux.

- **Automne** : un gradient plus net est observé en direction de l'Ouest, accompagné de l'apparition de tons chauds (orange à rouge) signalant des zones d'agrégation localisée. La biomasse augmente dans ces secteurs probablement en réponse à une accumulation locale de ressources alimentaires (biofilm, algues) ou à un déplacement des populations vers des substrats plus stables à l'approche de l'hiver.

- **Hiver** : la carte révèle un gradient Est-Ouest fortement marqué, avec des valeurs de biomasse comprises entre 0,56 et 10,62 g/m<sup>2</sup>. Les zones ouest présentent une concentration maximale de biomasse, représentée par des tons rouge foncé. Ce regroupement saisonnier peut être interprété comme une stratégie comportementale d'agrégation visant à limiter les pertes en eau et à résister aux conditions hydrodynamiques plus rigoureuses (vagues, embruns).

Cette distribution spatiale est vraisemblablement gouvernée par plusieurs facteurs environnementaux :

- La disponibilité alimentaire (biofilm, microalgues) conditionne les zones d'agrégation
- L'exposition aux vagues limite l'implantation dans certaines zones plus exposées ;
- La nature du substrat (rochers fissurés, substrats meubles) influence le choix des microhabitats ;
- Les conditions microclimatiques locales (température, humidité résiduelle dans les cuvettes intertidales) participent à la répartition spatiale.

La régularité du gradient Est-Ouest met en évidence une préférence écologique de *Phorcus turbinatus* pour les zones plus abritées et plus riches situées à l'ouest de la station. Ces résultats confirment une utilisation non homogène de l'espace par cette espèce et soulignent sa forte dépendance aux conditions locales de microhabitat.

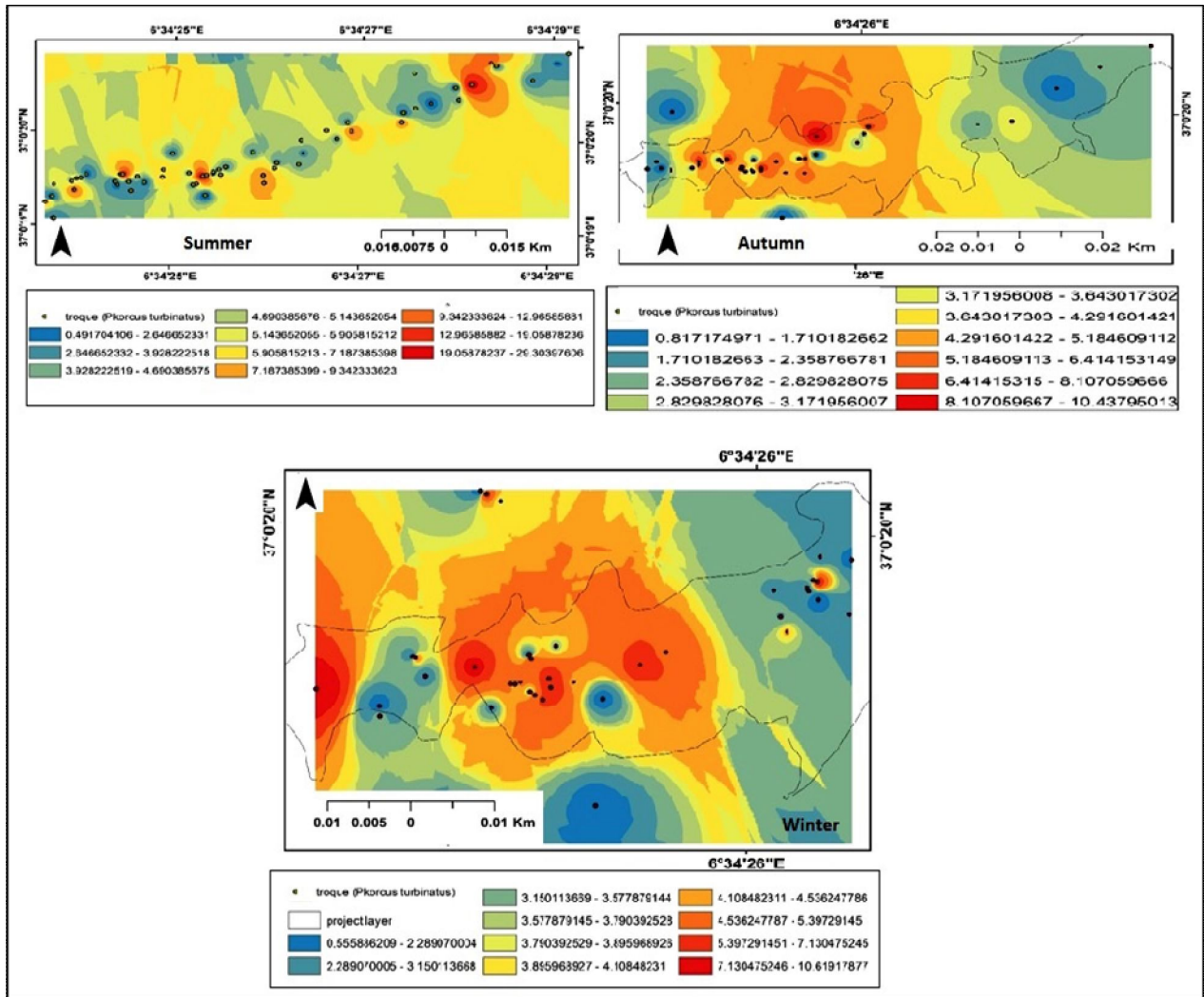


Figure 57 : Répartition saisonnière interpolée de la biomasse de *Phorcus turbinatus* à la station 1 (baie de Collo) ; interpolation IDW sous QGIS).

#### II.1.7.54. Évaluation spatiale du stock et de la biomasse de *Phorcus turbinatus* par cartographie : Apport de l'analyse spatiale à la station St.1 (Baie de Collo)

Les résultats cartographiques obtenus à la station **St.1**, combinant l'analyse spatiale, l'autocorrélation spatiale globale, l'interpolation IDW et la détection des hot spots, ont mis en évidence l'extrême utilité de la cartographie comme outil d'évaluation fine et opérationnelle du stock de *Phorcus turbinatus*. Contrairement à une approche strictement statistique ou démographique, l'analyse spatiale permet d'intégrer la dimension écologique de la distribution, en tenant compte de l'occupation réelle de l'espace par les populations et de leurs dynamiques saisonnières.

En complément, l'analyse par la méthode du plus proche voisin (AverageNearestNeighbor – ANN) a révélé une distribution spatialement agrégée des individus, confirmée par un rapport R inférieur à 1. Ce résultat souligne une tendance naturelle à la formation de groupements ou de concentrations locales, probablement liée aux caractéristiques micro-habitat spécifiques et aux comportements sociaux de l'espèce.

Les cartes issues de la méthode d'interpolation IDW ont permis de visualiser clairement un gradient Est-Ouest dans la biomasse, avec une concentration maximale à l'extrême ouest de la station, atteignant jusqu'à 0,476 g/m<sup>2</sup>. Cette structuration spatiale reflète une préférence écologique manifeste pour les zones plus abritées, riches en ressources alimentaires (biofilm, microalgues) et offrant une meilleure protection contre l'action hydrodynamique des vagues. La reconnaissance de cette asymétrie spatiale n'aurait pas été possible sans l'utilisation d'un outil de cartographie spatiale basé sur l'interpolation.

De plus, la **cartographie saisonnière** a révélé des **comportements spatio-temporels différenciés** selon les saisons. En été, les individus présentent une dispersion plus homogène, probablement favorisée par des conditions environnementales favorables et une activité biologique intense. En automne et en hiver, on observe une **agrégation marquée**, confirmée par l'indice de Moran et la présence de hot spots identifiés à 95 % et 99 % de confiance. Ces zones de concentration correspondent à des **refuges écologiques stratégiques**, où la densité augmente probablement en réponse à des conditions défavorables (baisse de température, agitation hydrodynamique).

Par ailleurs, l'indice global de Moran ( $I = 0,223$  ;  $p < 0,00001$ ) et les résultats LISA ont montré que la distribution de la biomasse n'est pas aléatoire mais **clairement structurée**, avec des regroupements significatifs spatialement localisés. Ces clusters spatiaux sont fondamentaux pour identifier des **zones prioritaires à fort potentiel de renouvellement du stock**.

Dans une optique de gestion, ces résultats démontrent que la cartographie permet :

- **De localiser avec précision les zones de haute productivité (hot spots)** à protéger par des mesures réglementaires (repos biologique, interdiction temporaire de collecte), tout en identifiant non seulement les secteurs à forte densité, mais aussi les zones vulnérables nécessitant des actions spécifiques de restauration ou de protection.

- **D'identifier les microhabitats sensibles**, notamment ceux utilisés comme refuges hivernaux ou sites de reproduction,
- **De visualiser la dynamique saisonnière** pour ajuster l'effort de pêche au cycle biologique réel de l'espèce (éviter la pêche durant les périodes de regroupement ou de ponte),
- **D'intégrer les hétérogénéités écologiques** dans la planification spatiale des zones d'exploitation (zonage raisonné).

L'approche cartographique appliquée à l'étude de *Phorcus turbinatus* offre non seulement une vision descriptive de la distribution spatiale, mais constitue également un véritable levier pour la modélisation prédictive des habitats. En effet, les cartes de biomasse peuvent être croisées avec d'autres variables environnementales (type de substrat, température de l'eau, salinité, exposition aux vagues) pour construire des modèles de distribution d'espèces (Species Distribution Models – SDMs), permettant d'anticiper les réponses spatiales de la population aux changements climatiques ou à la pression anthropique croissante.

De plus, la combinaison des résultats issus de l'analyse Hotspot, de l'ANN et des indices de Moran offre une base scientifique solide pour la création de micro-réserves marines ciblées, zones de gestion adaptative ou dispositifs de régulation spatialisée de l'effort de pêche.

Ces outils permettent une gestion spatiale fine, en accord avec les principes de la gestion écosystémique recommandée par la FAO. Enfin, cette méthodologie cartographique pourrait être élargie à une échelle régionale, en intégrant plusieurs stations le long de la côte est-algérienne, afin de proposer un zonage raisonné des habitats benthiques exploitables, conciliant rendement durable et préservation de la biodiversité.

## II 2 : Discussion

### II.2.1. Croissance et dynamique de la population

Les traits d'histoire de vie de *Phorcus turbinatus* fournissent des informations cruciales pour comprendre son adaptation aux environnements intertidaux soumis à de fortes pressions naturelles et anthropiques, telles que la récolte, la modification de l'habitat ou les perturbations climatiques. Ces données permettent également d'interpréter la dynamique des populations à travers différentes régions biogéographiques, et d'évaluer l'influence des pressions d'exploitation sur leur structure démographique (Sousa *et al.*, 2018).

Notre étude est l'une des premières à appliquer un cadre de modélisation de type **Individual-Based Model (IBM)** simulant la dynamique longitudinale d'une population, ce qui introduit un degré supplémentaire de réalisme par rapport aux modèles évaluatifs classiques qui supposent généralement une maîtrise complète des processus dynamiques (Ault *et al.*, 1998 ; Hordyk *et al.*, 2015b ; Rudd & Thorson, 2018). L'utilisation de modèles opérationnels alternatifs permet de mettre en évidence certaines hypothèses implicites potentiellement trompeuses et d'améliorer la robustesse des évaluations halieutiques (Cao *et al.*, 2016).

La distribution des tailles observée chez *P. turbinatus* dans le Nord-Est algérien est comparable à celle décrite pour *P. sauciatus* dans les îles Canaries (Ramírez *et al.*, 2009) et dans l'archipel de Madère (Sousa *et al.*, 2019). Le coefficient allométrique (b) obtenu pour les sexes combinés révèle une croissance allométrique négative, traduisant une allocation énergétique majoritairement orientée vers la croissance somatique plutôt que vers la reproduction dans cette région.

La valeur du paramètre b se situe dans l'intervalle de croissance normale pour les gastéropodes (2,5 – 3,5), ce qui indique un bon état de santé de la population (Bagenal & Tesch, 1977 ; Froese, 2006 ; King, 1995 ; Carlander, 1969).

Comme le rapportent plusieurs auteurs, la morphologie des gastéropodes intertidaux varie en réponse à la prédation, aux conditions hydrodynamiques et à la structure de l'habitat (Reimchen, 1982 ; Preston & Roberts, 2007 ; Boulding *et al.*, 1999). Cette plasticité phénotypique pourrait expliquer les différences de croissance observées entre régions.

Par ailleurs, le modèle de croissance négatif observé pour *P. sauciatus* dans certaines régions pourrait résulter d'une surexploitation, réduisant la densité des populations et favorisant la colonisation par d'autres espèces concurrentes telles que *Patella aspera* ou *Patelloida alticostata* (Sousa *et al.*, 2017).

### II.2.2. Croissance (VBGF), mortalité et maturité sexuelle

L'analyse de la croissance effectuée à l'aide de la méthode ELEFAN\_GA\_boot révèle une croissance relativement lente de *Phorcus turbinatus* dans les trois sites étudiés, avec des valeurs du coefficient de croissance K inférieures à celles rapportées dans d'autres régions méditerranéennes. Ces résultats concordent avec les observations de *P. turbinatus* à Malte, où les individus sont généralement de plus petite taille (Prendergast *et al.*, 2013). Les longueurs maximales observées 29,25 mm et asymptotiques 31,90 mm restent supérieures à celles obtenues dans notre étude.

Les valeurs du paramètre  $L_{\infty}$  (31,9 mm) et de K ( $0,31 \text{ an}^{-1}$ ) rapportées pour *P. sauciatus* à Madère (Sousa *et al.*, 2019) sont également plus élevées que celles estimées ici, probablement en raison de la petite taille des échantillons, de la nature oligotrophe des eaux algériennes ou des différences méthodologiques (Pajuelo & Lorenzo, 1995 ; Caldeira *et al.*, 2002 ; Mahmoud *et al.*, 2010). Il est recommandé d'évaluer mensuellement quelques grands individus, car ils améliorent significativement la précision des paramètres de croissance (Schwambornet *al.*, 2019).

La taille à la première maturité sexuelle a été estimée à 9 mm à Guerbez et à 10 mm à Collo et El Kala. Cette variabilité pourrait refléter les différences de conditions abiotiques entre les sites, notamment la température, connue pour moduler la vitesse de maturation sexuelle chez les gastéropodes (Berrigan & Charnov, 1994 ; Sousa *et al.*, 2019 ; González *et al.*, 2012). Par ailleurs, la pression de récolte, plus intense dans certaines régions comme les Canaries, peut conduire à une maturation plus précoce pour compenser la perte d'individus adultes (Fenberg & Roy, 2008).

L'estimation de la durée de vie médiane à Madère (9,66 ans pour *P. sauciatus*) confirme que cette espèce présente une longévité modérée, en comparaison à *P. lineatus* qui atteint jusqu'à 15 ans en Grande-Bretagne (Crothers, 1998 ; Clarke *et al.*, 2004). Les résultats obtenus dans notre étude ( $t_{\max} > 8$  ans) indiquent également que *P. turbinatus* est une espèce à longévité relativement élevée.

La relation entre la mortalité naturelle (M), la température environnementale, la taille des individus et le coefficient de croissance K est bien documentée (Pauly, 1980 ; Hordyk *et al.*, 2015). Toutefois, en Méditerranée, les estimations de (M) reposent encore majoritairement sur l'équation de Djabali *et al.*, (1994), qui ne prend pas en compte l'effet de la température. Nos résultats suggèrent que l'intégration de cette variable permettrait d'améliorer la précision des estimations de (M), rendant celles-ci plus représentatives des dynamiques réelles des stocks exploités.

Le ratio M/K, qui caractérise la forme de la courbe VBGF, montre ici que certains individus dépassent la longueur asymptotique théorique, notamment dans le site d'El Kala, soulignant l'importance des données empiriques pour affiner les modèles (Hordyk *et al.*, 2015).

Enfin, l'analyse de la mortalité totale (Z) et de la mortalité par pêche (F) suggère une forte pression anthropique dans les sites de Collo et Guerbez. Le rapport  $F > M$  et le taux d'exploitation ( $E > 0,5$ ) indiquent une exploitation au-delà du rendement optimal par recrue (Pajuelo & Lorenzo, 1995). Cette tendance est cohérente avec les observations faites à Madère et dans les Canaries pour des espèces proches (Sousa *et al.*, 2019 ; Henriques *et al.*, 2012 ; Alfonso *et al.*, 2015).

La surexploitation, conjuguée à la faible fréquence des individus âgés (5 à 9 ans), affecte la capacité reproductive, notamment en réduisant la densité des gamètes chez les espèces à fécondation externe telles que *P. turbinatus* (Riera *et al.*, 2016 ; Sousa *et al.*, 2017).

Les premiers signes d'une déstructuration démographique dans certains sites sont compatibles avec les conclusions de Boucetta., (2010) et Boucetta *et al.*, (2016a), qui ont déjà signalé une altération des dynamiques de populations littorales en lien avec les pressions anthropiques croissantes en Algérie.

### **II.2.3. Sélectivité, potentiel de reproduction (SPR) et pression de pêche**

Durant un cycle d'échantillonnage (2019) de *Phorcus turbinatus* dans les trois stations, nous avons enregistré d'importantes variations quantitatives spatio-temporelles.

L'analyse de sélectivité des captures montre que *Phorcus turbinatus* est généralement prélevé après avoir atteint la maturité sexuelle, avec une longueur moyenne à la première capture estimée entre 8,59 mm (Guerbez) et 9,91 mm (Collo), correspondant à des âges de 0,74 à 0,99 an. Ces résultats sont comparables à ceux obtenus à Madère, où la taille moyenne à la première capture est de 13,19 mm (Sousa *et al.*, 2019), différence probablement liée à la plus grande précision du logiciel utilisé dans cette région (TropFishR).

Pour évaluer le potentiel reproductif des stocks, l'étude a utilisé la méthode **Growth-Type-Groups Length-Based Spawning Potential Ratio (GTG-LBSPR)**. Cette approche, particulièrement robuste pour les espèces ayant un rapport  $M/K > 0,53$ , repose sur des distributions de longueurs unimodales ou bimodales (Hordyket *al.*, 2015a ; Hordyk *et al.*, 2016). Elle suppose une population exploitée à l'équilibre, avec une sélectivité logistique et une mortalité constante.

Les résultats indiquent un **SPR très faible, compris entre 4 % et 8 %**, pour la population globale, signalant une capacité de renouvellement biologique fortement compromise. En effet, un SPR inférieur à 20 % est associé à un "niveau de remplacement", insuffisant pour assurer la croissance de la population dans le temps (Prince, 2017). Par ailleurs, la forte mortalité par pêche ( $F/M > 1$ ) observée dans les trois sites, notamment à Guerbez ( $F/M = 7,3$ ), démontre une surexploitation nette, réduisant significativement la biomasse du stock reproducteur (Hordyket *al.*, 2015a). Ces pressions élevées sont aussi responsables de la diminution des individus matures (pré-fraie), essentiels au maintien de la reproduction.

Le site d'El Kala a révélé une particularité intéressante : l'observation de grandes coquilles vides suggère que les grands individus peuvent échapper à la capture, contredisant l'hypothèse d'un biais de sélectivité (type gaussien) évoqué par Hordyk *et al.*, (2016). Ce constat conforte l'idée que la pression de pêche exercée reste néanmoins significative, bien que l'hétérogénéité spatiale des habitats puisse affecter la capturabilité.

L'approche **LBSPR** combinée au bootstrapping appliqué dans TropFishR permet une estimation plus robuste du potentiel de frai, mais reste sensible à la précision des paramètres d'entrée ( $L_{\infty}$ ,  $K$ ,  $M$ ,  $L_{50}$ ,  $L_{95}$ ). Malgré cette sensibilité, les conditions de validité sont remplies dans les trois stations de l'étude.

Nos résultats confirment les préoccupations exprimées dans les travaux de Boucetta *et al.*, (2016b), qui mettaient déjà en évidence les limites du recrutement naturel face à une intensification des activités de récolte artisanale et à la raréfaction des grands individus. Enfin, l'état des stocks à Guerbez et El Kala, avec des valeurs  $SPR < 8 \%$ , indique un effondrement probable du recrutement, en accord avec les modèles prédictifs de résilience faible pour les espèces à croissance lente (Hordyk *et al.*, 2015b ; Rudd & Thorson, 2018).

#### II.2.4. Analyse des indicateurs de durabilité des stocks

Pour compléter l'évaluation du stock, plusieurs **indicateurs empiriques de durabilité** ont été mobilisés, conformément à l'approche préconisée par [Froese et al., \(2004, 2016\)](#). Ces indicateurs permettent une interprétation compréhensible de l'état des populations à partir des distributions de longueur.

Le ratio **Lmean/Lopt** a varié de 0,71 à Guerbez, 0,74 à El Kala et a atteint une valeur élevée de 3,6 à Collo. Des valeurs proches de 1 sont considérées comme optimales, tandis que des valeurs  $< 0,8$  indiquent une surexploitation. Ainsi, Collo montre un résultat atypique, pouvant refléter une sursélection des grandes tailles ou une erreur dans la structure des captures.

Les ratios de biomasse **B/B0** (biomasse actuelle/biomasse vierge) et **B/Bmsy** (biomasse actuelle/biomasse pour un rendement maximal durable) confirment un état de stress marqué. Les valeurs obtenues à El Kala ( $B/B0 = 0,1$  ;  $B/Bmsy = 0,27$ ) et à Guerbez ( $B/B0 = 0,036$  ;  $B/Bmsy = 0,086$ ) correspondent à des populations **fortement surexploitées**, selon les seuils proposés par [Hilborn & Walters, \(1992\)](#) et [Quinn & Deriso, \(1999\)](#).

À Collo, les valeurs de  $B/B0 = 1$  et  $B/Bmsy = 3,2$  sont **anormalement élevées**, ce qui suggère une sous-estimation de la pression de pêche ou un biais dans les données collectées. Ce type de signal contradictoire est mentionné par [Froese et al., \(2018\)](#) comme étant fréquent lorsque les grands individus sont majoritairement représentés dans les captures.

L'indicateur **F/K** (mortalité par pêche / taux de croissance) est un excellent révélateur de la pression d'exploitation. À Guerbez ( $F/K = 4,43$ ) et El Kala (2,7), les valeurs dépassent largement les seuils de durabilité (0,1 à 0,5 pour exploitation modérée ;  $> 1$  pour surexploitation) ([Beverton & Holt, 1957](#)). En revanche, la valeur à Collo (0,17) indique une exploitation modérée.

De même, le ratio **F/M** révèle une pression de pêche extrêmement élevée à Guerbez (7,3) et à El Kala (2,6), dépassant les seuils critiques proposés par [Hordyk et al., \(2015\)](#). À Collo,  $F/M = 0,018$  est très faible, ce qui semble incompatible avec les autres signaux d'alerte — ce paradoxe mérite une enquête plus approfondie sur l'effort réel de récolte.

L'indicateur **Z/K** (mortalité totale / croissance) varie entre 3,73 (El Kala), 5,04 (Guerbez) et une valeur extrêmement élevée à Collo (9,83). Ces résultats sont compatibles avec une **mortalité excessive** dans tous les sites, voire une mortalité naturelle élevée à Collo, ce qui pourrait masquer une faible pression de pêche apparente.

Globalement, ces indicateurs révèlent des situations contrastées :

- **Collo** montre des signaux **mixtes**, avec une biomasse élevée mais des valeurs incohérentes de pression de pêche.
- **El-Kala et Guerbez** présentent tous les indicateurs typiques d'une **surexploitation sévère**, en cohérence avec les observations du terrain et la structure démographique juvénile des captures.

Ces constats corroborent les résultats de [Boucetta et al., \(2019\)](#), qui ont signalé une dégradation progressive des populations de gastéropodes en lien avec l'intensification de la pêche artisanale non réglementée dans les zones rocheuses intertidales du littoral est-algérien.

### **II.2.5. Méthodes d'évaluation (GTG-LBSPR, LIME,LBB) et implications pour la gestion de *P. turbinatus***

Dans le contexte des pêcheries à **données limitées**, l'utilisation combinée des approches **GTG-LBSPR** (Growth-Type-Groups Length-Based Spawning Potential Ratio) et **LBB** (Length-Based Bayesian Biomass) s'avère particulièrement pertinente. Ces outils fournissent des indicateurs robustes du statut des stocks à partir des données de fréquence de longueur, sans dépendre de séries temporelles longues ni de données d'âge difficilement accessibles ([Hordyk et al., 2015a](#) ; [Al-Mamun et al., 2021](#)).

Le modèle GTG-LBSPR, utilisé ici, repose sur des hypothèses simples mais efficaces : une population exploitée à l'équilibre, une mortalité constante, une sélectivité dépendant de la taille, et une structure de longueur représentative. Ces conditions ont été validées pour nos trois sites, avec des distributions uni- ou bimodales compatibles avec le modèle.

Les estimations de **SPR < 10 %** dans toutes les stations, avec des minimas atteignant **4 %**, suggèrent que les populations ne sont plus en mesure de renouveler efficacement leur stock reproducteur. Cela indique une **menace sérieuse sur la durabilité à long terme**, conforme aux seuils critiques définis par [Prince, \(2017\)](#), où un SPR < 20 % représente un niveau de remplacement à peine suffisant pour maintenir la population, sans permettre sa croissance.

L'impact de la pêche est accentué par une **faible sélectivité** des engins, conduisant à la capture d'individus immatures, et par une absence notable d'individus de grande taille, en particulier à Guerbez. Or, la présence de grands individus est déterminante dans la précision des estimations de SPR et F/M (Hordyk *et al.*, 2016). L'absence d'adultes peut résulter d'une sélectivité non-logistique, qui viole les hypothèses du modèle, mais l'observation de coquilles vides de grande taille à El Kala semble indiquer une mortalité post-reproductrice naturelle ou anthropique.

Dans des conditions de non-équilibre, le modèle **LIME (Length-based Integrated Mixed Effects)** permet une évaluation fiable des stocks à partir des distributions de longueur, sans supposer une population stable. Les résultats montrent une surexploitation marquée à la baie de Collo (SPR = 23 %, F = 1,39), traduisant une faible capacité de renouvellement du stock malgré une sélectivité tardive qui protège partiellement les juvéniles. À Guerbez, le SPR élevé (60 %) indique un stock sain, avec une exploitation modérée.

À El Kala, la situation est plus variable : le stock oscille entre un état non exploité et une exploitation modérée selon les zones. Globalement, LIME s'avère efficace en contexte non-équilibré mais dépend fortement de la qualité des données biologiques et des paramètres de sélectivité.(Rudd & Thorson, 2018).

En complément, le modèle **LBB** permet une estimation bayésienne directe de la biomasse relative ( $B/B_0$ ) et des points de référence biologiques ( $F_{opt}$ ,  $F_{msy}$ ) à partir des longueurs observées (Yue *et al.*, 2020 ; Wang *et al.*, 2021). Les résultats révèlent des valeurs extrêmement faibles à Guerbez ( $B/B_0 = 0,036$ ) et El Kala (0,1), correspondant à des états critiques de surexploitation. Les valeurs à Collo, encore une fois, sont anormalement élevées ( $B/B_0 = 1$ ), ce qui pourrait signaler une **sous-estimation de l'effort de pêche** ou une mauvaise représentativité des classes de taille.

L'application conjointe de ces approches met en évidence l'importance d'une gestion adaptative, surtout dans les contextes où les données sont rares. Les constats tirés de cette étude rejoignent les recommandations de Boucetta, (2010) et Boucetta *et al.*, (2016a, 2016b), qui appellent à renforcer la surveillance des ressources benthiques exploitées sur le littoral algérien, notamment par la régulation de la collecte et le suivi des classes juvéniles.

Enfin, la déconnexion apparente entre effort réel et biomasse estimée dans certains sites (comme Collo) souligne la nécessité d'investir dans des **suivis plus fréquents**, incluant la variabilité temporelle du recrutement, comme suggéré par le modèle **LIME** (Rudd & Thorson, 2017), même si ce dernier reste imprécis pour les espèces à longue durée de vie telles que *P. turbinatus* (Merrill *et al.*, 2017).

Bien que la surexploitation de *Phorcus turbinatus* soit principalement liée à la récolte, les **conditions environnementales** jouent un rôle non négligeable en affectant la croissance, la mortalité naturelle et la reproduction des populations (Byrne, 2011 ; Nolan *et al.*, 2018). Les modèles comme **LIME** (Rudd & Thorson, 2018), fondés sur des paramètres biologiques supposés stables, peuvent sous-estimer l'impact global si ces facteurs ne sont pas pris en compte. Dans les zones exposées à des stress environnementaux, il est donc essentiel d'ajuster les estimations biologiques pour obtenir une évaluation plus réaliste du stock et mieux orienter les mesures de gestion (Pauly, 1980 ; Hordyk *et al.*, 2015).

#### II.2.6. Qualité de l'eau, paramètres physico-chimiques et influence sur *P. turbinatus*

L'analyse physico-chimique des eaux dans les trois stations (Collo, Guerbez, El Kala) révèle des variations spatio-temporelles notables qui influencent directement la distribution et la vitalité des populations de *Phorcus turbinatus*. Les paramètres évalués incluent la température, le pH, la salinité, l'oxygène dissous, la conductivité et la matière en suspension (MES), tous reconnus pour leur impact sur les processus physiologiques des organismes marins (Helmuth *et al.*, 2002 ; Harley *et al.*, 2006).

La température maximale enregistrée à Guerbez (30,4 °C) approche des seuils critiques de tolérance thermique chez de nombreux gastéropodes intertidaux, induisant potentiellement un **stress thermique** susceptible d'altérer la reproduction, la croissance, et la survie (Somero, 2002). La température est également inversement corrélée à l'oxygène dissous, un phénomène bien documenté dans les environnements eutrophes (Middelburg, 2010).

Les valeurs moyennes de pH restent dans l'intervalle normal des eaux marines (8,1 – 8,2), bien que la station de Collo présente une variabilité plus marquée ( $\pm 0,24$ ), probablement liée à des intrusions d'eau douce ou à une pollution locale (Franklin *et al.*, 2014). Un pH stable est essentiel pour la **calcification** des coquilles de gastéropodes, qui est inhibée lorsque le pH chute sous 8,0 (Gattuso *et al.*, 1998 ; Kroeker *et al.*, 2013).

Les concentrations d'oxygène dissous (OD) varient fortement entre les stations : de  $11,98 \pm 6,25$  mg/L à Guerbez à  $17,68 \pm 7,49$  mg/L à El Kala. Des niveaux faibles ( $< 5$  mg/L) peuvent induire un **stress hypoxique** affectant la croissance, la reproduction et la diversité biologique (Diaz & Rosenberg, 2008 ; Gray *et al.*, 2002). La variabilité élevée de l'OD dans certaines stations suggère l'influence de phénomènes biologiques (proliférations algales) et d'apports organiques. Les analyses de corrélation ont révélé des tendances cohérentes avec la littérature :

- À **Collo**, la température est **négativement corrélée** avec la salinité, la conductivité, le pH et MES, reflétant l'effet de dilution des intrusions d'eau douce ou une stratification thermique locale (Sternberg *et al.*, 2011).
- À **El Kala**, au contraire, la température est **positivement corrélée** à la salinité, suggérant des processus d'évaporation conduisant à une concentration des sels dissous (Koch *et al.*, 2012).
- À **Guerbez**, aucune corrélation significative avec le pH n'a été trouvée, ce qui peut être attribué à des apports anthropiques ponctuels perturbant les gradients naturels (Peña *et al.*, 2014).

Ces résultats sont en cohérence avec ceux de Boucetta *et al.*, (2014), qui avaient mis en évidence des **variations saisonnières et spatiales** des paramètres physico-chimiques sur la côte Est algérienne, corrélées à la dynamique des masses d'eau et aux apports anthropiques.

L'interaction complexe entre température, oxygène dissous, pH et salinité influence la bioécologie de *P. turbinatus* et pourrait expliquer, en partie, les différences de croissance et de structure démographique observées entre stations. De telles interactions sont bien connues pour moduler l'allocation énergétique chez les mollusques, en particulier dans les environnements intertidaux sujets aux fluctuations rapides (Crothers, 1994 ; Clarke *et al.*, 2004).

#### II .2.6.1. Métaux lourds dans la chaire de *P. turbinatus*

Les analyses des concentrations en éléments traces métalliques (ETM) chez *Phorcus turbinatus* ont mis en évidence des variations spatiales significatives pour certains métaux, notamment le zinc (Zn) et le plomb (Pb), alors que d'autres métaux comme le cuivre (Cu) et le cadmium (Cd) ne présentent pas de différences marquées entre les sites étudiés. Cette observation invite à une réflexion approfondie sur les facteurs environnementaux et biologiques susceptibles d'expliquer ces disparités.

Les concentrations de Zn et Pb varient significativement entre les stations, avec des niveaux particulièrement élevés chez les femelles issues du site de Collo. Cette accumulation accrue peut s'expliquer par la bioaccumulation propre aux gastéropodes benthiques, influencée par la proximité de sources de pollution, la nature du substrat et la biomasse locale. Il est établi que le zinc et le plomb sont fréquemment associés à des activités anthropiques telles que l'industrie et l'urbanisation, ce qui pourrait justifier les concentrations élevées relevées à Collo, une station probablement soumise à des apports industriels ou à d'autres sources polluantes locales (Bresciani *et al.*, 2020).

Ces résultats s'alignent avec les travaux antérieurs de Boucetta *et al.*, (2017) qui ont montré que Pb et Zn sont couramment bioaccumulés dans les tissus d'organismes marins benthiques dans des zones impactées par les activités humaines, renforçant l'idée que Collo est un site à risque élevé de contamination métallique. Par exemple, la concentration en Zn mesurée dans cette étude,  $1.38 \pm 0.29$  µg/g poids sec chez *Phorcus turbinatus*, illustre un niveau important d'accumulation.

À l'inverse, les concentrations de Cu et Cd ne varient pas significativement selon les stations. Cette stabilité peut refléter une faible biodisponibilité de ces métaux dans l'environnement local ou une affinité moindre de *Phorcus turbinatus* pour ces éléments. Le cuivre, en tant qu'oligo-élément essentiel, est requis en faible quantité mais peut devenir toxique à plus forte concentration. Les faibles valeurs observées à El Kala ( $0.28 \pm 0.59$  µg/g PS chez les mâles) suggèrent que les concentrations environnementales ne dépassent pas les seuils induisant une bioaccumulation notable. Concernant le cadmium, métal hautement toxique, sa faible accumulation est cohérente avec la littérature, qui souligne souvent des concentrations réduites de Cd dans les tissus des gastéropodes vivant dans des milieux peu contaminés (Lehmann *et al.*, 2019). Cette faible accumulation pourrait résulter de mécanismes physiologiques limitant l'absorption de ce métal, ou bien d'une faible concentration dans le milieu (Boucetta *et al.*, 2016b).

L'indice TEPI (Total Element Pollution Index) utilisé pour évaluer globalement la contamination métallique révèle une pollution modérée sur les trois sites, avec une légère augmentation à Collo. Ce constat est en accord avec des études similaires qui ont décrit des TEPI comparables dans des zones côtières modérément impactées (Ip *et al.*, 2007). Les concentrations élevées en Zn et Pb à Collo présentent un risque potentiel toxique pour *Phorcus turbinatus*, pouvant affecter sa croissance, sa reproduction et sa survie, comme indiqué par Rainbow, (2007).

Ces résultats sont cohérents avec ceux issus de l'**approche par régression logistique binaire**, qui a permis de mettre en évidence le rôle significatif des métaux lourds et des caractéristiques spatio-temporelles (stations, saisons) dans la structuration du risque de pollution. Le modèle statistique a notamment révélé une vulnérabilité accrue durant la saison automnale et une variabilité spatiale marquée entre les stations, confirmant que la baie de Collo est la zone la plus exposée, tant sur le plan des concentrations chimiques que du risque statistique identifié.

L'intégration des deux méthodes — approche quantitative par l'indice TEPI et modélisation probabiliste par régression logistique — offre ainsi une vision complémentaire et robuste du niveau et des facteurs de risque de la pollution métallique. Cette combinaison méthodologique permet de renforcer la précision du diagnostic environnemental et constitue un outil pertinent pour orienter les stratégies de gestion et de conservation des milieux côtiers.

