



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي



MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

جامعة باجي مختار – عنابة

UNIVERSITÉ BADJI MOKHTAR -ANNABA

FACULTÉ DES SCIENCES

DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE

LABORATOIRE DE Neuro-endocrinologie Appliquée

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

Domaine : SCIENCE DE LA NATURE ET DE LA VIE

Filière : Ecologie et Environnement

Spécialité : Biologie et Ecologie Animale

Intitulé

**Etat environnemental d'une lagune méditerranéenne, le cas d'El Mellah
au Nord-est algérien**

Présentée par : M^{lle} HAMZA Hadjer

Devant un jury composé de :

- Pr. HABBACHI Wafa	Présidente	Université – Annaba
- Pr. MAMMERIA Aicha Beya	Directrice de thèse	Université – Alger 1
- Dr. DE WIT Rutger	Co-directeur de thèse	Université - Montpellier
- Pr. BITAM Idir	Examineur	ESSAIA – Alger
- Pr. BOUMENDJEL Mahieddine	Examineur	Université – Annaba
- Pr. LAFRI Ismail	Examineur	Université – Blida 1

Année universitaire : 2023/2024

Remerciements

Tout d'abord, je souhaite exprimer ma gratitude envers Dieu pour m'avoir accordé le courage, la patience et la persévérance nécessaires pour achever cette thèse.

Par les lignes ci-dessous, je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à mener à bout cette thèse.

J'aimerais exprimer mes sincères remerciements à M^{me}. **Aicha Beya MAMMERIA**, ma directrice de thèse, Professeur à l'Université Benyoucef Benkhedda d'Alger 1. Elle a joué un rôle essentiel en supervisant ma thèse, mais surtout en me témoignant sa confiance, en me prodiguant des conseils avisés, des critiques constructives et une assistance constante. Je suis reconnaissante de ses qualités pédagogiques tant sur le plan scientifique qu'humain.

Je suis extrêmement reconnaissante envers M. **Rutger DE WIT** (Directeur de Recherche au CNRS- Montpellier) d'avoir accepté de co-diriger cette thèse et de m'avoir accueillie au sein du laboratoire MARBEC. Je tiens à le remercier sincèrement pour avoir mis à ma disposition tous les moyens techniques et scientifiques nécessaires à la réalisation de mes expérimentations. Je suis également reconnaissante de ses conseils précieux, de ses critiques constructives et de son soutien continu. Je tiens également à exprimer ma gratitude pour sa confiance, son soutien constant, sa gentillesse et ses qualités humaines.

Je tiens à exprimer mes sincères remerciements et ma profonde gratitude à M^{me} **Wafa HABBACHI**, cheffe de formation doctorale et professeur à l'Université Badji Mokhtar d'Annaba, pour sa générosité en consacrant une quantité considérable de son temps à m'écouter et à me guider tout au long de ce travail. Je suis également reconnaissant(e) de votre soutien inébranlable, de votre gentillesse et de vos qualités humaines.

Je remercie également, M. **Abdelmadjid BAIRI**, Professeur à l'Université Badji Mokhtar d'Annaba, pour m'avoir accueilli dans son laboratoire de Neuroendocrinologie appliquée. Sa constante assistance, son esprit ouvert et sa gentillesse ont été des facteurs déterminants dans la réalisation de mes objectifs.

Je tiens également à exprimer mes sincères remerciements à M. **Idir BITAM**, Professeur à l'École Supérieure des Sciences de l'Aliment et des Industries Agroalimentaires d'Alger, à M. **Mahieddine BOUMENDJEL**, professeur à l'Université Badji Mokhtar d'Annaba, ainsi qu'à M. **Ismail LAFRI**, professeur à l'Université de Blida 1, pour avoir accepté de juger ce travail en tant qu'examineurs. Leur participation et leur expertise ont été d'une valeur inestimable pour l'évaluation de cette thèse. Je suis reconnaissante de leur engagement et de leur soutien, qui ont grandement contribué à l'enrichissement de cette recherche.

Je remercie, également, M. **Abdelkrim TAHRAOUI** (Paix à son âme) Professeur à l'Université Badji Mokhtar d'Annaba, pour m'avoir accueilli au sein de son laboratoire de Neuroendocrinologie appliquée, pour son aide continue, son ouverture d'esprit et sa gentillesse, autant d'éléments qui m'ont permis d'atteindre mes objectifs.

Nous tenons à exprimer nos sincères remerciements au Pr. **Slim BENYACOUB**, président du comité de formation doctorale : Biologie et Écologie Animale, pour sa précieuse aide dans la finalisation de la procédure de soutenance.

Nous souhaitons exprimer nos sincères remerciements aux membres du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée, notamment au Pr. **Noureddine SOLTANI**, pour leur précieuse aide. Votre soutien a été essentiel et nous sommes reconnaissants de pouvoir compter sur votre expertise et votre collaboration tout au long de notre projet.

J'aimerais également exprimer ma profonde gratitude envers le Pr. **Nabil BOUGHERIRA**, chef de département de géologie, pour son aide précieuse lors de la période d'échantillonnage sur le terrain.

Je tiens à exprimer ma sincère gratitude et mes plus chaleureux remerciements à **l'Université de Montpellier**, plus spécifiquement au laboratoire **MARBEC**, pour leur soutien financier qui a rendu possible la réalisation de mes stages en France tout au long de ces années. Je suis extrêmement reconnaissante de cette opportunité qui a contribué de manière significative à mon parcours académique et professionnel.

Je tiens à exprimer ma gratitude envers toute l'équipe du laboratoire de **neuroendocrinologie appliquée**, ainsi que mes collègues doctorants, pour leur précieuse contribution aux échanges techniques et scientifiques, ainsi que pour leur sympathie et leur accueil chaleureux tout au long de ces quatre années de thèse.

Je remercie de tout mon cœur ma famille, ma mère **Fouzia**, mon père **Sebti**, ma grand-mère **Rebeh**, ma sœur **Wafa**, ma sœur **Dikra** et son mari **Abdenour**, ma tante **Akila**, mes chers oncles **Elhedj** et **Adel**, ma chère cousine **Nadia** ainsi que mes chers cousins **Yasser** et **Aymen**. Votre patience, votre soutien inébranlable et vos encouragements ont été essentiels, et sans vous, rien de tout cela n'aurait été possible. Je suis incapable de trouver les mots justes pour vous témoigner toute ma reconnaissance.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers mes amies qui sont mes sœurs, **Marwa** et **Linda**, avec qui j'ai partagé cette incroyable aventure quotidienne. Leur capacité à apporter un regard différent à mes problèmes, qu'ils soient personnels ou professionnels, a été d'une valeur inestimable pour moi. Un immense merci pour leur présence et leur soutien précieux.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers **Emna**, une amie tunisienne que j'ai eu la chance de rencontrer à Montpellier. Je souhaite lui adresser mes chaleureux remerciements pour son écoute attentive et son précieux soutien durant les moments difficiles que j'ai traversés. Sa présence et son amitié sont des sources de reconnaissance infinie pour moi.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers la famille **Taybi**, qui est devenue comme une deuxième famille pour moi et qui m'a soutenu tout au long de ces années parfois difficiles. Je souhaite leur rendre un immense hommage pour leur disponibilité à tout moment et leur dévouement inébranlable à m'aider en toutes circonstances.

Résumé

En tant qu'écosystème lagunaire unique en Algérie, la lagune d'El Mellah présente de nombreux intérêts scientifiques, environnementaux et socio-économiques, ce qui en fait un domaine fertile pour la recherche et l'exploration. L'objectif de la présente étude est d'examiner la relation entre les angiospermes; leurs bivalves associés et les conditions environnementales afin d'évaluer l'état de santé de la lagune. Cette étude a été menée mensuellement durant 2019 au niveau de trois stations choisies en raison de leur influence à la fois continentale et marine.

L'analyse de la variation spatio-temporelle des angiospermes met en évidence des changements significatifs dans leur répartition au sein de la lagune qui semblent être liés aux fluctuations des conditions environnementales d'El Mellah. On observe que *Zostera noltei* (Hornemann, 1832) domine les stations influencées par les eaux douces, tandis que *Ruppia maritima* (Linnaeus, 1753) domine le nord de la lagune, où l'influence des eaux marine est plus prononcée. La biomasse de *Zostera noltei* est corrélée positivement avec la température à l'opposé de *Ruppia maritima* corrélé positivement avec la salinité. Les herbiers d'El Mellah présentent une abondance remarquable, avec une biomasse qui peut atteindre durant la période estivale $1313,32 \pm 132,73$ g DW.m⁻², ce qui reflète le degré trophique de lagune.

Les herbiers d'El Mellah abritent des bivalves associés composée de cinq espèces: *Cerastoderma glaucum* (Bruguère, 1789), *Abra ovata* (R. A. Philippi, 1836), *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758), *Loripes orbiculatus* (Poli, 1795) et la nouvelle espèce invasive *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842). La densité des bivalves est corrélée avec la biomasse des herbiers. Les deux espèces comestibles *Ruditapes decussatus* et *Cerastoderma glaucum* sont menacées dans cette zone en raison de la réduction de la distribution de l'herbier *Ruppia maritima* ainsi que le colmatage du chenal. La densité de *Loripes orbiculatus* est corrélée positivement avec la biomasse épigée et hypogée de *Zostera noltei*, ainsi qu'avec la température, ce qui suggère l'existence d'un mutualisme tripartite entre les herbiers, les bivalves lucinidae et leurs symbiotes branchiaux consommateurs de sulfure.

L'espèce invasive *A. senhousia*, qui a été observée pour la première fois en juin 2019 à El Mellah. Les spécimens ont été observés attachés aux feuilles et aux rhizomes de *Z. noltei* et, dans une moindre dans un moindre degré, sur les coquilles vides de la coque *Cerastoderma glaucum*. Des que son introduction elle domine la bivalve d'El Mellah avec une densité maximale de 1321 ± 1167 ind.m⁻². Ce phénomène peut entraîner un déclin de la biodiversité de la lagune, notamment de l'herbier *Z. noltei* et de la coque menacée *C. glaucum*. Il est nécessaire de mener des études approfondies afin d'évaluer l'impact d'*A. senhousia* dans la lagune d'El Mellah, afin de mettre en place des mesures de conservation et de restauration appropriées pour préserver l'intégrité de l'écosystème.

Mots-clés : lagune côtière, El Mellah, Angiosperme, *Zostera noltei*, *Ruppia maritima*, *Ruppia cirrhosa*, bivalves associés, mutualisme, espèce invasive, *Arcuatula senhousia*, biodiversité.

Abstract

As a unique lagoon ecosystem in Algeria, El Mellah lagoon exhibits numerous scientific, environmental, and socio-economic interests, making it a fertile domain for research and exploration. The objective of this study is to examine the relationship between angiosperms, their associated bivalves, and environmental conditions to assess the health status of the lagoon. This study was conducted monthly throughout 2019 at three stations selected due to their combined continental and marine influences.

The analysis of the spatio-temporal variation of angiosperms reveals significant changes in their distribution within the lagoon, which appear to be linked to fluctuations in the environmental conditions of El Mellah. It is observed that *Zostera noltei* (Hornemann, 1832) dominates the stations influenced by freshwater, while *Ruppia maritima* (Linnaeus, 1753) dominates the northern part of the lagoon, where the influence of marine waters is more pronounced. The biomass of *Zostera noltei* is positively correlated with temperature, whereas *Ruppia maritima* shows a positive correlation with salinity. The El Mellah seagrass beds exhibit remarkable abundance, with a biomass that can reach 1313.32 ± 132.73 g DW.m⁻² during the summer period, reflecting the trophic state index of the lagoon.

The seagrass beds of El Mellah harbor an associated bivalves consisting of five species: *Cerastoderma glaucum* (Bruguière, 1789), *Abra ovata* (R. A. Philippi, 1836), *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758), *Loripes orbiculatus* (Poli, 1795), and the new invasive species *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842). The density of bivalves is correlated with the biomass of the seagrass beds. The two edible species, *Ruditapes decussatus* and *Cerastoderma glaucum*, are threatened in this area due to the reduction in the distribution of the seagrass *Ruppia maritima* and the silting of the channel. The density of *Loripes orbiculatus* is positively correlated with the aboveground and belowground biomass of *Zostera noltei*, as well as with temperature, suggesting the existence of a tripartite mutualism between the seagrass beds, lucinidae bivalves, and their sulfide-oxidizing gill symbionts.

The invasive species *Arcuatula senhousia*, which was first observed in June 2019 in El Mellah, has been found attached to the leaves and rhizomes of *Zostera noltei*, and to a lesser extent, on the empty shells of the bivalve *Cerastoderma glaucum*. Since its introduction, it has dominated the bivalve community in El Mellah with a maximum density of 1321 ± 1167 ind.m⁻². This phenomenon can lead to a decline in the biodiversity of the lagoon, particularly affecting the *Zostera noltei* seagrass and the threatened *Cerastoderma glaucum* species. It is necessary to conduct comprehensive studies to assess the impact of *Arcuatula senhousia* in the El Mellah lagoon in order to implement appropriate conservation and restoration measures to preserve the integrity of the ecosystem.

Keywords: Coastal lagoon, El Mellah, Angiosperm, *Zostera noltei*, *Ruppia maritima*, *Ruppia cirrhosa*, associated bivalves, mutualism, invasive species, *Arcuatula senhousia*, biodiversity.

الملخص

كنظام بيئي فريد من نوعه في الجزائر ، تعرض بحيرة الملاح العديد من الاهتمامات العلمية والبيئية والاجتماعية والاقتصادية ، مما يجعلها مجالاً خصباً للبحث والاستكشاف. الهدف من هذه الدراسة هو فحص العلاقة بين كاسيات البذور ، والحيوانات الكبيرة المرتبطة بها ، والظروف البيئية لتقييم الحالة الصحية للبحيرة. أجريت هذه الدراسة شهرياً طوال عام 2019 في ثلاث محطات تم اختيارها بسبب التأثيرات القارية والبحرية مجتمعة.

كشفت تحليل التباين المكاني والزمني في كاسيات البذور عن تغييرات كبيرة في توزيعها داخل البحيرة ، والتي يبدو أنها مرتبطة بالتقلبات في الظروف البيئية للملاح. ويلاحظ أن *Zostera noltei* (Hornemann, 1832) يهيمن على المحطات المتأثرة بالمياه العذبة ، بينما تهيمن *Ruppia maritima* (Linnaeus, 1753) على الجزء الشمالي من البحيرة ، حيث يكون تأثير المياه البحرية أكثر وضوحاً. ترتبط الكتلة الحيوية لـ *Zostera noltei* ارتباطاً إيجابياً بدرجة الحرارة ، بينما تظهر *Ruppia maritima* ارتباطاً إيجابياً بالملوحة. تُظهر أحواض الأعشاب البحرية في الملاح وفرة ملحوظة ، مع كتلة حيوية يمكن أن تصل إلى $132.73 \pm 1313.32 \text{ g DW.m}^{-2}$ خلال فترة الصيف ، مما يعكس مؤشر الحالة التغذوية للبحيرة.

الأعشاب البحرية في الملاح على حيوانات كبيرة مرتبطة بها تتكون من خمسة أنواع من ذوات الصدفتين تحتوي مرج *Cerastoderma glaucum* (Bruguère, 1789), *Abra ovata* (A.R. Philippi, 1836), *Ruditapes decussatus*

Arcuatula senhousia (Linnaeus, 1758), *Loripes orbiculatus* (Poli, 1795) و الأنواع الغازية الجديدة *Cerastoderma glaucum* و *Ruditapes decussatus* ، مهردادان في هذه المنطقة بسبب انخفاض توزيع الأعشاب البحرية *Ruppia maritima* وتخزين القناة. ترتبط كثافة *Loripes orbiculatus* ارتباطاً إيجابياً بالكتلة الحيوية فوق الأرض وتحتها من *Zostera noltei* ، وكذلك مع درجة الحرارة ، مما يشير إلى وجود تبادل ثلاثي بين طبقات الأعشاب البحرية ، وذوات الصدفتين *lucinidae* ، وخياشيمها المؤكسدة للكبريتيد.