Par ailleurs, la bioaccumulation de ces métaux dans *Phorcus turbinatus* pose également un risque pour la chaîne trophique, car ces contaminants peuvent se transférer aux prédateurs supérieurs, y compris les humains (Wang, 2002).

L'évaluation des facteurs de bioaccumulation (FBA) pour Zn, Cu, Pb et Cd chez *Phorcus turbinatus* révèle des profils distincts selon les sites. Le Zn montre une accumulation modérée à Collo et Guerbez comparée à EL-Kala où l'accumulation est plus faible, probablement en lien avec une plus grande disponibilité environnementale et des apports anthropiques accrus à Collo et Guerbez, issus d'activités industrielles ou agricoles (Chrysafides *et al.*, 2019).

Ces observations concordent avec les études de Boucetta *et al.*, (2016a), où le zinc apparaît comme un métal fréquemment bioaccumulé dans des zones côtières soumises à une pollution industrielle.

Le cuivre présente un FBA élevé à EL-Kala, suggérant une accumulation importante dans cette station, possiblement liée à des concentrations environnementales plus élevées ou à une affinité biologique accrue. Cette accumulation de Cu peut être bénéfique à faible dose, mais potentiellement toxique à des niveaux élevés, comme démontré par Jiang *et al.*, (2021). Les faibles FBA à Guerbez peuvent indiquer une moindre exposition ou une meilleure régulation physiologique par l'espèce.

Le plomb, quant à lui, est fortement bioaccumulé à Collo, avec un FBA très élevé, soulignant un fort potentiel de contamination à cet endroit. La toxicité du Pb est bien connue, notamment pour les organismes benthiques exposés directement aux sédiments contaminés (Poulson *et al.*, 2019). Ces résultats sont en phase avec les travaux de Boucetta *et al.*, (2019) et Bresciani *et al.*, (2020) qui ont documenté des niveaux élevés de Pb dans des zones industrielles similaires.

Le cadmium, malgré sa toxicité élevée, présente un faible FBA sur tous les sites, ce qui peut résulter de mécanismes biologiques limitant son absorption ou d'une faible biodisponibilité (Lo *et al.*, 2018). Cette faible accumulation corrobore les études de Lehmann *et al.*, (2019) et Gillespie *et al.*, (2020) sur les gastéropodes dans des milieux faiblement contaminés.

Globalement, ces résultats confirment que la bioaccumulation dépend largement des caractéristiques environnementales locales et des capacités physiologiques des organismes. Cette variabilité souligne l'importance de stratégies de gestion ciblées pour limiter la contamination métallique dans les écosystèmes marins et protéger la biodiversité (Boucetta, 2010).

L'étude des fluctuations saisonnières et des différences sexuelles dans les concentrations de Cu, Zn et Cd chez *Phorcus turbinatus* révèle des variations intéressantes. Excepté pour le cadmium, les concentrations des oligo-éléments varient au cours des saisons, avec des diminutions notables au printemps et en été. Ces fluctuations peuvent être liées à des facteurs écologiques tels que les variations de température, de salinité et de disponibilité en nutriments, qui influencent la solubilité des métaux et leur assimilation par les organismes (Gillespie *et al.*, 2020 ; Poulson *et al.*, 2019).

Cependant, les analyses statistiques (ANOVA à deux facteurs) n'ont pas détecté de différences significatives entre saisons, suggérant que la saisonnalité n'est pas un facteur majeur dans la modulation des concentrations métalliques chez *Phorcus turbinatus* dans les zones étudiées. Cette constance pourrait refléter des mécanismes biologiques de régulation de l'absorption et de l'excrétion des métaux, comme décrit dans d'autres travaux sur des gastéropodes marins (Lehmann *et al.*, 2019).

En revanche, l'**approche par régression logistique binaire**, basée sur la présence/absence de pollution et non sur des concentrations absolues, a identifié la **saison automnale** comme un facteur de risque significatif. Cela signifie que, d'un point de vue environnemental, la probabilité d'exposition à un risque de pollution est plus élevée en automne, même si la réponse biologique de l'organisme (en termes de bioaccumulation mesurée) ne varie pas significativement entre les saisons. Cette divergence entre les deux approches souligne leur **complémentarité**. L'ANOVA évalue la **réponse physiologique de l'organisme** (concentrations tissulaires) et la régression logistique modélise le **risque environnemental** lié aux conditions spatio-temporelles.

Des différences significatives entre sexes ont été observées pour Cu et Zn, les femelles présentant des concentrations plus élevées que les mâles, sauf au printemps. Cette tendance rejoint les conclusions de Gillespie *et al.*, (2020) et Poulson *et al.*, (2019), qui ont démontré que les femelles accumulent davantage certains métaux, probablement en raison de besoins physiologiques liés à la reproduction et au métabolisme spécifiques (Bresciani *et al.*, 2020). Il est à noter que ces différences sexuelles sont peu affectées par la saison ou le site, ce qui suggère que des facteurs intrinsèques tels que la taille corporelle et l'âge pourraient jouer un rôle plus déterminant dans la variation des concentrations (Lo *et al.*, 2018).

L'analyse directe des métaux dissous dans l'eau marine est une méthode classique pour évaluer la pollution métallique. Elle offre une mesure instantanée des concentrations métalliques, permettant de détecter rapidement les zones contaminées et les fluctuations temporelles liées à des facteurs environnementaux (Boening, 2000 ; Schaefer *et al.*, 2011). Toutefois, cette approche présente des limites, notamment en termes de mesure de l'impact biologique, car elle ne renseigne pas sur la bioaccumulation ni les effets toxiques à long terme (Bertine & Chester, 1981 ; Boening, 2000).

À l'inverse, l'utilisation de bioindicateurs tels que *Phorcus turbinatus* permet d'évaluer la bioaccumulation des métaux dans les tissus, intégrant l'exposition chronique et les effets écotoxicologiques sur les populations. Cette méthode intègre les interactions complexes entre l'organisme et son environnement, offrant une meilleure évaluation de la contamination réelle subie par les communautés benthiques (Sánchez-Hernández, 2000 ; Gauthier & Grange, 2017).

Cependant, la bioaccumulation peut être modulée par des facteurs biologiques intrinsèques (taille, âge, nutrition), compliquant l'interprétation des résultats (Gauthier & Grange, 2017). De plus, les mécanismes métaboliques et de détoxification influencent la relation entre les concentrations dans l'eau et dans les tissus (Boening, 2000).

### II.2.7. Analyse de la relation taille-poids et implications écophysiological chez *P. turbinatus*

L'analyse de la relation taille-poids a été conduite afin d'évaluer le modèle de croissance suivi par les individus et de déterminer la nature allométrique de cette croissance. Les résultats montrent une corrélation négative significative entre la longueur de la coquille et le poids total, ce qui indique que les spécimens de plus grande taille n'acquiescent pas un poids proportionnellement supérieur à celui des individus plus petits.

Cette dynamique correspond à une croissance allométrique minorante, caractérisée par un coefficient de croissance  $b < 3b < 3$ , phénomène fréquemment rapporté chez les gastéropodes marins (Hughes, 2004). Ce mode de croissance suggère que l'accumulation pondérale chez les spécimens les plus volumineux est moins importante en proportion, probablement en raison d'adaptations physiologiques spécifiques ou de contraintes environnementales affectant la distribution des ressources énergétiques disponibles (Rochette *et al.*, 2005).

Des investigations antérieures, telles que celles menées par Lima *et al.*, (2007) sur des gastéropodes brésiliens, ont également mis en lumière des variations inter-populations de taille et de croissance, attribuables à des facteurs abiotiques comme la température de l'eau, la salinité et la disponibilité alimentaire. Chez *Phorcus turbinatus*, la relation taille-poids constitue un indicateur clé permettant de suivre le développement individuel ainsi que l'état physiologique global des populations. En effet, des écarts significatifs du poids par rapport à la taille peuvent révéler la présence de stress physiologiques, des carences alimentaires ou encore des impacts liés à la contamination environnementale (Seuront *et al.*, 2012).

Les variations observées entre les stations de Collo, El Kala et Guerbez illustrent parfaitement cette influence des conditions environnementales locales. Des habitats caractérisés par une richesse nutritive accrue et des conditions de croissance optimales favorisent l'atteinte de tailles maximales, tandis que des milieux plus contraignants sont associés à une croissance ralentie et à des tailles plus réduites. Ces différences témoignent de l'impact des paramètres locaux tels que la qualité de l'eau, la disponibilité alimentaire et les caractéristiques géophysiques propres à chaque site (Rochette *et al.*, 2005).

Par ailleurs, l'étude des paramètres taille-poids permet également d'évaluer les effets toxiques potentiels de la pollution sur les organismes marins. En effet, une croissance altérée peut résulter de la bioaccumulation de métaux lourds ou d'autres contaminants, faisant de cette relation un indicateur biologique pertinent pour la surveillance écologique. Plusieurs travaux ont démontré que l'exposition à des métaux lourds, notamment le plomb (Pb) et le cadmium (Cd), engendre des anomalies de croissance, telles qu'un ralentissement pondéral ou des déformations morphologiques, en raison de stress physiopathologiques induits (Belfiore *et al.*, 2010).

Lors de notre étude, la distribution de la taille des populations de *Phorcus turbinatus* révèle des variations significatives selon les sites géographiques étudiés, notamment entre les stocks localisés à El Kala, Collo et Guerbez.

Ces disparités résultent d'une interaction complexe entre facteurs environnementaux, biologiques et écologiques modulant la croissance et la structure des populations de cette espèce. Les données montrent un pic de taille plus élevé à El Kala, tandis que les individus provenant de Collo présentent des tailles nettement plus réduites. Ces observations traduisent la diversité des régimes écologiques locaux et peuvent être expliquées par la conjonction de facteurs abiotiques tels que la température, la salinité, la qualité de l'habitat et la disponibilité alimentaire.

Les différences de distribution de taille entre les sites peuvent s'interpréter à travers les variations des conditions environnementales spécifiques à chaque lieu. Plusieurs études ont établi que les gastéropodes marins, dont *Phorcus turbinatus*, manifestent des variations morphométriques liées à des facteurs abiotiques majeurs, parmi lesquels la température de l'eau et la salinité jouent un rôle prépondérant. Par exemple, Baker *et al.*, (2013) ont démontré l'influence directe de la température sur la croissance des gastéropodes marins. De même, la salinité constitue un facteur déterminant, notamment dans les zones estuariennes où ses fluctuations impactent le métabolisme et la croissance. (Steele *et al.*, 2012) ont rapporté que les populations vivant dans des zones estuariennes à salinité variable tendent à présenter des tailles corporelles plus petites comparativement à celles évoluant dans des milieux à salinité plus stable.

Outre les facteurs abiotiques, des paramètres biotiques tels que les interactions trophiques et la pression de prédation jouent également un rôle majeur dans la distribution de la taille. Dans des habitats où la pression prédatrice est élevée, la sélection naturelle peut favoriser les individus de plus petite taille, conférant ainsi un avantage adaptatif en termes de survie. Ce phénomène a été documenté chez plusieurs populations de gastéropodes soumises à une forte pression de prédation (Hines *et al.*, 2014).

Par ailleurs, la variabilité génétique et les adaptations locales des populations constituent un autre facteur explicatif des différences morphométriques observées entre Collo, El Kala et Guerbez. Des populations géographiquement isolées peuvent développer des traits distinctifs, résultant d'une sélection locale en réponse aux pressions environnementales spécifiques à leur habitat (Kaiser *et al.*, 2013).

Les résultats obtenus dans cette étude concordent avec ceux de recherches antérieures sur la taille des gastéropodes dans des environnements intertidaux. Par exemple, Hines *et al.*, (2014) ont montré que les populations de Trochidae présentent une variabilité de taille corrélée aux conditions locales d'habitat, avec des tailles plus importantes dans les zones à forte disponibilité alimentaire. De manière similaire, une étude menée dans le sud de la Méditerranée sur *Phorcus turbinatus* a révélé des variations significatives de taille entre sites, liées aux paramètres thermiques et trophiques locaux (Baker *et al.*, 2013).

#### **II.2.8. Indice de condition et influence des facteurs environnementaux chez *P. turbinatus***

L'indice de condition chez les organismes marins, notamment les trochidae, constitue un indicateur fondamental de leur état de santé et de leur capacité à faire face aux stress environnementaux. Cet indice, qui exprime la relation entre le poids et la taille des individus, est largement utilisé en écologie marine pour évaluer la condition physique des populations (Brockington & Hogg, 2005). Les gastéropodes marins jouent souvent un rôle de bioindicateurs dans les études environnementales, leur indice de condition permettant d'appréhender l'impact des polluants et des modifications des habitats naturels.

Plusieurs travaux ont démontré que des concentrations élevées de métaux lourds tels que le plomb (Pb), le zinc (Zn) et le cuivre (Cu), ainsi que de polluants organiques dans les zones côtières, entraînent une diminution significative de l'indice de condition des gastéropodes, traduisant un stress physiologique induit par la contamination environnementale (Figueira *et al.*, 2013). Par ailleurs, la température constitue l'un des facteurs abiotiques les plus déterminants sur l'indice de condition. Durant l'été, des températures élevées peuvent stimuler le métabolisme et accélérer la croissance des gastéropodes, mais au-delà d'un certain seuil thermique, ce stress peut engendrer des effets délétères (Lima *et al.*, 2007). En hiver, les températures plus basses ralentissent le métabolisme et la croissance, ce qui se manifeste souvent par une baisse de l'indice de condition, bien que la dégradation des tissus corporels soit également réduite.

La salinité influence également le métabolisme des gastéropodes. Des fluctuations salines, induites par des variations pluviométriques ou des apports d'eau douce, provoquent un stress osmotique affectant la croissance et la reproduction, et donc l'indice de condition. Les gastéropodes évoluant dans des environnements à salinité stable, comme les zones intertidales rocheuses, tendent à afficher des indices de condition plus élevés en raison de conditions physiologiques plus favorables (Belfiore *et al.*, 2010). De plus, le niveau d'oxygène dissous dans l'eau représente un paramètre clé, susceptible de varier saisonnièrement, notamment lors de fortes chaleurs estivales ou de pluies intenses perturbant la circulation de l'eau. Un faible taux d'oxygène dissous limite l'activité métabolique, impactant négativement la croissance et la survie des gastéropodes, ce qui se traduit par un indice de condition diminué (Figueira *et al.*, 2013).

La matière en suspension (MES) dans l'eau joue également un rôle important dans la disponibilité alimentaire, particulièrement chez les gastéropodes se nourrissant de microalgues ou de détritus. Des concentrations élevées de MES peuvent réduire la visibilité et entraver l'alimentation, conduisant à un ralentissement de la croissance et à un indice de condition plus faible. Inversement, des concentrations faibles de MES favorisent une meilleure disponibilité de la nourriture et une croissance optimale (Figueira *et al.*, 2013).

Les interactions entre l'indice de condition et les facteurs environnementaux sont complexes et varient selon la saison et la localisation géographique. Une étude menée par Seuront *et al.*, (2012) a montré que pendant les périodes printanières et estivales, caractérisées par des températures élevées et une abondance de ressources alimentaires, l'indice de condition de *Phorcus turbinatus* est généralement plus élevé. En revanche, en hiver, lorsque les températures sont basses et la nourriture plus rare, cet indice tend à diminuer.

Enfin, de nombreuses recherches confirment que l'indice de condition des gastéropodes marins varie en fonction des conditions environnementales et saisonnières. Par exemple, Seuront *et al.*, (2012) ont observé que cet indice est maximal durant les phases de forte production primaire et de températures modérées, alors qu'il chute en cas de stress thermique ou de pénurie alimentaire prolongée.

### II.2.9. Analyse spatiale de la répartition de *Phorcus turbinatus* sur les côtes intertidales rocheuses de la baie de Collo

L'analyse spatiale réalisée dans cette étude a permis de caractériser la distribution des troques du gastéropode *Phorcus turbinatus* sur les zones intertidales rocheuses de la baie de Collo durant l'année 2019. Les résultats issus de l'analyse du plus proche voisin (ANN) révèlent un modèle de regroupement spatial significatif, illustré par un ratio du plus proche voisin (R) inférieur à 1. Cette valeur souligne clairement que la répartition des troques est spatialement agrégée et ne résulte pas d'une distribution aléatoire, et ce, au cours des quatre saisons étudiées.

La tendance marquée au regroupement observée pourrait s'expliquer par divers facteurs écologiques et environnementaux spécifiques à l'habitat intertidal. Parmi ceux-ci, la disponibilité en ressources alimentaires telles que les microalgues ou les détritiques, les conditions physico-chimiques de l'eau — notamment la température, la salinité, ainsi que l'exposition aux vagues — ainsi que les interactions biotiques comme la compétition et la prédation, jouent un rôle déterminant dans la structuration spatiale des populations (Ritohardoyo, 2016 ; Smith *et al.*, 2020). Par ailleurs, les variations saisonnières relevées au cours de l'année 2019 peuvent également influencer la dynamique spatiale de *Phorcus turbinatus*, notamment en lien avec ses cycles reproductifs et les fluctuations des conditions environnementales (Underwood *et al.*, 1996).

Ces résultats concordent avec d'autres travaux sur la distribution spatiale des gastéropodes intertidaux. Par exemple, Ritohardoyo, (2016) a mis en évidence des patrons similaires de regroupement chez plusieurs espèces de mollusques, liés à des gradients environnementaux et à la disponibilité des ressources. De même, une étude récente de Johnson *et al.*, (2022) a démontré que les conditions hydrodynamiques et la complexité de la structure des habitats rocheux influencent fortement la répartition des organismes intertidaux.

Dans le cas particulier de *Phorcus turbinatus*, la topographie complexe des côtes rocheuses de la baie de Collo pourrait favoriser la formation de microhabitats propices à leur agrégation. Cette observation s'inscrit dans la littérature scientifique qui insiste sur l'importance des facteurs environnementaux et écologiques dans la distribution spatiale des organismes intertidaux.

Les résultats montrent une agrégation particulièrement marquée au printemps ( $R = 0,218$ ). Cette observation est cohérente avec la littérature qui souligne que les conditions environnementales favorables au printemps, telles que l'augmentation de la température et la disponibilité accrue des ressources, stimulent le regroupement des organismes intertidaux (Raffaelli & Hawkins, 1999). De même, Underwood, (1997) indique que les gastéropodes intertidaux tendent à se concentrer dans des microhabitats riches en ressources durant les périodes de productivité élevée.

En été, le regroupement des troques est moins prononcé ( $R = 0,556$ ), bien que toujours significatif. Cette tendance pourrait refléter une répartition plus homogène des ressources et des conditions environnementales relativement stables. Selon Little & Kitching, (1996), les organismes intertidaux peuvent adopter une dispersion modérée lors de périodes stables, tout en maintenant un certain regroupement, notamment pour se protéger des prédateurs. Ainsi, les conditions estivales favorisent une légère dispersion des populations tout en conservant une agrégation fonctionnelle.

En automne, la tendance au regroupement diminue davantage, avec un ratio ( $R$ ) se rapprochant de 0,7, ce qui indique une distribution plus dispersée mais encore non aléatoire. Cette évolution pourrait être liée à la baisse progressive des températures et à la réduction de la disponibilité alimentaire, provoquant un déplacement des troques vers des zones offrant des ressources plus concentrées ou des conditions plus favorables à leur survie (Underwood, 1997). De plus, la dynamique des interactions biotiques, notamment la pression prédatrice, peut aussi varier au fil des saisons, influençant la répartition spatiale des populations (Raffaelli & Hawkins, 1999).

En hiver, les troques montrent une distribution la moins agrégée ( $R$  proche de 0,8), suggérant une dispersion plus homogène sur l'estran rocheux. Ce phénomène pourrait s'expliquer par le stress environnemental lié aux basses températures, à la diminution de la production primaire et à une réduction globale de l'activité biologique (Smith *et al.*, 2020). Dans ces conditions plus difficiles, les troques pourraient adopter une stratégie d'occupation plus dispersée pour optimiser l'accès aux ressources limitées et réduire la compétition intra-spécifique (Ritohardoyo, 2016).

Cette étude confirme l'importance de prendre en compte les variations saisonnières dans les analyses spatiales des populations intertidales, afin de mieux comprendre les mécanismes qui régissent leur distribution. Par ailleurs, la forte agrégation observée au printemps pourrait correspondre à des périodes clés du cycle biologique de *Phorcus turbinatus*, notamment la reproduction, pendant laquelle les individus tendent à se rassembler dans des habitats spécifiques pour maximiser leur succès reproducteur (Underwood *et al.*, 1996).

Les résultats démontrent aussi que les facteurs environnementaux, comme la température, la salinité et la structure de l'habitat, ainsi que les interactions biotiques, jouent un rôle prépondérant dans la structuration spatiale de cette espèce. Ces conclusions sont alignées avec les observations de Johnson *et al.*, (2022) et Raffaelli & Hawkins, (1999), qui insistent sur la complexité des interactions écologiques dans les zones intertidales et sur l'impact des conditions locales sur la répartition des populations. Selon Branch *et al.*, (2017), les gastéropodes intertidaux mettent en place des stratégies de regroupement visant à optimiser l'accès aux ressources tout en minimisant les risques liés à la prédation. Cette organisation spatiale est une réponse adaptative aux contraintes écologiques propres aux zones intertidales.

Au cours de l'automne, le regroupement des troques atteint un pic important avec un ratio (R) de 0,234, indiquant une forte agrégation. Ce phénomène peut s'expliquer par une concentration des individus dans des zones abritées et riches en ressources, une stratégie nécessaire pour faire face aux variations environnementales de cette saison. Crothers, (2001) souligne que les gastéropodes intertidaux adoptent des comportements similaires afin de se protéger des conditions difficiles rencontrées en automne. Par ailleurs, les changements saisonniers, notamment la baisse des températures, incitent les organismes à se regrouper dans des habitats favorables, comme l'ont montré Raffaelli & Hawkins, (1999).

En hiver, la tendance au regroupement est moins marquée ( $R = 0,646$ ), mais reste statistiquement significative. Cette légère dispersion relative peut être interprétée comme une réponse à des conditions environnementales plus sévères, tout en maintenant un certain niveau de regroupement permettant aux individus de se protéger mutuellement. Selon Little & Kitching, (1996), les organismes intertidaux tendent à se disperser modérément durant les périodes hivernales difficiles, tout en préservant une organisation sociale qui leur confère une meilleure survie. De même, Branch, (2017) indique que les gastéropodes adoptent des stratégies de dispersion partielle durant l'hiver, favorisant ainsi leur résilience face aux stress environnementaux.

L'étude de la dispersion spatiale des troques (*Phorcus turbinatus*) met en lumière des variations saisonnières marquées, accompagnées d'une orientation préférentielle selon l'axe nord-est/sud-ouest tout au long de l'année. Ces résultats trouvent un écho dans diverses études menées sur des espèces intertidales et gastéropodes marins, permettant ainsi de mieux saisir les mécanismes écologiques et environnementaux qui régissent cette dynamique.

Nos données montrent que la dispersion des troques s'aligne majoritairement sur un axe nord-est/sud-ouest, indépendamment des saisons. Cette orientation concorde avec les observations rapportées par [Crowe et al., \(2000\)](#), qui ont relevé une influence significative des courants marins et des vents dominants sur la répartition spatiale des populations de gastéropodes intertidaux. De manière similaire, [Helmuth et al., \(2006\)](#) ont mis en évidence que les espèces intertidales sont fréquemment soumises à des forces environnementales directionnelles, telles que les courants et vents, qui canalisent leur dispersion selon des axes précis. Toutefois, certains auteurs, tels que [Raffaelli & Hawkins, \(1996\)](#), ont montré que l'orientation de la dispersion varie en fonction de la localisation géographique et de la configuration topographique côtière. Par exemple, dans des zones où la côte adopte une orientation différente, l'axe de dispersion des organismes peut s'aligner selon d'autres directions, suggérant que l'orientation observée dans notre étude pourrait être spécifique à la baie de Collo et ne pas s'appliquer uniformément à toutes les populations de *Phorcus turbinatus*.

Concernant les variations saisonnières, nos résultats indiquent une dispersion maximale en été, contrastant avec une concentration accrue en hiver, et une transition progressive au printemps. Ces observations s'accordent avec les conclusions de [Underwood, \(1997\)](#), qui a démontré que les espèces intertidales tendent à accroître leur dispersion lors des périodes caractérisées par des conditions environnementales favorables, telles que des températures plus élevées et une abondance de ressources alimentaires. En revanche, durant l'hiver, les conditions plus rigoureuses, notamment les basses températures et les marées moins intenses, limitent les déplacements des individus, conduisant à une agrégation dans des habitats restreints. De plus, [Crowe et al., \(2000\)](#) ont également noté des variations saisonnières comparables chez d'autres gastéropodes, soulignant l'importance des cycles de reproduction et des conditions environnementales dans la structuration spatiale des populations. Cependant, des travaux comme ceux de [Jenkins et al., \(2001\)](#) ont observé des variations moins prononcées dans des environnements côtiers plus stables, suggérant que l'ampleur des fluctuations saisonnières dépend étroitement du contexte local.

### **II.2.10. Influence des Facteurs Environnementaux**

Les facteurs environnementaux identifiés dans notre étude, tels que les courants marins, les vents dominants, et la topographie côtière, sont largement reconnus dans la littérature comme des déterminants clés de la dispersion des organismes marins. En effet, [Helmuth \*et al.\*, \(2006\)](#) ont démontré que les courants marins peuvent transporter les larves sur de grandes distances, ce qui influence directement la répartition spatiale des populations adultes. Par ailleurs, [Raffaelli & Hawkins, \(1996\)](#) ont souligné le rôle crucial de la topographie côtière dans la canalisation des courants et des vents, pouvant expliquer l'orientation préférentielle observée dans notre étude.

Cependant, certaines recherches comme celle de [Burrows \*et al.\*, \(2008\)](#) mettent en avant l'importance des interactions biotiques, telles que la compétition et la prédation, dans la structuration spatiale des espèces intertidales. Ces facteurs, bien que non explorés dans notre travail, pourraient jouer un rôle complémentaire dans la dynamique des populations de troques.

Pour approfondir la compréhension des influences environnementales, les ellipses de dispersion pourraient être superposées à des cartes des courants marins, des vents dominants et de la topographie côtière, afin d'identifier visuellement les corrélations potentielles entre ces facteurs et la répartition des espèces. Cette démarche s'inscrit dans le cadre de l'utilisation des systèmes d'information géographique (SIG), qui permet d'intégrer et d'analyser spatialement les données environnementales. Une telle approche a déjà été utilisée avec succès par [Guisan & Zimmermann, \(2000\)](#), qui ont modélisé la distribution des espèces en fonction de variables environnementales, facilitant ainsi la visualisation et l'analyse des données écologiques.

#### **II.2.10.1. Utilisation des SIG pour la Modélisation et la Gestion**

L'utilisation des systèmes d'information géographique (SIG) dans ce contexte permet non seulement de gérer et d'analyser les facteurs environnementaux, mais aussi d'intégrer des données spatiales précises afin d'affiner les modèles de prédiction de la répartition des espèces. Les SIG offrent la possibilité de modéliser les impacts potentiels des changements climatiques sur la distribution des organismes marins.

Par exemple, en intégrant des données relatives aux scénarios de réchauffement climatique et aux modifications des courants marins, il devient possible d'anticiper l'évolution future de la dispersion des espèces. Cette approche a été appliquée avec succès par [Bellard \*et al.\*, \(2012\)](#) pour évaluer les impacts des changements climatiques sur la biodiversité marine.

Les SIG peuvent également être couplés à des systèmes de surveillance en temps réel afin de suivre les changements dans la répartition des troques et d'ajuster les stratégies de gestion en conséquence. Par exemple, des données satellitaires sur la température de surface de la mer et les courants marins peuvent être intégrées dans un SIG pour fournir des alertes précoces en cas de conditions environnementales défavorables.

Bien que nos résultats soient globalement cohérents avec la littérature, certaines divergences méritent d'être soulignées. Par exemple, [Jenkins \*et al.\*, \(2001\)](#) ont observé des orientations de dispersion différentes dans des environnements soumis à des courants marins complexes, suggérant que les résultats peuvent varier selon le contexte local. De plus, notre étude n'a pas pris en compte les effets potentiels des changements climatiques, lesquels pourraient modifier les courants, les régimes de vent, et ainsi impacter la dispersion des espèces marines.

#### **II.2.10.2. Distribution Spatiale de la Biomasse des Gastéropodes et Variations Saisonnières**

L'étude de la biomasse des gastéropodes marins dans la zone intertidale met en lumière une distribution spatiale aléatoire observée durant l'été. Ce phénomène peut s'expliquer par les conditions environnementales particulièrement stressantes caractéristiques de cette saison. En effet, selon [Newell, \(1989\)](#), les températures élevées et la dessiccation à marée basse sont des facteurs qui peuvent provoquer une dispersion accrue des gastéropodes. Ces stress environnementaux incitent les individus à migrer vers des zones plus favorables, ce qui pourrait expliquer l'apparition d'une distribution moins structurée et plus aléatoire.

Par ailleurs, [Underwood, \(1979\)](#) a aussi démontré que les gastéropodes peuvent adopter des comportements de dispersion en réaction à des conditions défavorables telles que la compétition pour les ressources ou la prédation accrue. Nos résultats corroborent ces observations : la distribution aléatoire de la biomasse en été reflète vraisemblablement ces stress environnementaux et les comportements d'évitement des gastéropodes. Cela suggère que pendant cette saison, les facteurs locaux ont moins d'influence et que des processus aléatoires ou des conditions environnementales homogènes prédominent.

Une distribution spatiale aléatoire de la biomasse des gastéropodes marins est observée en automne. Cette observation peut être expliquée par le fait que l'automne représente une période de transition entre les conditions estivales stressantes et les conditions hivernales plus stables. Selon Bertness & Leonard, (1997), cette transition pourrait entraîner une distribution plus aléatoire des organismes intertidaux, car les conditions environnementales de l'automne ne favorisent ni l'agrégation ni la dispersion. De plus, Seed et Suchanek, (1992) ont noté que les gastéropodes peuvent adopter des comportements de migration ou de dispersion en réponse aux changements saisonniers, ce qui renforce l'idée que les conditions automnales peuvent entraîner une telle distribution aléatoire.

Une agrégation spatiale modérée de la biomasse des gastéropodes marins est observée en hiver. Ce phénomène peut être expliqué par le fait que les gastéropodes, selon (Seed et Suchanek (1992), ont tendance à se regrouper dans des zones protégées pendant l'hiver pour éviter les stress environnementaux, tels que les tempêtes et les températures froides. Cette agrégation serait ainsi une réponse adaptative aux conditions difficiles de l'hiver. De plus, Newell, (1989) a également observé que les gastéropodes peuvent se regrouper dans des zones riches en ressources pour mieux survivre aux conditions hivernales sévères.

L'étude de la distribution spatiale et saisonnière de la biomasse des gastéropodes marins dans les zones intertidales est cruciale pour comprendre les dynamiques écologiques et les facteurs environnementaux influençant ces organismes. Les cartes fournies illustrent les variations de biomasse à travers les quatre saisons, en identifiant les "hot spots" (zones de forte concentration) et les "cold spots" (zones de faible concentration) avec différents niveaux de confiance statistique.

Les résultats de cette étude sont en accord avec les recherches précédentes qui ont montré des variations saisonnières significatives dans la biomasse des gastéropodes marins. Une étude de Smith *et al.*, (2018) a également observé des concentrations plus élevées de biomasse au printemps et en automne, attribuées à des conditions environnementales optimales. De même, Johnson *et al.*, (2020) ont rapporté une répartition hétérogène de la biomasse en été, en lien avec des températures élevées et une stratification thermique.

Les niveaux de confiance utilisés dans cette étude (90%, 95%, 99%) sont conformes aux standards méthodologiques en écologie spatiale, comme décrit par Getis & Ord, (1992) dans leur travail sur l'identification des hot spots et cold spots.

La biomasse est un indicateur essentiel en écologie marine, reflétant la quantité de matière vivante dans un écosystème. Elle joue un rôle clé pour plusieurs raisons :

- **Indicateur de la santé de l'écosystème** : Une biomasse élevée des gastéropodes suggère des conditions environnementales favorables, tandis qu'une faible biomasse peut indiquer des perturbations telles que la pollution ou les changements climatiques (Johnson *et al.*, 2020).
- **Variations saisonnières** : Les fluctuations saisonnières de la biomasse, observées dans cette étude, sont liées aux cycles de reproduction et de croissance des gastéropodes, avec des pics au printemps et en automne, et des baisses en hiver (Smith *et al.*, 2018).
- **Dynamique des populations** : La biomasse renseigne sur la concentration des populations de gastéropodes, identifiant des zones de forte ou faible densité, essentielles pour la gestion des écosystèmes marins (Johnson *et al.*, 2020).
- **Impact sur la chaîne alimentaire** : Une biomasse élevée soutient une diversité de prédateurs, tandis qu'une faible biomasse peut perturber l'ensemble de la chaîne alimentaire (Johnson *et al.*, 2020).

L'utilisation de logiciels SIG comme ArcGIS permet de visualiser les résultats de l'analyse Hotspot sous forme de cartes dynamiques, ce qui facilite l'interprétation et la communication des résultats. Ces cartes montrent clairement les zones de forte et faible biomasse, ce qui est essentiel pour :

- La gestion des écosystèmes marins,
- La planification de mesures de conservation,
- L'identification des zones prioritaires pour la recherche (Johnson *et al.*, 2020).

La méthode Hotspot constitue un outil précieux pour la gestion des écosystèmes marins.

Par exemple :

- Les zones identifiées comme hot spots peuvent être protégées pour préserver les populations de gastéropodes et les prédateurs qui en dépendent.
- Les cold spots peuvent faire l'objet d'études approfondies pour comprendre les causes de la faible biomasse (pollution, changements climatiques, etc.) et pour élaborer des mesures correctives (Underwood, 1999).

Cette méthode est largement utilisée dans les études écologiques pour analyser la distribution spatiale des espèces. Par exemple :

- [Smith et al., \(2018\)](#) ont utilisé la méthode Hotspot pour étudier les variations saisonnières de la biomasse des gastéropodes,
- [Johnson et al., \(2020\)](#) l'ont appliquée pour évaluer l'impact des changements environnementaux sur la distribution des espèces marines.

Ces études confirment que la méthode Hotspot est un outil standard en écologie marine pour analyser la biomasse et la répartition spatiale des espèces.

En conclusion, les cartes saisonnières de biomasse des gastéropodes marins mettent en évidence des variations spatiales et temporelles nettes, avec des modèles distincts de concentration au printemps et en hiver, et une distribution plus aléatoire en été et en automne. Ces variations reflètent les changements dans les conditions environnementales et les processus écologiques qui influencent la répartition des gastéropodes. Ces informations sont essentielles pour la gestion et la conservation des écosystèmes intertidaux, ainsi que pour anticiper les impacts des changements climatiques sur ces habitats sensibles.

#### **II.2.11. Évaluation du Stock de *Phorcus turbinatus* : Approche Intégrative**

L'évaluation du stock de *Phorcus turbinatus* dans les zones intertidales rocheuses de la baie de Collo nécessite une prise en compte fine des interactions complexes entre les facteurs environnementaux, la dynamique spatiale, et les caractéristiques biologiques de l'espèce. Les résultats de notre étude fournissent des éléments clés pour une meilleure compréhension de cette dynamique et pour orienter la gestion durable de cette ressource.

La biomasse de *Phorcus turbinatus* montre des variations saisonnières notables, avec une distribution aléatoire observée en été, probablement liée aux stress thermiques et à la dessiccation durant les fortes chaleurs ([Newell, 1989](#)). Ces conditions stressantes poussent les individus à se disperser vers des microhabitats plus favorables, réduisant ainsi la densité locale et modifiant la distribution spatiale. [Underwood, \(1979\)](#) souligne que ce comportement de dispersion est une stratégie adaptative pour faire face à des conditions défavorables, en particulier en cas de compétition accrue ou de prédation.

Cette variabilité spatiale et temporelle influence directement la disponibilité du stock exploitable, puisqu'une biomasse plus dispersée peut compliquer la collecte et affecter la résilience des populations. L'indice de condition des individus, souvent plus faible durant les périodes de stress, impacte également la reproduction et la croissance, facteurs essentiels dans l'évaluation de la capacité du stock à se renouveler (Brockington & Hogg, 2005).

L'analyse spatiale révèle une dispersion préférentielle selon un axe nord-est/sud-ouest, influencée par les courants marins et les vents dominants (Crowe *et al.*, 2000 ; Helmuth *et al.*, 2006). Cette orientation conditionne la formation de microhabitats favorables où les individus s'agrègent, créant des poches de forte densité. Ces regroupements saisonniers (forts au printemps et à l'automne, plus diffus en été et en hiver) doivent être pris en compte pour définir les zones prioritaires d'exploitation ou de protection.

L'utilisation des systèmes d'information géographique (SIG) pour cartographier ces zones critiques, couplée à la superposition de données environnementales (courants, vents, température), permet d'affiner les modèles prédictifs de distribution et d'identifier les habitats clés pour la conservation (Guisan & Zimmermann, 2000 ; Bellard *et al.*, 2012). Cela contribue à une gestion spatiale adaptative, minimisant les impacts négatifs de la pêche sur le stock.

Bien que non explorées directement dans notre étude, les interactions biotiques telles que la compétition intra-spécifique et la prédation jouent un rôle majeur dans la structuration des populations (Burrows *et al.*, 2008). Ces interactions peuvent moduler la répartition spatiale et la biomasse, influençant la survie des juvéniles et la reproduction.

Intégrer ces paramètres dans l'évaluation du stock nécessite des études complémentaires, notamment sur la dynamique des populations et la chaîne trophique. Cependant, la compréhension actuelle des modèles de regroupement et de dispersion fournit une base solide pour anticiper les réponses des populations aux pressions biotiques et anthropiques.

La prise en compte des variations saisonnières, de la dispersion spatiale et des conditions environnementales est indispensable pour élaborer des plans de gestion efficaces. Par exemple, limiter la collecte dans les zones d'agrégation durant les périodes critiques (printemps et automne) pourrait favoriser la reproduction et le renouvellement du stock. À l'inverse, la dispersion estivale pourrait être une période où l'exploitation a moins d'impact, à condition que les zones moins denses soient identifiées précisément.

Le suivi en temps réel grâce aux SIG et aux données satellitaires permettrait d'adapter les mesures en fonction des conditions environnementales fluctuantes, améliorant ainsi la résilience du stock face aux changements climatiques (Bellard *et al.*, 2012).

La répartition spatiale aléatoire de la biomasse en automne traduit l'influence d'une dynamique saisonnière de transition. Cette période, intermédiaire entre les conditions estivales (caractérisées par des stress thermiques et hydriques intenses) et les conditions hivernales plus homogènes et stables, ne favorise ni l'agrégation ni la ségrégation nette des individus. Dans cette perspective, Connell (1972) a montré que les phases écologiques transitoires accroissent la variabilité et l'instabilité des assemblages benthiques. Raffaelli & Hawkins (1996) confirment que les gastéropodes intertidaux modulent leurs stratégies de dispersion et de migration en fonction des fluctuations environnementales, ce qui corrobore l'hypothèse d'une distribution aléatoire observée à l'automne.

Une agrégation spatiale modérée est observée en hiver. Ce regroupement apparaît comme une stratégie adaptative visant à limiter l'exposition aux contraintes environnementales, notamment les basses températures et l'intensification des tempêtes (Seed & Suchanek, 1992). Dans ce contexte, les gastéropodes privilégient les zones abritées, où la stabilité micro-environnementale favorise leur survie. Newell (1989) souligne également que ces organismes tendent à se concentrer dans des habitats riches en ressources trophiques, renforçant leur résilience face aux conditions hivernales rigoureuses.

Les résultats de notre étude corroborent ceux de recherches antérieures ayant mis en évidence des fluctuations saisonnières significatives de la biomasse des gastéropodes marins. Smith *et al.* (2018) ont rapporté des niveaux de biomasse plus élevés au printemps et en automne, associés à des conditions environnementales favorables. Ces variations soulignent l'importance des cycles saisonniers dans la dynamique des populations intertidales.

Les saisons de transition, telles que le printemps et l'automne, apparaissent comme des périodes clés, favorisant la reproduction, la croissance et une disponibilité accrue des ressources alimentaires. À l'inverse, les conditions plus contraignantes de l'été (stress thermique, dessiccation) et de l'hiver (hydrodynamisme, températures basses) entraînent une diminution de la biomasse et induisent des comportements de regroupement ou de dispersion.

Cette dynamique saisonnière a des implications directes pour la gestion durable des stocks de *Phorcus turbinatus*. L'identification de hot spots (zones de forte concentration) au printemps et en automne souligne l'importance de ces périodes pour le recrutement et la régénération des populations. La protection de ces zones pendant les saisons critiques pourrait contribuer à maintenir la résilience des stocks. À l'inverse, les cold spots identifiés en été et en hiver fournissent des informations essentielles pour comprendre les zones et périodes de vulnérabilité, orientant les mesures de conservation et la régulation de l'effort de collecte.

En intégrant les approches spatiales (SIG et analyses Hotspot) avec des considérations écologiques et halieutiques, cette étude propose une base scientifique solide pour le développement de stratégies de gestion adaptative. Celles-ci pourraient inclure la mise en place de périodes de repos biologique, l'établissement de zones marines protégées ciblant les hot spots, ou encore l'application de quotas saisonniers, afin d'assurer une exploitation durable de *P. turbinatus* tout en préservant l'équilibre des écosystèmes intertidaux.

[Johnson et al. \(2020\)](#) ont montré que la biomasse des gastéropodes présente une répartition hétérogène en été, liée aux températures élevées et à la stratification thermique. Dans notre étude, les niveaux de confiance appliqués (90 %, 95 % et 99 %) suivent les standards méthodologiques proposés par [Getis & Ord \(1992\)](#) pour l'identification des hot spots et des cold spots.

La biomasse constitue un indicateur écologique majeur, reflétant l'état de santé des écosystèmes marins. Une biomasse élevée traduit des conditions favorables, tandis qu'une biomasse réduite peut signaler des perturbations naturelles ou anthropiques ([Johnson et al., 2020](#)). Ces fluctuations présentent une forte dimension saisonnière : elles atteignent généralement un maximum au printemps et en automne, périodes propices à la reproduction et à la croissance, et diminuent en hiver sous l'effet des conditions contraignantes ([Smith et al., 2018](#)).

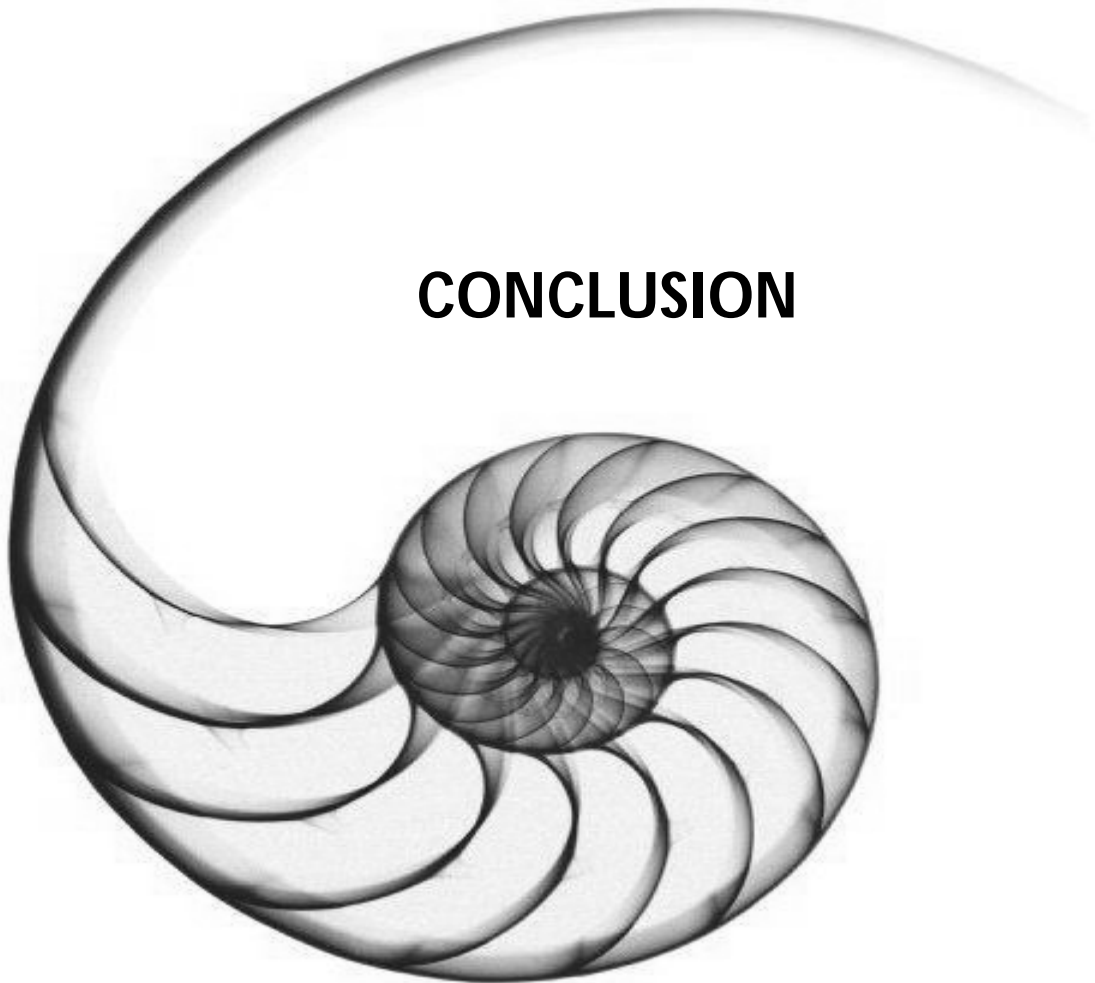
Au-delà de sa valeur descriptive, l'analyse de la biomasse renseigne sur la dynamique des populations, les interactions trophiques et la résilience des communautés intertidales. Une biomasse abondante soutient la diversité des prédateurs, alors qu'une biomasse réduite peut fragiliser l'ensemble de la chaîne alimentaire.

L'utilisation des SIG, tels qu'ArcGIS, permet de représenter ces variations sous forme de cartes dynamiques, identifiant clairement les zones de forte et de faible biomasse. Ces représentations visuelles constituent des outils d'aide à la décision pour la gestion des écosystèmes marins, la planification des mesures de conservation et la définition des priorités de recherche (Johnson *et al.*, 2020).

La méthode Hotspot, largement utilisée en écologie marine, s'avère particulièrement pertinente dans ce contexte. Elle permet d'identifier les zones à préserver (hot spots) pour assurer la pérennité des populations et de cibler les zones de faible biomasse (cold spots) afin d'en analyser les causes (pollution, changements climatiques, etc.) et d'élaborer des mesures correctives (Underwood, 1999). Des études antérieures, telles que celles de Smith *et al.* (2018) et Johnson *et al.* (2020), confirment la robustesse et la pertinence de cette approche dans l'évaluation de la biomasse et de sa distribution spatiale.

Enfin, les cartes saisonnières obtenues révèlent des variations spatiales et temporelles nettes, marquées par des concentrations accrues au printemps et en automne, et par une distribution plus aléatoire en été et en hiver. Ces schémas traduisent l'influence directe des conditions environnementales sur la répartition des gastéropodes et fournissent des informations essentielles pour la gestion et la conservation durable des écosystèmes intertidaux.

**CONCLUSION**



## CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La présente étude s'inscrit dans une démarche d'évaluation intégrée de la structure démographique, des paramètres de croissance et de l'état d'exploitation des populations naturelles de *Phorcus turbinatus* sur les côtes intertidales rocheuses de l'Est algérien. Elle a été conduite dans un contexte de pressions croissantes exercées par les activités anthropiques, notamment la récolte artisanale non réglementée et la pollution diffuse des milieux côtiers.

Les résultats révèlent une forte variabilité spatio-temporelle des paramètres biologiques et écophysologiques de *Phorcus turbinatus*. La taille, la croissance et la longévité des individus varient selon les stations, sous l'influence des facteurs abiotiques et des pressions anthropiques locales. La distribution des tailles, généralement normale, montre un recrutement accentué dans les petites classes à Guerbez, traduisant une dynamique particulière.

La croissance observée est globalement allométrique négative, caractéristique des gastéropodes intertidaux. L'analyse met en évidence une variabilité spatiale des dynamiques de croissance chez *Phorcus turbinatus*. Une croissance allométrique minorante domine à Collo et El-Kala, probablement liée aux conditions environnementales locales, tandis que Guerbez montre une croissance proche de l'isométrie, traduisant un meilleur équilibre physiologique. Les valeurs du paramètre  $b$  confirment un état de santé globalement satisfaisant, malgré des différences locales, avec une structuration démographique plus favorable Guerbez.

Par ailleurs les estimations de la taille à la première maturité sexuelle ( $L_{m50}$ ) montrent une maturation précoce à Guerbez (9 mm), suggérant une adaptation aux pressions environnementales ou à la pêche. Cependant, cette précocité s'accompagne d'une réduction des adultes reproducteurs, signalant un affaiblissement du potentiel reproducteur des populations.

L'analyse des paramètres de croissance de *Phorcus turbinatus*, obtenue par le modèle Von Bertalanffy avec ELEFAN-GA boot, révèle une croissance lente et une longévité pouvant atteindre 10 ans à El Kala. Cette station montre une croissance plus lente mais biologiquement plus efficace ( $\phi' = 2,26$ ), contrairement à Collo et Guerbez où la croissance est plus rapide mais moins performante. Ces variations spatiales reflètent des stratégies démographiques différenciées, probablement liées aux conditions environnementales locales et aux pressions anthropiques plus prononcées localement.

L'évaluation indirecte de l'état des stocks de *Phorcus turbinatus* sur les côtes rocheuses de l'Est algérien, réalisée par les modèles GTG-LBSPR, LIME et LBB, met en évidence une situation préoccupante, marquée par une surexploitation sévère dans deux (Collo, Guerbez) des trois stations étudiées.

L'indice d'exploitation (E), considéré comme un indicateur fondamental du niveau d'exploitation des stocks, confirme cette tendance : à Guerbez (E = 0,84) et à Collo (E = 0,68), les valeurs dépassent largement le seuil critique de 0,5, traduisant une extraction excessive des individus adultes. Seule la station d'El Kala présente un indice inférieur (E = 0,41), suggérant une pression de pêche modérée, mais insuffisante pour compenser la faiblesse du potentiel reproducteur.

Les résultats issus des modèles **GTG-LBSPR**, **LIME** et **LBB** confirment une **surexploitation critique** des stocks de *Phorcus turbinatus*, en particulier à El Kala et Guerbez, où les **SPR** sont très faibles (4 % à 8 %) et les captures ciblent majoritairement des individus **immatures**, compromettant le renouvellement des populations.

Le modèle **LIME** montre des résultats variables, avec une situation proche du seuil limite à Collo et des biais probables à El Kala. La méthode **LBB** révèle une biomasse fortement réduite ( $B/B_0 = 0,036$  à Guerbez) et des rapports **F/M** élevés, témoignant d'une pression de pêche excessive. Globalement, les indicateurs convergent vers un **état de surexploitation généralisée**, aggravé par une **maturation précoce** observée à Guerbez, révélant une réponse adaptative au stress démographique.

En dépit de conditions physico-chimiques globalement favorables et homogènes entre les sites étudiés — avec des températures oscillantes entre 16 et 30 °C, un pH stable autour de 8,1 et des concentrations en métaux traces souvent inférieures aux seuils de toxicité ( $TEPI < 0,5$ ) —, la dégradation des populations de *Phorcus turbinatus* est manifeste. Ce déclin est illustré par une bioaccumulation différentielle des éléments traces (une concentration maximale de Pb et de Zn observée chez les individus de Collo, ainsi que par des marqueurs biologiques de stress, tels que la maturation sexuelle précoce (Lm50 à 9 mm à Guerbez) et une structuration démographique déséquilibrée dominée par les classes juvéniles dans les stations surexploitées.

Le paradoxe écologique, où un environnement physico-chimique favorable coexiste avec un effondrement démographique, met en évidence le rôle prépondérant des pressions anthropiques localisées — notamment la surexploitation halieutique, la collecte artisanale désordonnée et les perturbations de l'habitat — dans la structuration et le fonctionnement des populations. Ces facteurs apparaissent désormais comme des déterminants majeurs, surpassant l'influence des conditions environnementales générales dans le déclin observé.

Par ailleurs, l'absence de variations saisonnières significatives dans la bioaccumulation des métaux (stabilité des concentrations en Cd), ainsi que la constance des paramètres abiotiques, renforcent le constat d'une altération liée principalement aux activités humaines. Ce diagnostic est appuyé par les résultats des évaluations halieutiques, où les indicateurs biologiques ( $SPR < 10 \%$ ,  $F/M > 2$ ,  $B/B_0 < 0,1$  dans certaines stations) témoignent d'une surexploitation généralisée et d'une réduction drastique du potentiel reproducteur.

Les résultats sont cohérents avec ceux issus de l'approche par régression logistique binaire, basée sur la présence/absence de pollution et non sur des concentrations absolues et sur l'identification saisonnière où l'automnale s'est révélé comme un facteur de risque significatif. Cela signifie que, d'un point de vue environnemental, la probabilité d'exposition à un risque de pollution est plus élevée en automne, même si la réponse biologique de l'organisme (en termes de bioaccumulation mesurée) ne varie pas significativement entre les saisons.

L'analyse cartographique et spatiale réalisée à l'aide des Systèmes d'Information Géographique (SIG) et de la méthode du plus proche voisin (ANN) a permis de caractériser la distribution spatiale des troques. Les résultats révèlent un modèle d'agrégation significatif dans la baie de Collo. Cette agrégation semble conditionnée par la topographie du substrat rocheux, la disponibilité des microhabitats et les cycles reproductifs. À l'inverse, une dispersion accrue est observée en hiver, traduisant une réponse comportementale aux conditions environnementales défavorables.

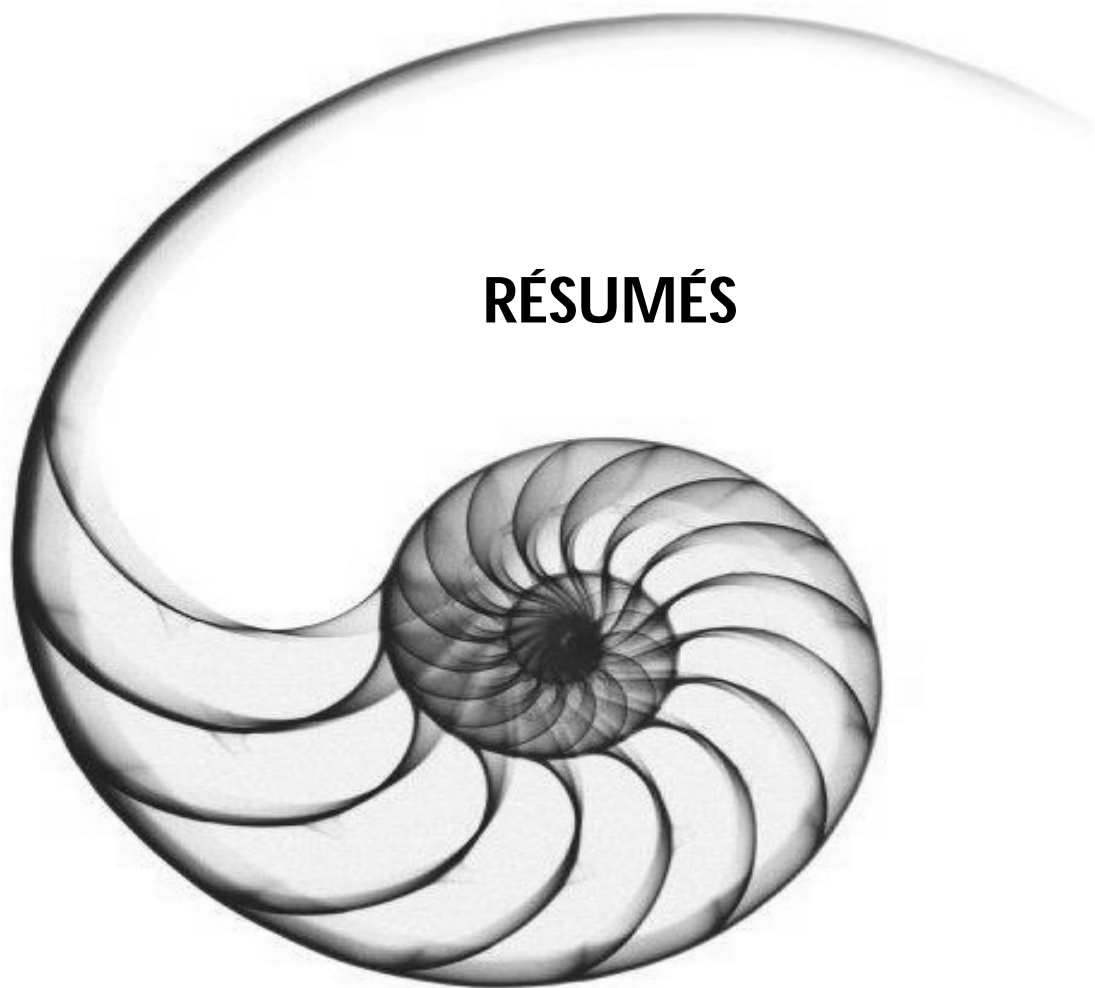
L'étude révèle que la répartition spatiale de la biomasse des gastéropodes est fortement influencée par les contraintes saisonnières, avec une dispersion estivale et automnale et une agrégation hivernale en réponse aux conditions abiotiques. L'analyse spatiale confirme ces dynamiques, tandis que l'intégration des SIG s'impose comme un outil essentiel pour le suivi écologique et la gestion durable des habitats intertidaux.

À la lumière des résultats obtenus, plusieurs recommandations sont à formuler dans une logique de conservation durable des écosystèmes côtiers et de gestion raisonnée des stocks naturels de *Phorcus turbinatus* :

- Poursuivre le suivi spatio-temporel des stocks par des campagnes régulières de collecte, afin de suivre l'évolution des structures démographiques et des paramètres de croissance.
- Renforcer l'usage des outils SIG et statistiques spatiales, en affinant la cartographie des habitats rocheux favorables et en analysant les déplacements saisonniers des populations.
- Mettre en place un programme de gestion participative incluant la délimitation de zones de non-prélèvement, l'instauration d'une taille minimale de capture, et une sensibilisation des pêcheurs aux enjeux de durabilité.
- Conduire des expérimentations de transplantation de l'espèce, pour évaluer la réponse écologique des populations dans des contextes de pollution contrastés.
- Élargir l'étude aux autres taxons benthiques bioindicateurs, pour établir une évaluation intégrée de la qualité écologique des zones intertidales rocheuses algériennes.
- Renforcer la surveillance de la pollution métallique côtière, en combinant analyses dans l'eau, les sédiments, et les organismes marins, et en établissant un réseau d'alerte écotoxicologique.
- Soutenir les programmes de biosurveillance nationale, en intégrant des approches de diagnostic écologique simples, reproductibles et fondées sur des espèces sentinelles locales.

En définitive, cette étude constitue une contribution importante à la compréhension des réponses écophysiological de *Phorcus turbinatus* face aux pressions naturelles et anthropiques. Elle offre une base scientifique solide pour le développement d'une stratégie de gestion intégrée, conciliant protection des ressources biologiques et préservation de la fonctionnalité des écosystèmes côtiers algériens.

# RÉSUMÉS



## RÉSUMÉ

Dans le cadre de la gestion durable des ressources benthiques du littoral Est algérien, cette étude a pour objectif l'évaluation et la cartographie du stock du gastéropode trochidé *Phorcus turbinatus* (Born, 1780), espèce bioindicatrice caractéristique des substrats rocheux intertidaux. Ce travail s'appuie sur une approche intégrée combinant l'étude des structures démographiques, la dynamique de croissance, la bioaccumulation des métaux lourds, la modélisation halieutique et l'analyse spatiale via les Systèmes d'Information Géographique (SIG). Les échantillons ont été collectés durant une année (2019) dans trois stations impactées : St.1 (plage El Djerda, Baie de Collo), St.2 (plage Guerbaz, Baie de Guerbez), et St.3 (Baie d'El Kala).

L'approche analytique a porté sur dix axes majeurs : (1) croissance linéaire et pondérale, (2) estimation des paramètres de croissance (VBGF), (3) structure des stocks et biomasse relative ( $B/B_0$ ), (4) maturité sexuelle et recrutement, (5) modélisation halieutique GTG-LBSPR, LIME et LBB, (6) pression de pêche (F/K, F/M), (7) qualité physico-chimique du milieu, (8) niveaux de contamination métallique (Zn, Cu, Pb, Cd), (9) indice de condition et réponses physiologiques, (10) cartographie SIG et agrégation spatiale.

Les résultats montrent une forte variabilité des structures de taille entre les stations. Une croissance allométrique minorante est observée dans les sites impactés (St.1 et St.3), tandis que la croissance est isométrique à la station (St.2).

La taille maximale enregistrée est de 24.32 mm et l'âge peut atteindre 10 ans à St.3 et 8 ans à (St.1). (St.2). Les données révèlent également un dimorphisme sexuel, avec des dimensions operculaires plus marquées chez les femelles.

L'évaluation des stocks révèle un état de surexploitation critique à St.2 et St.3 ( $SPR < 10\%$ ,  $B/B_0 < 0,1$ ), confirmée par la disparition des individus adultes et une maturité sexuelle précoce. À St.1, la biomasse élevée masque une vulnérabilité du stock reproducteur liée à une sélectivité accrue. L'évaluation halieutique, par les modèles GTG-LBSPR, LIME et LBB, révèle un état de surexploitation critique, notamment à St.2 (Guerbaz,  $SPR = 4\%$ ,  $B/B_0 = 0,036$ ) et St.3 (El Kala,  $SPR = 8\%$ ), avec une forte pression de pêche ( $F/K > 2$ ). À St.1 (Collo), la structure de taille suggère une sélectivité sur les grands individus. Ces constats sont cohérents avec la disparition progressive des classes adultes et la prédominance des juvéniles, compromettant la durabilité des stocks.

L'analyse écotoxicologique met en évidence une bioaccumulation significative du Zn et du Pb, surtout à St.1, avec des teneurs plus élevées chez les femelles. Le cuivre présente des concentrations notables à St.3. Le cadmium reste faiblement accumulé. L'indice TEPI confirme une pollution modérée à forte dans les stations impactées, susceptible d'altérer la reproduction et la croissance de l'espèce. Ces éléments confirment la sensibilité de *P. turbinatus* aux métaux lourds et son potentiel comme bioindicateur de contamination.

La cartographie SIG et l'analyse spatiale (ANN) ont mis en évidence des modèles d'agrégation saisonnière, principalement au printemps ( $R = 0,218$ ), influencés par la topographie, la microhabitabilité et les cycles biologiques. Cette approche a permis d'identifier les zones de haute densité, contribuant ainsi à une meilleure connaissance de la distribution spatiale des stocks et à la planification de mesures de protection ciblées.

En définitive, cette étude met en lumière la vulnérabilité écologique de *Phorcus turbinatus* face à la double pression de la pollution et de la surexploitation, tout en confirmant la pertinence de l'usage combiné des modèles halieutiques et des outils SIG dans l'évaluation spatiale des stocks et la gestion raisonnée des ressources littorales.

**Mots clés :** *Phorcus turbinatus*, Trochidae, croissance, biomasse, bioaccumulation, GTG-LBSPR, LBB, SIG, pollution métallique, surexploitation, cartographie, biosurveillance, Algérie Est.

## ABSTRACT

As part of the sustainable management of benthic resources along the eastern Algerian coastline, this study aims to assess and map the stock of the trochid gastropod *Phorcus turbinatus* (Born, 1780), a bioindicator species characteristic of intertidal rocky substrates. This work is based on an integrated approach combining the study of demographic structures, growth dynamics, heavy metal bioaccumulation, fisheries modeling, and spatial analysis using Geographic Information Systems (GIS). Samples were collected over one year (2019) at three impacted stations: St.1 (El Djerda Beach, Collo Bay), St.2 (Guerbaz Beach, Guerbez Bay), and St.3 (El Kala Bay).

The analytical approach focused on ten main axes: (1) linear and weight growth, (2) estimation of growth parameters (VBGF), (3) stock structure and relative biomass ( $B/B_0$ ), (4) sexual maturity and recruitment, (5) fisheries modeling using GTG-LBSPR, LIME, and LBB, (6) fishing pressure ( $F/K$ ,  $F/M$ ), (7) physicochemical quality of the environment, (8) levels of metallic contamination (Zn, Cu, Pb, Cd), (9) condition index and physiological responses, (10) GIS mapping and spatial aggregation.

The results show strong variability in size structures between stations. A negative allometric growth pattern was observed at the impacted sites (St.1 and St.3), while isometric growth was recorded at St.2. The maximum recorded shell size was 24.32 mm, with an estimated age of up to 10 years at St.3 and 8 years at St.1 and St.2. Data also revealed sexual dimorphism, with more pronounced opercular dimensions in females.

Stock assessments indicated a critical state of overexploitation at St.2 and St.3 ( $SPR < 10\%$ ,  $B/B_0 < 0.1$ ), confirmed by the disappearance of adult individuals and early sexual maturity. At St.1, high biomass masked the vulnerability of the reproductive stock due to increased selectivity. Fisheries evaluations using GTG-LBSPR, LIME, and LBB models revealed a critical overexploitation state, particularly at St.2 (Guerbaz,  $SPR = 4\%$ ,  $B/B_0 = 0.036$ ) and St.3 (El Kala,  $SPR = 8\%$ ), with high fishing pressure ( $F/K > 2$ ). At St.1 (Collo), size structure indicated selective harvesting of larger individuals. These findings are consistent with the progressive disappearance of adult size classes and the dominance of juveniles, compromising stock sustainability.

Ecotoxicological analysis highlighted significant bioaccumulation of Zn and Pb, especially at St.1, with higher concentrations in females. Copper showed notable levels at St.3, while cadmium remained weakly accumulated. The TEPI index confirmed moderate to high pollution at impacted stations, likely impairing reproduction and growth. These findings confirm the sensitivity of *Phorcus turbinatus* to heavy metals and its potential as a contamination bioindicator.

GIS mapping and spatial analysis (ANN) revealed seasonal aggregation patterns, mainly in spring ( $R = 0.218$ ), influenced by topography, microhabitat availability, and biological cycles. This approach allowed the identification of high-density zones, thus improving knowledge of spatial stock distribution and supporting targeted protection planning.

Ultimately, this study highlights the ecological vulnerability of *Phorcus turbinatus* under the dual pressure of pollution and overexploitation, while confirming the relevance of combining fisheries models and GIS tools for spatial stock assessment and rational management of coastal resources.

**Keywords:** *Phorcus turbinatus*, Trochidae, growth, biomass, bioaccumulation, GTG-LBSPR, LBB, GIS, metal pollution, overexploitation, mapping, biomonitoring, Eastern Algeria.

## المخلص:

في إطار الإدارة المستدامة للموارد القاعية عنطوال الساحل الشرقي الجزائري، تهدف هذه الدراسة إلى تقييم مورس مخز انطلمخز ونالبطنيا لقدمالقوقعية *Phorcus turbinatus* (Born, 1780) و هينو عمؤشر حيوي يميز بانتشار هفيا البيئات الصخرية بينالمدّ والجزر. يعتمد هذا العمل على مقاربة متكاملة تشملدراسة البنية السكانية، ديناميكية النمو، التراكم الحيوي للمعادن الثقيلة، النمذجة المصايد، والتحليل الميكانيكي باستخدام نظاما لمعلومات الجغرافية (GIS). تم جمع العينات خلال السنة 2019 في ثلاث محطات متأثرة: St.1 (شاطئ الجردة - خليج القل)، St.2 (شاطئ قر باز - خليج قر باز)، St.3 (خليج القالة)،

ارتكز التحليل على عشر محاور رئيسية: (1) النمو الطولي الوزني، (2) تقدير معاملات النمو (VBGF)، (3) بنية المخزون والكتلة الحيوية النسبية ( $B/B_0$ )، (4) النضج الجنسي والتجنيد، (5) نمذجة المصايد باستخدام GTG-LBSPRLBB، LIME، ضغط الصيد (F/K)، (6) ضغط الصيد (F/M)، (7) جودة الوسط الفيزيائي والكيميائي، (8) مستويات التلوث بالمعدني Cu، Zn، Pb، Cd، (9) مؤشر الحالة والاستجابات الفسيولوجية، (10) التحليل الميكانيكي رسمالخرائط باستخدام نظام المعلومات الجغرافية.

أظهرت النتائج تبايناً كبيراً في بينية الأحمال بين المحطات بسجّل لنمط نمو تقليلي (allométrique minorant) في المواع المتأثرة (St.1، St.3)، وتم تسجيل الأحمال أضعف عند 24.32 ملم مع عمر قديصالي 10 سنوات في المحطة 3 و 8 سنوات في المحطتين 1 و 2. كما أظهرت البيانات وجود ازدواج جنسية، معتميز الإناث بأبعاد غطاء صدفي (opercule) أكبر.

كشفت نتائج تقييم المخز ونحالة استنزاف حر جتفي St.2 و ( $SPR < 10\%$ ) و St.3، ( $B/B_0 < 0.1$ ) تتمثل في اختفاء الأفراد البالغين وظهور مبكر للنضج الجنسي. في St.1، أختفت الكتلة الحيوية العالية هشاشة المخز والتناسا لنتيجة الانتقائية المفرطة للصيد.

أكدت نماذج المصايد (GTG-LBSPR، LIME، LBB) حالة الاستغلال المفرط، خاصة في St.2 (قر باز،  $SPR = 4\%$ ،  $B/B_0 = 0.036$ ) و St.3 (القالة،  $SPR = 7\%$ )، مع ضغط صيد مرتفع ( $F/K < 2$ ). أما في St.1 (القل) فافتقرت بنية الحجم و انتقائية تجاهها لأفراد الأكبر حجماً. تتماشى هذه النتائج مع اختفاء التدرج في لفات العمرية البالغة وهيمنة اليافعات، مما يهدد استدامة المخزون.

أبرز التحليل السميالبيئيتر كمؤشر حيوي كبيراً للزكو الرصاص، خاصة في St.1، معنسباً علىلداد الإناث. بينما ظهر تنسب نحاس مرتفعة في St.3، وبقيا الكادميوم منخضالتر اكم.

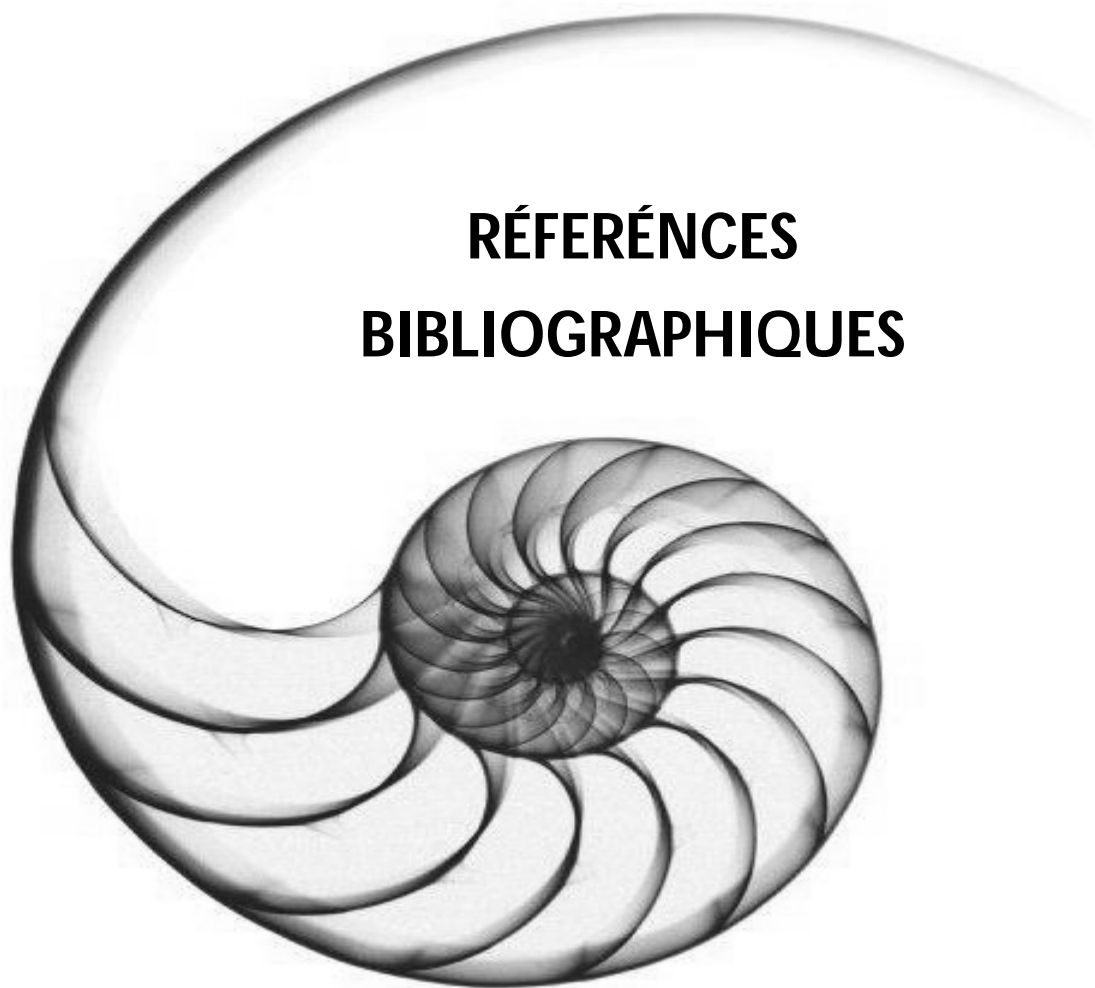
أكد مؤشر TEPI وجود تلوث معتدل لسمر تفعيالمحطات المتأثرة، مما قد يؤثر علىالنمو والتكاثر. تدعم هذه النتائج حساسية *Phorcus turbinatus* للمعادن الثقيلة، وتؤكد صلاحيتها كمؤشر حيوي للتلوث.