تم العثور على الأنواع الغازية *Arcuatula senhousia* ، التي لوحظت لأول مرة في جوان 2019 في الملاح ، مرتبطة بأوراق وجذور *Zostera noltei* ، وبدرجة أقل ، على الأصداف الفارغة من ذوات الصدفتين *Cerastoderma glaucum*. منذ ظهورها ، سيطرت على المجتمع ذي الصدفتين في الملاح بكثافة قصوى تبلغ 1167 ± 1321 فرد م². يمكن أن تؤدي هذه الظاهرة إلى انخفاض في التنوع البيولوجي للبحيرة ، خاصة التأثير على الأعشاب البحرية *Zostera noltei* وأنواع *Cerastoderma glaucum* المهددة. من الضروري إجراء دراسات شاملة لتقييم تأثير *Arcuatula senhousia* في بحيرة الملاح من أجل تنفيذ تدابير الحفظ والاستعادة المناسبة للحفاظ على سلامة النظام البيئي.

الكلمات المفتاحية: بحيرة شاطنة، الملاح، كاسيات البذور، *Zostera noltei*، *Ruppia maritima*، *Ruppia cirrhosa*، ذوات الصدفتين المصاحبة، التكافل التبادلي، الأنواع الغازية، *Arcuatula senhousia*، التنوع البيولوجي.

Table des matières

1. Introduction générale	1
2. État de l'art	6
2.1. Milieu d'étude	6
2.1.1. Climatologie	6
2.1.2. Hydrodynamisme	8
A. Bassin versant	8
B. Courants.....	9
C. Phénomène de marées	10
2.1.3. Établissement de la carte bathymétrique	11
2.1.4. Sédimentologie	12
2.1.5. Exploitation aquacole de la lagune	13
2.2. Les macrophytes immergés dans les écosystèmes lagunaire.....	14
2.2.1. Angiosperme.....	15
2.2.1.1. <i>Zostera noltei</i>	16
2.2.1.2. <i>Ruppia maritima</i> et <i>Ruppia cirrhosa</i>	18
2.3. Le déclin des herbiers	20
➤ Eutrophisation	21
2.4. Bivalves associés aux herbiers	22
2.4.1. Bivalves associés aux herbiers	22
➤ Les bivalves lucinidae	23
2.5. Les espèces invasives marines	24
➤ <i>Arcuatula senhousia</i>	24
3. Matériel et méthodes	27
3.1. Description du milieu d'étude	27
3.2. Choix des stations	27
3.3. Paramètres physico-chimiques	29
3.4. Étude quantitative du macrobenthos	29
3.4.1. Échantillonnage des communautés macrobenthiques.....	29
3.4.1.1. Matériel	29
3.4.1.2. Stratégie d'échantillonnage	30
3.4.2. Tri et identification de Macrobenthos	30
➤ Les macrophytobenthos.....	30
➤ La macrofaune	31
3.5. Expression des résultats	33
3.5.1. La biomasse, paramètre descriptif de l'évolution des herbiers	33
3.5.2. La densité	34
3.6. Exploitation des résultats.....	35
3.6.1. Les indices écologiques	35
3.6.2. Analyses statistiques	37
4. Résultats	38

4.1. Caractéristiques physico-chimiques.....	38
4.1.1. Variations spatio-temporelles des caractéristiques physico-chimiques.....	38
4.1.2. Relation entre les caractéristiques physico chimiques	42
➤ Trajectoire de la température en fonction de la salinité.....	42
➤ Trajectoire la salinité en fonction de la température.....	44
➤ Trajectoire de la salinité en fonction des précipitations.....	47
➤ Trajectoire de l’oxygène dissous en fonction de la salinité	49
➤ Trajectoire de l’oxygène dissous en fonction de la température.....	52
4.2. Description des angiospermes et leurs bivalves associés.....	54
4.2.1. Herbiers d’angiospermes.....	54
4.2.1.1. Inventaire et identification des espèces récoltées	54
4.2.1.2. Étude spatio-temporelle de la biomasse des angiospermes	56
4.2.2. Bivalves associés aux herbiers	62
4.2.2.1. Identification.....	62
4.2.2.2. Variations spatio-temporelles de la densité de bivalves associés aux herbiers.....	67
4.2.2.3. Les indices écologiques	73
4.2.2.3.1. Les indices de compositions	73
➤ La richesse spécifique, densité et fréquence d’occurrence	73
➤ L’abondance relative ou fréquence relative d’une espèce (<i>fi</i>)	77
➤ Les indices de Structure et organisation.....	78
➤ Phénologie des espèces récoltées	79
4.3. Relation entre herbiers, bivalves associés et conditions environnementales.....	80
4.3.1. Analyse en Composantes Principales (ACP)	80
4.3.2. Trajectoire de la densité de bivalves en fonction de la biomasse des angiospermes.....	82
➤ Trajectoire de la densité d’ <i>A. senhousia</i> en fonction de la biomasse des angiospermes	83
➤ Trajectoire de la densité de <i>L. orbiculatus</i> en fonction de la biomasse des angiospermes	88
4.4. Trajectoire de la biomasse des angiospermes et la densité des espèces bivalve accompagnatrices en fonction des caractéristiques physico-chimiques	91
4.4.1. Trajectoire de la densité de bivalve en fonction des caractéristiques physico-chimique	92
➤ Trajectoire de la densité de <i>L. orbiculatus</i> en fonction de la température	92
➤ Trajectoire de la densité d’ <i>A. senhousia</i> en fonction de la température.....	94
➤ Trajectoire de la densité d’ <i>A. ovata</i> en fonction de la température	97
4.4.2. Trajectoire de la biomasse des angiospermes en fonction des caractéristiques physico-chimiques	99
➤ Trajectoire de la biomasse de <i>Z. noltei</i> en fonction de la température	99
➤ Trajectoire de la biomasse de <i>R. maritima</i> en fonction de la salinité.....	101
5. Discussions	104
6. conclusion et perspectives	117
Références Bibliographiques	119
Annexe.....	149

LISTE DES TABLEAUX

N°	Titre des Tableaux	Page
2. Etat de l'art		
Tableau 01	Les données climatiques moyennes mensuelles (Température, précipitation et humidité) de la région d'El Tarf durant 2000-2020.	07
3. Matériel et Méthodes		
Tableau 02	Description des stations échantillonnées dans la lagune Mellah.	28
4. Résultats		
Tableau 03	Liste taxonomique de l'angiosperme récoltée dans la lagune El Mellah (février 2019- décembre 2019).	55
Tableau 04	Analyse de la variance à deux critères de classification (station, mois) de la biomasse des angiospermes (N = 3) au niveau les trois stations prospectées durant 2019. (Tests multi-variés).	58
Tableau 05	Analyse de la variance à deux critères de classification (station, mois) de la biomasse des angiospermes (N = 3) au niveau les trois stations prospectées durant 2019. (Tests des effets inter-sujets).	62
Tableau 06	Liste taxonomique des malacologique associée aux herbiers récoltés à la lagune El Mellah (février 2019- décembre 2019).	63
Tableau 07	Analyse de la variance à deux critères de classification (station, mois) de la densité de la faune malacologique (N = 3) au niveau les trois stations prospectées durant 2019. (Tests multi-variés).	70
Tableau 08	Analyse de la variance à deux critères de classification (station, mois) de la densité de la faune malacologique (N = 3) au niveau les trois stations prospectées durant 2019. (Tests des effets inter-sujets).	74
Tableau 09	La fréquence d'occurrence (F) et la densité total (individus par échantillon) des malacologique de la lagune El Mellah au niveau de trois stations prospectées durant 2019.	77
Tableau 10	Phénogramme des malacologique de la lagune El Mellah au niveau de trois stations prospectées durant 2019.	79

LISTE DES FIGURES

N° de figure	Titre	Page
2. Etat de l'art		
Figure 1	Diagramme Ombrothermique de Gaussen de la région d'El Tarf durant 2000-2020.	08
Figure 2	Climagramme pluviothermique d'Emberger d'El Tarf durant 2000-2020.	08
Figure 3	Le réseau hydrographique du bassin versant de la lagune El Mellah	10
Figure 4	Mouvements des eaux superficielles. A: trajectoires hypothétiques (d'après Guelorget et al., 1989). B et C: mouvements rectilignes des eaux respectivement pendant le flot et le jusant (d'après Messerer, 1999) (Draredja, 2007).	11
Figure 5	Carte bathymétrique de la lagune El Mellah (profondeurs en m) (d'après Guelorget al., 1989) (Draredja, 2007).	12
Figure 6	Couverture sédimentaire de la lagune Mellah (Draredja, 2007)	13
Figure 7	<i>Zostera noltie</i> (Hornemann, 1832) (Auby, 1991).	18
Figure 8	<i>Ruppia maritima</i> et <i>Ruppia cirrhosa</i> (Tison et al., 2014).	19
3. Matériel et Méthodes		
Figure 9	La localisation de la zone d'étude en mer Méditerranée et la localisation des stations d'échantillonnage dans la lagune d'El Mellah (Algérie, côte sud du bassin algérien) (Station 1: "36.87722 N 8.33083 E"; Station 2: "36.88722 N 8.31444 E"; Station 3: "36.90944 N 8.31444 E").	29
Figure 10	Trajet effectué lors des prélèvements des macrobenthos dans la lagune El Mellah.	29
Figure 11	Multi paramètre de terrain (HANNA HI 9829).	30
Figure 12	Les étapes d'échantillonnage de macrobenthos d'El Mellah. A: Récupérer l'échantillon; B: tamisage; C: Mettre les résidus du tamisage dans une boîte étiquetés. (Photo Hamza Hadjer).	31
Figure 13	A: séparer la partie hypogée de la partie épigées; B: séchés dans une étuve « Memmert™ VO400» durant 24 h à 60° C.	33
Figure 14	Bivalves associés aux herbiers récoltés de la lagune El Mellah;	33

4. Résultats

Figure 15	Variation spatio-temporelle de la température (°C) des eaux des stations prospectées dans la lagune Mellah durant 2019.	39
Figure 16	Variation spatio-temporelle de la salinité (PSU) des eaux des stations prospectées dans la lagune Mellah durant 2019.	40
Figure 17	Variation spatio-temporelle de pH des eaux des stations prospectées dans la lagune El Mellah durant 2019.	40
Figure 18	Variation spatio-temporelle de l'oxygène dissous (mg.L ⁻¹) des eaux des stations prospectées dans la lagune Mellah durant 2019.	41
Figure 19	Variations mensuelles de la température (°C), la salinité (PSU), pH et de l'oxygène dissous (mg.L ⁻¹) des eaux à l'échelle de la lagune El Mellah.	42
Figure 20	Trajectoire de la température (°C) en fonction de la salinité (PSU) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah.	43
Figure 21	Corrélation entre la température (°C) et la salinité (PSU) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah. Station 1 (r= 0,245; P< 0,170; y = 17,211 + 0,250*x); Station 2 (r= 0,256; P< 0,151; y = 19,108+ 0,185*x); Station 3 (r= 0,132; P< 0,466; y= 20,306 + 0,109*x).	43
Figure 22	L'évolution de la salinité (PSU) en fonction de la température (°C) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah.	46
Figure 23	Corrélation entre la salinité (PSU) et la température (°C) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah. Station 1 (r= 0,245; P< 0,170; y = 15,589 + 0,238*x); Station 2 (r= 0,256; P< 0,151; y= 13,060+ 0,353*x); Station 3 (r= 0,132; P< 0,466; y = 17,775 + 0,157*x).	46
Figure 24	Trajectoire de la salinité (PSU) en fonction de précipitations (mm) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah.	48
Figure 25	Corrélation entre la salinité (PSU) et de la précipitation (mm) des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah. Station 1 (r= 0,163; P< 0,365; y = 19,778+ 1,191E-02*x); Station 2 (r= 0,228; P< 0,201; y = 19,315+ 1,950E-02*x); Station 3 (r= 0,264; P< 0,137; y= 19,041 + 2,392E-02*x).	49
Figure 26	Trajectoire de l'oxygène dissous (mg.L ⁻¹) en fonction de la salinité (PSU) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah.	51

Figure 27	Corrélation entre l'oxygène dissous (mg.L ⁻¹) et de la salinité (PSU) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah. Station 1 (r = -0,534; P< 0,001; y = 13,769 -0,288*x); Station 2 (r = -0,149; P< 0,407; y = 7,719 -5,313E-02*x); Station 3 (r = -0,192; P< 0,283; y = 8,472 -5,405E-02*x).	51
Figure 28	Trajectoire de l'oxygène dissous (mg.L ⁻¹) en fonction de la température (°C) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah.	53
Figure 29	Corrélation entre l'oxygène dissous (mg.L ⁻¹) et de la température (°C) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah. Station 1 (r= -0,855; P< 0,0001; y= 17,859-0,451*x); Station 2 (r=-0,900; P< 0,0001; y= 16,789-0,442*x); Station 3 (r= 0,795; P< 0,0001; y= 13,388-0,268*x).	54
Figure 30	<i>Zostera noltei</i> , lagune El Mellah, juin 2019 (Photo Hamza Hadjer).	55
Figure 31	A. <i>Ruppia maritima</i> ; B. <i>Ruppia cirrhosa</i> , lagune El Mellah, juin 2019 (Photo Hamza Hadjer).	56
Figure 32	Variations spatiotemporelle de la biomasse (g DW.m ⁻²) (moyenne ± SEM) des angiospermes dans la lagune El Mellah durant 2019.	57
Figure 33	Variation temporelle de la biomasse (g DW.m ⁻²) (moyenne ± SEM) de différentes espèces des angiospermes benthique récoltées dans les trois stations prospectées dans la lagune El Mellah durant 2019.	61
Figure 34	Faune malacologiques de la lagune El Mellah, A: morphologie externe de coque <i>Cerastoderma glaucum</i> ; B: morphologie externe d' <i>Abra ovata</i> ; C: morphologie externe de <i>Ruditapes decussatus</i> ; D: morphologie externe de <i>Loripes orbiculatus</i> ; E: morphologie externe d' <i>Arcuatula senhousia</i> . (Photo Hamza Hadjer).	65
Figure 35	La répartition mensuelle des Bivalves récoltés dans les différentes stations étudiées à la lagune El Mellah.	67
Figure 36	Variations spatiotemporelle de la densité (ind.m ⁻²) (moyenne ± SEM) de la faune malacologique dans la lagune El Mellah durant 2019.	69
Figure 37	Variation temporelle de la densité (ind.m ⁻²) (moyenne ± SEM) de différentes espèces de bivalves associés aux herbiers récoltées dans les trois stations prospectées dans la lagune El Mellah durant 2019.	72
Figure 38	Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique (R.S) de bivalves benthique de la lagune El Mellah.	75