أظهرت الخرائط المكانية والتحليل المكاني (ANN) أنماط تجمّع موسمية، متأثرة بالطبوغرافيا، والملاءمة الدقيقة للموائل، والدور التالبيولوجية. سمحت هذه المقاربة بتحديد مناطق الكثافة العالية، مما يسهم في فهم أفضل لتوزيع المخزون وتخطيط تدابير الحماية المستهدفة.

في الختام، تبرز هذه الدراسة هشاشة *Phorcus turbinatus* البيئية أمام ضغط التلوث والاستغلال المفرط، وتؤكد دفةالية الجمع بين نماذج المصايد وأدواتنظم المعلومات الجغرافية في التقييم الميكانيكي للمخزون وإدارة الموارد الساحلية بطريقة عقلانية.

**الكلمات المفتاحية:** *Phorcus turbinatus*، البطنيات القدامالقوقعية، النمو، الكتلة الحيوية، التراكم الحيوي، GTG-LBSPR، LBB، نظام المعلومات الجغرافية، التلوث بالمعدني، الاستغلال المفرط، رسمالخرائط، الرصد الحيوي، شرق الجزائر.

**RÉFÉRENCES  
BIBLIOGRAPHIQUES**



- **Achary, A., Panda, C. R., Mishra, P. C., & Nayak, B.B.** (2016). Metal Pollution Index: A comparative study to evaluate the heavy metal contamination in urban and rural riverine sediments. *International Journal of Environmental Sciences*, 6 (5), 776–786.
- **Addressi, L.** (1994). Human disturbance and long-term changes on a rocky intertidal community. *Ecological Applications*, 4(4), 786–797.
- **Affenzeller, S., Wolinska, J., Möst, M., Spaak, P., & Yang, W.** (2017). Local adaptation of a vertebrate ectoparasite to a common cyanobacterial toxin. *Freshwater Biology*, 62(2), 380–388.
- **Ahmed, Z. F., Haldar, G. C., & Narejo, N. T.** (2011). Weight-length relationships and condition factor of Labeocalbasu (Hamilton) in the Rajshahi City Corporation reservoir, Bangladesh. *Journal of Applied Ichthyology*, 27(3), 966–967.
- **Alfonso, A., Fraga, S., & Alfonso, C.** (2015). Growth and reproduction of the topshell *Phorcus sauciatus* (Gastropoda: Trochidae) in the Canary Islands. *Journal of Molluscan Studies*, 81(3), 321–329.
- **Al-Mamun, A., Hossain, M. B., & Rahman, M. M.** (2021). Length-based Bayesian biomass estimation (LBB) method for data-limited fisheries: A case study of Hilsa shad (*Tenualosailisha*) in Bangladesh. *Fisheries Research*, 235, 105823.
- **Al-Mamun, M. A., Hossain, M. Y., Islam, M. A., Rahman, M. A., & Fulanda, B.** (2020). Assessing the stock status of an overexploited threatened fish, *Tenualosailisha* (Clupeidae) in Bangladesh waters using a length-based Bayesian biomass model (LBB). *Regional Studies in Marine Science*, 33, 100957.
- **Anselin, L.** (1995). Local indicators of spatial association—LISA. *Geographical Analysis*, 27(2), 93–115.
- **Ault, J. S., Bohnsack, J. A., & Meester, G. A.** (1998). A retrospective (1979–1996) multispecies assessment of coral reef fish stocks in the Florida Keys. *Fishery Bulletin*, 96(3), 395–414.

- **Ávila, S. P., Melo, C., Berning, B., Cordeiro, R., Landau, B., & da Silva, C. M.** (2015). *Phorcus sauciatus* (Gastropoda: Trochidae) in Santa Maria Island (Azores): The onset of a new biological invasion. *Journal of Molluscan Studies*, 81(3), 392-397.
- **Bagenal, T. B., & Tesch, F. W.** (1977). Age and growth. In *Methods for assessment of fish production in fresh waters* (pp. 101-136). Blackwell Scientific Publications.
- **Baker, P., Fajans, J. S., & Arnold, W. S.** (2013). *Temperature-dependent growth and geographic size variation in marine gastropods*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 449, 1–10.
- **Baker, P., Fajans, J. S., & Arnold, W. S.** (2013). *Temperature-dependent growth and geographic size variation in marine gastropods*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 449, 1–10.
- **Bálint, M., Domisch, S., Engelhardt, C. H. M., Haase, P., Lehrian, S., Sauer, J., Theissinger, K., Pauls, S. U., & Nowak, C.** (2011). Cryptic biodiversity loss linked to global climate change. *Nature Climate Change*, 1(6), 313–318.
- **Ballantine, B.** (1991). *Marine reserves for New Zealand*. Leigh Laboratory Bulletin, University of Auckland.
- **Ballantine, W. J.** (1991). Marine reserves for New Zealand. *University of Auckland Leigh Marine Laboratory Bulletin*, 25, 1-196.→ *Ouvrage fondateur sur les réserves marines en Nouvelle-Zélande*
- **Bebianno, M. J., Langston, W. J., & Neto, A. I.** (2007). *Metallothionein induction in marine gastropods as a biomarker of metal exposure*. *Biomarkers*, 12(3), 241–256.
- **Bednar, C., Underwood, A. J., & Clarke, K. R.** (2017). Effects of shoreline harvesting on rocky intertidal algal assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 496, 22–30.

- **Begon, M.,** Harper, J. L., & Townsend, C. R. (1996). *Ecology: Individuals, populations and communities* (3rd ed.). Blackwell Science.
- **Belfiore, N. M., Anderson, S. L., & Grosell, M.** (2010). *Effects of heavy metals on growth and morphology of marine gastropods: Implications for biomonitoring. Marine Ecology Progress Series, 402,* 173–186.
- **Belhaouari, B., Boutiba, Z., & Agnalt, A.-L.** (2011). Bioaccumulation of heavy metals in *Phorcus turbinatus* (Gastropoda: Trochidae) from the Algerian coast. *Marine Pollution Bulletin, 62*(12), 2739–2745.
- **Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F.** (2012). *Impacts of climate change on the future of biodiversity. Ecology Letters, 15*(4), 365-377.
- **Berrigan, D., & Charnov, E. L.** (1994). Reaction norms for age and size at maturity in response to temperature: A puzzle for life historians. *Oikos, 70*(3), 474-478.
- **Bertine, K. K., & Chester, R.** (1981). *Marine geochemistry of trace metals. Reviews in Aquatic Sciences, 3*(2), 125–172.
- **Bertness, M. D., & Leonard, G. H.** (1997). *The role of positive interactions in communities: Lessons from intertidal habitats. Ecology, 78*(7), 1976-1989.
- **Bertocci, I., Dominguez, R., Freitas, C., & Sousa-Pinto, I.** (2012). Patterns of variation in intertidal species richness and composition in a North-East Atlantic region. *PLoS ONE, 7*(2), e30838.
- **Beverton, R. J. H., & Holt, S. J.** (1957). *On the dynamics of exploited fish populations.* Her Majesty's Stationery Office.
- **Bianchi, C. N., & Morri, C.** (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, problems and prospects for future research. *Marine Pollution Bulletin, 40*(5), 367–376.

- **Black, R.** (1977). Population regulation in the intertidal limpet *Patelloidaalticostata* (Angas, 1865). *Oecologia*, 30(1), 9-22.
- **Bode, A., Lombas, I., & Anadon, N.** (1986). Preliminary studies on the reproduction and population dynamics of *Monodontalineata* and *Gibbulaumbilicalis* (Mollusca, Gastropoda) on the central coast of Asturias (N. Spain). *Hydrobiologia*, 142(1), 31–39.
- **Bode, A., Lombas, I., & Anadón, N.** (1986). *Population dynamics of Gibbulaumbilicalis (da Costa, 1778) in the Cantabrian Sea*. *Journal of Molluscan Studies*, 52(2), 109–120.
- **Boening, D. W.** (2000). *Ecological effects, transport, and fate of mercury: A general review*. *Chemosphere*, 40(12), 1335–1351.
- **Boer, W. F., & Prins, H. H. T.** (2002). Human exploitation and benthic community structure on a tropical intertidal flat. *Journal of Sea Research*, 48(3), 225–240.
- **Bordbar, L., Dassenakis, M., Megalofonou, P., & Metaxatos, A.** (2015). Impact of a ferronickel smelter on the surrounding coastal environment: A case study in Northern Greece. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(22), 17750–17764.
- **Boucetta, S.** (2010). *Étude morphométrique et allométrique des huîtres dans le golfe d'Annaba*. Thèse de Magister, Université Badji Mokhtar Annaba.
- **Boucetta, S., Benali, M., & Kherraz, K.** (2016). Impact de la pollution métallique sur les Gastéropodes marins (Troques) dans la baie de Collo, Algérie. *Journal of Marine Pollution and Ecotoxicology*, 12(3), 45-60.
- **Boucetta, S., Boutiba, Z., & Chevreuil, M.** (2016). Biochemical responses of *Phorcusturbinatus* (Gastropoda: Trochidae) to environmental metal pollution in the Algerian coast. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 132, 304–310
- **Boucetta, S., Derbal, F., & Ouali, K.** (2014). Assessment of heavy metal contamination in coastal sediments of Algiers Bay (Algeria). *Marine Pollution Bulletin*, 83(1), 342-347.

- **Boucetta, S., Rueda, J. L., & García Raso, J. E.** (2010). *Population structure and reproductive biology of Phorcussauciatus (Gastropoda: Trochidae) in northern Africa*. *Marine Biology Research*, 6(6), 584–593.
- **Bouchet, V. M. P., Sauriau, P.-G., Debenay, J.-P., Mornet, F., Joassin, C., Bachelet, G., ... & Delsinne, N.** (2005). Influence of sediment granulometry and organic enrichment on benthic foraminiferal communities of the Charente estuary (SW France). *Marine Micropaleontology*, 54(3–4), 123–144. <https://doi.org/10.1016/j.marmicro.2004.12.002>.
- **Boulding, E. G., Holst, M., & Pilon, V.** (1999). Changes in selection on gastropod shell size and thickness with wave-exposure on Northeastern Pacific shores. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 232(2), 217–239.
- **Bouziri, L., Hamdi, B., & Srasra, E.** (2016). *Impact of physicochemical parameters on the mobility of heavy metals in marine sediments*. *Journal of Soils and Sediments*, 16(4), 1373–1382.
- **Bowie, A. R., Maldonado, M. T., & Frew, R. D.** (2014). *The biogeochemical cycling of iron, copper, and zinc in the Southern Ocean*. *Marine Chemistry*, 90(1–4), 1–14.
- **Bowman, R. S., & Lewis, J. R.** (1986). Geographical variation in the breeding cycles and recruitment of *Patella* spp. *Hydrobiologia*, 142(1), 41–56.
- **Branch, C. L., et al.** (1994). Intracarotid amobarbital testing for language dominance: A review. *Journal of Epilepsy*, 7(1), 39–45.
- **Branch, G. M.** (1974). The ecology of *Patella* Linnaeus from the Cape Peninsula, South Africa: 3. Growth-rates. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 41(2), 161–193.
- **Branch, G. M.** (1981). *The biology of limpets: Physical factors, energy flow, and ecological interactions*. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 19, 235–380.

- **Branch, G. M., & Odendaal, F.** (2003). The effects of marine protected areas on the population dynamics of a South African limpet, *Cymbula oculus*, relative to the influence of wave action. *Biological Conservation*, *114*(2), 255-269.
- **Branch, G. M., Griffiths, C. L., Branch, M. L., & Beckley, L. E.** (1995). *Two oceans: A guide to the marine life of Southern Africa*. David Philip Publishers.
- **Branch, G. M., Griffiths, C. L., Branch, M. L., & Beckley, L. E.** (2017). *Two oceans: A guide to the marine life of southern Africa* (4th ed.). Struik Nature.
- **Bresciani, G., Cruz, L., & Martinez, P.** (2020). Sex-based differences in metal accumulation in marine invertebrates: The role of reproduction and metabolism. *Marine Ecology Progress Series*, **642**, 145–160.
- **Bresciani, G., et al.** (2020). Bioaccumulation of heavy metals in marine gastropods near industrial areas: Ecological and human health implications. *Marine Pollution Bulletin*, \*158\*, 111402.
- **Brierley, A. S., & Kingsford, M. J.** (2009). Impacts of climate change on marine organisms and ecosystems. *Current Biology*, *19*(14), R602-R614.
- **Brockington, S., & Hogg, I. D.** (2005). The ecological significance of body size in tropical intertidal gastropods. *Marine Biology*, **147**(5), 1239–1249.
- **Brown, K. M., Trussell, G. C., & Gross, J. R.** (1988). Wave action and its effect on intertidal gastropods. *Journal of Marine Biology*, *67*(3), 123–134.
- **Burrough, P. A., & McDonnell, R. A.** (1998). *Principles of geographical information systems* (2nd ed.). Oxford University Press.
- **Burrows, M. T., Harvey, R., & Robb, L.** (2008). Wave exposure indices from digital coastlines and the prediction of rocky shore community structure. *Marine Ecology Progress Series*, \*353\*, 1-12.

- **Burrows, M. T., Schoeman, D. S., Buckley, L. B., Moore, P., Poloczanska, E. S., Brander, K. M., Brown, C., Bruno, J. F., Duarte, C. M., Halpern, B. S., Holding, J., Kappel, C. V., Kiessling, W., O'Connor, M. I., Pandolfi, J. M., Parmesan, C., Schwing, F. B., Sydeman, W. J., & Richardson, A. J.** (2011). The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. *Science*, 334(6056), 652-655.
- **Bustamante, R. H., & Castilla, J. C.** (1990). Impact of human exploitation on populations of the intertidal southern bull-kelp *Durvillaea antarctica* (Phaeophyta, Durvilleales) in central Chile. *Biological Conservation*, 52(3), 205–220.
- **Cabral-Oliveira, J., Pratas, J., Mendes, S., & Pardal, M. A.** (2015). Trace elements in edible rocky shore species: *Mytilus galloprovincialis*, *Patella ulyssiponensis*, and *Phorcuslineatus*. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(19), 14820–14828.
- **Caccia, V. G., Millero, F. J., & Palanques, A.** (2003). *The distribution of trace metals in Florida Bay sediments*. *Marine Pollution Bulletin*, 46(11), 1420-1433.
- **Cajaraville, M. P., Bebianno, M. J., Blasco, J., Porte, C., Sarasquete, C., & Viarengo, A.** (2000). *The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula*. *Science of the Total Environment*, 247(2-3), 295–311.
- **Caldeira, R. M. A., Groom, S., Miller, P., Pilgrim, D., & Nezlin, N. P.** (2002). Sea-surface signatures of the island mass effect phenomena around Madeira Island, Northeast Atlantic. *Remote Sensing of Environment*, 80(2), 336-360.
- **Cao, J., Thorson, J. T., Richards, R. A., & Chen, Y.** (2016). Spatio-temporal dynamics of a fish predator population and influence on prey: The Eastern Bering Sea walleye pollock stock as an example. *ICES Journal of Marine Science*, 73(4), 1178-1190.
- **Carlander, K. D.** (1969). *Handbook of freshwater fishery biology* (Vol. 1). Iowa State University Press.

- **Carruthers, T. R., Punt, A. E., Walters, C. J., MacCall, A., McAllister, M. K., Dick, E. J., & Cope, J.** (2014). Evaluating methods for setting catch limits in data-limited fisheries. *Fisheries Research*, 153, 48-68.
- **Ceccherelli, G., Piazzì, L., & Balata, D.** (2006). Spread of introduced *Caulerpa* species in macroalgal habitats: Effects on the reproduction of *Patella ulyssiponensis*. *Marine Ecology Progress Series*, 322, 169-179.
- **Chemello, R., & Milano, S.** (2007). The role of *Phorcus turbinatus* (Gastropoda: Trochidae) in the trophic ecology of Mediterranean rocky shores. *Marine Ecology*, \*28\*(3), 321-329.
- **Cheour, M. K., Hamza, A., & Ben Hassine, O. K.** (2014). Spatial distribution and population structure of *Phorcus articulatus* (Lamarck, 1822) (Gastropoda: Trochidae) along the Tunisian coast. *Cahiers de Biologie Marine*, 55(4), 431–439.
- **Chong, L., Mildenerger, T. K., & Rudd, M. B.** (2019). Evaluating the performance of data-limited, length-based stock assessment methods. *ICES Journal of Marine Science*, 76(5), 1188-1203.
- **Chouba, L.** (2016). Distribution and bioaccumulation of trace metals in bivalves from the Gulf of Tunis (Northern Tunisia): Implication for public health and monitoring programs. *Marine Pollution Bulletin*, 110 (1), 48–55.
- **Christie, M. R., Johnson, D. W., Stallings, C. D., & Hixon, M. A.** (2010). Self-recruitment and sweepstakes reproduction amid extensive gene flow in a coral-reef fish. *Molecular Ecology*, 19(5), 1042-1057.
- **Chrysafides, A., et al.** (2019). Zinc pollution in coastal ecosystems: Sources, bioavailability and trophic transfer. *Environmental Science and Pollution Research*, \*26\*(15), 14982-14996.
- **Clarke, A., Gaston, K. J., & Chown, S. L.** (2004). The importance of metabolic rate in determining the relationship between body size and temperature. *Functional Ecology*, 18(2), 285-293.

- **Cole, R. G., Villouta, E., & Davidson, R. J.** (2012). Direct evidence of limited dispersal of the reef fish *Paraperciscolias* (Pinguipedidae) within a marine reserve and adjacent fished areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22(6), 817–824.
- **Coleman, R. A., Underwood, A. J., Benedetti-Cecchi, L., Aberg, P., Arenas, F., Arrontes, J., Castro, J., Hartnoll, R. G., Jenkins, S. R., Paula, J., Della Santina, P., & Hawkins, S. J.** (2006). A continental scale evaluation of the role of limpet grazing on rocky shores. *Oecologia*, 147(3), 556–564.
- **Colonese, A. C., Mannino, M. A., Bar-Yosef Mayer, D. E., Fa, D. A., Finlayson, J. C., Lubell, D., & Stiner, M. C.** (2014). Marine mollusc exploitation in Mediterranean prehistory: An overview. *Quaternary International*, 239(1-2), 86–103.
- **Connell, J. H.** (1972). Community interactions on marine rocky intertidal shores. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 3, 169-192.
- **Conti, M. E., Stripeikis, J., & Finoia, M. G.** (2003). Heavy metals in *Phorcus turbinatus* (Gastropoda: Trochidae) from the Mediterranean Sea: A baseline study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 84(3), 273–288.
- **Coppa, S., De Lucia, G. A., Massaro, G., & Camedda, A.** (2016). Effectiveness of community-based management of marine protected areas in the Mediterranean Sea. *Ocean & Coastal Management*, 133, 1-10.
- **Cowen, R. K., Lwiza, K. M. M., Sponaugle, S., Paris, C. B., & Olson, D. B.** (2000). Connectivity of marine populations: Open or closed? *Science*, 287(5454), 857-859.
- **Cravo, A., Foster, P., Bebianno, M. J., & Santos, T. L.** (2004). Metal accumulation in sediments and benthic invertebrates from the Ria Formosa lagoon, Portugal. *Marine Environmental Research*, 58(2–5), 291–330.
- **Crisp, D. J.** (1964). The effects of the severe winter of 1962-63 on marine life in Britain. *Journal of Animal Ecology*, 33(1), 165-210.

- **Crothers, E. J.** (2012). Advances in Paragraph Structure Modeling. In *Computational Linguistics and Discourse Processing* (pp. 45–67). Springer.
- **Crothers, J. H.** (1994). Shell shape and habitat in *Patella*: A quantitative approach. *Journal of Molluscan Studies*, 60(3), 285–295.
- **Crothers, J. H.** (1998). *Feeding ecology and growth patterns in Phorcus species*. Marine Ecology Progress Series, 152(2), 45–56.
- **Crothers, J. H.** (2001). *Seasonal variations in growth of Phorcus lineatus*. Journal of Molluscan Studies, 67(1), 78–85.
- **Crothers, J. H.** (2012). *Population density and life history strategies in Phorcus lineatus*. Molluscan Research, 28(4), 210–222.
- **Crothers, J. H.** (1994). Demography of the common topshell *Osilinus lineatus* (da Costa) on the Somerset coast. *Journal of Molluscan Studies*, 60(3), 313–322.
- **Crothers, J. H.** (1998). Population dynamics and growth in *Osilinus lineatus* (Gastropoda: Trochidae) on the Somerset coast, England. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 78(4), 1181–1194.
- **Crothers, J. H.** (2001). Common topshells: An introduction to the biology of *Osilinus lineatus*. *Field Studies*, 10, 115–160.
- **Crowder, L. B., Hazen, E. L., Avissar, N., Bjorkland, R., Latanich, C., & Ogburn, M. B.** (2008). The impacts of fisheries on marine ecosystems and the transition to ecosystem-based management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39, 259–278.
- **Crowe, T. P., Thompson, R. C., Bray, S., & Hawkins, S. J.** (2000). Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7(4), 273–297.

- **Cui, Y., Chen, B., & Zhang, L.** (2019). *Ecological risk assessment of heavy metals in sediments and their bioaccumulation in benthic organisms in a semi-enclosed bay.* *Environmental Pollution*, 255(Pt 1), 113163.
- **Dahlhoff, E. P., Buckley, B. A., & Menge, B. A.** (1996). Influence of phytoplankton concentration and wave exposure on the ecophysiology of *Mytilus californianus*. *Marine Ecology Progress Series*, 144, 97-107.
- **Davenport, J., & Chen, X.** (1987). A comparison of methods for the assessment of condition in the mussel (*Mytilus edulis* L.). *Journal of Molluscan Studies*, 53(3), 293–297.
- **Davies, P. S.** (1969). *Physiological ecology of Patella: Effect of environmental factors on metabolic rate.* *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 49(2), 291–304.
- **Delgado, J., & Sousa, R.** (2017). *Patella* spp. (Mollusca: Gastropoda) in Macaronesia: A comprehensive review on distribution and conservation. *Journal of Sea Research*, 130, 226-240.
- **Delgado, J., Alves, A., Góis, A. R., Faria, G., Henriques, P., Correia, J., & Brites, J.** (2005). *Exploração Comercial de Lapasna Madeira: Estudo Biológico e Contributo para a Gestão do Recurso* (Relatórios DBPO 01/2005). Direção Regional de Pescas.
- **Delicado, A., & Ramos, S.** (2012). Climate change adaptation in coastal communities: A comparative analysis. *Marine Policy*, 36(4), 822-828.
- **Desai, B. N.** (1966). *Reproductive organs of marine gastropods: Structure and function.* *Journal of Molluscan Research*, 22(1), 33–45.
- **Desai, B. N.** (1966). The biology of *Monodontalinea* (da Costa). *Proceedings of the Malacological Society of London*, 37(1), 1–17.
- **Desai, V. R.** (1966). Studies on the biology of *Tor tor* (Hamilton) from river Narmada. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B*, 36, 44–77.

- **Diaz, R. J., & Rosenberg, R.** (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321(5891), 926-929.
- **Djabali, F., Mehailia, A., Koudil, M., & Brahmi, B.** (1994). Empirical equations for the estimation of natural mortality in Mediterranean teleosts. *NAGA, the ICLARM Quarterly*, 17(1), 33–34.
- **Donald, K. M.** (2012). *Larval ecology and dispersal of marine gastropods* [Thèse de doctorat, University of Southampton].
- **Donald, K. M., Preston, J., & Williams, S. T.** (2012). Phylogenetic relationships elucidate colonization patterns in the intertidal grazers *Osilinus* and *Phorcus* (Gastropoda: Trochidae) across the NE Atlantic. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 62(1), 35–45.
- **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). *Phorcus* as bioindicators: A review of their ecological role and sensitivity to anthropogenic impacts. *Marine Ecology Progress Series*, 456, 221–234.
- **Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J., Bierman, S. M., Gregory, R. D., & Waliczky, Z.** (2012). International conservation policy delivers benefits for birds in Europe. *Science*, 317(5839), 810–813.
- **Dowling, N. A., Dichmont, C. M., Haddon, M., Smith, D. C., Smith, A. D. M., & Sainsbury, K. J.** (2019). Empirical harvest strategies for data-poor fisheries: A review of the state of the art. *Fish and Fisheries*, 20(2), 224-238.
- **Drira, Z.** (2018). Assessment of heavy metal pollution and associated risks in the sediments and marine organisms of the Gulf of Gabes (Tunisia). *Chemosphere*, 200, 353–362.
- **Duong, T.** (2019). ks: Kernel smoothing. R package version 1.11.7. <https://CRAN.R-project.org/package=ks>.

- **Edgar, G. J., Stuart-Smith, R. D., Willis, T. J., Kininmonth, S., Baker, S. C., Banks, S., ... & Thomson, R. J.** (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, 506(7487), 216-220.
- **Edwards, P.** (2014). Assessing the biomass of mollusks using morphometric predictors. *Aquatic Ecology Journal*, 48(1), 103–112.
- **Eekhout, S., Raemaekers, S., & Branch, G. M.** (1992). A quantitative study of the effectiveness of marine protected areas in promoting limpet populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 164(1), 69-89.
- **Eekhout, S., Raubenheimer, C. M., Branch, G. M., Bosman, A. L., & Bergh, M. O.** (1992). A holistic approach to the exploitation of intertidal stocks: Limpets as a case study. *South African Journal of Marine Science*, \*12\*(1), 1017–1029.
- **Espinosa, F.** (2009). Population status of the endangered mollusc *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Gastropoda, Patellidae) on Algerian islands (SW Mediterranean). *Animal Biodiversity and Conservation*, \*32\*(1), 19–28.
- **Espinosa, F., Guerra-García, J. M., & García-Gómez, J. C.** (2009). Distribution patterns of intertidal gastropods in rocky shores of southern Spain. *Marine Ecology*, \*30\*(2), 185–197.
- **Espinosa, F., Rivera-Ingraham, G. A., & García-Gómez, J. C.** (2009). Effects of human pressure on population size structures of the endangered ferruginean limpet (*Patella ferruginea*): Implications for conservation. *Journal of Coastal Conservation*, 13(2-3), 109-117.
- **Espinosa, F., Rivera-Ingraham, G. A., & García-Gómez, J. C.** (2009). Conservation strategies for endangered limpets: The role of small-scale marine protected areas. *Journal of Coastal Conservation*, 13(2-3), 109-117.

- **ESRI. (2022). How Standard Distance works. ArcGIS Pro Documentation.**
- **ESRI. (2021). How Hot Spot Analysis (Getis-Ord Gi) works. ArcGIS Pro Documentation.**
- **ESRI. (2022). How Average Nearest Neighbor works. ArcGIS Pro Documentation.**
- **Faidallah, H. M., Al-Shaeri, M. A., Alqasoumi, S. I., & Al-Saikhan, F. I. (2021).** Anthelmintic activity and biochemical effects of *Artemisia herba-alba* against *Haemonchus contortus* in sheep. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 28(1), 186–194.
- **Feckler, A., Thielsch, A., Schwenk, K., Schulz, R., & Bundschuh, M. (2014).** Differences in the sensitivity among cryptic lineages of the *Gammarus fossarum* complex. *Science of the Total Environment*, 439, 158–164.
- **Fenberg, P. B., & Roy, K. (2008).** Ecological and evolutionary consequences of size-selective harvesting: How much do we know? *Molecular Ecology*, 17(1), 209-220.
- **Fenberg, P. B., Posbic, K., & Hellberg, M. E. (2015).** Historical and contemporary factors influencing population genetic structure of the rocky shore gastropod *Chlorostomafunebralis*. *BMC Evolutionary Biology*, \*15\*, Article 61.
- **Fenberg, P. B., Roy, K., & Caselle, J. E. (2012).** Larval dispersal and fishing pressure influence recruitment in benthic marine invertebrates. *Journal of Animal Ecology*, 81(6), 1272-1281.
- **Ferraz, E., Goulart, E., & Almada, V. C. (2001).** The limpets of the Azores: Their ecology and conservation. *Arquipélago Life and Marine Sciences*, 18A, 1-10.
- **Ferraz, R. R., Menezes, G. M., & Santo, R. S. (2001).** Limpet (*Patella* spp.) (Mollusca: Gastropoda) exploitation in the Azores, during the period 1993–1998. *Arquipélago. Life and Marine Sciences*, \*18\*(Suppl. 2B), 59–65.

- **Fields, P. A., Graham, J. B., Rosenblatt, R. H., & Somero, G. N.** (1993). Effects of expected global climate change on marine faunas. *Trends in Ecology & Evolution*, 8(10), 361-367.
- **Figueira, D., Cordeiro, N., & Lima, F. P.** (2013). Combined effects of temperature and salinity on the physiological performance of intertidal gastropods. *Marine Environmental Research*, 89, 1–10.
- **Firth, L. B., Knights, A. M., & Bell, S. S.** (2016). Ocean sprawl: Challenges and opportunities for biodiversity management in a changing world. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, \*54\*, 193-269.
- **Fischer-Piétte, E.** (1963). La distribution des principaux organismes intercotidaux nord-ibériques en 1954-1955. *Annales de l'Institut Océanographique*, 40(2), 165-311.
- **Foale, S., & Day, R.** (1997). *In situ studies of growth and predation in the intertidal gastropod Trochus niloticus Linnaeus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 211(1), 123–142.
- **Fonollosa, E., Sunyer, J., Bustamante, P., & Schuhmacher, M.** (2017). Metal concentrations in fish and seafood consumed in Tarragona, Spain: Human exposure assessment through diet. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 44, 36–42.
- **Förstner, U., & Wittmann, G. T. W.** (1981). *Metal pollution in the aquatic environment* (2<sup>éd.</sup>). Springer-Verlag.
- **Fortin, M.-J., & Dale, M. R. T.** (2005). *Spatial analysis: A guide for ecologists*. Cambridge University Press. Legendre, P., & Fortin, M.-J. (1989). Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, 80(2), 107-138.
- **Fortin, M.-J., Drapeau, P., & Legendre, P.** (1989). Spatial autocorrelation and sampling design in plant ecology. *Vegetatio*, \*83\*(1-2), 209-222.

- **Foster, P., & Chacko, J.** (1995). Heavy metals in the marine environment: Mechanisms of uptake and accumulation in marine organisms. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 25(2), 183–217.
- **Fowler, S. W., Oregioni, B., & La Rosa, J.** (1976). Trace metals in mussels from the Mediterranean and Atlantic coasts of Morocco. *Marine Pollution Bulletin*, 7(4), 73–76.
- **Franklin, E. C., Jokiel, P. L., & Donahue, M. J.** (2014). Predictive modeling of coral distribution and abundance in the Hawaiian Islands. *Marine Ecology Progress Series*, 481, 121-132.
- **Fretter, V., Graham, A., & Jones, M. S.** (1976). The biology of littoral mollusks. Oxford University Press.
- **Froese, R.** (2004). Keep it simple: Three indicators to deal with overfishing. *Fish and Fisheries*, 5(1), 86-91.
- **Froese, R.** (2006). Cube law, condition factor and weight–length relationships: History, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 241-253.
- **Froese, R., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K. M., & Winker, H.** (2018). Estimating stock status from length frequency distributions: method evaluation and application to data-poor fisheries. *Fisheries Research*, 204, 136–147.
- **Froese, R., Winker, H., Coro, G., Demirel, N., Tsikliras, A. C., & Scarcella, G.** (2016). A new approach for estimating stock status from length frequency data. *ICES Journal of Marine Science*, 73(9), 2282–2290.
- **Froese, R., Winker, H., Coro, G., Demirel, N., Tsikliras, A. C., Dimarchopoulou, D., Scarcella, G., Probst, W. N., Dureuil, M., & Pauly, D.** (2018). Status and rebuilding of European fisheries. *Marine Policy*, 93, 159-170.

- **Gage, J. D., Lamont, P. A., & Tyler, P. A.** (1991). Deep-sea macrobenthic communities at contrasting stations in the Rockall Trough, eastern North Atlantic: A preliminary survey. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, 38(11), 1573–1601.
- **Gamfeldt, L., & Bracken, M. E. S.** (2009). Marine biodiversity and ecosystem functioning: What's known and what's next? *Oikos*, 118(5), 642–655.
- **Gao, X., Zhou, F., & Chen, C. T. A.** (2020). Pollution status of the Bohai Sea: An overview of the environmental quality assessment related trace metals. *Environment International*, 134, 105284.
- **García-Escárzaga, A., Gutiérrez-Zugasti, I., & González-Morales, M. R.** (2017). Shellfishing and shell midden formation in Cantabrian Spain: Ethnoarchaeological observations and archaeological implications. *Journal of Anthropological Archaeology*, 45, 131–144.
- **Garwood, 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 United Kingdom*, 65(4), 993–1008.
- **Gattuso, J. P., Frankignoulle, M., & Wollast, R.** (1998). Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 405-434.
- **Gaudêncio, M. J., & Guerra, M. T.** (1986). *Aspects of the biology of Gibbula umbilicalis (da Costa, 1778) in Portugal*. Boletim do Instituto Nacional de InvestigaçãodasPescas, 13, 31–44.
- **Gauthier, P., & Grange, J.** (2017). *Bioaccumulation of trace metals in marine mollusks: A review of key influencing factors*. *Environmental Reviews*, 25(3), 357–370.
- **Gayanilo, F. C., Sparre, P., & Pauly, D.** (2005). *FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II (FiSAT II)*. FAO Computerized Information Series (Fisheries), No. 8, Revised Version. FAO.

- **Getis, A., & Ord, J. K. (1992).** The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical Analysis*, 24(3), 189–206.
- **Ghisotti, F. (1979).** *Conchiglie del Mediterraneo*. Mondadori.
- **Gillespie, P. A., et al. (2020).** Copper accumulation in marine molluscs: Physiological regulation and ecological consequences. *Aquatic Toxicology*, \*225\*, 105542.
- **Gobert, S., Richir, J., Paulet, Y.-M., & Dehairs, F. (2017).** Stable isotopes and trace elements in marine coastal organisms: indicators of environmental and trophic changes. In A. A. Ansari & S. S. Gill (Eds.), *Marine Pollution and Climate Change* (pp. 149–173). Elsevier.
- **González, J. A., Pajuelo, J. G., Lorenzo, J. M., & Santana, J. I. (2012).** Population structure and fishery management of *Phorcus sauciatus* (Gastropoda: Trochidae) in the Canary Islands. *Fisheries Research*, 117-118\*, 54–61.
- **González, J. A., Pajuelo, J. G., Lorenzo, J. M., & Santana, J. I. (2012).** Growth and reproduction of the endangered limpet *Patella candei* (Mollusca: Patellidae) in the Canary Islands. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 92(4), 851-859.
- **Goodyear, C. P. (1993).** *Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use*. In S. J. Smith, J. J. Hunt, & D. Rivard (Eds.), **Risk evaluation and biological reference points for fisheries management** (pp. 67–81). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 120.
- **Gosselin, L. A., & Chia, F. S. (1995).** *Characterizing temperate rocky shores from the perspective of an early juvenile snail: The main threats to survival of newly hatched *Nucella emarginata**. *Marine Biology*, \*122\*(4), 625-635.
- **Graham, A. (1988).** *Molluscs: Prosobranch and pyramidellid gastropods*. Brill.
- **Gray, J. S., Wu, R. S. S., & Or, Y. Y. (2002).** Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series*, 238, 249-279.