Figure 39	Variation spatio-temporelle de la densité moyenne de bivalves benthique (ind.m ⁻²) (moyen ± SEM) de la lagune El Mellah.	75
Figure 40	Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique (R.S) et de la densité de bivalves benthique (ind.m ⁻²) (moyen ± SEM).	76
Figure 41	L'abondance relative (<i>fi</i>) des principales espèces malacologiques selon les stations prospectées dans la lagune Mellah durant 2019.	78
Figure 42	L'évolution spatiale de l'indice de diversité spécifique (Shannon, 1948) (H') et d'équitable (E) chez les bivalves à l'échelle des 3 stations prospectées dans la lagune Mellah.	79
Figure 43	Représentation graphique du plan de projection F1-F2 de l'analyse en composantes principales (ACP), réalisée sur des variables physico-chimiques (température, salinité, pH et oxygène dissous), la biomasse épigée et hypogée des angiospermes (<i>Z. noltei</i> et <i>R. maritima</i>) et la densité des bivalves (<i>C. glaucum</i> , <i>A. ovata</i> , <i>R. decussatus</i> , <i>L. orbiculatus</i> et <i>A. senhousia</i>) au niveau de 3 station étudiée à la lagune El Mellah durant 2019.	81
Figure 44	Trajectoire de la densité des bivalves en fonction de la biomasse des angiospermes durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).	83
Figure 45	Corrélation entre de la densité des bivalves (ind.m ⁻²) et la biomasse de angiospermes (g DW.m ⁻²) durant 2019 à la lagune El Mellah. station 1 (r= 0,684; P< 0,020; y = -32,560 + 1,748*x) et station 2 (r= 0,834; P< 0,001; y = -128,407 + 2,238*x) station 3 (r= 0,017; P< 0,960; y = 250,5083 -0,016*x)	83
Figure 46	Trajectoire de la densité d' <i>Arcuatula senhousia</i> (ind.m ⁻²) en fonction de la biomasse épigée et hypogée de <i>Zostera noltei</i> et <i>Ruppia maritima</i> (g DW.m ⁻²) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).	85
Figure 47	Régression linéaire entre la densité <i>Arcuatula senhousia</i> (ind.m ⁻²) et la biomasse épigée et hypogée de <i>Zostera noltei</i> (A) et <i>Ruppia maritima</i> (B) (g DW.m ⁻²) durant 2019 à la lagune El Mellah. A : station 1 (r= 0,305 ; P< 0,084; y= 231,474 + 1,760*x) (r= 0,141; P< 0,433; y= 373,293 + 0,395* x) ; station 2 (r= 0,510 ; P< 0,002; y= 191,178+2,139 * x) (r= 0,549; P< 0,001; y= 110,081+1,921 * x) ; station 3 (r= 0,200 ; P< 0,264; y= 48,680 + 0,864*x) (r= 0,063; P< 0,730; y= 87,208 + 0,159* x). B : station 1(r = 0,163; P< 0,366; y= 417,587 + 5,000*x) (r= 0,206 ; P< 0,250; y= 406,9212 + 6,879*x) ; station 2(r = 0,116; P< 0,519; y=	86

	447,544+ 9,107*x) (r= 0,116; P< 0,519; y = 447,544 + 13,442*x) ; station 3 (r = 0,048; P< 0,793; y= 116,324 -4,454E-02*x) (r= 0,125; P< 0,487; y = 138,240 -0,176*x).	
Figure 48	Individus d' <i>Arcuatula senhousia</i> fixés sur <i>Zostera noltei</i> de la lagune d'El Mellah (Algérie). A : un gros individu (> 2 cm) sur les rhizomes. B : un petit sur les feuilles de <i>Z. noltei</i> .	87
Figure 49	Trajectoire de la densité de <i>Loripes orbiculatus</i> (ind.m ⁻²) en fonction de la biomasse épigée et hypogée de <i>Zostera noltei</i> et <i>Ruppia maritima</i> (g DW.m ⁻²) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).	88
Figure 50	Régression linéaire entre la densité de <i>Loripes orbiculatus</i> (ind.m ⁻²) et la biomasse épigée et hypogée de <i>Zostera noltei</i> (A) et <i>Ruppia maritima</i> (B) (g DW.m ⁻²) durant 2019 à la lagune El Mellah. A : station 1 (r = 0,696; P< 0,0001; y= 7,933 + 0,839*x) (r= 0,822 ; P< 0,0001; y = 9,948+ 0,480*x) ; station 2 (r = 0,279; P< 0,116; y = 41,600+ 0,231*x) (r= 0,738; P< 0,0001; y = -21,795 + 0,510*x) ; station 3 (r = 0,488; P< 0,004; y= 27,748 + 0,535*x) (r= 0,634; P< 0,0001; y = 32,967 + 0,672*x). B : station 1(r = 0,256; P< 0,150; y = 132,650 -1,649*x) (r= 0,272; P< 0,126; y= 133,172 -1,895*x) ; station 2(r = 0,002 0; P< 0,990; y= 70,3087+ 3,346E-02*x) (r= 0,002; P< 0,990; y= 70,308 + 4,9385E-02*x) ; station 3 (r = 0,170; P< 0,345; y= 115,793 -0,066*x) (r= 0,150; P< 0,404; y= 112,3569 -8,7743E-02*x).	90
Figure 51	Résultats de l'Analyse Canonique de Correspondance (ACC) montrant les relations entre les variable environnementales (température, salinité, pH et oxygène dissous), la biomasse totale des angiospermes (<i>Z. noltei</i> et <i>R. maritima</i>) et la densité des bivalves (<i>C. glaucum</i> , <i>A. ovata</i> , <i>R. decussatus</i> , <i>L. orbiculatus</i> et <i>A. senhousia</i>) au niveau de 3 station étudiée à la lagune El Mellah durant 2019.	92
Figure 52	Trajectoire de la densité de <i>L. orbiculatus</i> (ind.m ⁻²) en fonction de la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).	93
Figure 53	Régression linéaire entre la densité de <i>Loripes orbiculatus</i> (ind.m ⁻²) et la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah.: station 1 (r = 0,613; P< 0,000; y= -204,769 + 14,373*x); station 2 (r = 0,568; P< 0,001; y= -216,637 + 12,459*x); station 3 (r= 0,601; P< 0,000; y= -229,861 + 14,307*x)	94
Figure 54	Trajectoire de la densité d' <i>A. senhousia</i> (ind.m ⁻²) en fonction de la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).	95

Figure 55	Régression linéaire entre la densité d' <i>A. senhousia</i> (ind.m ⁻²) et la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah.: station 1 (r = 0,701; P< 0,0001; y= -1302,657+ 78,599*x) ; station 2 (r = 0,727; P< 0,0001; y = -1402,535 + 80,721*x); station 3 (r= 0,471; P< 0,006; y= -508,866 + 26,962*x).	95
Figure 56	Trajectoire de la densité d' <i>A. ovata</i> (ind.m ⁻²) en fonction de la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).	96
Figure 57	Régression linéaire entre la densité d' <i>A. ovata</i> (ind.m ⁻²) et la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah.: station 1(r =0,120; P< 0,505; y = -2,128 + 0,287*x) ; station 2(r = 0,474; P< 0,005; y= -83,380 + 4,277*x); station 3 (r= 0,338; P< 0,054; y = -58,324 + 3,435*x)	97
Figure 58	Trajectoire de la densité de <i>C. glaucum</i> (ind.m ⁻²) en fonction de la salinité (PSU) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).	98
Figure 59	Régression linéaire entre la densité de <i>C. glaucum</i> (ind.m ⁻²) et la salinité (PSU) durant 2019 à la lagune El Mellah.: station 1 (r = 0,516; P< 0,002; y= 82,699 -3,178*x); station 2 (r = 0,247; P< 0,166; y = 37,632 - 1,264*x); station 3 (r= 0,115; P< 0,524; y = 7,309+ 0,519*x).	100
Figure 60	Trajectoire de la biomasse épigée et hypogée de <i>Zostera noltei</i> (g DW.m ⁻²) en fonction de la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).	100
Figure 61	Régression linéaire entre la biomasse épigée et hypogée de <i>Zostera noltei</i> (g DW.m ⁻²) et la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah. Biomasse épigée : station 1 (r = 0,522; P< 0,002; y = -96,438 + 10,129*x); station 2 (r = 0,584; P< 0,000; y = -231,247 + 15,427*x); station 3 (r= 0,074; P< 0,682; y= 39,083 + 0,982*x) .Biomasse hypogée : station 1 (r= 0, 548; P< 0,001; y= -268,105 + 21,948*x) ; station 2(r= 0,616; P< 0,000; y= -269,158 + 19,517*x) ; station 3 (r = 0,137; P< 0,446; y= 21,243 + 3,079*x).	102
Figure 62	Trajectoire de la biomasse épigée et hypogée de <i>Ruppia maritima</i> (g DW.m ⁻²) en fonction de la salinité (PSU) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).	102
Figure 63	Régression linéaire entre la biomasse épigée et hypogée de <i>Ruppia maritima</i> (g DW.m ⁻²) et la salinité (PSU) durant 2019 à la lagune El Mellah. Biomasse épigée: station 1 (r = 0,269; P< 0,130; y = 29,936 - 1,004*x); station 2 (r = 0,198; P< 0,271; y = -3,287+ 0,202*x); station 3	103

<p>($r = 0,659$; $P < 0,0001$; $y = -388,952 + 33,561 * x$) .Biomasse hypogée: station 1 ($r = 0,341$; $P < 0,052$; $y = 32,604 - 1,174 * x$) ; station 2($r = 0,198$; $P < 0,271$; $y = -2,227 + 0,137$) ; station 3 ($r = 0,613$; $P < 0,000$; $y = -$ $236,808 + 20,802 * x$).</p>	
--	--

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1. Introduction générale

Les zones humides représentent 6% de la surface continentale, ce qui équivaut à environ 8,6 millions de km². Elles possèdent un patrimoine naturel remarquable, caractérisé par une biodiversité exceptionnelle, et jouent un rôle écologique inestimable en remplissant diverses fonctions (Maltby et Turner 1983 ; Cucherousset, 2006). Au niveau de la Mer Méditerranée, les zones humides du bassin présentent des similitudes en termes de caractéristiques telles que le climat, la topographie, la géologie, ainsi que des particularités spécifiques liées à la Mer Méditerranée (Britton et Crivelli, 1993). Elles sont également caractérisées par leur nature dynamique et sont confrontées à des problèmes similaires (Britton et Crivelli, 1993 ; Caessteker, 2007). Les zones humides de cette région englobent une variété d'écosystèmes tels que des étangs, des marais salés, des lagunes côtières, des deltas, des lacs et des salines, ainsi que des estuaires (Pearce et Crivelli, 1994).

Les lagunes côtières se trouvent sur tous les continents et couvrent environ 13 % du linéaire côtier ; équivalent de 483000 hectares à l'échelle mondiale (Nixon, 1982 ; Kapetsky, 1984 ; Melouah, 2013). Se caractérisent par des étendues d'eau peu profondes situées près de la côte et séparées de la mer adjacente par un cordon littoral appelé « lido ». Les lagunes côtières jouent un rôle essentiel en tant qu'interface entre les bassins versants, les zones humides avoisinantes et l'environnement marin, grâce à des ouvertures connues sous le nom de « graus », « chenal » ou « embouchures » (Barnes, 1980; Kjerfve, 1994 ; Le Fur et al., 2018).. Les échanges entre la lagune et la mer varient selon les caractéristiques de chaque lagune, pouvant être permanents ou temporaires (Kjerfve, 1994 ; De Wit, 2011 ; Le fur, 2018). Selon Venice System (1958), la salinité des eaux lagunaires présente une variation en corrélation avec les flux d'eau douce provenant du bassin versant et les caractéristiques des échanges, qu'ils soient de nature temporaire ou permanente, avec le milieu marin. Cette variabilité génère une gamme de salinités allant des eaux oligohalines (salinité entre 0,5 et 5) aux eaux hyperhalines (salinité supérieure à 40) (De Wit, 2011).

Les lagunes jouent un rôle crucial sur le plan écologique en contribuant activement au recyclage des nutriments, à la décomposition de la matière organique et à la régulation de la qualité de l'eau (Brito et al., 2012 ; Pérez-Ruzafa et al., 2019). Leur faible profondeur les distingue des autres écosystèmes, leur conférant une productivité biologique élevée avec une zone photique qui s'étend jusqu'au fond (Kennish, 2016 ; Pérez-Ruzafa et al., 2019). Cette productivité primaire et secondaire soutient des communautés fauniques diversifiées, en particulier pour de nombreuses espèces d'oiseaux migrateurs qui exploitent ces écosystèmes de

manière saisonnière (De Wit, 2011). Ainsi, les lagunes sont des écosystèmes qui agissent en tant que réservoirs de biodiversité et de productivité écologique grâce à leur capacité à fournir des habitats nourriciers, des refuges et des sites d'alimentation essentiels pour la faune marine, terrestre et aquatique (Boynton et al., 1996; Anthony et al., 2009; Pêches et Océans Canada, 2012 ; Beer, 2013). En outre, il convient de souligner que les lagunes remplissent une multitude de fonctions et fournissent des services qui contribuent de manière directe ou indirecte aux développements économiques tels que les activités économiques locales comme la pêche artisanale et la conchyliculture; et social tel que le bien-être des populations (Costanza et al., 1997; Barbier et al., 2011; Pérez-Ruzafa et al., 2011; De Wit et al., 2017; Lagarde et al., 2017). En plus de leur fonction de réservoirs de biodiversité et de soutien aux activités économiques, les lagunes jouent un rôle capital dans la protection des villes côtières contre les inondations et contribuent à la préservation des côtes en atténuant l'hydrodynamisme et l'érosion sédimentaire (Le Fur, 2018).

Les lagunes côtières ont subi l'impact du développement des activités humaines dans leur bassin versant, ce qui a entraîné une augmentation des apports en nutriments et en contaminants chimiques tels que les eaux usées urbaines, les stations de traitement des eaux usées et les effluents agricoles (Barnes, 1980; Castel et al., 1996; Kennish et Paerl, 2010; Munaron et al., 2012; Le Fur et al., 2018). En raison de leurs échanges d'eau limités avec la mer, de leur confinement, de leur temps de rétention d'eau prolongé et de leur potentiel d'accumulation de niveaux élevés de nutriments provenant de leurs bassins versants et de leur charge interne, les lagunes côtières sont particulièrement sensibles aux processus d'eutrophisation (Barnes, 1980; Kjerfve, 1994; Glibert et al., 2014; Le Fur et al., 2018). En effet, depuis le milieu du XXe siècle, les lagunes méditerranéennes ont été impactées par l'eutrophisation, ce qui a entraîné des modifications significatives chez les producteurs primaires (Le Fur et al., 2019). Ces perturbations peuvent exercer une influence considérable non seulement sur la composition et la structure des communautés de phytoplancton en termes de taille (Bec et al., 2011; Leruste et al., 2016; Le Fur et al., 2018); et également influencer de manière notable les organismes sessiles tels que la faune benthique et les macrophytes (Sfriso et al., 1992; Charpentier et al., 2005 ; Le Fur et al., 2018). En outre, les lagunes côtières méditerranéennes sont sous climat méditerranéen, qui se caractérise par des étés chauds et secs ainsi que des hivers doux à froids, ces écosystèmes côtiers peu profonds font face à une importante diversité d'événements saisonniers, incluant des variations significatives en termes de précipitations et de températures élevées. La combinaison de ces caractéristiques avec la

faible profondeur des lagunes côtières, rendrait particulièrement vulnérables au changement global (Anthony et al., 2009; De Wit, 2011 ; Le Fur et al., 2018).

Au nord-est de l'Algérie, près de la frontière Algéro-tunisienne, se situe un écosystème lagunaire côtier peu profond unique, la Lagune El Mellah. Cependant, ce n'est qu'à partir du 12 décembre 2004 que la lagune El Mellah a été officiellement reconnue par la convention de Ramsar en tant que réserve intégrale au sein du parc national d'El-Kala, aux côtés du Tonga et de l'Oubeira. Cet écosystème lagunaire suscite un intérêt important dans les domaines scientifiques, environnementaux et socio-économiques, offrant ainsi de vastes opportunités de recherche et d'exploration. En revanche, les principales activités humaines à El Mellah comprennent une pêche artisanale (bordigues depuis 1920 et filets de pêche) (Cataudella et al. 2015) ainsi que la récolte de coques (*Cerastoderma glaucum* (Bruguière, 1789)) et de palourdes (*Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758)), en particulier sur les rives accessibles de la lagune (Magni et al. 2015). Toutefois, la collecte des coques et des palourdes exerce apparemment une légère pression sur les stocks naturels. Cela s'appuie sur des informations obtenues suite à des communications personnelles avec des habitants et des pêcheurs de la région, qui ont indiqué qu'il arrive parfois que des enfants collectent des coques (Com. pers.collectif des pêcheurs). Cependant, les incendies récurrents entraînent la diminution de la végétation et accroissent les risques d'érosion, ce qui peut conduire au comblement de la lagune et favoriser la sédimentation (Kherifi et al., 2012; Melouah, 2013).

Les macrophytes ont une grande valeur écologique, offrant une multitude de services éco-systémiques essentiels. Ils jouent un rôle crucial dans l'amélioration de la biodiversité, le stockage du carbone, le cycle des nutriments et la protection côtière (Hemminga et Duarte, 2000; Le Fur et al., 2018). En raison de leur capacité à modifier leur environnement, de manière directe ou indirecte, afin de contrôler la disponibilité des ressources pour eux-mêmes et d'autres organismes, ces êtres sont qualifiés d'organismes-ingénieurs (Jones, Lawton et Shachak, 1997; Le Fur et al., 2018; Bertrin et al., 2019). Les herbiers marins sont souvent utilisés comme indicateurs biologiques de la santé des écosystèmes en raison de leur sensibilité et de leur rôle écologique crucial (Montefalcone, 2009 ; Do, 2012). Au cours des dernières décennies, les écosystèmes côtiers, en particulier les herbiers marins, connaissent une diminution alarmante de leur état à l'échelle mondiale, ce qui a pour conséquence une perte significative de biodiversité (Waycott et al., 2009; Van Der Heide et al., 2012). Cette détérioration est susceptible d'être exacerbée par le rythme croissant du changement climatique mondial observé au cours de ce siècle et qui devrait s'accélérer dans le futur, ce qui aura un impact significatif

sur les océans de la Terre, y compris des impacts potentiels importants sur les herbiers marins (Duarte et al., 2008; Do, 2012). Cette préoccupation est particulièrement pertinente pour les lagunes côtières méditerranéennes, qui sont particulièrement vulnérables au changement global (Anthony et al., 2009; De Wit, 2011 ; Le Fur et al., 2018).

Le littoral algérien s'étend sur une distance¹ de 2148 km. Il est saisissant de remarquer l'absence complète d'écosystèmes lagunaires depuis la lagune de Nador au Maroc. Ce manque d'écosystème lagunaire est une caractéristique notable de cette zone côtière. Au niveau d'El Mellah, il n'y a pas suffisamment d'études précédentes permettant d'obtenir une vision assez détaillée de la composition des populations des angiospermes. En outre, depuis la fin des années 1990, la conchyliculture à la lagune demeure inexploitée, après la mortalité massive des composée de moule *Mytilus galloprovincialis* et d'huître *Crassostrea gigas* (Benmarce, 2012). Comparées aux lagunes du bassin algérien telles que celles de Bizerte et de Ghar El Melh en Tunisie, du Stagnone en Sicile et de Santa Gilla en Sardaigne, la Lagune El Mellah, n'a pas bénéficié d'études et d'exploitations approfondies. En raison de ces considérations, notre étude s'est concentrée sur l'évaluation de l'état environnemental de la lagune El Mellah en examinant la relation entre les angiospermes; leurs bivalves associés et les conditions environnementales. Pour ce faire, nous avons entrepris un échantillonnage mensuel des macroorganismes benthiques et effectué des mesures des paramètres physico-chimiques tels que l'oxygène dissous, la salinité, le pH et la température. Cette étude s'est déroulée sur une période s'étendant de février 2019 au mois de décembre 2019 et à couvert trois stations distinctes situées dans les régions Nord, Centre et Sud (Le nombre de stations retenues et leur positionnement sera déterminée en prenant en compte les influences à la fois continentales et marines), afin d'obtenir des investigations détaillées sur l'état de santé et le degré trophique de la lagune.

La présente étude s'articule sur trois axes principaux agencés comme suit :

La première partie a pour objectif d'étudier l'évolution spatio-temporelle des principaux facteurs physicochimiques du milieu conditionnant la vie et la distribution de macrobenthos de la lagune Mellah. Cette investigation vise à démontrer l'importance de l'interaction entre les différents paramètres écologiques et leur impact combiné sur le fonctionnement de la lagune et la répartition des individus qui y habitent.

Le deuxième objectif de cette étude, est l'inventaire du macrobenthos de la lagune El Mellah, en identifiant et quantifiant les macrophytobenthos et leurs bivalves associés, dans ce

¹ <https://www.cresus.dz/?p=74676>

contexte, nous avons étudié la variation spatio-temporelle de la biomasse des angiospermes et la densité faune associée. Nous évoquerons également le changement remarquable de distribution des angiospermes dans la lagune comparant avec les études précédentes.

Cette partie a donné lieu également à une publication dans «BioInvasions Records»

Hamza, H., Beya Mammeria, A., Bain, A., De Wit, R., & Klein, J. (2022). First record of the invasive Asian date mussel *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) in El Mellah Lagoon (Southern coast of Algerian Basin, Western Mediterranean). *BioInvasions Records*, 11(3), 686-699. <https://doi.org/10.3391/bir.2022.11.3.11>

La troisième partie, sera consacrée à étudier la relation entre les angiospermes, leur bivalves associés et les conditions environnementales. Dans cette partie, nous avons signalé des corrélations positives entre la biomasse des angiospermes et bivalves associés tel que *Zostera noltei* et *Loripes orbiculatus*; également entre l'espèce introduite invasive *Arcuatula senhousia* et *Zostera noltei*. En outre nous avons révélé l'impact des conditions environnementales comme la température sur la densité des bivalves associés tel que *Loripes orbiculatus* et *Arcuatula senhousia*; ainsi que sur la biomasse des angiospermes tel que *Zostera noltei*.

Enfin, nous concluons notre étude en proposant des perspectives et recommandations dans le but de préserver le bon fonctionnement de cet écosystème à double intérêt écologique en tant que biotope unique en Algérie et économique en raison de son exploitation aquacole, à condition que celle-ci reste rationnelle.

ÉTAT DE L'ART

2. État de l'art

2.1. Milieu d'étude

2.1.1. Climatologie

El Tarf bénéficie d'un climat chaud tempéré. Les précipitations sont plus abondantes en hiver qu'en été. La température moyenne annuelle est d'environ 18 °C, avec une moyenne annuelle des précipitations de 834 mm (Tableau 1).

Le mois de juillet se distingue par des précipitations moyennes de seulement 3 mm, en faisant ainsi le mois le plus sec de l'année. En revanche, le mois de janvier enregistre des précipitations record avec une moyenne de 117 mm. En ce qui concerne les températures, le mois d'août se distingue avec une température moyenne de 26,2 °C, en étant ainsi le mois le plus chaud de l'année. À l'opposé, le mois de février est le plus froid avec une température moyenne de 11,1 °C.

La différence de précipitations entre le mois le plus sec et le mois le plus humide s'élève à 114 mm. De même, on observe une variation de 15,1 °C entre la température la plus basse et la plus élevée tout au long de l'année.

Les données d'humidité relative de la région d'El Tarf, présentées dans le tableau 1, révèlent que le mois de janvier est le plus humide de l'année, avec un taux de 76%. En revanche, les mois de juillet et août enregistrent la valeur minimale d'humidité, avec un taux de 63% (Tableau 1).

Tableau 1. Les données climatiques moyennes mensuelles (Température, précipitation et humidité) de la région d'El Tarf durant 2000-2020 (O.N.M.T, 2020; Hedjouli, 2022).

	Jan.	Fév.	Mars.	Avr.	Mai.	Juin.	Juil.	Août.	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
T° moyenne (°C)	11,2	11,1	13,2	15,4	18,5	22,5	25,6	26,2	23,5	20,6	15,7	12,5
T° minimale M. (°C)	8,4	8	9,7	11,7	14,5	18	20,9	21,8	19,9	17,2	12,9	9,8
T° maximale M. (°C)	14,3	14,4	16,8	19,2	22,4	26,7	30	30,6	27,4	24,4	19	15,5
Précipitations (mm)	117	101	89	79	54	17	3	15	53	78	114	114
Humidité (%)	76%	75%	75%	75%	74%	67%	63%	63%	69%	71%	73%	75%

D'après le diagramme ombrothermique présenté dans la Figure 1, le climat de la région d'El Tarf se caractérise par deux périodes distinctes. Une période sèche s'étend de juin à août, tandis qu'une période humide s'étend de septembre à mai.

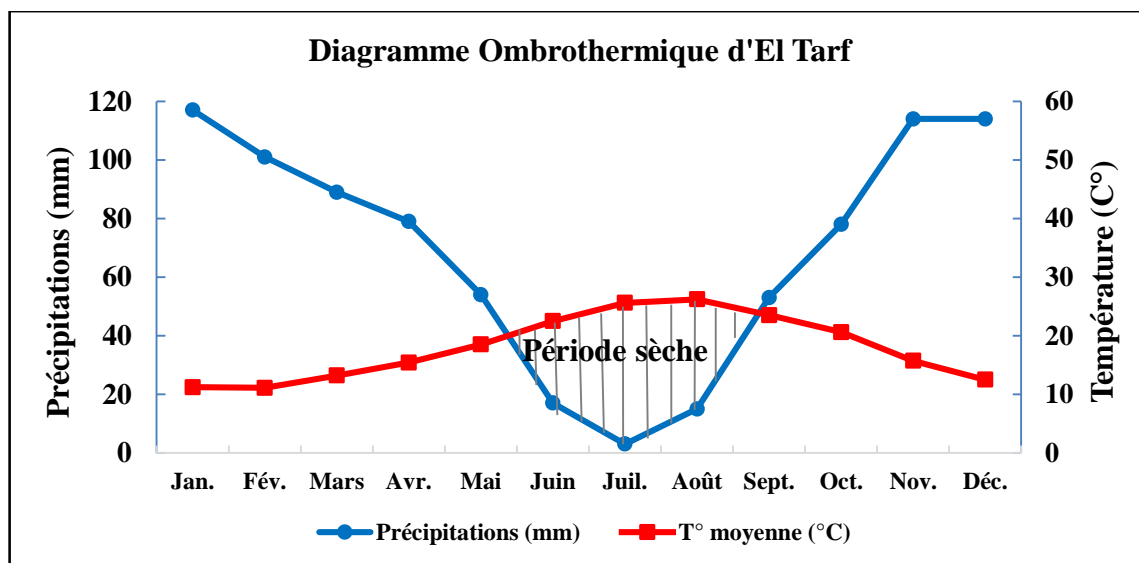


Figure 1. Diagramme Ombrothermique de Gausson de la région d'El Tarf durant 2000-2020 (Hedjouli, 2022).

Suite au calcul de la valeur Q_2 , qui s'élève à 126,16, la région d'El Tarf est classée dans l'étage bioclimatique sub-humide à hiver chaud (Figure 2).

L'indice de l'aridité calculé de la région d'El Tarf est égal à 29,79. Cette valeur est classée entre $20 < I_a < 30$, donc cette région est caractérisée par un climat humide.

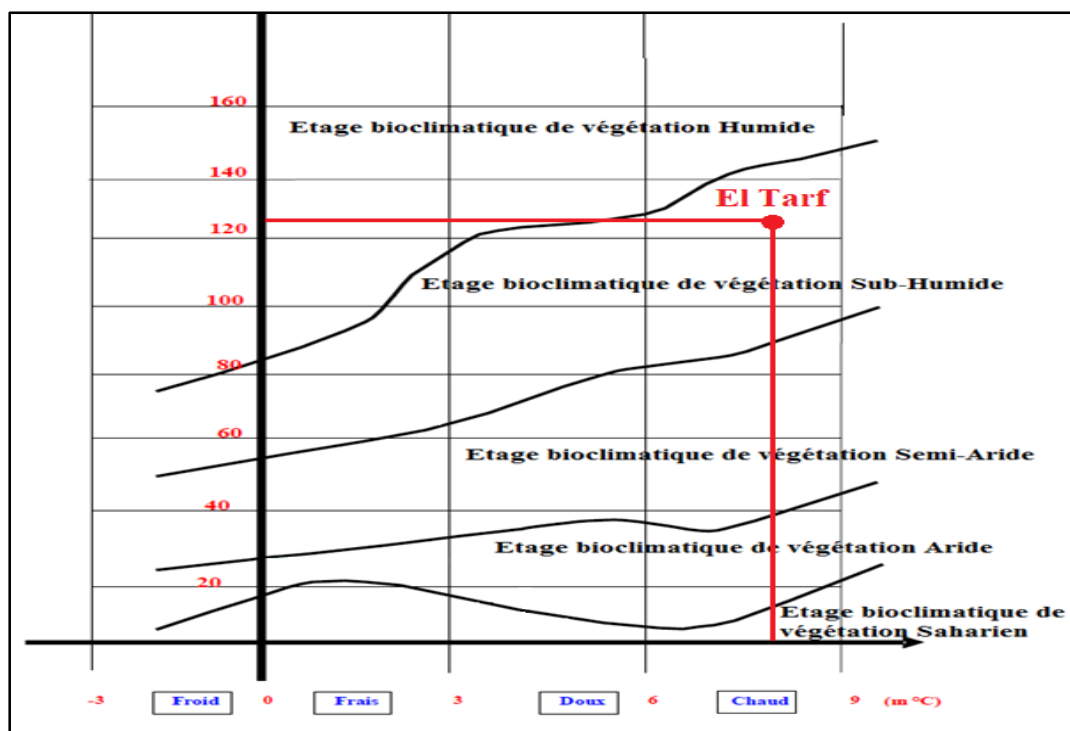


Figure 2. Climogramme pluviothermique d'Emberger d'El Tarf durant 2000-2020 (Hedjouli, 2022).

2.1.2. Hydrodynamisme

A. Bassin versant

Le bassin versant, d'une circonférence de 56,15 kilomètres, s'étend sur une superficie de 81,45 kilomètres carrés. Il est principalement composé de zones dunaires et montagneuses, abritant principalement des chênaies (Djebar et al., 2003 ; Anonyme, 2005 ; (Benmarce, 2012 ; Djebourabi, 2014). La région étudiée est caractérisée par une urbanisation limitée, avec une population très dispersée résidant principalement dans des habitations traditionnelles. Les activités économiques principales de cette population sont l'élevage bovin et caprin, ainsi que la culture d'arachides. En conséquence, les apports continentaux sont principalement constitués des produits lessivés des sols (Benmarce, 2012). Le bassin versant est alimenté par trois oueds, à savoir Rkibet au nord-ouest, El-Melah au sud-ouest et Bélaroug au sud. Ces cours d'eau divisent le bassin versant en trois sous-bassins distincts (Djebourabi, 2014) (Figure 3). Par ailleurs, une fraction de l'eau collectée dans le bassin versant du Mellah s'infiltré dans les nappes souterraines, lesquelles sont probablement en communication avec la lagune, assurant ainsi un apport hydrique supplémentaire (Benmarce, 2012). L'estimation de l'apport des ruisseaux dans la lagune s'élève à environ 20 millions m³ par an, ce qui a entraîné un bilan hydrologique positif

pour la lagune. Cela se traduit par un apport supplémentaire annuel de volume d'eau de 4.045.431 m³ (Djebar et al., 2003).