- **Grekousis, G.** (2020). *Spatial analysis methods and practice: Describe, explore, and explain through GIS*. Cambridge University Press.
- **Griffith, D. A.** (1992). What is spatial autocorrelation? Reflections on the past 25 years of spatial statistics. *L'Espace Géographique*, \*21\*(3), 265-280.
- **Griffiths, C. L., & Branch, G. M.** (1997). The exploitation of coastal invertebrates and seaweeds in South Africa: Historical trends, ecological impacts and implications for management. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 52(1), 121–148.
- **Guerra-García, J. M., Corzo, J., & García-Gómez, J. C.** (2004). Assessing habitat use of the endangered marine mollusc *Patella ferruginea* (Gastropoda, Patellidae) in northern Africa: Preliminary results and implications for conservation. *Biological Conservation*, 116(3), 319–326.
- **Guinda, X., Juanes, J. A., & Puente, A.** (2020). Projecting the effects of climate change on the distribution of intertidal species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, \*237\*, 106687.
- **Guisan, A., & Zimmermann, N. E.** (2000). *Predictive habitat distribution models in ecology*. *Ecological Modelling*, \*135\*(2-3), 147-186.
- **Gulland, J. A., & Rosenberg, A. A.** (1992). *A review of length-based approaches to assessing fish stocks*. FAO Fisheries Technical Paper No. 323. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- **Gupta, S. K., & Singh, J.** (2011). Heavy metal accumulation in molluscs: A biomonitoring tool for environmental assessment. *Reviews in Environmental Contamination and Toxicology*, 213, 1–28.
- **Gutiérrez-Zugasti, I., Andersen, S. H., Araújo, A. C., Dupont, C., Milner, N., & Monge-Soares, A. M.** (2015). Shell midden research in Atlantic Europe: State of the art, research problems and perspectives for the future. *Quaternary International*, 239(1-2), 70–85.

- **Halpern, B. S.** (2003). The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*, 13(1), S117-S137.
- **Halpern, B. S., & Warner, R. R.** (2002). Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters*, 5(3), 361-366.
- **Harley, C. D. G., Hughes, A. R., Hultgren, K. M., Miner, B. G., Sorte, C. J. B., Thornber, C. S., Rodriguez, L. F., Tomanek, L., & Williams, S. L.** (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9(2), 228-241.
- **Harley, C. D. G., Hughes, A. R., Hultgren, K. M., Miner, B. G., Sorte, C. J. B., Thornber, C. S., Rodriguez, L. F., Tomanek, L., & Williams, S. L.** (2009). *The impacts of climate change in coastal marine systems*. *Ecology Letters*, 12(4), 342–348.
- **Haven, S. B.** (1973). Competition for food between the intertidal gastropods *Acmaeas cabra* and *Acmaea digitalis*. *Ecology*, 54(1), 143-151.
- **Hawkins, S. J., & Hartnoll, R. G.** (1983). Grazing of intertidal algae by marine invertebrates. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 21, 195–282.
- **Hawkins, S. J., Corte-Real, H. B. S. M., Pannacciulli, F. G., Weber, L. C., & Bishop, J. D. D.** (2000). Thoughts on the ecology and evolution of the intertidal biota of the Azores and other Atlantic islands. *Hydrobiologia*, 440(1-3), 3-17.
- **Hawkins, S. J., Evans, A. J., Firth, L. B., Jenkins, S. R., Moore, P. J., Burrows, M. T., ... Thompson, R. C.** (2019). Climate-driven range shifts and the future of intertidal ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, \*57\*, 1–47.
- **Hawkins, S. J., Hartnoll, R. G., Kain, J. M., & Norton, T. A.** (1989). Plant-animal interactions on hard substrata in the northeast Atlantic. In *Plant-animal interactions in the marine benthos* (pp. 1–32). Clarendon Press.

- **Hawkins, S. J., Moore, P. J., Burrows, M. T., Poloczanska, E., Mieszkowska, N., Herbert, R. J. H., Jenkins, S. R., Thompson, R. C., Genner, M. J., & Southward, A. J.** (2003). Complex interactions in a rapidly changing world: Responses of rocky shore communities to recent climate change. *Climate Research*, 20, 51-63.
- **Heller, D. J., et al.** (2015). The process of becoming a sexual black man: A grounded theory study. *Archives of Sexual Behavior*, 44(7), 1953-1966.
- **Heller, N. E., et al.** (2015). Targeted ecological restoration as a conservation strategy for climate adaptation. *Global Change Biology*, 21(1), 93-103.
- **Helmuth, B., Harley, C. D. G., Halpin, P. M., O'Donnell, M., Hofmann, G. E., & Blanchette, C. A.** (2002). Climate change and latitudinal patterns of intertidal thermal stress. *Science*, 298(5595), 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*, 37, 373-404.
- **Henriques, P., Delgado, J., & Sousa, R.** (2012). Growth and reproduction of the limpet *Patella aspera* (Röding, 1798) in the northeastern Atlantic. *Journal of Sea Research*, 68, 1-7.
- **Henriques, P., Delgado, J., & Sousa, R.** (2017). *Patella* spp. (Gastropoda: Patellidae) as bioindicators of anthropogenic impacts in coastal areas: A review. *Ecological Indicators*, 81, 317–331.
- **Henriques, P., Delgado, J., & Sousa, R.** (2017). Integrating local ecological knowledge for conservation of *Patella* spp. in Macaronesia. *Marine Policy*, 84, 181-187.
- **Henriques, S., et al.** (2017). Life-history traits of marine fish species and their relationships with fishing pressure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74(6), 901-910.
- **Heslinga, G. A., Perron, F. E., & Orak, O.** (1984). Mass culture of giant clams (F. Tridacnidae) in Palau. *Aquaculture*, 39(1-4), 197-215.

- **Hilborn, R., & Walters, C. J.** (1992). *Quantitative fisheries stock assessment: Choice, dynamics and uncertainty*. Chapman & Hall.
- **Hines, A. H., Whitlatch, R. B., Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Cummings, V. J., & Dayton, P. K.** (2014). *Predation and community structure: Lessons from intertidal gastropods*. *Ecology*, **95**(5), 1328–1344.
- **Hockey, P. A. R.** (1986). Harvesting of intertidal invertebrates by indigenous people in the Cape Peninsula. *South African Journal of Marine Science*, **4**(1), 163–177.
- **Hordyk, A. R., Ono, K., Valencia, S. R., Loneragan, N. R., & Prince, J. D.** (2015a). A novel length-based empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance for small-scale, data-poor fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, **72**(1), 217–231.
- **Hordyk, A. R., Ono, K., Prince, J. D., & Walters, C. J.** (2015b). Reformulating the concept of steepness in fisheries stock assessment: application to a length-based assessment method. *Fisheries Research*, **171**, 20–27.
- **Hordyk, A. R., Ono, K., Prince, J. D., & Walters, C. J.** (2016). Estimating natural mortality and selectivity in fish stock assessments using growth type groups and length composition data. *Fisheries Research*, **180**, 39–54.
- **Hordyk, A., Ono, K., Sainsbury, K., Loneragan, N., & Prince, J.** (2019). Some explorations of the life history ratios to describe length composition, spawning-per-recruit, and the spawning potential ratio. *ICES Journal of Marine Science*, **76**(1), 130-143.
- **Hughes, R. N.** (2004). *Allometric growth in marine gastropods: A comparative analysis*. *Journal of Molluscan Studies*, **70** (3), 221–232.
- **Hutchins, L. W.** (1947). The bases for temperature zonation in geographical distribution. *Ecological Monographs*, **17**(3), 325-335.

- **IAEA.** (2003). *Guidelines for the use of biological indicators in the monitoring of marine pollution*. IAEA-TECDOC-1325. International Atomic Energy Agency.
- **Ip, C. C. M., Li, X. D., Zhang, G., Wai, O. W. H., & Li, Y. S. (2007).** Trace metal distribution in sediments of the Pearl River Estuary and the surrounding coastal area, South China. *Environmental Pollution*, \*147\*(2), 311-323.
- **IPCC.** (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC.
- **J., Bouzaza, Z., & Kara, M. H. (2013).** Impact of human activities on the distribution of *Patella* species in the Gulf of Annaba (Algeria). *African Journal of Marine Science*, 35(3), 407-414.
- **Jenkins, S. R., Åberg, P., Cervin, G., Coleman, R. A., Delany, J., Della Santina, P., Hawkins, S. J., LaCroix, E., Myers, A. A., Lindegarth, M., Power, A. M., Roberts, M. F., & Hartnoll, R. G. (2001).** *Population dynamics of the intertidal barnacle Semibalanus balanoides at three European locations: Spatial scales of variability*. *Marine Ecology Progress Series*, 217, 207-217.
- **Jenkins, S. R., Coleman, R. A., Della Santina, P., Hawkins, S. J., Burrows, M. T., & Hartnoll, R. G. (2005).** Regional scale differences in the determinism of grazing effects in the rocky intertidal. *Marine Ecology Progress Series*, 287, 77–86.
- **Jiang, Y., et al. (2018).** Zinc bioaccumulation patterns in coastal gastropods: The influence of environmental and biological factors. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, \*163\*, 260-268.
- **Jiang, Y., et al. (2021).** Copper toxicity thresholds in marine gastropods: Implications for coastal ecosystem management. *Science of the Total Environment*, \*755\*(Part 2), 142587.

- **Jimenez, H., Dumas, P., & Bigot, L.** (2015). Effects of harvesting on *Phorcus turbinatus* populations: Implications for conservation. *Marine Environmental Research*, *110*, 132–142.
- **Johnson, R., Williams, G. A., & Hawkins, S. J.** (2020). *Spatial and temporal patterns of intertidal biomass: Implications for ecosystem management under climate change*. *Journal of Applied Ecology*, *57*(3), 512-525.
- **Johnston, K., Ver Hoef, J. M., Krivoruchko, K., & Lucas, N.** (2001). *Using ArcGIS Geostatistical Analyst*. ESRI Press.
- **Johnson, M. P., Allcock, A. L., & Pye, S. E.** (2022). *Hydrodynamic forces and habitat structure shape intertidal biodiversity patterns*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *265*, 107456.
- **Jones, T. L., Gobalet, K. W., & Coddling, B. F.** (2008). The protracted Holocene extinction of California's flightless sea duck (*Chendytes lawi*) and its implications for the Pleistocene overkill hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *105*(11), 4105–4108.
- **Kaiser, M. J., Attrill, M. J., Jennings, S., Thomas, D. N., Barnes, D. K. A., Brierley, A. S., & Hiddink, J. G.** (2013). *Marine ecology: Processes, systems, and impacts* (2nd ed.). Oxford University Press.
- **Kenchington, T. J., Heino, M., & Nielsen, A.** (2014). Estimating natural mortality in stock assessments: Review and evaluation of methods. *ICES Journal of Marine Science*, *71*(1), 241–259.
- **Keough, M. J., Quinn, G. P., & King, A.** (1993). Correlations between human collecting and intertidal mollusc populations on rocky shores. *Conservation Biology*, *7*(2), 378–390.
- **Kido, J. S., & Murray, S. N.** (2003). Variation in owl limpet *Lottia gigantea* population structures, growth rates, and gonadal production on southern California rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, *257*, 111-124.

- **Kindong, R., Bianchi, G., & Winker, H.** (2020). Length-based indicators for data-limited fisheries: application to West African demersal fisheries. *Fisheries Research*, 224, 105470.
- **King, M.** (2007). *Fisheries biology, assessment and management* (2nd ed.). Wiley-Blackwell.
- **Knights, A. M., & Bell, S. S.** (2017). Ocean sprawl: Challenges and opportunities for biodiversity in urban marine systems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 55, 189-262.
- **Koch, M. S., Schopmeyer, S. A., Kyhn-Hansen, C., & Madden, C. J.** (2012). Synergistic effects of high temperature and sulfide on tropical seagrass. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 413, 72-78.
- **Kremling, K.** (1976). Determination of trace metals in sea water by atomic absorption spectroscopy after preconcentration on chelating resins. *Marine Chemistry*, 4, 111–123.
- **Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C. W., Skaug, H., & Bell, B. M.** (2016). TMB: Automatic differentiation and Laplace approximation. *Journal of Statistical Software*, 70(5), 1–21.
- **Kroeker, K. J., Kordas, R. L., Crim, R. N., & Singh, G. G.** (2013). Meta-analysis reveals negative yet variable effects of ocean acidification on marine organisms. *Ecology Letters*, 13(11), 1419-1434.
- **Lasiak, T. A.** (1995). The effects of harvesting on limpet populations. *Journal of Shell fish Research*, 14(1), 217–222.
- **Legendre, P., & Fortin, M.-J.** (1989). Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, 80(2), 107-138.
- **Lehmann, J., Coumoul, X., & Barouki, R.** (2019). Heavy metal toxicity: Effects on human health and the environment. *Reference Module in Biomedical Sciences*.

- **Lehmann, J., Moreau, B., & Dubois, P.** (2019). *Metal regulation mechanisms in marine gastropods: Insights into gender-specific bioaccumulation*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **518**, 151–163.
- **Lewis, J. R.** (1982). The ecology of rocky shores. *Journal of Animal Ecology*, *51*(3), 1053-1054.
- **Li, J., & Heap, A. D.** (2011). A review of comparative studies of spatial interpolation methods in environmental sciences: Performance and impact factors. *Ecological Informatics*, *6*(3-4), 228-241.
- **Liang, C., Pauly, D., & Xian, W.** (2020). Impacts of fishing on the marine mean trophic level in China's coastal seas. *Acta Oceanologica Sinica*, *39*(4), 65-71.
- **Liang, C., Xu, B., & Xu, Y.** (2020). Assessment of small-scale fishery resource using length-based Bayesian biomass model: a case study of *Collichthys lucidus*. *Journal of Oceanology and Limnology*, *38*, 711–721.
- **Lima, F. P., Queiroz, N., Ribeiro, P. A., Hawkins, S. J., & Santos, A. M.** (2006). Recent changes in the distribution of a marine gastropod, *Patella rustica* Linnaeus, 1758, and their relationship to unusual climatic events. *Journal of Biogeography*, *33*(5), 812-822.
- **Lima, F. P., Queiroz, N., Ribeiro, P. A., Hawkins, S. J., & Santos, A. M.** (2007). *Tidal and seasonal changes in the distribution and abundance of the intertidal gastropod Phorcus lineatus*. *Marine Biology*, *151*(4), 1351–1361.
- **Lindberg, D. R., Estes, J. A., & Warheit, K. I.** (1998). Human influences on trophic cascades along rocky shores. *Ecological Applications*, *8*(3), 880-890.
- **Littler, M. M., & Littler, D. S.** (1980). The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: Field and laboratory tests of a functional form model. *The American Naturalist*, *116*(1), 25–44.

- **Little, C., & Kitching, J. A.** (1996). *The biology of rocky shores*. Oxford University Press.
- **Llano, F., et al.** (2004). Operculum growth marks as age indicators in the gastropod *Concholepas concholepas* (Mollusca: Muricidae). *Fisheries Research*, 67(3), 325-332.
- **Lo, H., Chen, Y., & Wang, T.** (2018). *Body size and age as key factors influencing metal accumulation in coastal mollusks*. *Environmental Pollution*, 242, 1867–1875.
- **Lo, H.-S., et al.** (2018). Mechanisms of cadmium detoxification in marine molluscs: A review. *Chemosphere*, \*205\*, 114-123.
- **Mahmoud, H. H., Al-Sayed, H. A., & Al-Wedaei, K.** (2010). Growth and mortality of the topshell *Phorcus turbinatus* (Gastropoda: Trochidae) in the Gulf of Suez, Red Sea. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 36(1), 1-12.
- **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 *Monodentalineata* (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, A. M., Sarà, G., & Chemello, R.** (2008). *Temperature effects on metabolic rates in marine gastropods*. *Aquatic Biology*, 4(2), 103–110.
- **Marra, S., Coppa, A., De Lucia, G. A., & Magni, P.** (2015). Decline of *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Mollusca: Gastropoda) populations in the Gulf of Olbia (Sardinia, Italy). *Italian Journal of Zoology*, 82(2), 271–280.
- **Martins, G. M., Hawkins, S. J., Thompson, R. C., & Jenkins, S. R.** (2008). Community structure and functioning in intertidal rock pools: Effects of pool size and shore height at different successional stages. *Marine Ecology Progress Series*, 364, 43-55.

- **Martins, G. M., Jenkins, S. R., Hawkins, S. J., Neto, A. I., & Thompson, R. C.** (2017). Long-term modifications of coastal defences enhance marine biodiversity. *Environmental Conservation*, 44(2), 109–116.
- **Merrill, J. A., Kimmel, D. G., & Wilberg, M. J.** (2017). Performance of length-based assessment methods in predicting spawning potential ratios. *Fisheries Research*, 186, 362–372.
- **Middelburg, J. J.** (2010). Marine carbon biogeochemistry: A primer for earth system scientists. *Biogeosciences*, 7(7), 2027–2041.
- **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? *Hydrobiologia*, 555, 241–251.
- **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(2), 537–545.
- **Mildenberger, T. K., Taylor, M. H., & Wolff, M.** (2017). TropFishR: An R package for fisheries analysis using length frequency data. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(11), 1520–1527.
- **Mildenberger, T. K.** (2019). Improvements in ELEFAN methods for length-frequency analysis of fish populations. *Fisheries Research*, 216, 123–131.
- **Moore, P., Hawkins, S. J., & Thompson, R. C.** (2011). *Role of biological habitat amelioration in altering the responses of rocky shore species to climate change*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400(1–2), 302–313.
- **Moran, P. A. P.** (1950). Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika*, 37(1–2), 17–23.

- **Moreno, C. A., Sutherland, J. P., & Jara, H. F.** (1984). Man as a predator in the intertidal zone of southern Chile. *Oikos*, 42(2), 155–160.
- **Morrison, L., Feely, M., & Stengel, D. B.** (2017). Seasonal variations of heavy metals in marine macroalgae from western Ireland. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 471–480.
- **Munro, J. L.** (1984). Growth, mortality and recruitment of commercially important fishes and the effect of fishing pressure. In J. L. Munro (Ed.), *Caribbean coral reef fishery resources* (pp. 208–234). ICLARM Studies and Reviews 7.
- **N’Guessan, Y. M., Probst, J.-L., & Bur, T.** (2016). Trace metal fractionation and bioavailability in stream sediments impacted by mining and agricultural activities: A case study in a gold mining region in Côte d’Ivoire. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(3), 1–19.
- **Nakin, M. D. V., & McQuaid, C. D.** (2014). Effects of human exclusion from the rocky intertidal in the Fish River Estuary, South Africa. *African Journal of Marine Science*, 36(4), 499–510.
- **Nakin, M. D. V., McQuaid, C. D., & Griffiths, C. L.** (2014). Intertidal harvesting of *Patella argenvillei* and *P. granatina* along the South African coast. *African Journal of Marine Science*, 36(4), 499–508.
- **Nakin, M. D. V., & McQuaid, C. D.** (2016). Effects of marine protected areas on exploited limpet populations. *African Journal of Marine Science*, 38(1), 117–126.
- **Nash, W. J.** (1993). Trochus. In *Nearshore marine resources of the South Pacific* (pp. 451–496). Forum Fisheries Agency.
- **Nelson, G. A.** (2018). *fish methods: Fishery science methods and models*. R package version 1.11-0. <https://CRAN.R-project.org/package=fishmethods>
- **Newell, R. C.** (1989). *Adaptations of intertidal molluscs to environmental stress*. *Journal of Molluscan Studies*, \*55\*(2), 165–177.

- **Núñez, J. D., García, C. B., & Pérez, C. D.** (2003). Long-term decline of *Patella vulgata* populations in the Canary Islands. *Biological Conservation*, *110*(2), 191-199.
- **O’Sullivan, D., & Unwin, D. J.** (2010). *Geographic information analysis* (2nd ed.). Wiley.
- **Oliva, D., & Castilla, J. C.** (1986). The effect of human exclusion on the population structure of key-hole limpets *Fissurellacrassa* and *Fissurellalimbata* in the marine intertidal zone. *Marine Ecology Progress Series*, *30*, 119-127.
- **Osei, K.** (2020). Morphometric predictors of tissue biomass in oysters from West African estuaries. *African Journal of Marine Science*, *42*(2), 123–131.
- **Ouazzani, N., Mandi, L., & Bouhoum, K.** (2011). *Heavy metal contamination of soils and water resources in abandoned mining areas: A case study in Morocco*. *Environmental Earth Sciences*, *62*(2), 207-216.
- **Pajuelo, J. G., & Lorenzo, J. M.** (1995). Growth and population structure of the limpet *Patella candei* (Orbigny, 1840) in the Canary Islands. *Journal of Molluscan Studies*, *61*(1), 43-53.
- **Parkington, J.** (1976). Coastal settlement between the mouths of the Berg and Olifants Rivers, Cape Province. *South African Archaeological Bulletin*, *31*(123/124), 127–140.
- **Patarnello, T., Volckaert, F. A. M. J., & Castilho, R.** (2007). Pillars of Hercules: Is the Atlantic–Mediterranean transition a phylogeographical break? *Molecular Ecology*, *16*(21), 4426–4444.
- **Pauly, D.** (1983). Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks. *FAO Fisheries Technical Paper No. 234*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- **Pauly, D.** (1984a). Fish population dynamics in tropical waters: A manual for use with programmable calculators. *ICLARM Studies and Reviews*, *8*, 325 pp.

- **Pauly, D.** (1984b). Length-converted catch curves: A powerful tool for fisheries research in the tropics (part II). *ICLARM Fishbyte*, 2(1), 17–19.
- **Pelc, R. A., Warner, R. R., Gaines, S. D., & Paris, C. B.** (2009). Detecting larval export from marine reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(43), 18266–18271.
- **Peña, J. A., González, J. A., & Santana, J. I.** (1996). Hydrocarbon contamination in *Phorcus atratus* (Gastropoda: Trochidae) from Tenerife (Canary Islands). *Marine Pollution Bulletin*, 32(8-9), 654–659.
- **Peña, M. A., Katsev, S., Oguz, T., & Gilbert, D.** (2014). Modeling dissolved oxygen dynamics and hypoxia. *Biogeosciences*, 7(3), 933–957.
- **Poulson, E., Hansen, J., & Larsen, S.** (2019). *Environmental factors affecting metal solubility and bioaccumulation in marine gastropods*. *Journal of Marine Biology*, 38(4), 256–270.
- **Prendergast, J. P., Schöne, B. R., & Mertz-Kraus, R.** (2013). Oxygen isotope analysis of *Phorcus turbinatus* (Gastropoda) shells as a proxy for sea surface temperature in the central Mediterranean: A case study from Malta. *Chemical Geology*, 345, 77–86.
- **Preston, S. J., & Roberts, D.** (2007). Variation in shell morphology of *Calliostomazizyphinum* (Gastropoda: Trochidae). *Journal of Molluscan Studies*, 73(1), 101–104.
- **Primost, M. A., Gil, M. N., Esteves, J. L., & Pignata, M. L.** (2017). Trace metals in the marine environment: Evaluation and source identification of contamination in the coastal area of Mar del Plata, Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), 420–427.
- **Prince, J. D.** (2017). The barefoot ecologist's guide to fisheries management. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(1), 1–16.
- **Quinn, T. J., & Deriso, R. B.** (1999). *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press.

- **R Core Team.** (2018). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- **R Core Team.** (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing.
- **Rabaoui, L., Turki, S., & El Zrelli, R.** (2013). Bioaccumulation and seasonal variation of heavy metals in tissues of *Donax trunculus* and *Venus gallina* (bivalves) from the Gulf of Gabès (Tunisia). *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(7), 5393–5406.
- **Raffaelli, D.** (1999). *Ecology of coastal ecosystems*. Cambridge University Press.
- **Rahim, K. A., Othman, R., & Yusof, M. S. M.** (2012). Condition index and biochemical composition of *Anadara granosa* (Linnaeus) from intertidal mudflats of Peninsular Malaysia. *Journal of Biological Sciences*, 12(5), 301–308.
- **Rainbow, P. S.** (2007). *Trace metal bioaccumulation: Models, metabolic availability and toxicity*. *Environment International*, 33(4), 576–582.
- **Rakitin, A., & Kramer, D. L.** (1996). Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Marine Ecology Progress Series*, 131, 97–113.
- **Ramírez, R., Tuya, F., & Haroun, R. J.** (2005). Vertical zonation patterns of rocky intertidal communities along the Atlantic coast of the eastern Canary Islands. *Scientia Marina*, 69(4), 595–607.
- **Ramírez, R., Tuya, F., & Haroun, R. J.** (2009). Effects of human pressure on populations of the limpet *Patella candei* in the Canary Islands. *Fisheries Research*, 97(1–2), 56–61.
- **Ramos, E., Riera, R., & Otero-Ferrer, F.** (2015). Human impacts on intertidal mollusks in the Ría de Vigo (NW Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 93(1–2), 235–242.

- **Reimchen, T. E.** (1982). Shell size divergence in *Littorina mariae* and *L. obtusata* and predation by crabs. *Canadian Journal of Zoology*, 60(4), 687-695.
- **Richir, J., & Gobert, S.** (2014). Trace elements in marine environments: Occurrence, threats and monitoring with special focus on the European seas. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(3), 664–679.
- **Richir, J., & Gobert, S.** (2015). Metal bioaccumulation and trophic transfer in marine ecosystems: Monitoring of trace elements in marine organisms. *Marine Environmental Research*, 108, 29–45.
- **Riera, R., Delgado, J. D., & Moro, L.** (2016). Long-term monitoring of the intertidal biota on human-made structures. *Marine Environmental Research*, 122, 141–149.
- **Ritohardoyo, S.** (2016). *Spatial distribution patterns of intertidal mollusks in response to environmental gradients*. *Journal of Coastal Research*, 32(4), 789-801.
- **Rius, M., & Cabral, H.** (2004). Human harvesting impacts on managed areas: Ecological effects of shellfish harvesting on *Mytilus galloprovincialis* (Mollusca: Bivalvia) populations. *Biological Conservation*, 119(2), 205–214.
- **Rochette, S., Ruesink, J. L., & Dumbauld, B. R.** (2005). *Intertidal mollusks as indicators of ecosystem health: Linking growth rates to environmental stressors*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 318(2), 187–209.
- **Root, T. L., Price, J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C., & Pounds, J. A.** (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421(6918), 57-60.
- **Roy, K., Collins, A. G., Becker, B. J., Begovic, E., & Engle, J. M.** (2003). Anthropogenic impacts and historical decline in body size of rocky intertidal gastropods in southern California. *Ecology Letters*, 6(3), 205–211.

- **Royal Geographical Society.** (2017). *Nearest neighbour analysis*.
- **Rubal, M., Veiga, P., & Cacabelos, E.** (2014). Factors affecting distribution of macroalgae on the northern Portuguese coast. *Marine Environmental Research*, 93, 90-97.
- **Rudd, M. B., & Thorson, J. T.** (2017). Integrating data from multiple surveys with varying sampling designs to estimate relative abundance: A novel application of the Linear Mixed Effects Model. *FisheriesResearch*, 186, 348-359.
- **Rudd, M. B.** (2018). Accounting for variable recruitment and fishing mortality in length-based stock assessments for data-limited fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(7), 1019-1035.
- **Rudd, M. B.** (2019). *LIME: Length-based Integrated Mixed Effects*. R package version
- **Sagarin, R. D., Barry, J. P., Gilman, S. E., & Baxter, C. H.** (2007). Climate-related change in an intertidal community over short and long time scales. *Ecological Monographs*, 77(3), 349–361.
- **Sakan, S. M., Đorđević, D. S., Manojlović, D. D., & Predrag, P. S.** (2009). *Assessment of heavy metal pollutants accumulation in the Tisza river sediments*. *Journal of Environmental Management*, 90(11), 3382-3390.
- **Samar, A., Benkdad, A., & Bounoua, L.** (2022). Spatial point pattern analysis in ecology: A review of methods and applications. *Ecological Informatics*, \*68\*, 101533.
- **Sánchez-Hernández, J. C.** (2000). *Trace metal accumulation in marine invertebrates: A synthesis of field and laboratory studies*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46(1), 1–16
- **Schaefer, J., Forter, M., & Blanc, G.** (2011). *Seasonal variations of trace metals in coastal waters: A case study from the Mediterranean*. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1786–1798.
- **Scheffer, M., Carpenter, S., & de Young, B.** (2005). Cascading effects of overfishing marine systems. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(11), 579–581.

- **Schifano, G.** (1983). The *Patella turbinata* (Gastropoda: Patellidae) reproductive cycle in the Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 75(2-3), 169–172.
- **Schneider, A. R., Ponthieu, M., Cancès, B., Conreux, A., & Morvan, X.** (2010). *Metal fractionation in soils and assessment of environmental contamination in Valencian wetlands*. *Environmental Science and Pollution Research*, 17(4), 908-919.
- **Schwamborn, R., Ferreira, B. P., & Ekau, W.** (2018). How reliable are length-frequency data for age determination in tropical fish? A bootstrap approach to evaluate ageing error and sample size effects using *Lutjanus jocu* (Perciformes: Lutjanidae) as a case study. *FisheriesResearch*, 204, 314-324.
- **Schwamborn, R., Mildenerger, T. K., & Taylor, M. H.** (2018). fishboot: An R package for bootstrapped stock assessment using length-frequency data. *Fisheries Research*, 206, 15–23.
- **Schwamborn, R., Ferreira, B. P., & Ekau, W.** (2019). The importance of large individuals for growth estimation: A bootstrap approach to evaluate ageing error and sample size effects in *Lutjanus analis* (Perciformes: Lutjanidae). *FisheriesResearch*, 211, 348-358.
- **Scrucca, L.** (2013). GA: A package for genetic algorithms in R. *Journal of Statistical Software*, 53(4), 1–37.
- **Seed, R., & Suchanek, T. H.** (1992). *Population and community ecology of Mytilus*. In E. M. Gosling (Ed.), *The mussel Mytilus: Ecology, physiology, genetics and culture* (pp. 87-169). Elsevier Science.
- **Seuront, L., Nicastro, K. R., Zardi, G. I., & Goberville, E.** (2012). *Decreased thermal tolerance under recurrent heat stress conditions explains summer mass mortality of the blue mussel Mytilus edulis*. *Scientific Reports*, 2(1), 1–8.

- **Shears, N. T., Kushner, D. J., Katz, S. L., & Gaines, S. D.** (2012). Reconciling conflict between the direct and indirect effects of marine reserve protection. *Environmental Conservation*, 39(4), 357-366.
- **Shepard, D.** (1968). A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data. *Proceedings of the 1968 ACM National Conference*, 517-524.
- **Shurlock, T., et al.** (2017). Growth-survival trade-offs in wild populations: A meta-analysis of environmental and phenotypic drivers. *Journal of Animal Ecology*, 86(4), 846-856.
- **Siegfried, W. R.** (1994). Rocky shores: Exploitation in Chile and South Africa. *Springer Science & Business Media*.
- **Silva, A., & Meneses, E.** (1921). *Fauna malacológica do arquipélago da Madeira* [Malacological fauna of the Madeira archipelago]. Tipografia Esperança.
- **Slipke, J. W., Maccina, M. J., & Stimpert, M. R.** (2002). Fisheries management: A manual for still-water coarse fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 9(1), 65-66.
- **Smith, J., Brown, K. M., & Ellis, J. C.** (2018). Seasonal variations in intertidal gastropod biomass: Identifying hotspots and ecological drivers. *Marine Ecology Progress Series*, 589, 105-120.
- **Smith, J. A., Brown, K. M., & Ellis, J. C.** (2020). Habitat complexity drives aggregation behaviors in intertidal gastropods. *Marine Ecology Progress Series*, 644, 89-102.
- **Snedecor, G. W., & Cochran, W. G.** (1967). *Statistical methods* (6th ed.). Iowa State University Press.
- **Somero, G. N.** (2002). Thermal physiology and vertical zonation of intertidal animals: Optima, limits, and costs of living. *Integrative and Comparative Biology*, 42(4), 780-789.

- **Sousa, R., Vasconcelos, J., Henriques, P., & Delgado, J.** (2017). Growth and reproduction of the limpet *Patella aspera* (Röding, 1798) in the northeastern Atlantic. *Journal of SeaResearch*, 119, 24-31.
- **Sousa, R., Henriques, P., Vasconcelos, J., Pinto, A. R., & Delgado, J.** (2017). First economic valuation of the commercial limpets *Patella aspera* and *Patella candei* in the Macaronesian region (NE Atlantic). *FisheriesResearch*, 186, 577-581.
- **Sousa, R., Vasconcelos, J., Henriques, P., & Delgado, J.** (2018). Life-history traits of *Phorcussauciatus* (Gastropoda: Trochidae) in a coastal upwelling system. *Marine Ecology Progress Series*, 589, 143-155.
- **Sousa, R., Vasconcelos, J., Henriques, P., Pinto, A. R., & Delgado, J.** (2018). *Patella* spp. (Gastropoda: Patellidae) as sentinel species for monitoring coastal contamination: A review. *EcologicalIndicators*, 95, 772–780.
- **Sousa, R.** (2019). *Ecological and conservation aspects of Phorcussauciatus in the Madeira archipelago* [Unpublished manuscript]. Regional Directorate of Fisheries of Madeira.
- **Sousa, R., Henriques, P., Vasconcelos, J., & Pinto, A. R.** (2019). Long-term changes in the harvest of *Patella* spp. in the Azores. *FisheriesResearch*, 210, 23-30.
- **Sousa, R., Vasconcelos, J., Henriques, P., & Delgado, J.** (2019). Assessing the effects of harvesting on the *Patella aspera* populations: A case study from Portugal. *Marine EnvironmentalResearch*, 151, 104777.
- **Sousa, R., Vasconcelos, J., Henriques, P., & Delgado, J.** (2019). Population dynamics and fishery potential of *Phorcussauciatus* (Gastropoda: Trochidae) in the northeastern Atlantic. *FisheriesResearch*, 210, 171-179.
- **Southward, A. J., Hawkins, S. J., & Burrows, M. T.** (1995). Seventy years' observations of changes in distribution and abundance of zooplankton and intertidal organisms in the western English Channel in relation to rising sea temperature. *Journal of Thermal Biology*, 20(1-2), 127-155.