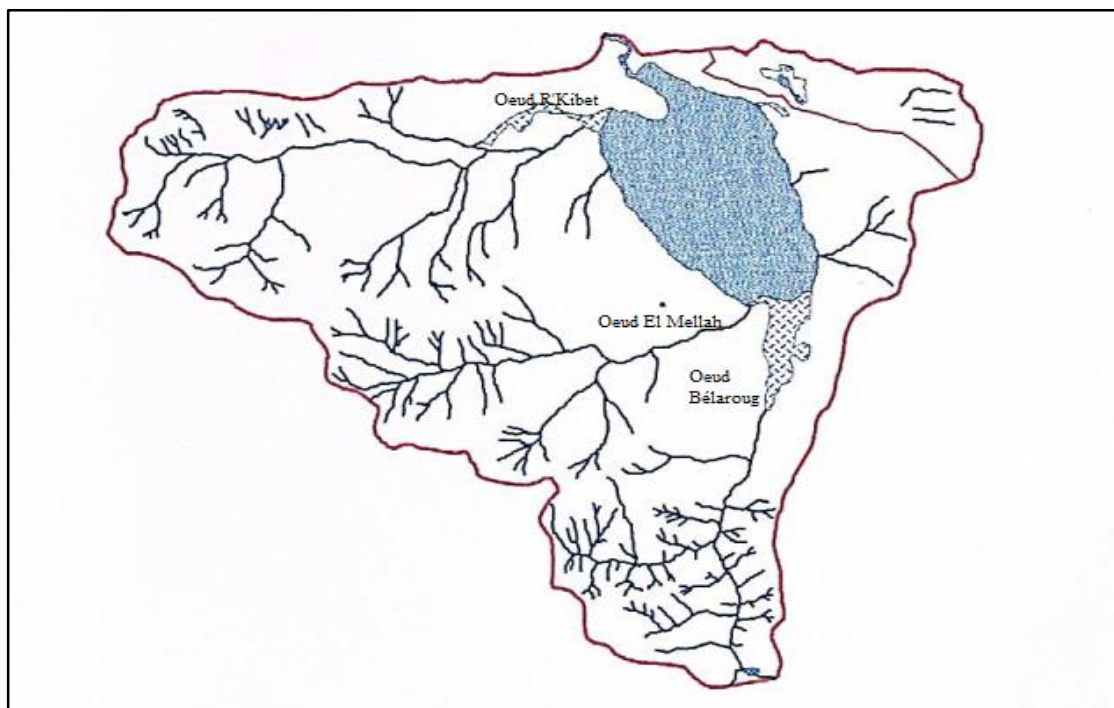


Figure 3. Le réseau hydrographique du bassin versant de la lagune El Mellah (Melouah, 2013).

B. Courants

La circulation des courants dans la lagune s'effectue par une rotation périphérique lente dans le sens des aiguilles d'une montre (Guelorget et al., 1989). Cependant, Messerer (1999) décrit des courants rectilignes dans la lagune, allant du nord au sud pour le flot, et inversement pour le jusant, suivant ainsi le sens des courants de marée (flot et jusant) (Melouah, 2013) (Figure 4). D'autre part, il convient de noter que les échanges entre le lac et la mer sont très importants. Selon Thomas et al., (1973), les débits sont estimés à environ 0,5 m³/s dans le sens mer-lagune et 1,5 m³/s dans le sens lagune-mer pendant la période hivernale. Cependant, il est important de souligner que ces débits ne reflètent qu'une situation spécifique à une période donnée. De plus, les débits sont directement liés à l'état de colmatage du chenal de communication avec la mer, qui est actuellement presque fermé, réduisant ainsi les échanges entre les deux milieux à leur minimum (Melouah, 2013).

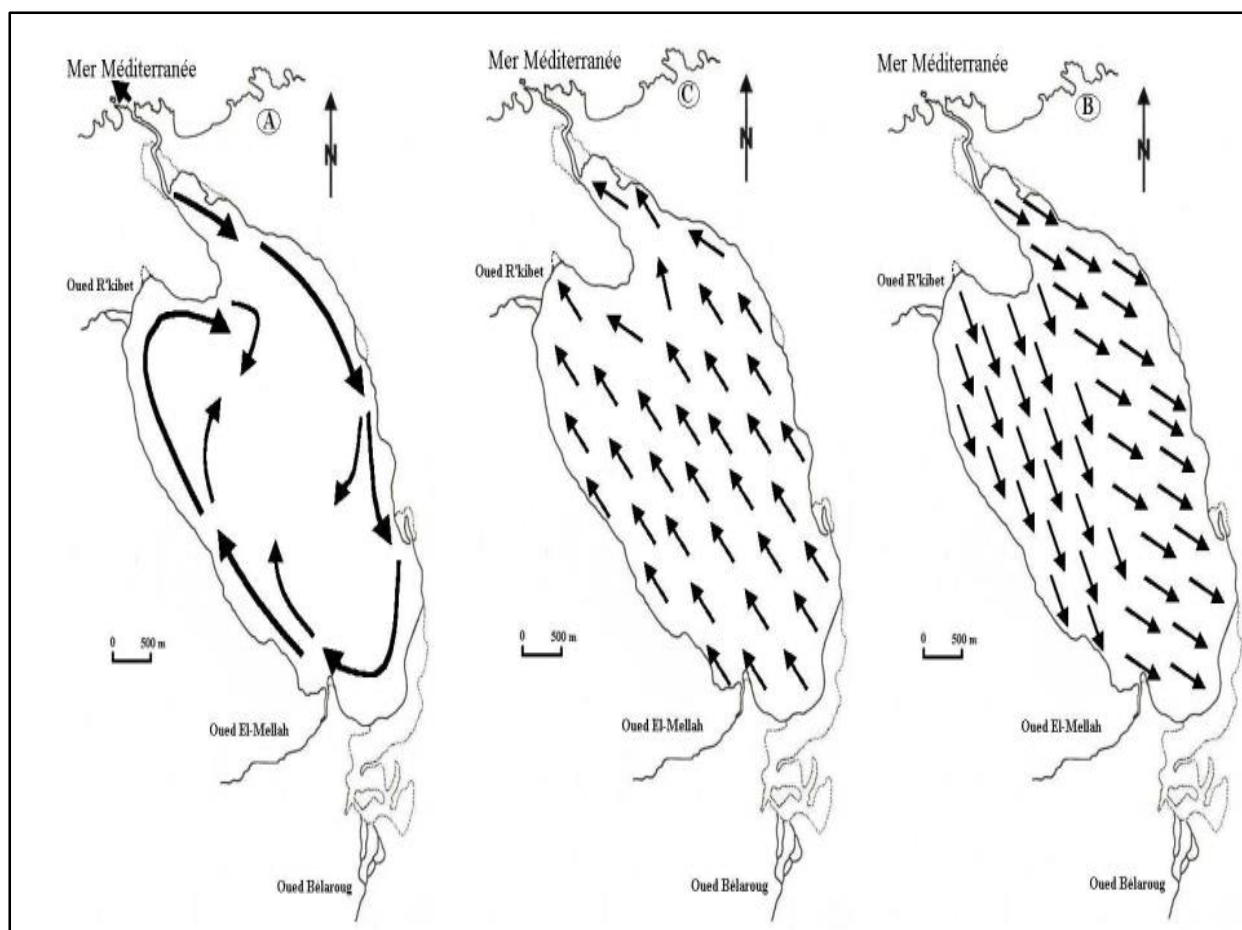


Figure 4. Mouvements des eaux superficielles. A: trajectoires hypothétiques (d'après Guelorget et al., 1989). B et C: mouvements rectilignes des eaux respectivement pendant le flot et le jusant (d'après Messerer, 1999) (Draredja, 2007).

C. Phénomène de marées

Les marées se manifestent par un mouvement alternatif d'entrée d'eau de mer vers la lagune (le flot) et de sortie d'eau de la lagune vers la mer (le jusant) Melouah, 2013). Selon Thomas et al. (1973) dans la lagune Mellah, l'amplitude des marées peut atteindre 40 cm. Cependant, la dynamique des eaux de la lagune est principalement influencée par les marées d'origine astronomique plutôt que par les marées barométriques, qui sont d'ailleurs très faibles (Semroud, 1983; Ounissi et al., 2002; Melouah, 2013). Selon Djebar et al., (2003), un volume d'eau de 37 671,81 m³ est échangé entre la lagune et la mer quotidiennement. Le régime des marées dans la lagune est de type microtidal semi-diurne. Cependant, il peut être moins perceptible pendant l'hiver et le printemps, lorsque la lagune se remplit et que les marées sont masquées par l'évacuation des excès d'eau continentale. En été, le régime semi-diurne devient

plus prononcé, avec deux cycles de marée se produisant environ toutes les 23 heures (Ounissi, com. pers.; Melouah, 2013).

2.1.3. Établissement de la carte bathymétrique

Les relevés bathymétriques de la lagune El Mellah indiquent que cette zone constitue un écosystème peu profond, avec une profondeur maximale ne dépassant pas 6,4 m et une profondeur moyenne de 2,7 m (Cataudella et al. 2015). Néanmoins, Messerer (1999) montre que la profondeur de la gouttière centrale en octobre 1996 ne dépasse pas 5,20 m. La lagune se distingue par la présence de deux plateaux peu profonds (<2 mètres), qui correspondent à l'accumulation périphérique de matériaux détritiques provenant du bassin versant. Ces plateaux longent les rives de la lagune. De plus, on observe la présence de cônes alluviaux au niveau des embouchures des principaux oueds, en particulier au sud (Guelorget et al., 1989; Benmarce, 2012) (Figure 5).

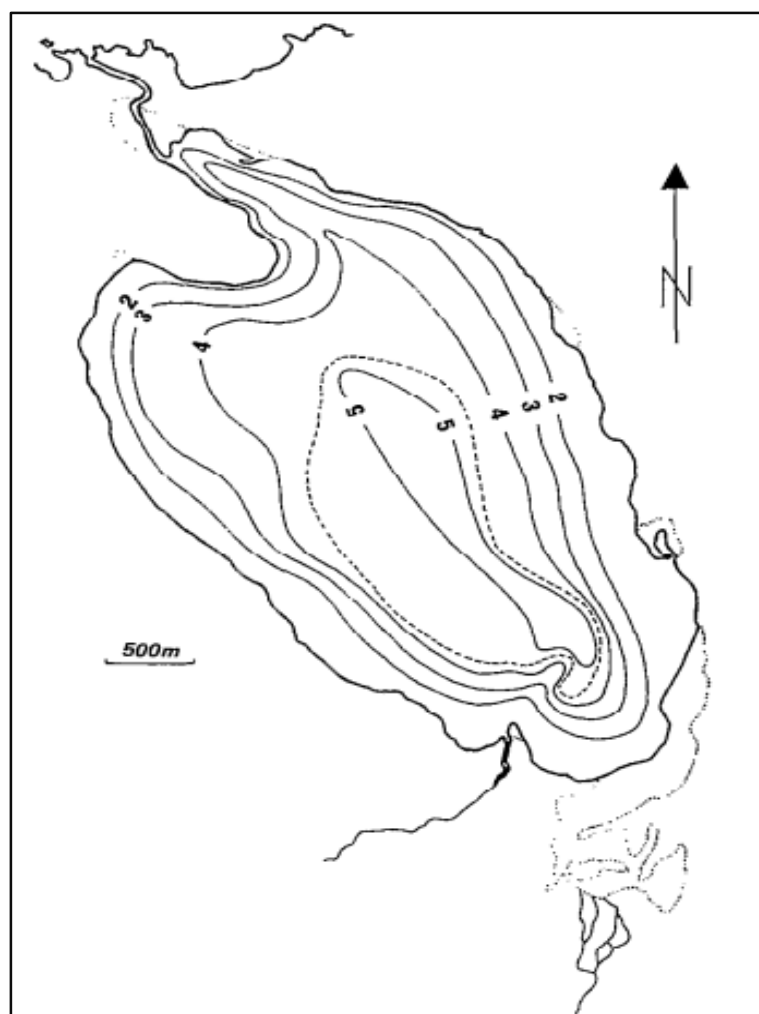


Figure 5. Carte bathymétrique de la lagune El Mellah (profondeurs en m) (d'après Guelorget al., 1989) (Draredja, 2007).

2.1.4. Sédimentologie

La granulométrie de la lagune Mellah, comme dans la plupart des lagunes méditerranéennes, présente une organisation concentrique. Cela signifie que la taille des grains diminue progressivement de la rive vers le centre de la lagune. Ce phénomène est attribué à l'accumulation des particules fines dans la cuvette centrale, ainsi qu'à la dynamique des courants, qui montre une agitation plus forte en périphérie de la lagune, tandis que le courant s'affaiblit en se dirigeant vers l'intérieur de la lagune (Guelorget et al., 1989; Melouah, 2013). Draredja (2007) identifie cinq zones lithologiques distinctes qui se déploient dans la région étudiée. Ces zones se présentent sous la forme d'une gradation, allant des sables purs situés près des rives aux vases pures localisées au centre du plan d'eau. Entre ces extrémités, on observe également des zones de sables légèrement envasés, de vases sableuses et de vases légèrement ensablées. Les sables purs du pourtour de la lagune sont recouverts par les tapis de l'herbier à *Ruppia* sp (Figure 6) (Draredja, 2007 ; Benmarce, 2012).

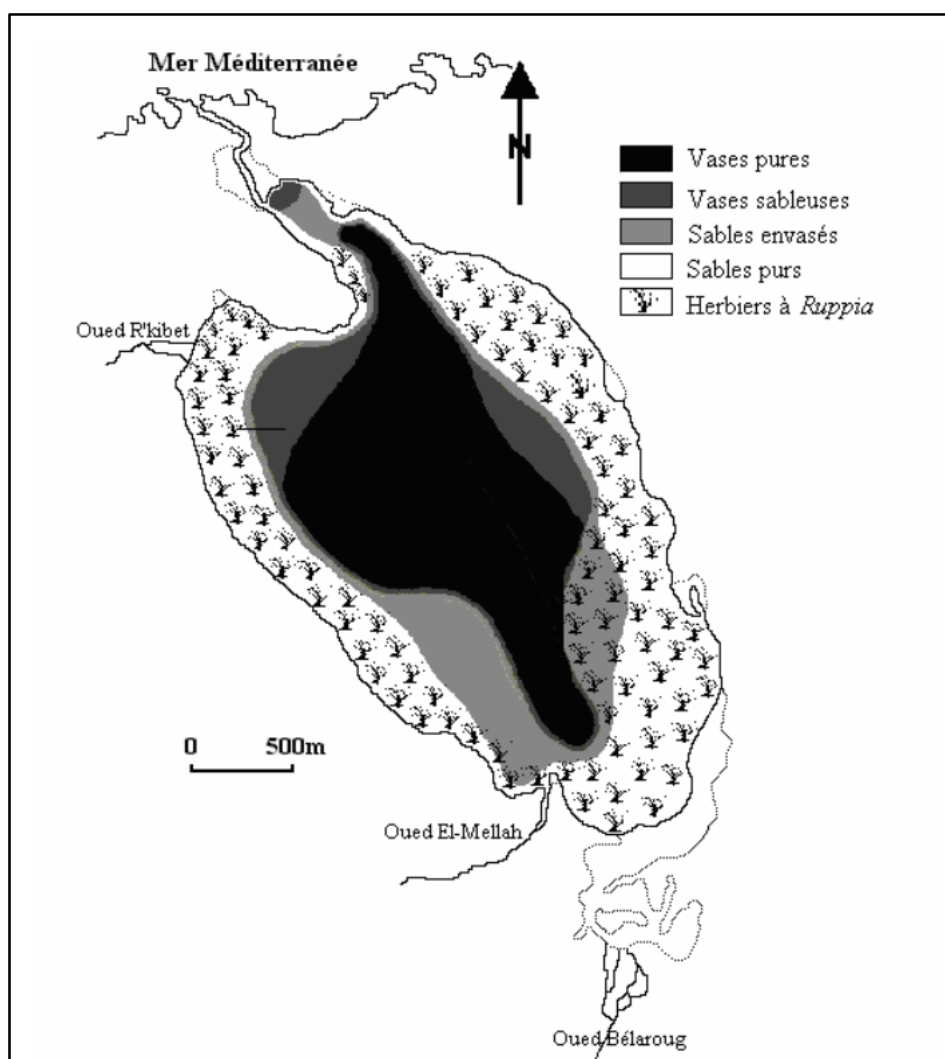


Figure 6. Couverture sédimentaire de la lagune Mellah (Draredja, 2007)

2.1.5. Exploitation aquacole de la lagune

Depuis le début du siècle, la lagune Mellah abrite une activité de pêche artisanale. Les pêcheurs utilisent principalement des pièges à poissons appelés "bordigues", en fonction des périodes de migration des espèces (Cataudella et al., 2015). La pêche au trémail est également pratiquée, principalement le long des berges de la lagune. La production aquacole connaît une grande variation d'une année à l'autre, principalement en fonction de l'intensité de l'effort de pêche et des conditions hydrologiques variables de la lagune (Melouah, 2013). La production de poissons dans la lagune se compose principalement de mullets, de loup, de sole, de dorade, de marbré et d'anguille, pêchés à différents moments de l'année. Actuellement, l'exploitation de la lagune repose principalement sur la pêche au trémail pour la capture de poissons (M. Boumhani pers.comm.). La collecte manuelle de la palourde *Ruditapes decussatus* et de la coque *Cerastoderma glaucum* a débuté au début des années 1990 sur les rives accessibles. Bien que possédant une valeur nutritionnelle et une importance économique significatives, la récolte de ces deux bivalves est actuellement suspendue depuis 2005 en raison de la disparition de la palourde d'une part, et de la diminution du stock naturel de la coque d'autre part (Draredja et al., 2009; Benmarce, 2012; Magni et al., 2015). Il est important de noter que la conchyliculture a été initiée dans la lagune du Mellah en 1981 dans la partie Nord de la lagune et a connu un développement prometteur jusqu'au début des années 1990. Le parc conchylicole, qui était autrefois une source de production de moules *Mytilus galloprovincialis* et d'huîtres *Crassostrea gigas*, a été gravement touché par des épisodes de mortalités massives. Depuis la fin des années 1990, ces événements ont entraîné la destruction totale de la production, laissant le parc conchylicole actuellement inexploité (Benmarce, 2012; Cataudella et al., 2015).

2.2. Les macrophytes immergés dans les écosystèmes lagunaire

Les macrophytes immergés, qui englobent à la fois les macroalgues et les angiospermes aquatiques. Ils représentent environ 40 % de la production primaire des zones côtières (Charpy Roubaud et Sournia, 1990; Le Fur, 2018), ils jouent par conséquent un rôle majeur en influençant divers processus chimiques et physiques, tout en contribuant à la structuration des habitats dans les écosystèmes lagunaire (Jeppesen et al., 2012; Le Fur et al., 2018). Les macrophytes assurent une gamme de services écosystémiques qui profitent à la société et l'environnement (Nordlund et al. 2016 ; Tan et al., 2020). En effet, en modifiant leur biotope, les macrophytes exercent un contrôle direct ou indirect sur la disponibilité des ressources, tant pour leur propre survie que pour celle des autres organismes. Leur capacité à façonner leur environnement et de créer des habitats aux organismes aquatiques et aux oiseaux les positionne

en tant qu'organismes-ingénieurs (Duarte et Cebrián, 1996 ; Jones, Lawton et Shachak, 1997; Levin et al., 2001 ; Vizzini et Mazzola, 2008; Ganthy, 2011; Le Fur et al., 2018; Bertrin et al., 2019). En tant que producteurs primaires, fournissent une importante source de matière et d'énergie pour la plupart des organismes qui interagissent dans le réseau trophique d'un écosystème aquatique (Bertrin et al., 2019). Forment les macrophytes benthiques très productive de vastes prairies dans de nombreuses lagunes côtières (Agostini et al., 2003; Le Fur et al., 2018). Les macrophytes notamment les herbiers ont la capacité de modifier de manière significative la qualité physique et chimique de l'eau et des sédiments grâce aux produits issus de la photosynthèse et de la respiration. De plus, ils influencent les niveaux de nutriments tels que l'azote et le phosphore, qu'ils consomment tout au long de leur vie, ainsi que la matière organique qu'ils restituent lors de leur sénescence (Takamura et al., 2003; Bertrin et al., 2019). Ainsi, dans les lagunes côtières, Les macrophytes jouent un rôle essentiel en influençant de manière significative les cycles biogéochimiques (Plus et al., 2003; Bertrin et al., 2019).

2.2.1. Angiosperme

Les angiospermes marines, qui sont des plantes à fleurs, ont développé une adaptation unique pour vivre complètement submergées dans l'océan. Étonnamment, ces plantes sont en fait des angiospermes continentales qui se sont adaptées à l'environnement marin il y a environ 100 millions d'années (Den Hartog, 1970; Bargain, 2012). Les angiospermes marines, similaires aux plantes des prairies terrestres, ont un système foliaire dressé soutenu par des tiges ou des rhizomes, formant des herbiers dans les zones intertidales et subtidales. Les angiospermes marines ont la capacité de fleurir, produire des fruits et des graines (Hemminga et Duarte, 2000; Bargain, 2012). D'après l'étude de Short et al., (2001), on estime qu'environ cinquante espèces d'angiospermes marines sont regroupées en treize genres et sept familles au total. Selon Green et Short (2003), les angiospermes marines ont colonisé la grande majorité des zones intertidales et subtidales du littoral à travers le monde avec une production primaire moyenne de 1012 g PS.m² (Duarte et Chiscano, 1999; Bargain, 2012). Les herbiers d'angiospermes marines ont réussi à coloniser le milieu marin en développant cinq adaptations spécifiques. Ils ont la capacité de croître complètement submergés, grâce à l'absence de stomates dans leurs tissus foliaires (Kuo et Den Hartog, 2000; Bargain, 2012). De plus, ils sont capables de survivre dans des conditions de salinité élevée, et utilisent un mécanisme de pollinisation sous-marin hydrophile, où le pollen est transporté par l'eau. Ces herbiers ont également évolué pour compétitionner avec d'autres espèces marines, notamment les algues, et possèdent un système d'accrochage qui leur permet de suivre les mouvements de l'eau et de s'y maintenir (Spalding et

al., 2003; Bargain, 2012). Grâce à ces caractéristiques, les herbiers d'angiospermes marines ont pu s'établir dans une grande variété d'écosystèmes marins et estuariens (Green et Short, 2003; Bargain, 2012).

La répartition des herbiers, tout comme celle de la plupart des plantes aquatiques, est influencée par divers facteurs naturels biotiques et abiotiques. Parmi ces facteurs, on trouve les caractéristiques physiologiques propres à chaque espèce, le broutage exercé par les consommateurs, les variations climatiques, la salinité de l'eau, l'intensité des courants et des vagues, ainsi que l'exposition à la lumière (Koch, 2001; Lee et al., 2007; Bargain, 2012; Le Fur et al., 2018).

En zone tempérée, la disponibilité de lumière varie en fonction de la profondeur et des cycles de marée, ce qui influence la turbidité de l'eau. Les particules en suspension dans la colonne d'eau réduisent rapidement l'éclairement incident. De plus, la présence fréquente de superpositions et d'épiphytes sur les feuilles des herbiers marins limite la transmission de la lumière jusqu'aux cellules photosynthétiques des chloroplastes. Cette limitation énergétique restreint la distribution bathymétrique des herbiers, avec une réduction de l'éclairement à un minimum observé d'environ 10% de l'éclairement en surface (Short *et al.*, 2001; Bargain, 2012). En conséquence, il est rare de trouver des herbiers au-delà de 30 à 40 mètres de profondeur, à moins de cas exceptionnels tels que l'espèce *Halophila decipiens*, qui a été observée à 80 mètres de profondeur (Duarte, 1991; Bargain, 2012).

Les herbiers marins comptent parmi les écosystèmes fournissant la plus grande valeur en termes d'importance écologique et services écosystémiques, en fournissant un habitat, en contribuant à la productivité primaire (stockage de carbone), en stabilisant les sédiments, en filtrant l'eau, en participant au cycle des nutriments et en offrant une protection côtière (Costanza et coll., 1997 ; Hemminga et Duarte, 2000 ; Terrados et Borum, 2004; Orth et al., 2006; Le Fur et al., 2018). En outre, les herbiers marins captent et stockent environ 12% du carbone total présent dans les océans, jouant ainsi un rôle majeur dans la régulation du carbone à l'échelle mondiale (Terrados et Borum, 2004; Bargain, 2012). Ils sont non seulement capables d'épurer leur environnement en accumulant et en stockant des substances polluantes, mais ils sont également utilisés comme indicateurs biologiques pour évaluer la contamination marine par des polluants tels que les éléments-traces métalliques. (Pergent-Martini et Pergent, 2000; Bargain, 2012). Spalding et al., (2003) ont qualifié les herbiers marins de "self-sustaining system " en raison de leur capacité à exercer plusieurs fonctions qui stabilisent l'environnement.

En dernier lieu, les herbiers marins possèdent une valeur considérable en créant des oasis vertes le long des littoraux, ce qui les rend extrêmement attractifs pour les plongeurs et les passionnés de la nature (Bargain, 2012).

2.2.1.1 *Zostera noltei*

Les zostères, appartenant à la famille des *Zosteraceae*, sont des plantes herbacées aquatiques. Dans les zones intertidales européennes et nord-africaines de l'Atlantique, les zostères sont couramment présentes, s'étendant du sud des côtes norvégiennes jusqu'aux côtes mauritaniennes. Elles ont également la capacité de se développer en immersion permanente, notamment dans les étangs méditerranéens. *Zostera noltie* (Hornemann, 1832), également appelée zostère naine ou *Nanozostera noltei* (Hornemann) (Tomlinson et Posluszny, 2001; Tison et al., 2014; WoRMS¹), elle est largement répandue dans les estuaires et les habitats abrités caractérisés par des eaux présentant une faible salinité et une turbidité modérée (Green et Short, 2003; Bargain, 2012). Dans la région méditerranéenne, on retrouve *Zostera noltie* dans les zones situées au fond des baies et dans les lagunes côtières le long des côtes continentales (Plus et al., 2003). Les zostères naines possèdent un rhizome rampant de couleur jaune-brun, d'un diamètre allant de 0,5 à 2 mm, avec des entre-nœuds mesurant de 4 à 35 mm de longueur (Figure 8). Chaque nœud des zostères naines développe de 2 à 4 racines et une feuille. Les pousses qui émergent de chaque nœud portent de 2 à 5 feuilles engainantes et linéaires, mesurant de 10 à 40 cm de longueur et de 1 à 2 mm de largeur. Seules les pousses reproductrices comportent des branches et mesurent de 2 à 25 cm de hauteur. Elles présentent 4 à 5 fleurs mâles et autant de fleurs femelles. Les fruits sont ellipsoïdes, noirs, lisses et mesurent de 1,5 à 2 mm de longueur. Les graines sont brun-rouge et ont la même taille que le fruit (Auby, 1991; Tison et al., 2014). En outre, la croissance de *Zostera noltie* nécessite un minimum de 2% d'éclairement, avec une croissance maximale observée pour des valeurs intermédiaires correspondant à 42% de l'irradiance de surface (Peralta et al., 2002 ; Bargain, 2012). Cependant, selon une étude menée sur le terrain, il a été constaté que l'incorporation de matière organique, notamment de l'amidon mélangé à du saccharose, favorisait la pénétration du sulfure sédimentaire dans les feuilles des herbes marines (*Zostera noltei*). Cette infiltration accrue de sulfure sédimentaire a été identifiée comme un indicateur du stress sulfurique dans les zostères (Van Der Geest et al., 2020). En fin, les herbiers marins sains de l'espèce *Zostera noltie* ont un effet stabilisateur dans les baies côtières peu profondes. Effectivement, il a été constaté que

¹ <http://www.marinespecies.org/index.php>

l'herbier *Zostera noltie* agit comme un puits pour l'azote inorganique dissous (De Wit et al., 2001 ; Santos et al., 2004 ; De Wit et al., 2005 Delgard et al., 2013).

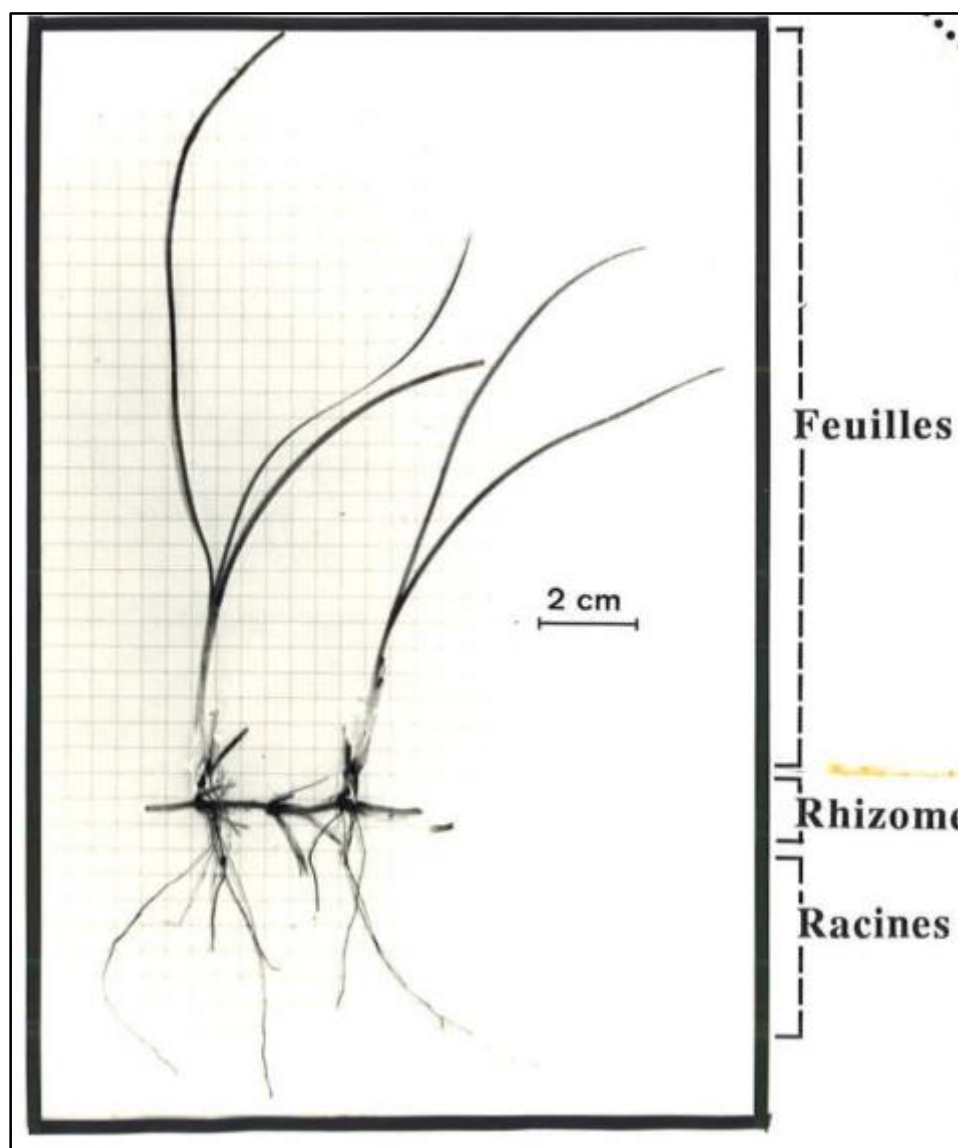


Figure 8. *Zostera noltie* (Hornemann, 1832) (Auby, 1991).