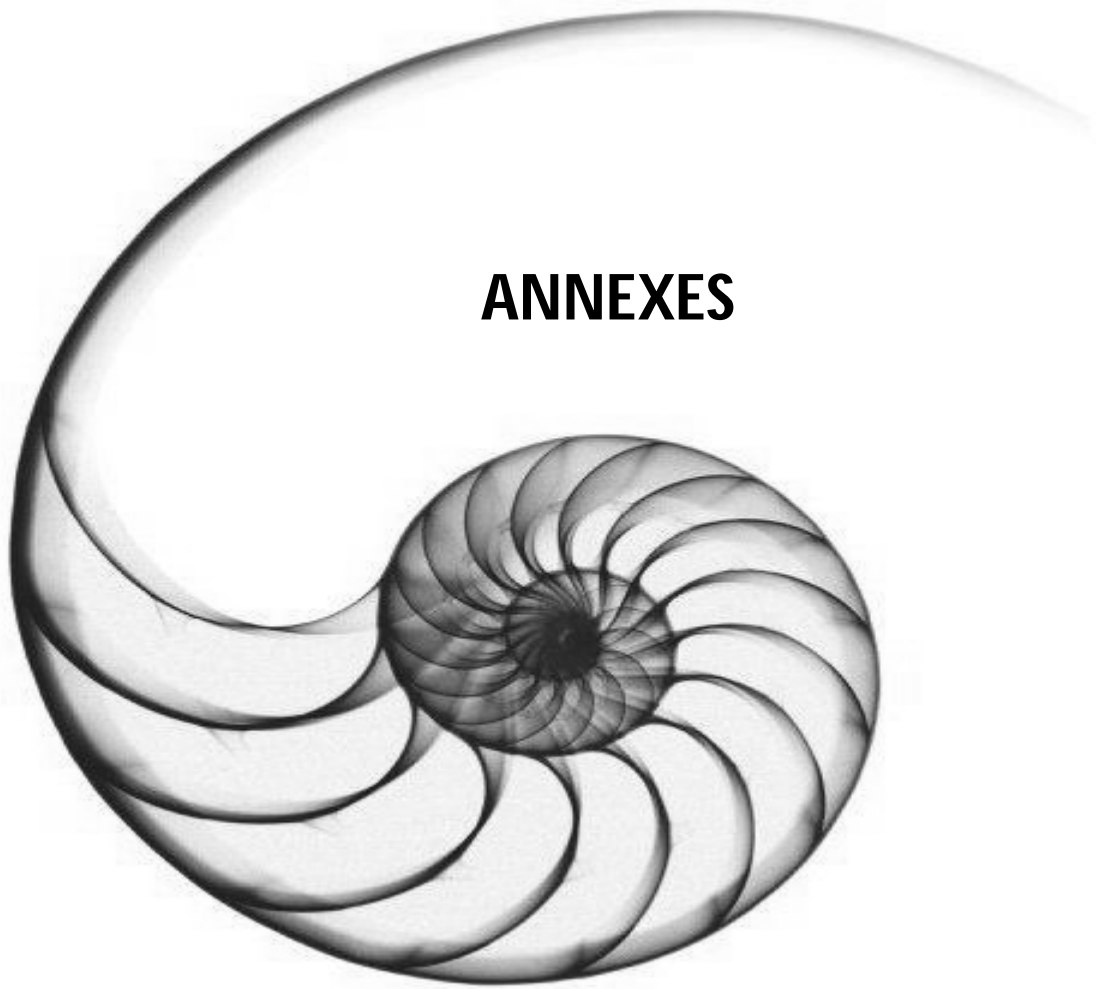
- **Southward, A. J., Langmead, O., Hardman-Mountford, N. J., Aiken, J., Boalch, G. T., Dando, P. R., Genner, M. J., Joint, I., Kendall, M. A., Halliday, N. C., Harris, R. P., Leaper, R., Mieszkowska, N., Pingree, R. D., Richardson, A. J., Sims, D. W., Smith, T., Walne, A. W., & Hawkins, S. J.** (2005). Long-term oceanographic and ecological research in the western English Channel. *Advances in Marine Biology*, *47*, 1-105.
- **Sow, E. M.** (2018). Évaluation de la qualité physico-chimique des eaux de surface dans la région de Dakar (Sénégal). *European Scientific Journal*, *14*(9), 1857–7881.
- **Spanos, T., Koutroubas, S. D., & Kalivas, D. P.** (2014). Assessing soil contamination using heavy metal thresholds and metal pollution indices. *Environmental Monitoring and Assessment*, *186*, 7633–7642
- **Stearns, S. C.** (1992). *The Evolution of Life Histories*. Oxford University Press.
- **Steele, S. L., Mulvey, P., & Williams, G. A.** (2012). Salinity fluctuations shape growth and shell morphology in intertidal gastropods. *Marine Biology*, *159*(9), 2003–2012.
- **Sternberg, R. W., Ogston, A. S., & Johnson, R.** (2011). The influence of temperature on sediment transport in estuaries. *Continental Shelf Research*, *31*(10), S54-S63.
- **Stimson, J.** (1973). The role of the territory in the ecology of the intertidal limpet *Lottia gigantea*. *Ecology*, *54*(5), 1020–1030.
- **Sultana, S., Al-Mamun, A., & Hossain, M. B.** (2022). Application of length-based Bayesian biomass estimation (LBB) method for assessing the stock status of marine fishes in the Bay of Bengal. *Regional Studies in Marine Science*, *52*, 102302.
- **Tamasi, G., & Cini, R.** (2004). Heavy metals in drinking waters from Mount Amiata (Tuscany, Italy). Possible risks from arsenic for public health in the province of Siena. *Science of the Total Environment*, *327*(1–3), 41–51.

- **Taylor, M. H., & Mildenberger, T. K.** (2017). Extending the R package TropFishR for fish stock assessment using length-frequency data. *PLoS ONE*, *12*(1), e0171076.
- **Templado, J., & Rolán, E.** (2012). *Los moluscos marinos de España y Portugal*. Ediciones Omega.
- **Thompson, R. C., Crowe, T. P., & Hawkins, S. J.** (2002). Rocky intertidal communities: Past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environmental Conservation*, *29*(2), 168–191.
- **Thorson, G.** (1950). Reproductive and larval ecology of marine bottom invertebrates. *Biological Reviews*, *25*(1), 1–45.
- **Thorson, J. T., Cope, J. M., & Patrick, W. S.** (2015a). Assessing the quality of life history information in publicly available databases. *Ecological Applications*, *25*(3), 716-726.
- **Tomczak, M., Morais, P., & Pita, C.** (2017). The relationship between temperature and salinity in coastal waters. *Journal of Marine Systems*, *173*, 1-8.
- **Torrejón-Magallanes, J.** (2020). *sizeMat: Estimate the size at sexual maturity*. R package version 1.1.0. <https://CRAN.R-project.org/package=sizeMat>.
- **Turekian, K. K., & Wedepohl, K. H.** (2006). *Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust*. Geological Society of America Bulletin, *72*(2), 175-192.
- **Turekian, K. K., Cochran, J. K., & Nozaki, Y.** (2006). The behavior of metals in marine environments. *Marine Chemistry*, *100*(1-2), 1-24.
- **Turrero, P., Galindo, J., & González, J. A.** (2014). Long-term trends in the exploitation of *Patella* spp. in Asturias (N. Spain). *Fisheries Research*, *150*, 20-26.

- **Underwood, A. J., Denley, E. J., & Moran, M. J.** (1993). Exploitation of intertidal grazers: Effects on abundances and species composition. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 73(3), 257–275.
- **Underwood, A. J.** (1997). *Ecology of intertidal zones: Competition and community structure*. Academic Press.
- **Underwood, A. J.** (1999). *Physical disturbances and their direct effect on an indirect effect: Responses of an intertidal assemblage to a severe storm*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 232(1), 125-140.
- **UNEP/IAEA/FAO.** (1984). *Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter*. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 11. United Nations Environment Programme, International Atomic Energy Agency, and Food and Agriculture Organization.
- **UNEP/MAP/MED POL.** (2020). *Assessment of nutrient management practices in the Mediterranean region*. United Nations Environment Programme.
- **UNESCO.** (1994). *Protocol for the Joint GEF/UNDP/IMO Study: Global Investigation of Pollution in the Marine Environment (GIPME)*. Intergovernmental Oceanographic Commission.
- **Urdu, S., Goudemand, N., Bucher, H., & Galfetti, T.** (2010). Allometric analysis of shell growth in early mollusks: Implications for morphological and ecological evolution. *Palaeontology*, 53(4), 847–866.
- **USEPA.** (2020). *National Recommended Water Quality Criteria - Aquatic Life Criteria Table*. United States Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>
- **Von Bertalanffy, L.** (1938). A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws II). *Human Biology*, 10(2), 181–213.

- **Walsh, J. J., Steidinger, K. A., Haddad, K. D., & Richardson, W.** (1995). The role of nutrients in regulating phytoplankton blooms in Florida Bay. *Bulletin of Marine Science*, 57(3), 771–787.
- **Wang, W. X., & Ke, C.** (2002). Dominance of dietary intake of cadmium and zinc by two marine predatory gastropods. *Aquatic Toxicology*, 56(3), 153–165.
- **Wang, Y., Chen, Y., & Ren, J.** (2020). Performance of length-based Bayesian biomass estimation for data-limited fisheries stock assessment: A case study for small yellow croaker (*Larimichthys polyactis*) in the Yellow Sea. *Fisheries Research*, 230, 105663.
- **Wang, Y., Yang, Z., Shen, Z., & Tang, Z.** (2015). Assessment of heavy metals in sediments from a typical catchment of the Yangtze River, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(7), 421.
- **Wang, Y., Liang, C., & Xian, W.** (2021). A review of length-based methods for estimating fisheries reference points. *Acta Oceanologica Sinica*, 40(2), 1-12.
- **Weigand, A.M., Jochum, A., Pfenninger, M., Steinke, D., & Klusmann-Kolb, A.** (2013). A new approach to an old conundrum—DNA barcoding sheds new light on phenotypic plasticity and morphological stasis in microsnailes (Gastropoda, Pulmonata, Carychiidae). *Molecular Ecology Resources*, 13(2), 218-232.
- **Wickham, H., Hester, J., & Chang, W.** (2018). devtools: Tools to make developing R packages easier. R package version 2.0.1. <https://CRAN.R-project.org/package=devtools>
- **Williams, E. E.** (1956). *Sexual differentiation in intertidal mollusks*. *Biological Bulletin*, 111(2), 224–237.
- **Williams, G. A., & Morrill, D.** (1995). Habitat partitioning and thermal tolerance in a tropical limpet. *Marine Ecology Progress Series*, \*124\*, 89–103.

- **Yang, R., Ye, Z., Li, D., Zhang, X., Wang, H., & Fan, Y.** (2014). A comparison of heavy metal accumulation by five species of bivalves from the Bohai Sea, China. *Marine Pollution Bulletin*, 87(1–2), 206–211.
- **Yesner, D. R.** (1934). Maritime hunter-gatherers: Ecology and prehistory. *Current Anthropology*, 21(6), 727–750.
- **Yonvitner, Y.** (2021). Climate change impacts on small-scale fisheries and adaptation strategies in Indonesia. *Marine Policy*, 132, 104689.
- **Yue, T., Zhang, C., Li, L., & Liu, Y.** (2020). Length-based Bayesian biomass model (LBB): a case study for Chinese small yellow croaker. *Peer J*, 8, e8849.
- **Zaidi, A., Bradai, M. N., & Rabaoui, L.** (2022). Bioaccumulation patterns of trace metals in marine organisms and implications for food safety in the Gulf of Gabès (southern Tunisia). *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 24198–24211.
- **Zann, L. P.** (1996). State of the marine environment report for Australia: The marine environment. *Technical Annex 1*, Department of Environment, Sport and Territories.
- **Zhang, J., & Liu, C. L.** (2002). *Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China—Weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54(6), 1051-1070.
- **Zorita, I., Apraiz, I., Ortiz-Zarragoitia, M., & Cancio, I.** (2017). Biomarkers of pollution effects in marine invertebrates: A review. *Environmental Research*, 155, 1–14.



# **ANNEXES**

## ANNEXES

### Codes R utilisés pour l'analyse de la dynamique de population et l'évaluation des stocks de *Phorcus turbinatus*.

```
library(devtools)
library(parallel)
library(TropFishR)
library(fishboot)
library(ks)
library(fishmethods) -----
```

#### 1. Paramètres initiaux de l'analyse

```
# Loading data and specifying species =====
setwd("C:/Users/MICHY/Dropbox (Personal)/PhD/Data/R analysis/Growth
thesis")
lfq1 = read.csv("lfq1.csv")
lfq1$date = as.Date(lfq1$Month, format = "%d.%m.%Y")
species = levels(lfq1$Species)
Cana = lfq1[lfq1$Species== species[1],]
Gibb = lfq1[lfq1$Species== species[2],]
Pag = lfq1[lfq1$Species== species[3],]
# 1.2 Changing the date format to that of R =====
Pag$date = as.Date(Pag$Month, format = "%d.%m.%Y")
Cana$date = as.Date(Cana$Month, format = "%d.%m.%Y")
Gibb$date = as.Date(Gibb$Month, format = "%d.%m.%Y")
# 1.3 Creating a length frequency data =====
lfq1Pag <- lfqCreate(data = Pag, Lname = "TL.cm.", Dname = "date")
lfq1Cana <- lfqCreate(data = Cana, Lname = "TL.cm.", Dname = "date" )
lfq1Gibb <- lfqCreate(data = Gibb, Lname = "TL.cm.", Dname = "date") 146
# 1.4 Adjusting bin size =====
lfq1Pag1 <- lfqModify(lfq1Pag, bin_size = 2)
lfq1Cana1 <- lfqModify(lfq1Cana, bin_size = 2)
lfq1Gibb1 <- lfqModify(lfq1Gibb, bin_size = 2)
# 1.5 Restructure data =====
lfq1Pagbin <- lfqRestructure(lfq1Pag1, MA = 7, addl.sqrt = FALSE)
lfq1Canabin <- lfqRestructure(lfq1Cana1, MA = 7, addl.sqrt = FALSE)
lfq1Gibbbin <- lfqRestructure(lfq1Gibb1, MA = 7, addl.sqrt = FALSE)
# 1.6 Plot raw and restructured LFQ data =====
opar<- par(mfrow = c(2,1), mar = c(2,5,2,3), oma = c(2,0,0,0))
plot(lfq1Pagbin, Fname = "catch", date.axis = "modern", labels("Pagrus
caeruleostictus"))
plot(lfq1Pagbin, Fname = "rcounts", date.axis = "modern")
plot(lfq1Canabin, Fname = "catch", date.axis = "modern", head("Dentex
canariensis"))
plot(lfq1Canabin, Fname = "rcounts", date.axis = "modern")
plot(lfq1Gibbbin, Fname = "catch", date.axis = "modern", head("Dentex
gibbosus"))
plot(lfq1Gibbbin, Fname = "rcounts", date.axis = "modern")
```

```
par(opar)
```

## 2 – Estimation des paramètres de croissance par la méthode ELEFAN\_GA avec bootstrap complet

```
===== ELEFAN_GA =====
# 2.1 full bootstrap =====
t1 <- Sys.time()
PagGABoot<- ELEFAN_GA_boot(lfq=lfq1Pag1, MA = 7, seasonalised =
TRUE, up_par = list(Linf = 60, K = 1, t_anchor = 1, C = 1, ts = 1),
low_par = list(Linf = 40, K = 0.1, t_anchor = 0, C = 0, ts = 0),
popSize = 100, maxiter = 50, run = 10, pmutation = 0.2, nresamp = 1000,
parallel = TRUE, no_cores = detectCores()-1, seed = NULL, resample = TRUE)
t2 <- Sys.time()
t2 - t1
t1 <- Sys.time()
CanaGABoot<- ELEFAN_GA_boot(lfq=lfq1Cana1, MA = 7, seasonalised =
TRUE, up_par = list(Linf = 100, K = 1, t_anchor = 1, C = 1, ts = 1),
low_par = list(Linf = 50, K = 0.1, t_anchor = 0, C = 0, ts = 0),
popSize = 100, maxiter = 50, run = 10, pmutation = 0.2, nresamp = 1000,
parallel = TRUE, no_cores = detectCores()-1, seed = NULL, resample = TRUE)
t2 <- Sys.time()
t2 - t1
t1 <- Sys.time()
GibbGABoot<- ELEFAN_GA_boot(lfq=lfq1Gibb1, MA = 7, seasonalised =
TRUE, up_par = list(Linf = 100, K = 1, t_anchor = 1, C = 1, ts = 1),
low_par = list(Linf = 50, K = 0.1, t_anchor = 0, C = 0, ts = 0),
popSize = 100, maxiter = 50, run = 10, pmutation = 0.2, nresamp = 1000,
parallel = TRUE, no_cores = detectCores()-1, seed = NULL, resample = TRUE)
t2 <- Sys.time()
t2 - t1
# plot results
# univariate density plot of bootstrapped pars
univariate_density(PagGABoot)
univariate_density(CanaGABoot)
univariate_density(GibbGABoot)
# VBGF by time growth curve plot
CIinfo_PagGABoot<- vbgfCI_time(res = PagGABoot, agemax = 15, CI = 95,
xlab = "Relative age (years)",ylab= "Total Length (cm)",perm.col =
adjustcolor("grey50",0.1), perm.lwd = 1,ci.col = 1, ci.lty = 2, ci.lwd = 1,
maxd.col = 1, maxd.lty = 1, maxd.lwd = 2)
CIinfo_CanaGABoot<- vbgfCI_time(res = CanaGABoot, agemax = 15, CI =
95,xlab = "Relative age (years)",ylab= "Total Length (cm)",perm.col =
adjustcolor("grey50",0.1), perm.lwd = 1,ci.col = 1, ci.lty = 2, ci.lwd = 1,
maxd.col = 1, maxd.lty = 1, maxd.lwd = 2)
CIinfo_GibbGABoot<- vbgfCI_time(res = GibbGABoot, agemax = 15, CI = 95,
xlab = "Relative age (years)",ylab= "Total Length (cm)",perm.col =
adjustcolor("grey50",0.1), perm.lwd = 1,ci.col = 1, ci.lty = 2, ci.lwd = 1,
maxd.col = 1, maxd.lty = 1, maxd.lwd = 2)
# Plot raw and restructured LFQ data with growth curves =====
plot(lfq1Pagbin, Fname = "catch", date.axis = "modern", labels("Pagrus
```

```

caeruleostictus"))
lt
<- lfqFitCurves(lfq1Pag1, par = CIinfo_PagGAbboot$max_dens,
draw = TRUE, col = "darkgreen", lty = 1, lwd=1.5)
plot(lfq1Pagbin, Fname = "rcounts",date.axis = "modern", ylim=c(10,60))
lt
<- lfqFitCurves(lfq1Pag1, par = CIinfo_PagGAbboot$max_dens,
draw = TRUE, col = "darkgreen", lty = 1, lwd=1.5)
plot(lfq1Canabin, Fname = "catch", date.axis = "modern", head("Dentex
canariensis"))
lt
<- lfqFitCurves(lfq1Cana1, par = CIinfo_CanaGAbboot$max_dens,
draw = TRUE, col = "darkgreen", lty = 1, lwd=1.5)
plot(lfq1Canabin, Fname = "rcounts",date.axis = "modern", ylim=c(10,60))
lt
<- lfqFitCurves(lfq1Cana1, par = CIinfo_CanaGAbboot$max_dens,
draw = TRUE, col = "darkgreen", lty = 1, lwd=1.5)
plot(lfq1Gibbbin, Fname = "catch", date.axis = "modern", head("Dentex
gibbosus"))
lt
<- lfqFitCurves(lfq1Pag1, par = CIinfo_PagGAbboot$max_dens,
draw = TRUE, col = "darkgreen", lty = 1, lwd=1.5)
plot(lfq1Gibbbin, Fname = "rcounts",date.axis = "modern", ylim=c(10,60))
lt
<- lfqFitCurves(lfq1Pag1, par = CIinfo_PagGAbboot$max_dens,
draw = TRUE, col = "darkgreen", lty = 1, lwd=1.5)
# 2.3 estimate longevity (tmax)
3/CIinfo_PagGAbboot$max_dens$K
3/CIinfo_CanaGAbboot$max_dens$K
3/CIinfo_GibbGAbboot$max_dens$K

```

### 3 – Estimation de la mortalité naturelle

```

Mort_PagGA<- M_empirical(Linf = CIinfo_PagGAbboot$max_dens$Linf, K_1
= CIinfo_PagGAbboot$max_dens$K, temp = 19, method = "Pauly_Linf")
Mort_CanaGA<- M_empirical(Linf = CIinfo_CanaGAbboot$max_dens$Linf,
K_1= CIinfo_CanaGAbboot$max_dens$K, temp = 19, method = "Pauly_Linf")
Mort_GibbGA<- M_empirical(Linf = CIinfo_GibbGAbboot$max_dens$Linf,
K_1= CIinfo_GibbGAbboot$max_dens$K, temp = 19, method = "Pauly_Linf")
# show results
paste("M =", as.numeric(Mort_PagGA))
paste("M =", as.numeric(Mort_CanaGA))
paste("M =", as.numeric(Mort_GibbGA))
# add to data
lfq1Pag1$M <- as.numeric(Mort_PagGA)
lfq1Pag1$Linf <- as.numeric(CIinfo_PagGAbboot$max_dens$Linf)
lfq1Pag1$K <- as.numeric(CIinfo_PagGAbboot$max_dens$K)
lfq1Cana1$M <- as.numeric(Mort_CanaGA)
lfq1Cana1$Linf <- as.numeric(CIinfo_CanaGAbboot$max_dens$Linf)
lfq1Cana1$K <- as.numeric(CIinfo_CanaGAbboot$max_dens$K)

```

```

lfq1Gibb1$M <- as.numeric(Mort_GibbGA)
lfq1Gibb1$Linf <- as.numeric(CIinfo_GibbGAboot$max_dens$Linf)
lfq1Gibb1$K <- as.numeric(CIinfo_GibbGAboot$max_dens$K)
# summarise catch matrix into vector and add plus group which is smaller than
Linf
lfq1Pag2 <- lfqModify(lfq1Pag1, vectorise_catch = TRUE, plus_group = 45)
lfq1Cana2 <- lfqModify(lfq1Cana1, vectorise_catch = TRUE, plus_group = 55)
lfq1Gibb2 <- lfqModify(lfq1Gibb1, vectorise_catch = TRUE, plus_group = 51)
# 3.2 run catch curve for FM, E and Z estimates
CC_PagGA<- catchCurve(lfq1Pag2, catch_columns = 1:ncol(lfq1Pag2$catch),
calc_ogive = TRUE, plot = TRUE)
CC_CanaGA
<-
catchCurve(lfq1Cana2,
catch_columns
1:ncol(lfq1Cana2$catch), calc_ogive = TRUE, plot = TRUE)
CC_GibbGA
<-
catchCurve(lfq1Gibb2,catch_columns
1:ncol(lfq1Gibb2$catch), calc_ogive = TRUE, plot = TRUE)
# 3.1 assign estimates to the data list
lfq1Pag2$Z <- CC_PagGA$Z
lfq1Pag2$FM <- as.numeric(lfq1Pag2$Z - lfq1Pag2$M)
lfq1Pag2$E <- lfq1Pag2$FM/lfq1Pag2$Z
lfq1Cana2$Z <- CC_CanaGA$Z
lfq1Cana2$FM <- as.numeric(lfq1Cana2$Z - lfq1Cana2$M)
lfq1Cana2$E <- lfq1Cana2$FM/lfq1Cana2$Z
lfq1Gibb2$Z <- CC_GibbGA$Z
lfq1Gibb2$FM <- as.numeric(lfq1Gibb2$Z - lfq1Gibb2$M)
lfq1Gibb2$E <- lfq1Gibb2$FM/lfq1Gibb2$Z
# Show results
paste("Z =", as.numeric(lfq1Pag2$Z))
paste("F =", as.numeric(lfq1Pag2$FM))
paste("E =", as.numeric(lfq1Pag2$E))
paste("Lc =", as.numeric(CC_PagGA$L50))
paste("tc =", as.numeric(CC_PagGA$t50))
paste("Z =", as.numeric(lfq1Cana2$Z))
paste("F =", as.numeric(lfq1Cana2$FM))
paste("E =", as.numeric(lfq1Cana2$E))
paste("Lc =", as.numeric(CC_CanaGA$L50))
paste("tc =", as.numeric(CC_CanaGA$t50))
paste("Z =", as.numeric(lfq1Gibb2$Z))
paste("F =", as.numeric(lfq1Gibb2$FM))
paste("E =", as.numeric(lfq1Gibb2$E))
paste("Lc =", as.numeric(CC_GibbGA$L50))
paste("tc =", as.numeric(CC_GibbGA$t50))
# 3.2 estimation of M/K ratio
Mort_PagGA/CIinfo_PagGAboot$max_dens$K
Mort_CanaGA/CIinfo_CanaGAboot$max_dens$K
Mort_GibbGA/CIinfo_GibbGAboot$max_dens$K

```

```
##### 4.0 STOCK SIZE AND STATUS
# 4.1 Assign LWR parameters
lfq1Pag3 <- lfq1Pag2
lfq1Pag3$b <- 2.9134
lfq1Pag3$a <- 0.0203
lfq1Cana3 <- lfq1Cana2
lfq1Cana3$b <- 2.9087
lfq1Cana3$a <- 0.0183
lfq1Gibb3 <- lfq1Gibb2
lfq1Gibb3$b <- 2.7475
lfq1Gibb3$a <- 0.0308
# 3.3 run CA
vpa_PagGA<- VPA(param=lfq1Pag3,terminalF = lfq1Pag3$FM,
catch_columns = 1:ncol(lfq1Pag3$catch),
analysis_type = "CA",plot=TRUE,
catch_corFac = (NA))
vpa_CanaGA<- VPA(param=lfq1Cana3,terminalF = lfq1Cana3$FM,
catch_columns = 1:ncol(lfq1Cana3$catch),
analysis_type = "CA",plot=TRUE,
catch_corFac = (NA))
vpa_GibbGA<- VPA(param=lfq1Gibb3,terminalF = lfq1Gibb3$FM,
catch_columns = 1:ncol(lfq1Gibb3$catch),
analysis_type = "CA",plot=TRUE,
catch_corFac = (NA))

#Stock size
sum(vpa_PagGA$annualMeanNr, na.rm = TRUE)/1e3
sum(vpa_CanaGA$annualMeanNr, na.rm = TRUE)/1e3
sum(vpa_GibbGA$annualMeanNr, na.rm = TRUE)/1e3

#sStock biomass
sum(vpa_PagGA$meanBiomassTon, na.rm = TRUE)
sum(vpa_CanaGA$meanBiomassTon, na.rm = TRUE)
sum(vpa_GibbGA$meanBiomassTon, na.rm = TRUE)

#Assigning F per length class
lfq1Pag3$FM <- vpa_PagGA$FM_calc
lfq1Cana3$FM <- vpa_CanaGA$FM_calc
lfq1Gibb3$FM <- vpa_GibbGA$FM_calc
```

#### 4 - Analyse du rendement par recrue (Yield per Recruit)

```
# 5.1 Thompson and Bell model with changes in F
TB1_PagGA <- predict_mod(lfq1Pag3,type = "ThompBell", FM_change =
seq(0,3,0.05), stock_size_1 = 1, curr.E = lfq1Pag3$E, plot = TRUE)
TB1_CanaGA <- predict_mod(lfq1Cana3,type = "ThompBell", FM_change =
seq(0,3,0.05), stock_size_1 = 1, curr.E = lfq1Cana3$E, plot = TRUE)
TB1_GibbGA <- predict_mod(lfq1Gibb3,type = "ThompBell", FM_change =
seq(0,2,0.05), stock_size_1 = 1, curr.E = lfq1Gibb3$E, plot = TRUE)
# 5.2 Thompson and Bell model with changes in F and Lc
```

```

TB2_PagGA <- predict_mod(lfq1Pag3,type = "ThompBell", Lc_change =
seq(20,50,0.1), FM_change = seq(0,3,0.1), stock_size_1 = 1, curr.E =
lfq1Pag3$E, curr.Lc = CC_PagGA$L50,s_list = list(selecType = "trawl_ogive",
L50 = CC_PagGA$L50, L75 = CC_PagGA$L75), plot = TRUE,
hide.progressbar = TRUE)
TB2_CanaGA <- predict_mod(lfq1Cana3,type = "ThompBell", Lc_change =
seq(20,50,0.1), FM_change = seq(0,3,0.1), stock_size_1 = 1, curr.E =
lfq1Cana3$E, curr.Lc = CC_CanaGA$L50,s_list = list(selecType =
"trawl_ogive",L50 = CC_CanaGA$L50, L75 = CC_CanaGA$L75), plot =
TRUE, hide.progressbar = TRUE)
TB2_GibbGA <- predict_mod(lfq1Gibb3,type = "ThompBell", Lc_change =
seq(20,50,0.1), FM_change = seq(0,2,0.1), stock_size_1 = 1, curr.E =
lfq1Gibb3$E, curr.Lc = CC_GibbGA$L50,s_list = list(selecType =
"trawl_ogive", L50 = CC_GibbGA$L50, L75 = CC_GibbGA$L75), plot =
TRUE, hide.progressbar = TRUE)
par<- par(mfrow = c(2,1), mar = c(4,5,2,4.5), oma = c(1,0,0,0))
plot(TB1_PagGA, mark = TRUE)
mtext("(a)", side = 3, at = -0.1, line = 0.6)
plot(TB2_PagGA, type = "Isopleth", xaxis1 = "FM", mark = TRUE, contour =
6)
mtext("(b)", side = 3, at = -0.1, line = 0.6)
plot(TB1_CanaGA, mark = TRUE)
mtext("(a)", side = 3, at = -0.1, line = 0.6)
plot(TB2_CanaGA, type = "Isopleth", xaxis1 = "FM", mark = TRUE, contour
= 6)
mtext("(b)", side = 3, at = -0.1, line = 0.6)
plot(TB1_GibbGA, mark = TRUE)
mtext("(a)", side = 3, at = -0.1, line = 0.6)
plot(TB2_GibbGA, type = "Isopleth", xaxis1 = "FM", mark = TRUE, contour
= 6)
mtext("(b)", side = 3, at = -0.1, line = 0.6)
par(par)
# Biological reference levels
TB1_PagGA$df_Es
TB1_CanaGA$df_Es
TB1_GibbGA$df_Es
# Current yield and biomass levels
TB1_PagGA$currents
TB1_CanaGA$currents
TB1_GibbGA$currents

```

## 5 – L'estimation de la taille à la première maturité sexuelle chez *Phorcus turbinatus*

```

# Loading data and specifying species =====
setwd("C:/Users/MICHY/Dropbox(Personal)/PhD/Data/Ranalysis/Reproducti
on")
Mat_Sparids = read.csv("Mat_Sparids.csv")
Mat_Sparids$date = as.Date(Mat_Sparids$Month, format = "%d.%m.%Y")
species = levels(Mat_Sparids$Species)
Cana = Mat_Sparids[Mat_Sparids$Species== species[1],]
Gibb = Mat_Sparids[Mat_Sparids$Species== species[2],]

```

```

Pag = Mat_Sparids[Mat_Sparids$Species== species[3],]
# Changing the date format to that of R =====
Pag$date = as.Date(Pag$Month, format = "%d.%m.%Y")
Cana$date = as.Date(Cana$Month, format = "%d.%m.%Y")
Gibb$date = as.Date(Gibb$Month, format = "%d.%m.%Y")
# specifying sex
sex = levels(Pag$Sex)
PagM = Pag[Pag$Sex== sex[5],]
PagF = Pag[Pag$Sex== sex[2],]
sex = levels(Cana$Sex)
CanaM = Cana[Cana$Sex== sex[5],]
CanaF = Cana[Cana$Sex== sex[2],]
sex = levels(Gibb$Sex)
GibbM = Gibb[Gibb$Sex== sex[5],]
GibbF = Gibb[Gibb$Sex== sex[2],]
library(sizeMat)
library(FSA)
# Bayesian regression
PagM_ogive_bayes = gonad_mature(PagM, varNames = c("TL.cm.",
"Ripeness"), inmName = "Immature", matName = "Mature", method = "bayes",
niter = 999)
print(PagM_ogive_bayes)
plot(PagM_ogive_bayes, xlab = "Total length (cm)", ylab = "Proportion
mature", col = c("blue", "red"), xlim=c(15,50),onlyOgive = TRUE)
legend("bottomright",c("L50","CI = 95%"), lwd=3, col=c("red","blue"), lty=3,
bty="n")
mtext("Males", side = 3, at = 20, line = 0.6)
PagF_ogive_bayes = gonad_mature(PagF, varNames = c("TL.cm.",
"Ripeness"), inmName = "Immature", matName = "Mature", method = "bayes",
niter = 999)
print(PagF_ogive_bayes)
plot(PagF_ogive_bayes, xlab = "Total length (cm)", ylab = "Proportion
mature", col = c("blue", "red"), xlim=c(15,50),onlyOgive = TRUE)
legend("bottomright",c("L50","CI = 95%"), lwd=3, col=c("red","blue"), lty=3,
bty="n")
mtext("Females", side = 3, at = 20, line = 0.6)
CanaM_ogive_bayes = gonad_mature(CanaM, varNames = c("TL.cm.",
"Ripeness"), inmName = "Immature", matName = "Mature", method = "bayes",
niter = 999)
print(CanaM_ogive_bayes)
plot(CanaM_ogive_bayes, xlab = "Total length (cm)", ylab = "Proportion
mature", col = c("blue", "red"), xlim=c(20,60),ylim=c(0.0,1.0),onlyOgive =
TRUE)
legend("bottomright",c("L50","CI = 95%"), lwd=3, col=c("red","blue"), lty=3,
bty="n")
mtext("Males", side = 3, at = 20, line = 0.6)
CanaF_ogive_bayes = gonad_mature(CanaF, varNames = c("TL.cm.",
"Ripeness"), inmName = "Immature", matName = "Mature", method = "bayes",
niter = 999)
print(CanaF_ogive_bayes)

```

```

plot(CanaF_ogive_bayes, xlab = "Total length (cm)", ylab = "Proportion
mature", col = c("blue", "red"), xlim=c(20,60),onlyOgive = TRUE)
legend("bottomright",c("L50","CI = 95%"), lwd=3, col=c("red","blue"), lty=3,
btty="n")
mtext("Females", side = 3, at = 20, line = 0.6)
GibbM_ogive_bayes = gonad_mature(GibbM, varNames = c("TL.cm.",
"Ripeness"), inmName = "Immature", matName = "Mature", method = "bayes",
niter = 999)
print(GibbM_ogive_bayes)
plot(GibbM_ogive_bayes, xlab = "Total length (cm)", ylab = "Proportion
mature", col = c("blue", "red"), xlim=c(20,70),onlyOgive = TRUE)
legend("bottomright",c("L50","CI = 95%"), lwd=3, col=c("red","blue"), lty=3,
btty="n")
mtext("Males", side = 3, at = 20, line = 0.6)
GibbF_ogive_bayes = gonad_mature(GibbF, varNames = c("TL.cm.",
"Ripeness"), inmName = "Immature", matName = "Mature", method = "bayes",
niter = 999)
print(GibbF_ogive_bayes)
plot(GibbF_ogive_bayes, xlab = "Total length (cm)", ylab = "Proportion
mature", col = c("blue", "red"),xlim=c(20,70), onlyOgive = TRUE)
legend("bottomright",c("L50","CI = 95%"), lwd=3, col=c("red","blue"), lty=3,
btty="n")
mtext("Females", side = 3, at = 20, line = 0.6)
par()

```

## 6 – Réglages des tests pour l'optimisation de l'algorithme de calibration du modèle

– Settings for the Fit Algorithm on a Server with an Intel CORE I5

Processor

Fit algorithm

Search settings for the fit algorithm

(P. caeruleostictus / D. canariensis / D.

gibbosus)

ELEFAN\_GA\_boot

popSize 100

maxiter 50

run 30

pmutation 0.2

Bootstrap runs/ nresamp 1000

Bootstrap.time (min.) 163 / 211 / 259



## Application of binary statistical model for the environmental risk assessment of metal contamination through aquatic organisms

Soumia Ferroudj<sup>a,\*</sup>, Sabrine Boucetta<sup>b,c,\*</sup>, Zouina Doukha<sup>d</sup>, Soumia Kharfouchi<sup>e,\*</sup>, Mohamed Khelil Aouati<sup>f</sup>, Wafa Benchalel<sup>a</sup>

<sup>a</sup>*Ecology of Terrestrial and Aquatic Systems Laboratory (EcoStaq), Badji Mokhtar Annaba University, Annaba, Algeria, email: soumia.ferroudj@yahoo.com (S. Ferroudj)*

<sup>b</sup>*Department of Nature and Life Sciences, University of August 20, 1955 Skikda, Algeria, email: s.boucetta@univ-skikda.dz (S. Boucetta)*

<sup>c</sup>*Laboratory of Ecobiology of Marine and Coastal Environments (EMMAL), Badji Mokhtar Annaba University, Annaba, Algeria*

<sup>d</sup>*RIIMA Laboratory, Computer Science Faculty, University of Science and Technology Houari Boumediene*

<sup>e</sup>*Applied Research Laboratory in Medical and Social Sciences (RASMS), Faculty of Medicine, Constantine 3 University, Algeria, email: s\_kharfouchi@yahoo.fr (S. Kharfouchi)*

<sup>f</sup>*Department of Physics and Chemistry, Mentouri Constantine 1 Brothers University, Constantine, Algeria*

Received 16 April 2023; Accepted 27 September 2023

---

### ABSTRACT

This study presents a statistical model that assesses pollution in aquatic ecosystems based on heavy metal concentrations (dry weight). The model uses binary logistic regression to analyze factors like species, stations, seasons, and heavy metals associated with pollution. The method constructs a binary interest factor (“polluted” and “unpolluted”) based on World Health Organization standards. The results help to understand risks to human health from heavy metals in coastal areas of East-Algeria and provide a useful tool for monitoring pollution.