2.2.1.2. *Ruppia maritima* et *Ruppia cirrhosa*

Ruppia maritima (Linnaeus, 1753), qui fait partie de la famille des *Ruppiaceae*, est une plante vivace mesurant entre 10 et 60 cm de hauteur. Elle présente des tiges fines, nombreuses et très ramifiées, qui supportent des feuilles submergées filiformes, larges de moins d'1 mm (Tison et al., 2014). Cette espèce est caractérisée par un pédoncule court (0,3 – 5 cm) et non spiralé contrairement au *Ruppia cirrhosa* qui possède un pédoncule long (4 – 20 cm) et spiralé (Figure 9) (Tison et al., 2014). En moyenne, les feuilles de *Ruppia maritima* sont moins large

que celles de *Ruppia cirrhosa* (Oheix et al., 2015). Elle fréquente des milieux peu profonds tels que les lagunes côtières, les zones humides et les marais salés où elle peut être observée. elle est également largement répandue en Europe, en Asie occidentale, en Afrique et en Amérique boréale. Cette espèce aquatique est considérée comme cosmopolite dans l'hémisphère nord, et elle est particulièrement envahissante dans les lagunes saumâtres pendant la saison estivale (Verhoeven, 1979). *Ruppia maritima*² depuis 2007 a été classée par l'UICN dans certaines zones humides Red Liste (Short et al., 2010). Ainsi, selon Verhoeven (1979), *Ruppia cirrhosa* est capable de survivre dans une vaste gamme de salinités, allant de 1,5 à 60. En revanche, *Ruppia maritima*, présente une tolérance à la salinité plus limitée, avec des gammes allant de 0,3 à 15 (Oheix et al., 2015). Ces données soulignent la capacité d'adaptation des deux espèces à des conditions environnementales différentes en ce qui concerne la salinité de l'eau. Les prairies formées par *Ruppia* jouent un rôle écologique essentiel dans le réseau trophique des écosystèmes aquatiques. Ils fournissent également un abri et de la nourriture aux invertébrés, aux poissons, aux oiseaux aquatiques, aux mammifères marins et aux reptiles tels que la tortue verte menacée *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) (Kantrud 1991; Hemminga et Duarte 2000; Lopez-Calderon et al., 2010; Martínez-Garrido et al., 2017; Bouaziz, 2022).

²Liste rouge mondiale de l'UICN (évaluation 2010) (listé *Ruppia maritima* L)

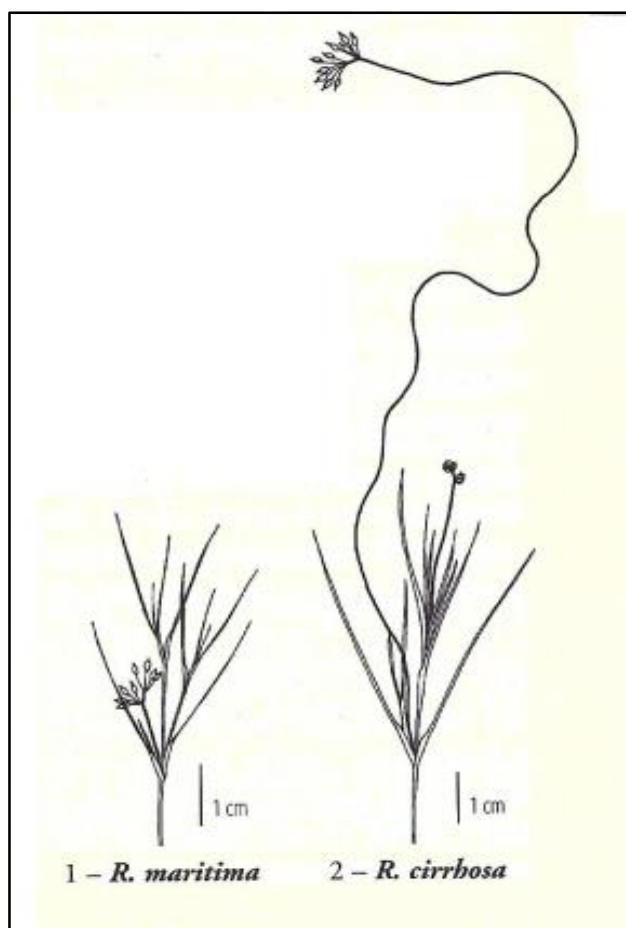


Figure 9. *Ruppia maritima* et *Ruppia cirrhosa* (Tison et al., 2014).

2.3. Le déclin des herbiers

Les herbiers, en dépit de leur importance écologique et sociétale, connaissent un déclin rapide à l'échelle mondiale, avec une régression annuelle estimée entre 2 et 5 % de leur surface (Duarte et al., 2009 ; Waycott et al., 2009 ; Le Fur et al., 2018). Depuis les années 80, cette diminution s'élève à plus de 33000 km² (Green et Short, 2003 ; Bargain, 2012). Ces dégradations des herbiers sont causées par divers facteurs, à la fois d'origine anthropique et naturelle.

1. Les herbiers sont vulnérables à diverses causes naturelles qui peuvent leur causer des dommages. Parmi ces causes, on trouve notamment l'impact des agents pathogènes. La "Wasting Disease" ou "maladie du dépérissement" est responsable de la plus grande perte naturelle jamais enregistrée dans les herbiers (Short et al., 1986, 1988; Den Hartog, 1987; Ralph et Short, 2002; Bargain, 2012). Cette maladie est provoquée par le protiste marin *Labyrinthula zosterae* (Ralph et Short, 2002) et a principalement affecté les herbiers de *Zostera marina* entre 1930 et 1933, entraînant la destruction d'environ 90 % des populations le long des côtes de la Mer du Nord et l'Océan Atlantique (Den Hartog, 1987; Fournier, 2009; Bargain, 2012). En outre, les phénomènes géologiques tel que le

séisme; peut entraîner une élévation de l'estran, tandis que les activités volcaniques peuvent priver les herbiers de lumière en raison des cendres et des fumées. Un exemple marquant est le tsunami qui a frappé l'Indonésie en 2004, provoquant une perte de 600 hectares d'herbiers en raison de la surélévation des fonds marins de 1 à 2 mètres (Gunawan et al., 2005; Bargain, 2012). les phénomènes météorologiques également tels que la mousson ou une saison des pluies plus abondante peuvent altérer la salinité et la température des eaux côtières, ce qui peut avoir un effet considérable sur les herbiers (Bargain, 2012). Enfin, les changements climatiques globaux sont également susceptibles d'affecter les herbiers de plusieurs manières. Ces changements comprennent le réchauffement des températures, l'élévation du niveau de la mer (entraînant une augmentation de la profondeur), l'augmentation des intrusions salines, l'accroissement des rayons ultraviolets, l'augmentation des concentrations de dioxyde de carbone, les modifications potentielles des grands courants marins ainsi qu'une augmentation des phénomènes météorologiques tels que les tempêtes et les cyclones (Short et Neckles, 1999 ; Björk et al., 2008; Bargain, 2012).

2. La localisation des herbiers le long des littoraux mondiaux augmente leur vulnérabilité face aux populations humaines, les menaces d'origine anthropique sont beaucoup plus nombreuses et ont un impact beaucoup plus important que les menaces d'origine naturel (Short et Wyllie-Echeverria, 1996; Hemminga et Duarte, 2000; Green et Short, 2003; Bargain, 2012). Les herbiers sont confrontés à une multitude de pressions anthropiques, telles que la pollution, l'eutrophisation, l'arrachage, l'urbanisation, le piétinement et la surexploitation (Cochón et Sánchez, 2005 ; Plus et al., 2010; Bargain, 2012). En effet, les angiospermes, qui constituent les herbiers, sont particulièrement vulnérables aux perturbations d'origine humaine (Orth et al., 2006 ; Le Fur et al., 2019).

➤ **Eutrophisation**

L'augmentation des apports d'azote et de phosphore en provenance des bassins versants, en particulier depuis les années 1960 et l'intensification des activités humaines, est largement reconnue comme la principale cause de la dégradation environnementale des écosystèmes côtiers (Cloern, 2001; Lacoste et al., 2023). Les lagunes côtières méditerranéenne subissent des effets considérables de l'eutrophisation, ce qui entraîne la diminution des herbiers marins (Short

et Burdick, 1996; Burkholder et al., 2007; Orth et al., 2006; Waycott et al., 2009; Delgard et al., 2013). Effectivement, La présence de concentrations élevées de nutriments dans la colonne d'eau peut exercer une toxicité directe sur les herbiers marins (Burkholder et al. 1992, 1994; Delgard et al., 2013). L'impact de l'eutrophisation sur la végétation est le résultat à la fois d'effets directs et indirects. Parmi les effets directs, on observe une compétition pour les nutriments et l'énergie lumineuse, qui sont les deux éléments les plus limitants pour la croissance des plantes aquatiques. La prolifération du phytoplancton et des macroalgues opportunistes, qui sont des groupes fonctionnels adaptés à une absorption rapide des nutriments disponibles, entraîne une augmentation de la turbidité de l'eau (causée par le phytoplancton) et les macroalgues opportunistes (souvent flottantes et dérivantes) empêchent les plantes aquatiques benthiques pérennes d'accéder à la lumière (Duarte, 1995; Schramm, 1999; Viaroli et al., 2008; Le Fur, 2018). Les effets indirects jouent un rôle significatif dans l'amplification et l'accélération du processus d'eutrophisation. La diminution des herbiers facilite la resuspension des sédiments, ce qui entraîne une augmentation de la turbidité de l'eau, un facteur auquel les herbiers sont sensibles. De plus, les proliférations de macroalgues et les blooms phytoplanctoniques peuvent provoquer des épisodes d'anoxie dans les sédiments, favorisant ainsi la libération des nutriments du sol vers la colonne d'eau. Cette libération accélère les processus d'eutrophisation (Vignes et al., 2010; Caumette et al., 2012; Le Fur, 2018).

2.4. Macrofaune associée aux herbiers

Les herbiers benthiques des écosystèmes côtiers sont des habitats riches en biodiversité qui abritent une macrofaune variée et importante tels que les invertébrés, les poissons, les oiseaux aquatiques, les mammifères marins et les reptiles (Kantrud, 1991; Hemminga et Duarte, 2000; Lopez-Calderon et al., 2010 ; Martínez-Garrido et al., 2017; Bouaziz, 2022). Elle joue un rôle capital dans les écosystèmes marins, notamment dans les eaux peu profondes comme les écosystèmes lagunaires, où sa biomasse constitue une part importante de la masse vivante totale (Bouma et al., 2009; Do et al., 2011). En effet, La macrofaune benthique joue un rôle majeur dans les réseaux trophiques et les transferts d'énergie entre les différents compartiments de l'écosystème marin (Reiss et Kroncke, 2005; Do et al., 2011). La distribution de la macrofaune est étroitement liée à la disponibilité de surfaces végétales colonisables et à la densité de la végétation (Dvořák et Best, 1982). Enfin, la structure de la macrofaune et les fluctuations de la population dominante sont des indicateurs importants pour évaluer et quantifier l'état écologique (Do et al., 2011).

2.4.1. Bivalves associés aux herbiers

Les bivalves sont des organismes marins qui sont étroitement associés aux herbiers et jouent un rôle considérable dans les écosystèmes tropicaux tels que la formation de chaînes alimentaires (Sousa et al., 2009; Syukur et al., 2021). Certaines espèces de bivalves sont consommées comme source de protéines par le public, et leur coquillage peut être utilisé comme matière première pour la fabrication d'artisanat ayant une valeur économique (Deutsch et al., 2011 ; Santhanam 2018; Syukur et al., 2021). Les populations de bivalves se trouvent principalement dans les environnements marins, en particulier dans les zones intertidales sous la couverture des herbiers marins (Hosack et al. 2006; Bateman et Évêque 2017). Les caractéristiques du substrat des herbiers marins jouent un rôle essentiel dans la distribution et la composition des espèces animales benthiques, notamment les bivalves (Best et Kidwell 2016; Syukur et al., 2021). Ainsi, le type de substrat peut avoir un impact significatif sur l'abondance des populations de bivalves et même entraîner l'élimination de certaines espèces de bivalves (Chadwick et al. 2006; Syukur et al., 2021). En outre, Les conditions environnementales dans la zone des herbiers ont un impact sur l'augmentation de la diversité et de la richesse spécifique des bivalves (Lu et al., 2018 ; Lukwambe et al., 2020).

Cependant. Les herbiers jouent un rôle important dans la diversité, l'abondance et la richesse des bivalves, en offrant notamment un habitat essentiel. Les services écosystémiques des herbiers sont particulièrement importants dans ce contexte (Lebreton et al., 2012; Nordlund et Gullstrom 2013; Syukur et al., 2021). Tandis que, la capacité de service offerte par les herbiers peut varier en fonction des espèces d'herbiers et des écosystèmes d'herbiers marins (Nordlund et al., 2016; Syukur et al., 2021).

Les bivalves soutiennent les espèces primaires, notamment les herbiers, et jouent un rôle crucial dans l'accentuation de l'impact anthropique et des changements climatiques mondiaux (Chin et al., 2020 ; Syukur et al., 2021). En revanche, Les perturbations environnementales, en particulier celles causées par les activités humaines, peuvent perturber les interactions facilitatrices avec des conséquences potentielles sur le fonctionnement des écosystèmes. Par exemple, des études ont montré que les changements globaux peuvent perturber les mutualismes en altérant la phénologie des espèces impliquées, tels que les plantes et leurs pollinisateurs (Memmott et al., 2007; Sanmartí et al., 2018).

➤ **Les bivalves lucinidae**

Les bivalves de la famille des Lucinidae abritent des bactéries qui oxydent les sulfures dans leurs branchies, tout en transportant l'oxygène, le CO₂ et le sulfure à l'aide de leur pied

extrêmement extensible (Stewart et al., 2005; van der Heide et al., 2012; Rossier et al., 2013). Ces bivalves sont connus pour être mixotrophes, car ils peuvent utiliser à la fois l'énergie et les nutriments provenant de particules alimentaires et de bactéries endosymbiotiques (Schweimanns et Felbeck, 1985; Rossier et al., 2013). Dans les écosystèmes d'eau peu profonde, les lucinidae, en symbiose avec des bactéries endosymbiotiques oxydant les sulfures, sont fréquemment présents dans les herbiers marins, occupant la couche de sédiments anoxiques adjacente à la zone racinaire, où les taux de production de sulfure sont élevés (Dubilier et al., 2008 ; van der Heide et al., 2012 ; Rossier et al., 2013 ; Cardini et al., 2019). En effet, Les bivalves Lucinidae jouent un rôle important dans les herbiers marins en établissant un mutualisme où les herbiers fournissent un habitat et de l'oxygène par leurs racines, tandis que les Lucinidae consomment du sulfure grâce à leurs symbiotes chimiosynthétiques. Cette interaction favorise une croissance plus importante des plantes tout en dépendant des herbiers marins pour stimuler la production de sulfure par les micro-organismes sulfato-réducteurs libres (Van Der Heide et al., 2012; Cardini et al., 2019). Cependant, la charge organique croît dans les écosystèmes côtiers du monde entier en raison du réchauffement climatique; selon l'étude de Van Der Geest et al., (2020), les herbiers marins deviendront de plus en plus dépendants de ce mutualisme de désintoxication du sulfure quand les taux de production de sulfure dans les sédiments augmenteront. De plus, les résultats de Cardini et al., (2019) révèlent que dans des conditions où la disponibilité en carbone est limitée, les Lucinidae chimiosymbiotiques peuvent excréter des quantités significatives de NH_4^+ dans leur environnement. les Lucinidae et leurs endosymbiontes également fournissant la forme d'azote N préférée des plantes (Alexandre et al., 2015), ce qui contribue à la productivité de ces écosystèmes importants en termes de carbone bleu (Cardini et al., 2019). Ces études soulignent l'importance du mutualisme entre les herbiers marins et les lucinidae pour la conservation et la restauration et la résilience des herbiers marins face aux défis du changement global (Van Der Geest et al., 2020).