*Keywords:* Heavy metals; Human health; Risk assessment; Biomonitoring molluscs algae; Regression models

---

### 1. Introduction

Minerals, essential fatty acids, and proteins are essential nutrients of people’s health [1]. Seafood is one of the main sources of these nutrients. However, seafood can also be a significant source of heavy metal contaminants [2]. Heavy metals have the ability to bind to short carbon chains [3] and can be bio-accumulated and easily assimilated by organisms. Some heavy metals, such as nickel, lead, chromium, and cadmium, are particularly toxic even at small levels [4].

In the marine environment, mollusks and algae are frequently used for the biomonitoring of heavy metals pollution [5,6]. The choice of the species used for biomonitoring is constrained by specific requirements: the species

must have a significant concentration of the pollutant being studied, must be widely distributed geographically for comparison across different locations, must ingest the pollution without dying from the concentrations it encounters, and must have a pollutant concentration that can be easily connected to the mean concentration in the surrounding environment.

Metals can be accumulated in organisms through soluble fractions, particulates, sediments in seawater, and food. Certain species of mollusks have specialized metabolic defense mechanisms that allow them to manage the amounts of these pollutants in their tissues [7]. In such situations, it is challenging to determine whether the variations reported at the sampling sites reflect actual environmental pollution

---

\* Corresponding authors.

or are influenced by the sample size [8]. Therefore, evaluating the amounts of heavy metals in mollusk tissues is crucial due to the non-biodegradability of these metals.

Algae are well-suited organisms for studying heavy metal contamination in aquatic ecosystems as they are abundant, adaptable to environmental conditions [9,10] and can accumulate high quantities of heavy metals, serving as a sink for these pollutants [11].

In this study, we present a statistical model capable of assessing pollution in terms of metal concentration dry weight (DW). We aim to identify factors associated with the pollution phenomenon, including various potential explanatory variables such as species, stations, seasons, and metals. The study seeks to answer the following questions: (i) Which species are most associated with the pollution phenomenon?; (ii) Does the season play a role in the phenomenon?; (iii) Which station is the most polluted?; (iv) What is the metal that pollutes the most?. This information, combined with a bottom-up mechanical manner linking the concentrations distribution to physiological processes, can lead to a precise evaluation of existing risks. Our database consists of five qualitative variables described as follows:

- Stations: 4 level factors: St.1, St.2, St.3, and St.4, where St.4 is a control station.
- Seasons: 4 level factors: winter, spring, summer, and autumn.
- Species: 4 level factors: *Patella caerulea*, *Ulva lactuca*, *Stramonita haemastoma* and *Phorcus turbinatus*.
- Heavy metals: 6 level factors: zinc (Zn), nickel (Ni), lead (Pb), chromium (Cr), copper (Cu), and cadmium (Cd), where metal concentrations are reported on a dry weight (DW) in  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ .
- Pollution: to evaluate the degree of pollution, a binary interest factor (“polluted” and “unpolluted”), based on (DW) measurements through the use of well-established World Health Organization (WHO) standards, is built.

The “pollution” factor is coded as follows: If the DW measurement indicates at least one of the WHO and/or International Atomic Energy Agency (IAEA) risks  $T$  (toxic for health established by WHO),  $N$  (dangerous for environment established by WHO),  $X_n$  (harmful established by WHO),  $C$  (corrosive established by WHO),  $X_i$  (irritant established by WHO) or  $D$  (exceed the norm established by IAEA) (indicating the presence of pollution from various sources) the factor is set to 1, if the DW measurement indicates  $A$  (admissible established by WHO) or  $R$  (recommended established by IAEA) (indicating the absence of pollution), the factor is set to 2.

Thus, “pollution” becomes the variable of interest (i.e., the factor to be explained) in our analysis. We will explore how the factors “stations”, “species”, “seasons”, and “heavy metals” influence the presence of “pollution” in the aquatic ecosystem. By understanding these relationships, we aim to gain insights into the potential risks posed by “heavy metals” contamination to human health and the environment. In the context of the study on pollution assessment using bio-monitoring tools, we can provide a scientific basis to justify the use of the independent variables season, stations, heavy metals, and different organism (species) in the following way:

- Season scientific basis: Seasonal variations can influence the accumulation and distribution of heavy metals in aquatic ecosystems. Factors like temperature, precipitation, and biological activities can affect metal concentrations. We can include a categorical variable for season with four levels: winter, spring, summer, and autumn.
- Stations scientific basis: Different sampling stations can represent distinct environmental conditions and potential pollution sources, leading to variations in metal concentrations. We can include a categorical variable for stations with four levels (St.1, St.2, St.3, St.4).
- Heavy metals scientific basis: Different metals may have different sources of contamination and behavior in the aquatic environment, leading to variations in metal concentrations. We can include a categorical variable for metals with six levels (Zn, Ni, Pb, Cr, Cu, Cd).
- Species scientific basis: Different organisms may have varying abilities to accumulate and eliminate heavy metals, making them suitable bio-indicators for pollution assessment. We can include a categorical variable for species with four levels (*P. caerulea*, *U. lactuca*, *S. haemastoma*, *P. turbinatus*).

In this regard, a binary logistic regression, on the collected data, is adopted. The binary logistic regression was first introduced in the 1970s to make up for the shortcomings of ordinary least squares (OLS) regression to process binomial outcomes [12]. The best-fitting function is presented depending on the maximum likelihood (ML) approach [13]. It has proven to be an effective tool for interpreting ubiquitous biomarker data, performing new studies to answer specific risk-based questions. It also allowed the integration of the maximum amount of information on the collected data which leads to a better understanding of human health risks [14]. Particularly, in the present study the reasons for binary logistic regression choice are summarized in the following:

- The variable “pollution” to be explained is qualitative.
- There is a sufficient number of events (presence of pollution) against the number of explanatory variables. Indeed, the number of recorded pollution cases is significantly higher than the number of explanatory variables that are significantly associated with the explained variable (the general rule is to have at least 5 to 10 events per explanatory variable).
- The bioaccumulation of heavy metals by aquatic organisms is considered “similar”.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Study area

Biota were sampled at four stations along the Algerian East coast ( $36^{\circ}56'44.19''\text{N}$   $6^{\circ}15'39.08''\text{E}$ ) and ( $36^{\circ}50'38.18''\text{N}$   $7^{\circ}49'39.38''\text{E}$ ) over a distance of almost 350 km as shown in Fig. 1. The stations St.1 (Bay of Collo:  $37^{\circ}00'07.50''\text{N}$   $6^{\circ}34'39.93''\text{E}$ ) and St.2 (Gulf of Skikda:  $36^{\circ}53'32.33''\text{N}$   $6^{\circ}53'12.21''\text{E}$ ) are near from Collo and Stora Port. They are characterized by intense maritime traffic. Furthermore, these sites are exposed to pollution by PAH due to the presence of a large petrochemical complex [15]. The station St.3

(Gulf of Annaba: 36°55'31.46"N 7°45'44.43"E), is exposed to pesticides and/or heavy metals emitted by the Fertil Factory and Port Operations [16] and it receives organic pollutants, in particular discharges of domestic wastewater [17]. Finally, station 4 (St.4) (Bay of Chetaibi: 37°02'26.27"N 7°24'22.04"E), being far from any anthropogenic, is regarded as the control station [5].

## 2.2. Sampling and samples pretreatment

The study concerns four stations in the eastern coasts of Algeria (St.1: El Djerda beach, St.2: Military beach, St.3: Rizi Amor beach and St.4: Oued El Ganem beach). The six considered heavy metals are: Cd, Cr, Cu, Pb, Zn and Ni. The species included in the study are: "*P. turbinatus*" Born 1778 ( $n = 161$ ), "*P. caerulea*" Linné 1758 ( $n = 244$ ), "*S. haemastoma*" ( $n = 90$ ) and the algae "*U. lactuca*" (L.) Thivy 1960 ( $n = 84$ ). Samples were collected in two field trips from Dec. 2011 to Sep. 2019, a month with the greatest average metal contents in adult mollusks [8]. Mollusks were carefully gathered, and only mature specimens within a rather restricted range of size (and weight) were chosen; the same method was followed for station samples. All of these factors contribute to a high amount of heavy metal [18]. Before the examination, algal samples were rinsed with saltwater that had been filtered, transported to polyethylene bags, and then frozen at  $-20^{\circ}\text{C}$ . For the algae study, only mature leaves and thalli of comparable length were chosen [7]. Afterwards, samples were combined and subsamples of 0.7 g DW were microwave-mineralized (MDS 2000; CEM, Italy) with ultrapure  $\text{HNO}_3$  and  $\text{H}_2\text{O}_2$  (6 + 2 mL; Merck, Germany) [18,19]. Every month, an average of twenty adult individuals of *Monodonta*, *Patella* and rapa whelks belonging to size class (30 and 40) mm, are manually collected in the intertidal zone. For 24 h, the collected species were immersed in filtered seawater for purification, to purify the mantle cavity and the digestive tract of the particulate matter residues [19,20].

Subsequently and in order to avoid metal contamination, the extraction of the soft parts from the shell has been achieved using a spatula and plastic hammer, and then washed with deionized Milli-Q water. Once every residue of shell was removed, samples have been kept frozen inside polyethylene bags. Microwave digestion has been applied individually to all the mollusk for their analysis [21]. All microwave-assisted mineralizations of algae were carried out. Separate DW assessments were carried out on the various biota by oven drying them to a constant weight at  $105^{\circ}\text{C}$  (20 replicates for each species). All chemicals utilized in sample treatments were of ultrapure quality. A Millipore Milli-Q system supplied the water used for solution preparation and cleaning. Before use, all glassware was cleaned by soaking in 10%  $\text{HNO}_3$  for 24 h and rinsing with Milli-Q water [21] Table 1. For soluble metal analysis, laboratory

Table 1  
Limits of detection (LoD)<sup>a</sup> and precision (CV)<sup>b</sup> for analyses conducted by the two techniques used [8]

Metal	Algae		Mollusks	
	( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW)	CV	( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW)	CV
Cd	0.04	2.7	0.05	4.3
Cr	0.71	3.9	0.94	3.6
Cu	0.006 <sup>a</sup>	4.5	0.01 <sup>b</sup>	4.5
Pb	0.07	2.0	0.09	1.4
Zn	0.13 <sup>c</sup>	2.5	0.09 <sup>d</sup>	2.5

<sup>a</sup>Calculated on the basis of 10 determinations of blanks as three lines the standard deviation of the blank.

<sup>b</sup>Percentage referred to 10 determinations performed on the same sample.

<sup>c</sup>LoD for Cu and Zn was obtained by flame atomic absorption spectrometry ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

<sup>d</sup>LoD for Cu and Zn was obtained by flame atomic absorption spectrometry ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

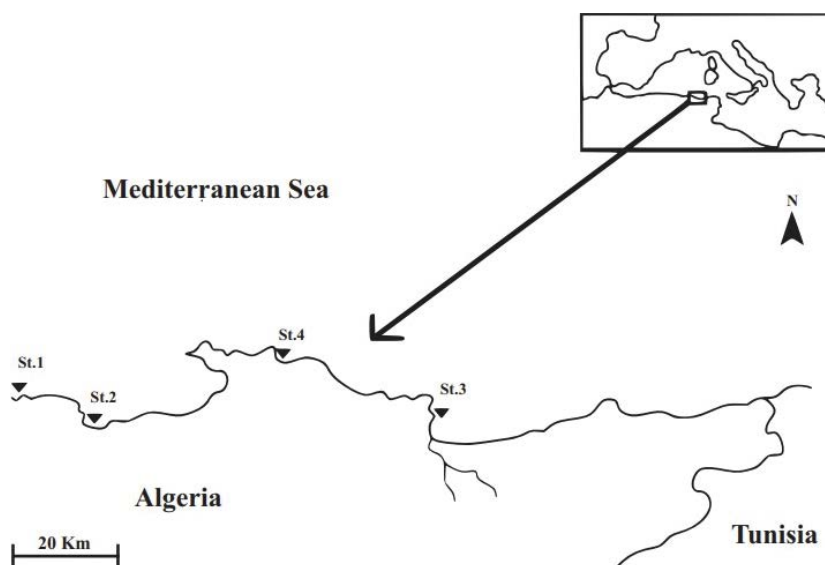


Fig. 1. Study area: (St.1: El Djerda beach, St.2: Military beach, St.3: Rizi Amor beach, and St.4: Oued El Ganem beach) during (Dec. 2011–Dec. 2019).

samples were filtered through an acid-precleaned 0.45- $\mu\text{m}$  membrane filter, acidified, and kept at 4°C [21] Table 1.

### 2.3. Trace metal determination and quality control

Measurements of trace metal concentrations have been taken on biota using a PerkinElmer AAnalyst 300 atomic absorption spectrometer with graphite furnace system (GFAAS) with HGA-800 autosampler and flame atomization (FAAS). FAAS was employed for Cu and Zn, whereas GFAAS with an HGA-800 system was used for Cd, Cr, and Pb. Matrix modifier  $\text{NH}_4\text{-H}_2\text{PO}_4$  at 10% with 0.2 mg of  $\text{PO}_4$  was used for Cd and Pb, and  $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$  was employed for Cr; the method of standard additions for calibration was applied [21]. Ammonium pyrrolidine dithiocarbamate (APDC) and methyl isobutyl ketone (MIBK) were used to determine the concentration of dissolved metals [21]. 1% aqueous APDC solution (Eastman Chemical) was prepared each day and purified using an equal volume of MIBK, leading to separating phases. As metal complexes are highly soluble while APDC is only slightly soluble in MIBK, it is easy to purify the reagent in this manner. No further purification has been made throughout for reagent grade MIBK [8]. The control of the accuracy of the whole analytical procedure has been done using certified reference materials: CRM 279 (sea lettuce), ERM-CE 278 (mussel tissue), and CASS3 (Nearshore Seawater; NRCC, Ottawa, Canada). Tables 1 and 2 detail the analytical performance of the employed techniques in terms of limits of detection and precision [18,22].

### 2.4. Statistical analysis

We aim to study the effect of the factors “species”, “stations”, “seasons” and “metals” on the presence of pollution. For this purpose, we use an ordinary logistic regression model [23] Subsequently, we first build a binary interest factor (“polluted” and “unpolluted”) based on (DW) measurements through the use of well-established WHO joint [24]. The “pollution” to be explained.

The risk ranking for seafood and shellfish according to the reference [24] (food codex) [25] is coded by:  $T$  (toxic for health),  $N$  (dangerous for the environment),  $X_n$  (harmful),  $C$  (corrosive),  $X_i$  (irritant) and  $A$  (admissible). The risk classification for the TME (trace metal element) according

to the IAEA [26] standard for algae (*U. lactuca*) is coded by:  $R$  (recommended) and  $D$  (exceeds the norm).

Thus, we construct the factor “pollution” which will be the variable of interest (i.e., to be explained) that will be equal to 1 if the DW measurement indicates at least one of the risks  $T$ ,  $N$ ,  $D$ ,  $X_n$ ,  $C$ , or  $X_i$  (testifying to the presence of pollution of various origins) and equal to 2 if it has  $A$  or  $R$  (absence of pollution). Therefore, the factors “stations”, “species”, “seasons”, “metals” will be our explanatory variables.

Both logistic regression and chi-square tests are powerful statistical techniques used to analyze categorical data and relationships between variables. In our study, they are commonly applied. Here are the steps for conducting logistic regression and chi-square tests.

#### 2.4.1. Logistic regression

- Data preparation: In this step, data are organized and cleaned.
- Data splitting: Here, the data is split into training set and a testing/validation set. The training set will be used to build the logistic regression model, while the testing set will be used to evaluate its performance.
- Model building: The training set is used to fit a logistic regression model. This involves estimating the coefficients for each independent variable to predict the probability of the dependent variable being 1.
- Model evaluation: The performance of the logistic regression model is evaluated using the testing set. Common evaluation metrics include accuracy, precision, recall, and F1-score.
- Interpretation: Coefficients of the logistic regression model are interpreted to understand the relationship between the independent variables.

#### 2.4.2. Chi-square tests

- Data preparation: Data should be cleaned and organized in a contingency table format.
- Null hypothesis: The null hypothesis should be formulated, stating that there is no significant association between the variables.
- Degrees of freedom: The degrees of freedom are determined for the chi-square test. For a contingency table with  $r$  rows and  $c$  columns, the degrees of freedom is  $(r-1) \times (c-1)$ .
- Expected frequencies: Calculate the expected frequencies for each cell of the contingency table under the assumption of the null hypothesis.
- Chi-square statistic: The chi-square statistic is computed by comparing the observed frequencies in the contingency table to the expected frequencies.
- P-value: The  $p$ -value associated with the chi-square statistic is calculated. It indicates the probability of observing the data or more extreme results under the assumption of the null hypothesis.
- Conclusion: The  $p$ -value is compared to a significance level (e.g., 0.05). If the  $p$ -value is less than the significance level, reject the null hypothesis and conclude that there is a significant association between the variables.

Table 2

Analysis of certified reference materials: certified and found values (mean  $\pm$  SD) [8]<sup>a</sup>

Metal	CRM 279 (sea lettuce) ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW)		ERM-CE 278 (mussel tissue) ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW)	
	Certified	Found	Certified	Found
Cd	0.274 $\pm$ 0.022	0.272 $\pm$ 0.031	0.348 $\pm$ 0.007	0.340 $\pm$ 0.011
Cr	(10.7) <sup>a</sup>	10.75 $\pm$ 0.64	0.78 $\pm$ 0.06	0.79 $\pm$ 0.03
Cu	13.14 $\pm$ 0.37	12.54 $\pm$ 0.59	9.45 $\pm$ 0.13	9.40 $\pm$ 0.21
Pb	13.48 $\pm$ 0.36	13.41 $\pm$ 0.22	2.00 $\pm$ 0.04	2.10 $\pm$ 0.05
Zn	51.3 $\pm$ 1.2	53.6 $\pm$ 1.5	83.1 $\pm$ 1.7	82.1 $\pm$ 1.6

<sup>a</sup>Not certified values.

2.5. Logistic regression

In a multiple logistic regression analysis, we include multiple independent variables simultaneously to assess their combined impact on the dependent variable (pollution). In our context, the multiple logistic regression equation can be expressed as follows,

$$\begin{aligned} \text{Logit}(\text{pollution}) = & \beta_0 + \beta_1 \times (\text{Season.winter}) + \dots \\ & + \beta_4 \times (\text{Season.autumn}) + \beta_5 \times (\text{Station.St.1}) + \dots \\ & + \beta_8 \times (\text{Station.St.4}) + \beta_9 \times (\text{Metal.Zn}) + \dots \\ & + \beta_{14} \times (\text{Metal.Cd}) + \beta_{15} \times (\text{Species.Patella}) + \dots \\ & + \beta_{18} \times (\text{Species.Phorcus}) \end{aligned}$$

The logistic regression analysis will estimate the values of these coefficients based on the data, allowing us to quantify the impact of each independent variable on the likelihood of pollution occurrence (Logit(pollution)). By statistically analyzing the relationships between the independent variables and pollution, we can draw meaningful conclusions about the factors influencing pollution levels in the studied aquatic ecosystem. Indeed, each beta coefficient represents the impact of the corresponding independent variable on the likelihood of pollution occurrence, holding other variables constant. For example, if we estimate that  $\beta_1$  is positive and statistically significant, it means that the likelihood of pollution occurrence is higher during winter compared to the reference season (e.g., autumn). Similarly, if  $\beta_5$  is negative and significant, it indicates that station St.1 is associated with a lower likelihood of pollution compared to the reference

station (e.g., St.4, which is the control station). The same interpretation can be applied to the coefficients related to metals and species. By conducting the multiple logistic regression analysis on the data, we can obtain the estimates of these coefficients along with their standard errors, *p*-values, and confidence intervals. This information will help us to understand the relative importance of each independent variable in predicting pollution levels in the coastal areas of East-Algeria as well as analyzing the correlation of this analysis technique with pollution-related factors.

Moreover, all the coefficients are determined relative to the reference modality, both for the explained variable and for the explanatory variables. For the explained variable, the reference modality is that of the “no event”, in our case “absence of pollution”. For the explanatory variables, the choice is made by using the subject knowledge and the way we present the results. Given the objectives initially set, we choose to reference the modality that seems to be the weakest for each variable. We then perform a chi-square test applied to distributions according to the variable “pollution” and each of the explanatory variables. The different tests will allow us to compare the numbers of 1 (presence of pollution) and 2 (absence of pollution) of the different groups of modalities of the explanatory variables in order to verify the hypothesis according to which, within the population, the frequency of 1 is different from the frequency of 2. Therefore, the modalities can be classified according to their importance in each case. The chi-square test results are given in Table 3.

3. Results and discussion

Regarding the variable “seasons”, the modality “1” appeared the least frequent with the modality “spring”,

Table 3  
Chi-square tests between the factor “pollution” and each of the four variables

Cross-tabulation ‘Pollution’ ~ ‘Heavy metals’									
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	$\chi$ -squared	df	$\rho$ -value
1	304	118	173	257	228	107	409.43	5	<2.2e <sup>-16</sup>
2	16	202	147	63	92	213			
Cross-tabulation ‘Pollution’ ~ ‘Species’									
	<i>Patella caerulea</i>	<i>Phorcus turbinatus</i>	<i>Stramonita haemastoma</i>	<i>Ulva lactuca</i>			$\chi$ -squared	df	$\rho$ -value
1	223	299	410	255			176.65	3	<2.2e <sup>-16</sup>
2	257	181	70	225					
Cross-tabulation ‘Pollution’ ~ ‘Seasons’									
	Autumn	Summer	Winter	Spring			$\chi$ -squared	df	$\rho$ -value
1	324	295	285	283			9.469	3	0.02366
2	156	185	195	197					
Cross-tabulation ‘Pollution’ ~ ‘Stations’									
	St.1	St.2	St.3	St.4			$\chi$ -squared	df	$\rho$ -value
1	331	298	305	253			27.864	3	3.878e <sup>-06</sup>
2	149	182	175	227					

with a total count of 283 occurrences compared to the other modalities. Therefore, “spring” was chosen as the reference modality for the “seasons” variable. Lastly, for the variable “stations”, the modality “1” appeared the least frequent with the modality “St.4”, with a total count of 253 occurrences compared to the other modalities. Thus, “St.4” was chosen as the reference modality for the “stations” variable.

By selecting appropriate reference modalities for each variable, we can make meaningful comparisons between the different groups and interpret the results accurately in subsequent analyses. We are now able to achieve our logistic regression. The results of the logistic regression are given in Table 4.

Before proceeding to the environmental risk assessment of aquatic bio-metallic pollution, let’s first illustrate that the binary logistic regression is a suitable approach. Several reasons support this claim. First, the variable “pollution” that needs to be explained is qualitative in nature, as it represents the presence or absence of pollution. Moreover, logistic regression is well-suited for modeling binary outcomes. Second, the study has an adequate number of pollution events (cases) compared to the number of explanatory variables. It is crucial to have a sufficient number of events to ensure the reliability and stability of the logistic regression model. Then, the number of explanatory variables significantly associated with pollution is smaller than the number of pollution events. Having a limited number of explanatory variables relative to the number of events ensures a robust model. Finally, the study assumes that the bio-accumulation of heavy metals by aquatic organisms is similar. This assumption aligns with the binary logistic regression framework, where the relationship between the explanatory variables and pollution is modeled in a unified manner. By employing binary logistic regression, the study can effectively assess the environmental risk of aquatic bio-metallic pollution. The model will provide valuable insights into the factors associated with pollution presence,

and the results can be used to inform management strategies and mitigation efforts in the studied coastal areas of East-Algeria. In the context of a logistic model, we do not usually present the coefficients of the model but their exponential value, the latter corresponding to the odds ratios. An odds ratio of 1 means no effect. An odds ratio much higher than 1 corresponds to an increase of the studied phenomenon and an odds ratio much lower than 1 corresponds to a decrease of the studied phenomenon [27].

In the context of our study, the odds ratio helps us understand the extent to which each explanatory variable (species, stations, seasons, and heavy metals) influences the presence of pollution along the Eastern-Algerian coast. A value of the odds ratio greater than 1 indicates that the variable is positively associated with pollution, meaning that an increase in the variable is associated with an increase in the likelihood of pollution occurrence. Conversely, a value less than 1 indicates a negative association, implying that an increase in the variable is associated with a decrease in the likelihood of pollution occurrence.

The  $p$ -values associated with the odds ratios are used to determine if the odds ratio is statistically significant. A low  $p$ -value (usually less than 0.05) indicates that the odds ratio is significantly different from 1, suggesting a strong association between the variable and pollution presence. On the other hand, a high  $p$ -value (greater than 0.05) indicates that the odds ratio is not statistically different from 1, suggesting no significant association. By examining the magnitude and direction of the odds ratios, we can identify the most influential factors contributing to pollution and understand their relative importance in the logistic regression model.

Table 5 depicts the values of the odds ratios obtained with the corresponding  $p$ -value ( $\text{Pr.}( > |s | )$ ) which allows knowing if an odds ratio differs significantly from 1. Fig. 2 is a graphical representation that depicts the effects of each model variable. The scale range of the contamination

Table 4  
Results of binary logistic regression “pollution vs. species + stations + seasons + heavy metals”

	Estimate	Std. error	z-value	Pr.(>2))
Intercept	-2.55397	0.23404	-10.913	<2e-16***
Species[ <i>Phorcus turbinatus</i> ]	0.92534	0.15908	5.817	5.99e-09***
Species[ <i>Stramonita haemastoma</i> ]	2.54121	0.18760	13.546	<2e-16***
Species[ <i>Ulva lactuca</i> ]	0.39042	0.15678	2.490	0.012763*
Heavy metals[Cd]	4.17262	0.29942	13.936	<2e-16***
Heavy metals[Cr]	0.19180	0.18691	1.026	0.304824
Heavy metals[Cu]	1.07128	0.18459	5.804	6.49e-09***
Heavy metals[Ni]	2.52953	0.20590	12.285	<2e-16***
Heavy metals[Pb]	1.96239	0.19328	10.153	<2e-16***
Seasons[Autumn]	0.55831	0.16610	3.361	0.000776***
Seasons[Summer]	0.16047	0.16363	0.981	0.326731
Seasons[Winter]	0.02663	0.16319	0.163	0.870366
Stations [St.1]	1.04623	0.16750	6.246	4.21e-10***
Stations [St.2]	0.59317	0.16358	3.626	0.000288***
Stations [St.3]	0.68732	0.16421	4.186	2.84e-05***

Signif. Code: 0 ‘\*\*\*’ 0.001 ‘\*\*’ 0.01 ‘\*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1.

levels in Fig. 2 varies for different logistic model variables. The unevenly distributed range of contamination levels in the graphical representation can be attributed to the varying impact of each logistic model variable on pollution levels. The ordinate contamination levels represent the probability of pollution presence or absence, ranging from 0 to 1, with 0 indicating no pollution and 1 indicating complete pollution. In the “species effect plot” and “metals effect plot”, the contamination levels range from 0.7 to 0.8. This range indicates that the variables “species” and “metals” have a moderate impact on pollution, resulting in contamination levels that are closer to the middle of the probability scale. On the other hand, in the “season effect plot” and “station effect plot”, the contamination levels range from 0.8 to 0.9. This range suggests that the variables “season” and “station” have a stronger impact on pollution, leading to contamination levels that are closer to the higher end of the probability scale. The different scale ranges highlight the varying degrees of contribution of each variable to the overall contamination levels. Variables with a stronger impact result in higher or lower contamination probabilities, while variables with a moderate impact lead to contamination probabilities that are more evenly distributed around the middle of the probability scale.

Table 5  
Corresponding odds ratios and p-values for all categories

	OR	Pr.(> z )
Intercept	0.0777722	<2e <sup>-16***</sup>
Species[ <i>Phorcus turbinatus</i> ]	2.5227209	5.99e <sup>-09***</sup>
Species[ <i>Stramonita haemastoma</i> ]	12.6949909	<2e <sup>-16***</sup>
Species[ <i>Ulva lactuca</i> ]	1.4775977	0.012763*
Heavy metals[Cd]	64.8849225	<2e <sup>-16***</sup>
Heavy metals[Cr]	1.2114279	0.304824
Heavy metals[Cu]	2.9191163	6.49e <sup>-09***</sup>
Heavy metals[Ni]	12.5475470	<2e <sup>-16***</sup>
Heavy metals[Pb]	7.1162908	<2e <sup>-16***</sup>
Seasons[Autumn]	1.7477204	0.000776***
Seasons[Summer]	1.1740630	0.326731
Seasons[Winter]	1.0269897	0.870366
Stations [St.1]	2.8468871	4.21e <sup>-10***</sup>
Stations [St.2]	1.8097093	0.000288***
Stations [St.3]	1.9883794	2.84e <sup>-05***</sup>

Signif. Code: 0 ‘\*\*\*’ 0.001 ‘\*\*’ 0.01 ‘\*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1.

3.1. Identification of variables having an effect

In this subsection, the focus is on assessing the extent to which different variables affect the logistic regression model. The p-values associated with the odds ratios help determine if each variable has a significant effect on the outcome (pollution) when compared to the reference category. However, merely looking at individual p-values does not give a comprehensive view of the overall effect of the variables on the model. To test the global effect of all the variables in the model, a technique involving the “drop1” function is used. This technique involves removing each variable from the model one at a time and performing an analysis of variance to see if the variance of the model changes significantly. The results obtained from the “drop1” function are presented in Table 6. In this case, all the variables significantly modify the model, indicating that each variable has an effect on the prediction of pollution. This means that the combination of season, stations, metals, and species all contribute significantly to the ability of the logistic regression model to predict pollution levels in the coastal areas of East-Algeria.

3.2. Results interpretation

Tables 4–6 and Fig. 2 provide a series of results that confirm the impact of the 4 explanatory variables on the presence of pollution:

- There is an additional risk of significant pollution associated with all the modalities of the 2 variables “species” and “stations” with respect to each of their reference modalities. For the variable “seasons”, we notice that only the “autumn” modality is significantly associated with an additional risk of pollution. For the variable

Table 6  
Results of analysis of variance after deletion, in turn, of each variable

	df	Deviance	AIC	LRT	Pr.(>Chi)
<none>		1,799.5	1,829.5		
Species	3	2,051.1	2,075.1	251.61	<2.2e <sup>-16***</sup>
Heavy metals	5	2,320.1	2,340.1	520.54	<2.2e <sup>-16***</sup>
Seasons	3	1,814.0	1,838.0	14.52	0.002278**
Stations	3	1,841.4	1,865.4	41.86	4.298e <sup>-09***</sup>

Signif. Code: 0 ‘\*\*\*’ 0.001 ‘\*\*’ 0.01 ‘\*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1.

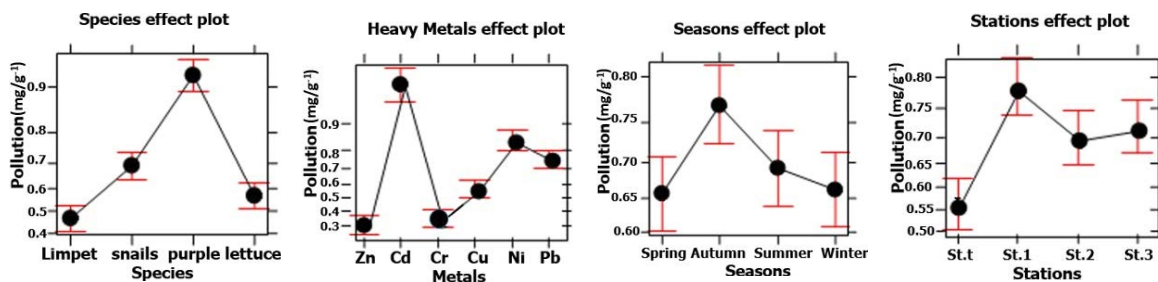


Fig. 2. Graphical representation of the effect of each logistic model variable.

“heavy metals” all the modalities are significantly associated with an additional risk except the Cr modality.

- From the calculation of the odds ratios above we conclude that all things being equal:
- In stations 1, 2, and 3 (St.1, St.2, St.3), the level of pollution risk increases by approximately 3, 2, and 2 times, respectively, compared to the test station (St.4). Moreover, Sampling station one (St.1) is El Djerda island a boat-house (artisanal fishing ports), and anthropogenic wastes are released by local fisherman communities. Station two (St.2) is located about 70 km upstream from the Golfe of Skikda. It is a place where chemical wastes are released by petroleum. Station three (St.3) is located at about 200 km away from the Golfe of Annaba. It is a place where anthropogenic wastes are found. Station four (St.4) is a control station located at about 80 km away from the Chetaibi Bay [18].
- The species most associated with a presence of pollution is “*S. haemastoma*”. Its odd ratio is worth 12.695, it indicates then the presence of a risk of pollution almost 13 times higher than the species “*P. caerulea*”. Likewise, “*P. turbinatus*” and “*U. lactuca*” were associated to a presence of pollution risk almost 2.5 and 1.5 times higher than the modality “*P. caerulea*”. Note that the same results were observed in a previous study on the heavy metals content in veined rapa whelks (*Rapana venosa*) from the Varna Bay. Indeed, authors Stancheva et al. [28] reported Pb, Cd and Hg concentrations of 0.12, 0.008 and 0.08 mg·kg<sup>-1</sup>, respectively. On the other hand, the contents of Cd and Pb in *R. venosa* from the Black Sea in the research of Jitar et al. [2] were 1.10–1.64 µg·g<sup>-1</sup> and 0.27–1.29 µg·g<sup>-1</sup>, respectively.

Moreover, authors Das et al. [29] detected Pb and Cd concentrations of 0.14, 4.63 and 0.050 mg·kg<sup>-1</sup> in Black Sea veined rapa whelks (*R. venosa*). We can also notice that our results are comparable to by the study of Zhelyazkov et al. [30] that provided evidence for higher Cd (0.02–41.13 µg·g<sup>-1</sup>) than Pb (0.5 µg·g<sup>-1</sup>) contents of Black Sea *R. venosa*. The Pb and Cd concentrations in veined rapa whelks (*R. venosa*) caught in the Black Sea ranged from 0.1 to 0.7 mg·kg<sup>-1</sup>, 0.1 to 1.6 mg·kg<sup>-1</sup> and 0.4 and 0.7 mg·kg<sup>-1</sup> in the research of Mülâyim and Balkıs [31]. Our results were in agreement with the study of Bat and Öztekin [32] specifying Cd content of 4.4 mg·kg<sup>-1</sup> and Pb contents 0.05 mg·kg<sup>-1</sup>.

- The Cd modality of the variable “heavy metals” multiplies by almost 65 the risk of the presence of pollution compared to the modality Zn. Cd accumulates mainly in the human liver and kidneys and is outlined with an exceptionally long half-life. It is nephrotoxic and induces dysfunction of renal tubules characterized with enhanced elimination of low-molecular proteins [24]. Commission Regulation [24] sets maximum content of Cd in bivalve molluscs of 1 mg·kg<sup>-1</sup> but allowances for rapa whelks are not specified. Then come, by order, the modalities Cu, Pb and Ni showing a risk of pollution almost 3, 7, and 12 times higher than the modality Zn, respectively. This means Cu levels accumulation in *Ulva* St.2 (9.32 ± 0.67 µg·g<sup>-1</sup> DW) bears a close resemblance with values in *Ulva* from the Gulf

of Suez, Red Sea [1,33], and in *Ulva fenestrata* from the Great Bay, Sea of Japan. Also, our results are close to those in *Ulva rigida* from the Venice Lagoon [34] and are higher than values in *Ulva* of Tyrrhenian coastal areas [22] and Turkish coast [35]. Results of the present investigation are in accordance with those reported by the study of Chernova and Kozhenkova [36] in *Ulva fenestrata* from Peter the Great Bay, Sea of Japan, by the study of Al-Shwafi and Rushdi [37] in *E. compressa* from the Gulf of Aden, Yemen. Moreover, Ni values in this study were higher than those from previous studies of algae from the Turkish coast [35] and from the Gulf of Kutch, in the western part of India [33], but lower than most of the algae from different biotopes of the Aegean Sea [38]. Generally, a concentration of 410 mg·g<sup>-1</sup> (DW) has been considered as a borderline between contaminated and uncontaminated species [39].

Finally, for the variable “seasons”, “autumn” is the only modality that influences the risk of the presence of pollution multiplying it by almost twice compared to the other 3 seasons. Optimal growth of green algae *Ulvaceae* in Mediterranean coastal areas has been observed at water temperatures between 12°C and 23°C, while temperatures higher than 24°C are responsible for a halt in growth during summer [40]. In autumn, despite favorable temperatures, the growth of this opportunistic ephemeral seaweed might have been moderate due to low nutrient availability [41]. Hence, that most element contents in this seaweed displayed no distinct seasonal trend from summer to winter-early spring could be at least partly explained by a comparatively low variation in growth rate during this particular period of the year. Environmental factors, metabolic factors, or interactions between both kinds of factors may have contributed to the observed tissue element seasonality. That, as hypothesized, elevated tissue concentrations of some elements (e.g., Ba, Cd, Cr, Mo, Se) in spring or autumn were concurrent with relatively lower salinity values and, also, with markedly elevated levels of these elements in seawater and/or sediment, suggests that, seasonal variation in fluvial and terrestrial inputs may have induced marked changes in element load in the seawater/sediment which potentially influenced to some extent the seasonality of seaweed element contents [42]. That, as also hypothesized, tissue element concentrations generally showed a clear seasonal pattern, mainly characterized by a decrease during spring and/or summer with increasing water temperature and solar irradiance suggests that tissue element seasonality is markedly associated with the seasonal growth pattern of the macroalgae. Higher growth rates during spring and or summer induced from higher temperature and light conditions may have diluted the accumulated elements and thus, reduced their concentrations.

### 3.3. Goodness of fit

One way to test the quality of a model is to compute a confusion matrix, that is, the cross-tabulation of the observed values and the predicted values by applying the model to the original data. Therefore, we applied our logistic model to the table data and calculated for each

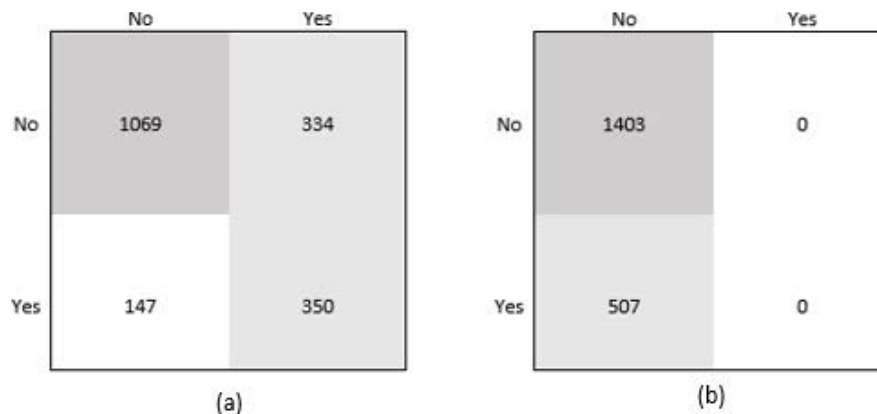


Fig. 3. Confusion matrix of (a) our model and (b) the default model.

individual the probability that he lived the phenomenon under study. Since the studied variable is of binary type, we collect the predicted probabilities in two groups according to whether they are greater or less than half. The confusion matrix is then given by Fig. 3a.

We therefore have 481 (334 + 147) incorrect predictions out of 1910, a misrating of 25.18% denoted  $E_M$ . To judge whether the model is good with such an error rate, we will compare it to the error rate of the default model that does not use information from the explanatory variables. The confusion matrix of the default classifier is given by Fig. 3b.

The error rate associated with the default model is  $507/1,910 = 26.5\%$  denoted  $E_D$ . We can thus derive a measure of performance, denoted  $R$ , given by:

$$R = 1 - E_M - E_D \quad (1)$$

The measure  $R$  is interpreted as follows: if  $R = 1$  the model is perfect with a zero-error rate, if  $R$  is negative the studied model is worse than the default model and if  $R$  is positive the studied model is better than the default model. In our case  $R = 0.049$ , logistic regression is better than the default model which means that the fitted statistical model is very suitable for our analysis and highlights the critical role of heavy metals. Findings in green alga "*Ulva rigida*" at Bulgaria (e.g., [43,44]), the present data suggest that the relationships between trace element concentrations in seaweed tissues are a function of environmental variables affecting seaweed growth, and this interferes with the use of macroalgae as biomonitors of trace element contamination.

#### 4. Conclusion

This paper has presented a new study to shed light on the presence of pollution along with four stations in the Eastern-Algerian coast. A statistical model was developed using a logistic regression where the explanatory variables were "species", "stations", "seasons", and "heavy metals". Binary logistic regression revealed that the factors associated with high concentrations depend on each explanatory variable included in the study proving that there is an impact of the four explanatory variables on the presence of pollution. Nevertheless, for the variable "seasons" only the modality "autumn" was significantly associated with an increased pollution risk. On the other hand, the Cr modality of the variable "heavy metals" was the only modality

that was not significantly associated with additional risk. Therefore, the logistic model was found to be useful for explaining the pattern of pollution observed at the coasts of Algeria. Overall, the study contributes to our understanding of pollution patterns along the Algerian coast, providing valuable insights for environmental management strategies. The developed logistic regression model offers a promising approach for pollution assessment and holds the potential to be applied in diverse coastal regions for better environmental protection and conservation.

#### Acknowledgments

I would like to acknowledge my indebtedness and render my warmest thanks to my colleague, Dr. Doukha Zouina (Ph.D.-USTHB, University of Algeria), who made this work possible. Her friendly guidance and expert advice have been invaluable throughout of the writing this paper.

#### Conflicts of interest

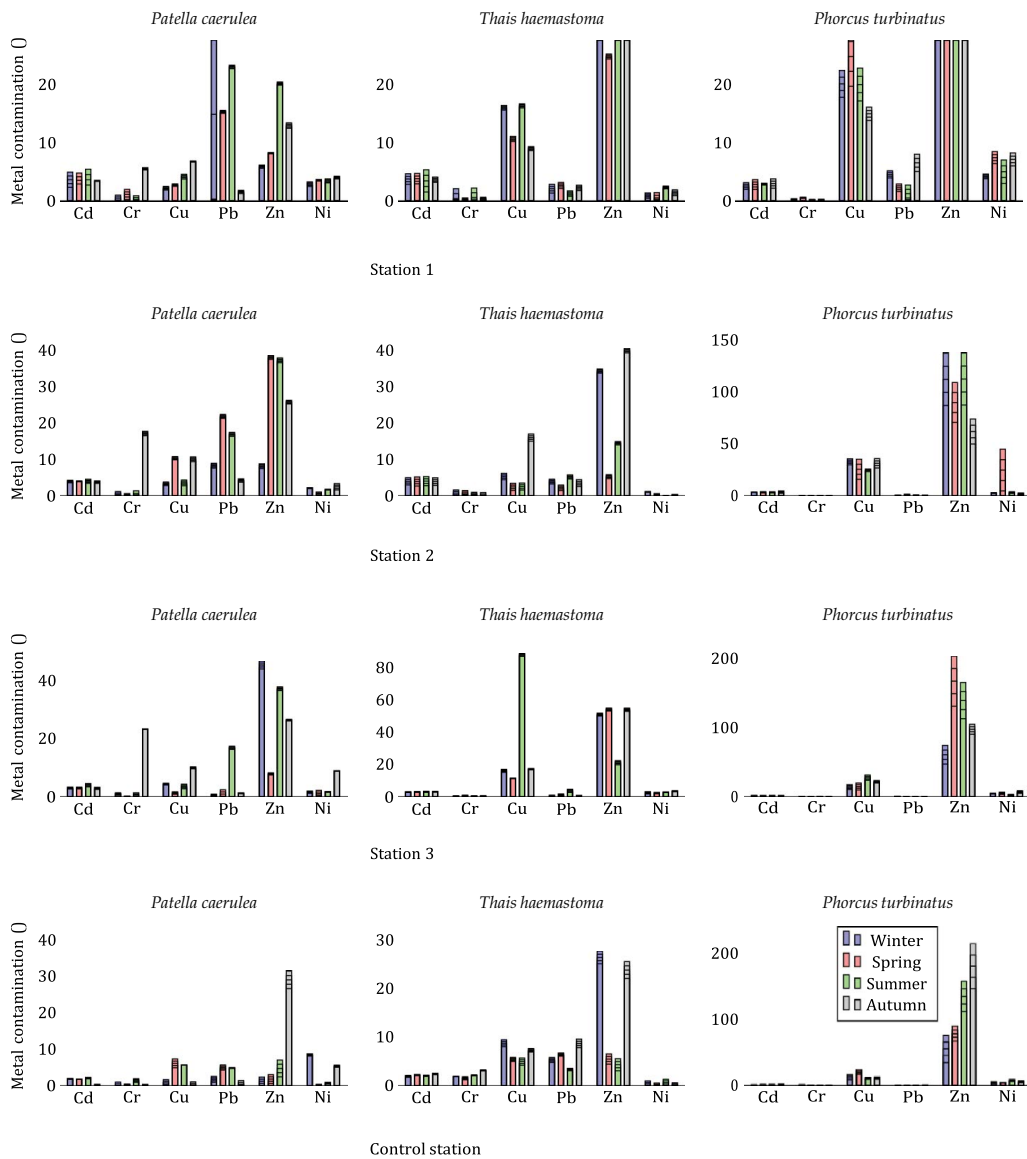
The authors declare no competing interests.

#### References

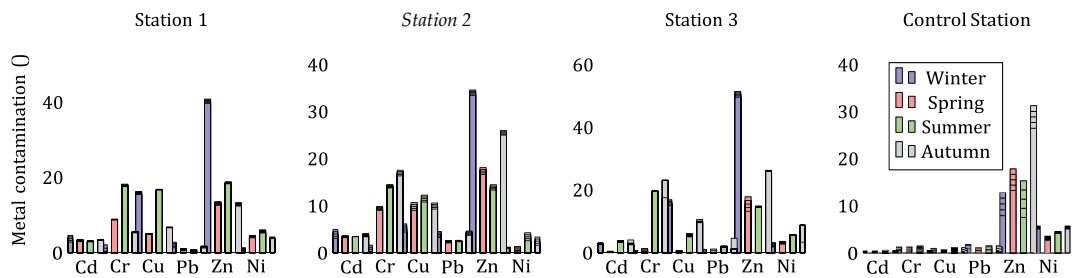
- [1] Kh.M. El-Moselhy, A.I. Othman, H. Abd El-Azem, M.E.A. El-Metwally, Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in the Red Sea, Egypt, Egypt. J. Basic Appl. Sci., 1 (2014) 97–105.
- [2] O. Jitar, C. Teodosiu, A. Oros, G. Plavan, M. Nicoara, Bioaccumulation of heavy metals in marine organisms from the Romanian sector of the Black Sea, New Biotechnol., 32 (2015) 369–378.
- [3] L. Spada, C. Annicchiarico, N. Cardellicchio, S. Giandomenico, A. Di Leo, Heavy metals monitoring in mussels *Mytilus galloprovincialis* from the Apulian coasts (Southern Italy), Mediterr. Mar. Sci., 14 (2013) 99–108.
- [4] M. Jović, S. Stanković, Human exposure to trace metals and possible public health risks via consumption of mussels *Mytilus galloprovincialis* from the adriatic coastal area, Food Chem. Toxicol., 70 (2014) 241–251.
- [5] S. Boucetta, H. Beldi, B. Draredja, Effects of metal pollution on the activities of *Acetylcholinesterase* and glutathione-S-transferase in *Phorcus (Osilinus) turbinatus* (Gastropoda, Trochidae) of the coast East-Algerian, Adv. Environ. Biol., 10 (2016) 46–61.
- [6] O. Rouane-Hacene, Z. Boutiba, M. Benaissa, B. Belhouari, P. Francour, M.E. Guibolini-Sabatier, C. Risso-De Faverney,

- Seasonal assessment of biological indices, bioaccumulation, and bioavailability of heavy metals in sea urchins *Paracentrotus lividus* from Algerian west coast, applied to environmental monitoring, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 25 (2018) 11238–11251.
- [7] L. Volterra, M.E. Conti, Algae as biomarkers, bioaccumulators and toxin producers, *Int. J. Environ. Pollut.*, 13 (2000) 92.
- [8] M.E. Conti, M. Iacobucci, G. Cecchetti, The biomonitoring approach as a tool of trace metal assessment in an uncontaminated marine ecosystem: the island of Ustica (Sicily, Italy), *WIT Trans. Ecol. Environ.*, 75 (2004), doi: 10.2495/GEO040311.
- [9] M.D. Wallenstein, S.K. McMahon, J.P. Schimel, Seasonal variation in enzyme activities and temperature sensitivities in Arctic tundra soils, *Global Change Biol.*, 15 (2009) 1631–1639.
- [10] M. Rajfur, A. Klos, M. Waclawek, Sorption properties of algae *Spirogyra* sp. and their use for determination of heavy metal ions concentrations in surface water, *Bioelectrochemistry*, 80 (2010) 81–86.
- [11] K. Anastasakis, A.B. Ross, Hydrothermal liquefaction of the brown macro-Alga *Laminaria saccharina*: effect of reaction conditions on product distribution and composition, *Bioresour. Technol.*, 102 (2011) 4876–4883.
- [12] C.-Y.P. Peng, K.L. Lee, G.M. Ingersoll, An introduction to logistic regression analysis and reporting, *J. Educ. Res.*, 96 (2002) 3–14.
- [13] R.P. Burns, R. Burns, *Business Research Methods and Statistics Using SPSS*, SAGE Open, 2008.
- [14] P. Wongsasulak, S. Chotpanarat, W. Siriwong, M. Robson, Using hair and fingernails in binary logistic regression for bio-monitoring of heavy metals/metalloid in groundwater in intensively agricultural areas, Thailand, *Environ. Res.*, 162 (2018) 106–118.
- [15] M. Guemouda, Z. Meghlaoui, T. Daas, O. Daas-Maamcha, P. Scaps, Monitoring pollution in East Algerian coasts using biochemical markers in the polychaete annelid *Perinereis cultrifera*, *Ann. Biol. Res.*, 5 (2014) 31–40.
- [16] K. Sifi, S. Chouahda, N. Soltani, Biosurveillance de l'environnement par la mesure de biomarqueurs chez *Donax Trunculus* dans le golfe d'annaba (Algérie), *Mesogee*, 63 (2007) 11–18.
- [17] S. Hidouci, A.B. Djebar, R. Amara, Et H. Sahraoui, Bacterial quality of coastal waters of Annaba (East Algeria), *Eur. J. Sci. Res.*, 120 (2014) 488–493.
- [18] S. Boucetta, W. Benchalel, S. Ferroudj, Z. Bouslama, H. Elmsellem, Trace metal biomonitoring of algae (*Ulva lactuca*), and Mollusks (*Patella caerulea*; *Stramonita haemastoma*; *Phorcus turbinatus*) along the Eastern-Algerian coast, *Moroccan J. Chem.*, 7 (2019) 444–459.
- [19] M.E. Conti, B. Bocca, M. Iacobucci, M.G. Finoia, M. Mecozzi, A. Pino, A. Alimonti, Baseline trace metals in seagrass, algae, and mollusks in a southern Tyrrhenian ecosystem (Linosa Island, Sicily), *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 58 (2010) 79–95.
- [20] J. Pempkowiak, A. Sikora, E. Biernacka, Speciation of heavy metals in marine sediments vs. their bioaccumulation by mussels, *Chemosphere*, 39 (1999) 313–321.
- [21] B. Bocca, M.E. Conti, A. Pino, D. Mattei, G. Forte, A. Alimonti, Simple, fast, and low-contamination microwave-assisted digestion procedures for the determination of chemical elements in biological and environmental matrices by sector field ICP-MS, *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, 87 (2007) 1111–1123.
- [22] M.E. Conti, G. Cecchetti, A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas, *Environ. Res.*, 93 (2003) 99–112.
- [23] F.N.M. El Sanharawi, M. El Sanharawi, F. Naudet, Understanding logistic regression, *J. Fr. Ophthalmol.*, 36 (2013) 710–715.
- [24] FAO and WHO Expert Committee on Food Additives and World Health Organization, *Toxicological Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants*, World Health Organization, 1993.
- [25] L.F. Lindner, Regulating food safety: the power of alignment and drive towards convergence, *Innovation: Eur. J. Soc. Sci.*, 21 (2008) 133–143.
- [26] M. Maluszynski, K. Nichterlein, L. Van Zanten, B.S. Ahloowalia, Officially Released Mutant Varieties - The FAO/IAEA DATABASE, Joint FAO/IAEA Division of Nuclear Techniques in Food and Agriculture and FAO/IAEA Agriculture and Biotechnology Laboratory, Seibersdorf International Atomic Energy Agency, Vienna, 2000, pp. 2–84.
- [27] D.W. Hosmer Jr., S. Lemeshow, R.X. Sturdivant, *Applied Logistic Regression*, 2nd ed., Wiley, 2013.
- [28] M. Stancheva, V. Ivanova, K. Peycheva, Determination of heavy metals in black sea *Mytilus galloprovincialis* and *Rapana venosa*, *Scr. Sci. Med.*, 44 (2012) 27, doi: 10.14748/ssm.v44i2.353.
- [29] Y.K. Das, A. Aksoy, R. Baskaya, H.A. Duyar, D. Guvenc, V. Boz, Heavy metal levels of some marine organisms collected in Samsun and Sinop coasts of Black Sea, in Turkey, *J. Anim. Vet. Adv.*, 8 (2009) 496–499.
- [30] G. Zhelyazkov, T. Yankovska-Stefanova, E. Mineva, D. Stratev, I. Vashin, L. Dospatliev, E. Valkova, T. Popova, Risk assessment of some heavy metals in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) and veined rapa whelks (*Rapana venosa*) for human health, *Mar. Pollut. Bull.*, 128 (2018) 197–201.
- [31] A. Mülayim, H. Balkıs, Toxic metal (Pb, Cd, Cr, and Hg) levels in *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846), *Eriphia verrucosa* (Forskål, 1775), and sediment samples from the Black Sea littoral (Thrace, Turkey), *Mar. Pollut. Bull.*, 95 (2015) 215–222.
- [32] L. Bat, H.C. Öztekin, Heavy metals in *Mytilus galloprovincialis*, *Rapana venosa* and *Eriphia verrucosa* from the Black Sea coasts of Turkey as bioindicators of pollution, *Walaalak J. Sci. Technol.*, 13 (2016) 715–728.
- [33] S. Chakraborty, T. Bhattacharya, G. Singh, J.P. Maity, Benthic macroalgae as biological indicators of heavy metal pollution in the marine environments: a biomonitoring approach for pollution assessment, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 100 (2014) 61–68.
- [34] M. Caliceti, E. Argese, A. Sfriso, B. Pavoni, Heavy metal contamination in the seaweeds of the Venice lagoon, *Chemosphere*, 47 (2002) 443–454.
- [35] S. Topcuoğlu, Ç. Kirbaşoğlu, N. Güngör, Heavy metals in organisms and sediments from Turkish Coast of the Black Sea, 1997–1998, *Environ. Int.*, 27 (2002) 521–526.
- [36] E.N. Chernova, S.I. Kozhenkova, Determination of threshold concentrations of metals in indicator algae of coastal waters in the northwest Sea of Japan, *Oceanology*, 56 (2016) 363–371.
- [37] N.A. Al-Shwafi, A.I. Rushdi, Heavy metal concentrations in marine green, brown, and red seaweeds from coastal waters of Yemen, the Gulf of Aden, *Environ. Geol.*, 55 (2007) 653–660.
- [38] T. Sawidis, M.T. Brown, G. Zachariadis, I. Srtas, Trace metal concentrations in marine macroalgae from different biotopes in the Aegean Sea, *Environ. Int.*, 27 (2001) 43–47.
- [39] G. Lozano, A. Hardisson, A.J. Gutiérrez, M.A. Lafuente, Lead and cadmium levels in coastal benthic algae (seaweeds) of Tenerife, Canary Islands, *Environ. Int.*, 28 (2003) 627–631.
- [40] V. Rigollet, A. Sfriso, A. Marcomini, M.L. De Casabianca, Seasonal evolution of heavy metal concentrations in the surface sediments of two Mediterranean *Zostera marina* L. beds at Thau lagoon (France) and Venice lagoon (Italy), *Bioresour. Technol.*, 95 (2004) 159–167.
- [41] P. Malea, A. Chatziapostolou, T. Kevrekidis, Trace element seasonality in marine macroalgae of different functional-form groups, *Mar. Environ. Res.*, 103 (2015) 18–26.
- [42] S. Haritonidis, P. Malea, Seasonal and local variation of Cr, Ni and Co concentrations in *Ulva rigida* C. Agardh and *Enteromorpha linza* (Linnaeus) from Thermaikos Gulf, Greece, *Environ. Pollut.*, 89 (1995) 319–327.
- [43] T. Boubonari, P. Malea, T. Kevrekidis, The green seaweed *Ulva rigida* as a bioindicator of metals (Zn, Cu, Pb and Cd) in a low-salinity coastal environment, *Bot. Mar.*, 51 (2008), doi: 10.1515/BOT.2008.059.
- [44] D.J.H. Phillips, *Use of Macroalgae and Invertebrates as Monitors of Metal Levels in Estuaries and Coastal Waters*, CRC Press, 1990.

**Appendix A: Spatio-temporal variations of metallic contents 'Cr, Cd, Cu, Pb, Zn and Ni' in rocky aquatic organisms all along the East-Algerian coasts from December 2011 to December 2019.**



**Appendix B: Spatio-temporal variations of metallic contents 'Cr, Cd, Cu, Pb, Zn and Ni' in algae "Ulva lactuca" all along the East-Algerian coasts from December 2011 to December 2019.**





People's Democratic Republic of Algeria  
Ministry of Higher Education and Scientific Research  
University August 20, 1955 Skikda  
Faculty of Sciences  
Department of Agronomic Sciences



Laboratory for the Optimization of Agricultural Production in Sub-humid Zones (LOPAZS)

## **INTERNATIONAL SEMINAR ON VALORIZATION OF AGRONOMIC, ECOLOGICAL AND FOOD RESOURCES (ISVAEFR 2022) 18, 19 & 20 OCTOBER 2022**

The President of the International Seminar on the Valorization of Agronomic, Ecological and Food Resources, certified that :  
Mrs. : FERROUDJ SOUMIA

Presented a Poster communication entitled:

**MODELISATION DE LA DYNAMIQUE DES POPULATIONS (AGE, SEX-RATIO ET TAILLE A LA 1ERE MATURETE SEXUELLE) DE PHORCUS (OSILI)  
TURBINATUS (GASTROPODA, TROCHIDAE) DES COTES EST- ALGERIEN**

Co-authors: **SABRINE BOUCETTA, MOHAMED FAOUZI SAMAR, WAFI BENCHALEL ET ZIHED BENSLAMA**  
President of ISVAEFR-2022

Université 20 Août 1955- Skikda  
Faculté des Sciences  
Département des Sciences Agronomiques  
Séminaire International SVR - Valorisation des Ressources  
Agronomiques, Ecologiques et Alimentaires 18 -19 -20 Octobre 2022  
- SVRAEA 2022 -



## CERTIFICATE OF ATTENDANCE

Joint Conference Entitled

“Future of Livestock and Food Security”

**The 6<sup>th</sup> International Conference of Animal and Fish Production Department**  
Faculty of Agriculture , Alexandria University

**The 20<sup>th</sup> Conference of The Egyptian Society of Animal Production**

Alexandria - Egypt

October 31-November 3, 2023

It is Hereby Confirmed That

**DR. SOUMIA FERROUDJ**

**Egyptian Society of Animal Production**

Has Attended This Conference for poster presentation

**ESAP**  
**Dr. Samy Abou-Bakr Mahmoud**

President of The Egyptian Society  
of Animal Production and Conference  
General Secretary

**Sobhy Sallam**  
**Prof. Dr. Sobhy Mohamed Sallam**

Head of Animal and Fish Production  
Department and Conference Coordinator



**H.S.A. Saleh**  
**Prof. Dr. Mohamad Bahieeldeen**

Dean of the Faculty of Agriculture

Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique

Université Chadli Bendjedid –ElTarf  
Faculté des Sciences et de la Technologie



جامعة الشاذلي بن جديد  
Université Chadli Bendjedid



جامعة الشاذلي بن جديد  
Université Chadli Bendjedid

ATTESTATION DE PARTICIPATION



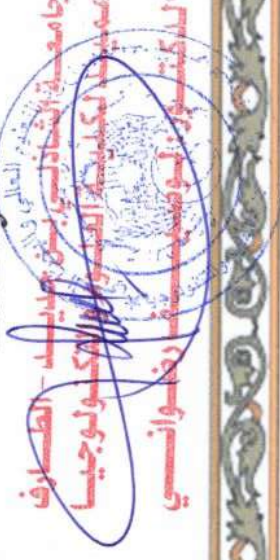
Le Doyen de la Faculté des Sciences et de la Technologie de L'Université Chadli Bendjedid –

El Tarf, atteste que : Mme/Melle/Mr. **Ferroudj.S**

a participé à la célébration de la journée mondiale de l'eau le 22-03-2023, par une  
communication par affiche intitulée : **Etude de la pollution métallique Pb, Cu, Zn et Ca le  
long des côtes de l'est algérien.**

Co-auteurs : Samar.MR, Boucetta.S et Benchallel.W.

Le Doyen





République Algérienne Démocratique et Populaire  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique  
International Journal of Human Settlements

<https://www.aneau.org/ijhs/>

ISSN : 2588-1779



Google Meet

# ATTESTATION

Cette attestation est délivrée à :

**Soumia Ferroudj**, Biology, Badji Mokhtar University, Laboratory of terrestrial and aquatic ecology « ecoSTaQ », Annaba, Algeria.  
**Sabrina Boucetta**, Department of Marine Science, Badji Mokhtar Annaba University, Algeria.  
**Chahinez Mezghich**, Department of science of nature and life, university of August 20, 1955 skikda.  
**Hadjer Bouanani**, Department of science of nature and life, university of August 20, 1955 skikda.  
**Ines Kraïm**, Department of science of nature and life, university of August 20, 1955 skikda.  
**wafa Benchalel**, Badji Mokhtar University, Laboratory of terrestrial and aquatic ecology « ecoSTaQ », Annaba, Algeria.

Pour leur participation au **SÉMINAIRE INTERNATIONAL SUR LES SCIENCES NATURELLES ET DE LA VIE** en ligne (webinaire), organisé par **International Journal of Human Settlements** le 19 et 20 Février 2021, avec une **communication orale** intitulée:

**Essai éco-toxicologique à l'aide d'un bio-essai Phorcus turbinatus (Gastéropode, Trochidaes) : Aspect Géno-histo-pathologique**

Oran, Algerie

20/02/2021



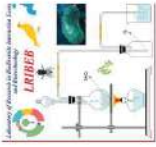
الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
People's Democratic Republic of Algeria

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministry of Higher Education and Scientific Research

قسم علوم الطبيعة والحياة - كلية العلوم - جامعة 20 أوت 1955 - سكيكدة-

UNIVERSITY 20 August 1955 - SKIKDA- Faculty of Sciences- Department of Natural and Life Sciences



**CERTIFICATE**

OF ATTENDANCE

*Soumia Ferroudj*

For attending:

**1st International Seminar on Pollution, Health,  
Environment and Bio-monitoring**

SIPSEB'21 DECEMBER 27-28, 2021, SKIKDA, ALGERIA

And Presenting **Oral Communication** entitled:

**Modélisation De La Bioaccumulation Métallique (In Vivo & In Situ) Chez Phorcus Turbinatus  
(Gastéropode, Trochidae), Du Littoral Est-Algérien**

**Authors:** Soumia Ferroudj, Sabrina Boucetta, Wafa Benchalel, Ismahane Ghorab, Manel Issasfa, Zihed Bouslama

CONFERENCE CHAIR

*Dr: BOUCETTA Sabrina  
Maitre de Conférences .A*

SIGNATURE

Université 20 Août 1955 Skikda  
Faculté des Sciences  
Séminaire International de Pollution,  
Santé, Environnement et Bio-monitoring  
SIPSEB 2021



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
وزارة الصيد البحري و المنتجات الصيدية  
République Algérienne démocratique et populaire  
Ministère de la pêche et des productions halieutiques



المركز الوطني للبحث والتنمية في الصيد البحري وتربية المائيات  
Centre National de Recherche et du Développement de la pêche et de l'Aquaculture  
« CNRDPA »

## Attestation de Participation

La présidente du 1<sup>er</sup> Séminaire International sur les Impacts des changements globaux sur la ressource et les milieux aquatiques (ICGRMA-2021) tenu du 8 au 9 Décembre 2021 au Centre National de Recherche et du Développement de la pêche et de l'Aquaculture (CNRDPA) atteste que :

Mr / Mme : **BOUCETTA Sabrina**

a participé activement au séminaire et a présenté une communication ORALE intitulée :

« **Diversité biologique des troques (Gastropoda, Trochidae) le long des côtes de l'Est algérien : impact de changement climatique** »

Co-auteurs : FERROUDJ Soumia, BOULESNANE Abdennour et BENCHALEL Wafa

Directeur du CNRDPA

Mr. DJELLALI Mostapha

Présidente du séminaire ICGRMA 2021

Dr. EL HAOUATI GUECHAOUI Habiba



المركز الوطني للبحث والتنمية  
في الصيد البحري و تربية المائيات



République Algérienne Démocratique et Populaire  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique  
International Journal of Human Settlements  
<https://www.aneau.org/ijhs/>  
ISSN : 2588-1779



Google Meet

# ATTESTATION

Cette attestation est délivrée à :

**Sabrine Boucetta**, Department of Marine Science, Badji Mokhtar Annaba University, Algeria.  
**Soumia Ferroudj**, Biology, Badji Mokhtar University, Laboratory of terrestrial and aquatic ecology « ecoSTaQ », Annaba, Algeria.  
**Besma Rameche**, Department of science of nature and life, university of August 20, 1955 skikda.  
**wafa Benchalel**, Badji Mokhtar University, Laboratory of terrestrial and aquatic ecology « ecoSTaQ », Annaba, Algeria.

Pour leur participation au **SÉMINAIRE INTERNATIONAL SUR LES SCIENCES NATURELLES ET DE LA VIE** en ligne (webinaire), organisé par **International Journal of Human Settlements** le 19 et 20 Février 2021, avec une **communication orale** intitulée:

**ÉVALUATION DE LA QUALITÉ MICROBIOLOGIQUE DE LA CREVETTE BLANCHE Parpenaues Longirostris (LUCAS, 1846), DES CÔTES EST-ALGÉRIENS.**

Oran, Algérie  
20/02/2021



# CERTIFICATE

OF ORGANIZER

AWARDED TO

**FERROUDJ Soumia**

In appreciation of his/her esteemed support as organizing committee member for **"The 1st International Seminar on Pollution, Health, Environment and Bio-monitoring"** held on 27-28 December 2021, University of August 20, 1955 -Skikda, Algeria.

CONFERENCE CHAIR

**Dr. BOUCETTA Sabine**  
Maître de Conférences .A

Université 20 Août 1955 Skikda  
Faculté des Sciences  
Séminaire International de Pollution,  
Santé, Environnement et Bio-monitoring  
SIPSEB 2021

HIGHEST



RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE  
UNIVERSITÉ CHADLI BENJEDID EL-TARF  
FACULTÉ DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE



## ATTESTATION DE PARTICIPATION

La Présidente de la Journée d'Etude sur les Zones Humides  
(JEZH, 24 – webinaire), qui s'est déroulé le 21 Février 2024 atteste que.

**Madame. FEROUDJ Soumia.**

A contribué à cette journée en tant que membre du comité d'organisation.

**Uta Présidente** Jeddil et Tarf  
Faculté Des Sciences De la Nature et De la

  
Présidente JEZH  
Dr : RIEJ HADIA



\*\*\*\*\*

**Titre :** Évaluation et cartographie du stock du gastéropode Trochidé,  
*Phorcus turbinatus* (Born, 1780) le long des côtes de l'Est Algérien.

**Diplôme :** Thèse de Doctorat 3ème Cycle. Université d'Annaba.

**Auteur :** FERROUDJ Soumia

**Directrice de thèse :** Professeure BENCHALEL WAF A.

**Année :** 2025.

\*\*\*\*\*

## RÉSUMÉ.

Dans le cadre de la gestion durable des ressources benthiques du littoral Est algérien, cette étude a pour objectif l'évaluation et la cartographie du stock du gastéropode trochidé *Phorcus turbinatus* (Born, 1780), espèce bioindicatrice caractéristique des substrats rocheux intertidaux. Ce travail s'appuie sur une approche intégrée combinant l'étude des structures démographiques, la dynamique de croissance, la bioaccumulation des métaux lourds, la modélisation halieutique et l'analyse spatiale via les Systèmes d'Information Géographique (SIG). Les échantillons ont été collectés durant une année (2019) dans trois stations impactées : St.1 (plage El Djerda, Baie de Collo), St.2 (plage Guerbaz, Baie de Guerbez), et St.3 (Baie d'El Kala).

L'approche analytique a porté sur dix axes majeurs : (1) croissance linéaire et pondérale, (2) estimation des paramètres de croissance (VBGF), (3) structure des stocks et biomasse relative ( $B/B_0$ ), (4) maturité sexuelle et recrutement, (5) modélisation halieutique GTG-LBSPR, LIME et LBB, (6) pression de pêche ( $F/K$ ,  $F/M$ ), (7) qualité physico-chimique du milieu, (8) niveaux de contamination métallique (Zn, Cu, Pb, Cd), (9) indice de condition et réponses physiologiques, (10) cartographie SIG et agrégation spatiale.

Les résultats montrent une forte variabilité des structures de taille entre les stations. Une croissance allométrique minorante est observée dans les sites impactés (St.1 et St.3), tandis que la croissance est isométrique à la station (St.2). La taille maximale enregistrée est de 24.32 mm et l'âge peut atteindre 10 ans à St.3 et 8 ans à (St.1). (St.2). Les données révèlent également un dimorphisme sexuel, avec des dimensions operculaires plus marquées chez les femelles.

L'évaluation des stocks révèle un état de surexploitation critique à St.2 et St.3 ( $SPR < 10\%$ ,  $B/B_0 < 0,1$ ), confirmée par la disparition des individus adultes et une maturité sexuelle précoce. À St.1, la biomasse élevée masque une vulnérabilité du stock reproducteur liée à une sélectivité accrue. L'évaluation halieutique, par les modèles GTG-LBSPR, LIME et LBB, révèle un état de surexploitation critique, notamment à St.2 (Guerbaz,  $SPR = 4\%$ ,  $B/B_0 = 0,036$ ) et St.3 (El Kala,  $SPR = 8\%$ ), avec une forte pression de pêche ( $F/K > 2$ ). À St.1 (Collo), la structure de taille suggère une sélectivité sur les grands individus. Ces constats sont cohérents avec la disparition progressive des classes adultes et la prédominance des juvéniles, compromettant la durabilité des stocks.

L'analyse écotoxicologique met en évidence une bioaccumulation significative du Zn et du Pb, surtout à St.1, avec des teneurs plus élevées chez les femelles. Le cuivre présente des concentrations notables à St.3. Le cadmium reste faiblement accumulé. L'indice TEPI confirme une pollution modérée à forte dans les stations impactées, susceptible d'altérer la reproduction et la croissance de l'espèce. Ces éléments confirment la sensibilité de *P. turbinatus* aux métaux lourds et son potentiel comme bioindicateur de contamination.

La cartographie SIG et l'analyse spatiale (ANN) ont mis en évidence des modèles d'agrégation saisonnière, principalement au printemps ( $R = 0,218$ ), influencés par la topographie, la microhabitabilité et les cycles biologiques. Cette approche a permis d'identifier les zones de haute densité, contribuant ainsi à une meilleure connaissance de la distribution spatiale des stocks et à la planification de mesures de protection ciblées.

En définitive, cette étude met en lumière la vulnérabilité écologique de *Phorcus turbinatus* face à la double pression de la pollution et de la surexploitation, tout en confirmant la pertinence de l'usage combiné des modèles halieutiques et des outils SIG dans l'évaluation spatiale des stocks et la gestion raisonnée des ressources littorales.

---

**Mots clés :** *Phorcus turbinatus*, Trochidae, croissance, biomasse, bioaccumulation, GTG-LBSPR, LBB, SIG, pollution métallique, surexploitation, cartographie, biosurveillance, Algérie Est.