2.5. Les espèces invasives marines

Les introductions d'espèces sont largement reconnues comme l'un des principaux problèmes environnementaux du 21ème siècle (Clout, 1995). Nombreux d'espèces ont été transportées accidentellement ou ont suivi les courants dans la région méditerranéenne. Certaines de ces espèces introduites se sont adaptées à leur nouvel environnement et sont devenues envahissantes, étant qualifiées d'espèces exotiques (Otero et al. 2013). Celles-ci, sont largement reconnues comme l'une des principales responsables de la perte de la biodiversité en

Méditerranée, ayant le potentiel de perturber tous les aspects des écosystèmes marins ainsi que d'autres écosystèmes aquatiques (Galil, 2007 ; Otero et al. 2013).

Leur taux d'introduction sans précédent et leur impact inattendu et nuisible sur l'environnement, l'économie et la santé humaine font des espèces envahissantes marines, un problème croissant (Galil, 2008 ; Zenetos et al., 2010 ; Otero et al., 2013). Ce phénomène touche toutes les régions de la Méditerranée (Galil, 2007, 2009 ; Zenetos et al., 2010 ; Otero et al. 2013). En conséquence, les espèces envahissantes sont reconnues comme des "espèces focales" nécessitant une surveillance dans toutes les régions (Pomeroy et al., 2004 ; Otero et al. 2013).

Selon la liste noire des espèces marines envahissantes en Méditerranée qui a été établi par Otero et al. (2013). *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) est incluse parmi ces espèces invasives. Dans la lagune d'El Mellah, *Arcuatula senhousia* est la seule espèce de moule invasive qui a été signalée.

➤ *Arcuatula senhousia*

Arcuatula senhousia (Benson, 1842), également connue sous les noms communs de moule dattier asiatique, mulette verte, moule verte, moule Senhouse et moule japonaise, est une petite moule appartenant à la famille des Mytilidae. Originnaire de l'ouest de l'océan Pacifique, de la Sibérie à Singapour, elle mesure en moyenne 25 mm de longueur de coquille, avec une longueur maximale de coquille de 35 mm (Carpenter et Niem 1998 ; Hamza et al., 2022).

Ce bivalve filtreur qui se trouve dans des habitats tels que les baies, les lagunes côtières et les estuaires, préférentiellement sur des fonds mous et vaseux. Il peut être présent depuis la zone intertidale jusqu'à une profondeur de 20 mètres (Morton, 1974; Cohen, 2005). *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842), en tant qu'espèce envahissante, présente plusieurs caractéristiques distinctives. Elle se caractérise par une fécondité élevée et une croissance rapide, ainsi qu'un stade larvaire planctonique relativement long, qui dure de 14 à 55 jours. De plus, cette espèce atteint rapidement sa maturité sexuelle, en seulement 9 mois, et a une durée de vie maximale assez courte, limitée à environ 2 ans. La fécondation de cette moule invasive se produit de manière externe (Otero et al. 2013; Kovalev et al. 2017; Faasse 2018 ; Hamza et al., 2022).

Une seule femelle mesurant 20 mm de longueur de coquille peut libérer jusqu'à 137 000 œufs sous forme d'émissions granulaires (Sgro et al., 2002 ; Zenetos, 2016). Cette fécondité élevée peut conduire à des densités importantes de plus de 25 000 individus par mètre carré (Munari, 2008 ; Öztürk et al., 2017; Hamza et al., 2022). Cette moule invasive présente une

capacité unique à tolérer un large éventail de conditions environnementales. Elle peut survivre et s'adapter à des températures allant de 1 à 31 °C, des salinités variant de 18 à 36 PSU, ainsi que de faibles concentrations d'oxygène dissous de 1 à 3 mg/L. Ces caractéristiques lui confèrent un avantage lors de son introduction et de son invasion dans différents écosystèmes marins tels que les lagunes côtières, les ports, les deltas fluviaux, et d'autres milieux similaires (Cohen 2005; Zenetos 2016; Kovalev et al. 2017 ; Hamza et al., 2022). En effet, elle a réussi à coloniser différentes régions du monde avec succès. Elle a été observée sur la côte pacifique de l'Amérique du Nord, en Australie, en Nouvelle-Zélande, en mer Méditerranée, sur la côte atlantique française, dans la Manche, en Afrique de l'Ouest, dans la mer d'Azov et la mer Noire (Cohen, 2005; Bachelet et al., 2009; Chartosia et al., 2018; Watson et al., 2021; Zhulidov al., 2021).

L'impact d'*A. senhousia* sur les services écosystémiques et la biodiversité varie en fonction de l'emplacement (Katsanevakis et al. 2014). Dans sa zone d'origine au Japon et en Chine, *A. senhousia* peut se développer sur des palourdes cultivées (Cohen, 2005). Cependant, dans les zones où elle a été introduite, *A. senhousia* peut avoir un impact significatif sur les communautés indigènes de macrophytes et d'invertébrés benthiques (Crooks et Khim, 1999 ; Allen et Williams, 2003 ; Hamza et al., 2022). Evidemment, dans la baie de San Diego (sud de la Californie, États-Unis), *A. senhousia* recouvre les feuilles de zostères (*Zostera* spp.), ce qui limite la croissance et la propagation de cette espèce végétale (Reusch et Williams, 1998 ; Allen et Williams, 2003 ; Cohen, 2005). De plus, la densité élevée d'*A. senhousia* a entraîné une diminution de l'abondance et la disparition locale de certains invertébrés benthiques indigènes, comme cela a été observé dans la baie de San Diego (Mission Bay) et en Nouvelle-Zélande (estuaire de Tamaki) (Creese et al., 1998 ; Crooks, 2001; Hamza et al., 2022). Enfin, l'introduction de la moule japonaise envahissante dans les écosystèmes côtiers peu profonds pourrait provoquer un changement dans la structure et le fonctionnement de ces écosystèmes (Hamza et al., 2022).

MATÉRIEL
ET
MÉTHODES

3. Matériel et méthodes

3.1. Description du milieu d'étude

La lagune El Mellah, également connue sous le nom local de Garaât El Mellah, est l'unique milieu lagunaire côtier en Algérie. Elle est située à 10 km à l'ouest de la ville d'El Kala et à 49 km à l'est de la ville d'Annaba. Elle se trouve à l'extrême Nord-est de l'Algérie, au sein du Parc National d'El-Kala (réserve de biosphère de l'UNESCO) (36.89290 N, 8.32623 E) (Figure 9). Cette lagune n'est reliée à la mer Méditerranée que par un seul chenal long (900 m) et étroit (10 à 20 m). La lagune El Mellah couvre une superficie de 865 hectares et s'étend sur une distance de 4,7 kilomètres, allant de l'exutoire de l'oued El Aroug à l'extrême Sud jusqu'au début du chenal au Nord. Elle présente une profondeur moyenne de 2,7 mètres et une profondeur maximale de 6,4 mètres (Sehili, 2008; Cataudella et al. 2015).

3.2. Choix des stations

L'échantillonnage des macrobenthos a été réalisé avec soin et réflexion, en prenant en considération les influences des eaux marines et des eaux douces. Les stations sont réparties sur les zones subtidales du Sud au Nord de la lagune (stations 1, 2 et 3) (Figure 9 et 10). La première station située près de l'oued el-Mellah est sous l'influence des eaux douces, la deuxième station située au centre sur entre oued el-Mellah et oued El Aroug et la troisième station situé au Nord de la lagune près de chenal sous influence des eaux marines (Tableau 2).

Tableau 2. Description des stations échantillonnées dans la lagune Mellah.

Stations	Coordonnées GPS	Caractéristiques
1	36.87722 N 8.33083 E	Au Sud de la lagune, sous influence continentale.
2	36.88722 N 8.31444 E	Entre oued el-Mellah et oued El R'Kibet « cours d'eau » sous influence continentale.
3	36.90944 N 8.31444 E	Au Nord de la lagune, près du chenal dans la lagune, sous influence des eaux marines.

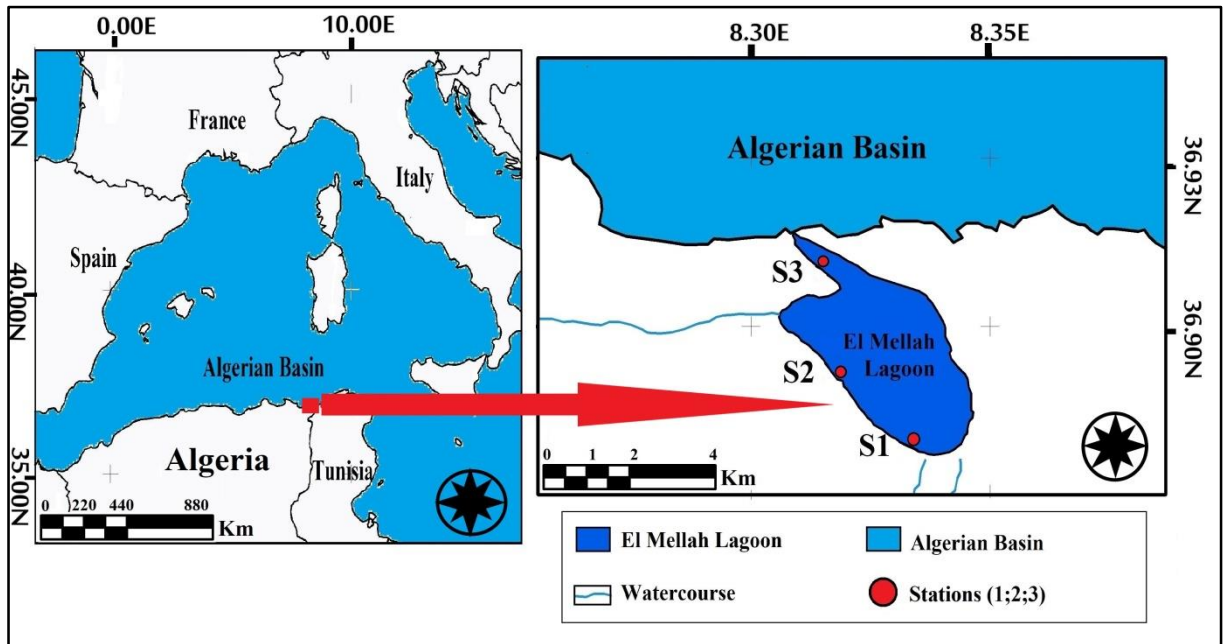


Figure 9. La localisation de la zone d'étude en mer Méditerranée et la localisation des stations d'échantillonnage dans la lagune d'El Mellah (Algérie, côte Sud du bassin algérien) (Station 1: "36.87722 N 8.33083 E"; Station 2: "36.88722 N 8.31444 E"; Station 3: "36.90944 N 8.31444 E") (Hamza et al., 2022).

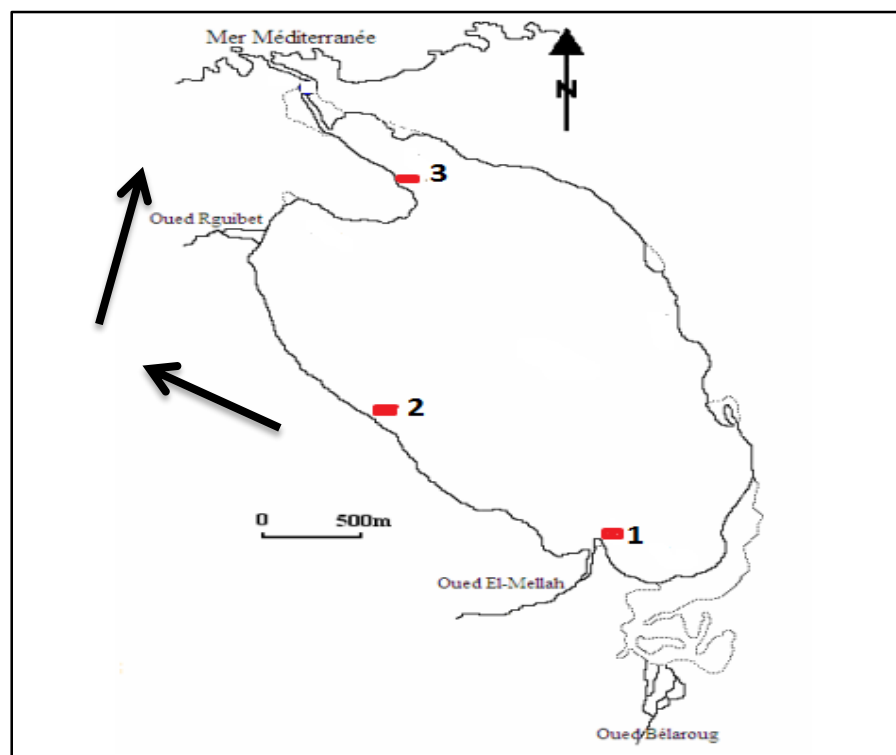


Figure 10. Transect effectué lors des prélèvements des macrobenthos dans la lagune El Mellah.

3.3. Paramètres physico-chimiques :

Les paramètres physico-chimiques tels que (la température de l'eau en °C, oxygène dissous mg.l^{-1} , de salinité (PSU) et de pH (unité de pH), ont été mesurés *in situ*, à l'aide d'un multi-paramètre de terrain (HANNA HI 9829) (Figure 11). Les mesures de ces paramètres ont été effectuées mensuellement pendant un cycle annuel au niveau de 3 stations à l'échelle de la lagune (Figure 9).



Figure 11. Multi paramètre de terrain (HANNA HI 9829).

3.4. Étude quantitative du macrobenthos

3.4.1. Echantillonnage des communautés macrobenthiques

3.4.1.1. Matériel

- Terrain:
 - Carotte (10 cm de profondeur et 19 cm de diamètre)
 - Support pot
 - Tamis
 - Boîtes en plastique étiquetés
 - Combinaison de plongée
 - Multi paramètre de terrain (HANA HI9829)
- Laboratoire :
 - Plateau
 - Papier aluminium
 - Balance électronique
 - Ciseau
 - Pince

- Une étuve « Memmert™ VO400»

3.4.1.2. Méthode d'échantillonnage

Des échantillons benthiques ont été prélevés mensuellement dans le subtidal (0,3 m à 0,5 m de profondeur) sur trois stations de la lagune d'El Mellah de février à décembre 2019. Trois carottes de surface 0,028 m² (diamètre 19 cm) de sédiments (N = 3) manuelles répétées au niveau des tapis herbacés ont été prélevés à chacune des trois stations mensuellement (total des échantillons prélevés = 11 mois × 3 stations × 3 répétitions = 99 échantillons) (Figure 12.A). De plus, une Mesure des données physico chimique (pH, salinité, température ; Oxygène) a été faite *in situ* pour chaque point de prélèvement à l'aide du multiparamètre (HANA HI9829). Les sédiments ont été tamisés très délicatement avec un tamis en acier de 1 mm (Figure 12.B). Les résidus du tamisage de chaque carotte sont conservés dans des boîtes en plastique (étiquetés : date, lieu, N° de station) (Figure 12 C). Les échantillons prélevés sont transmis immédiatement au laboratoire de Neuro-Endocrinologie Appliquée de l'Université Badji Mokhtar Annaba.

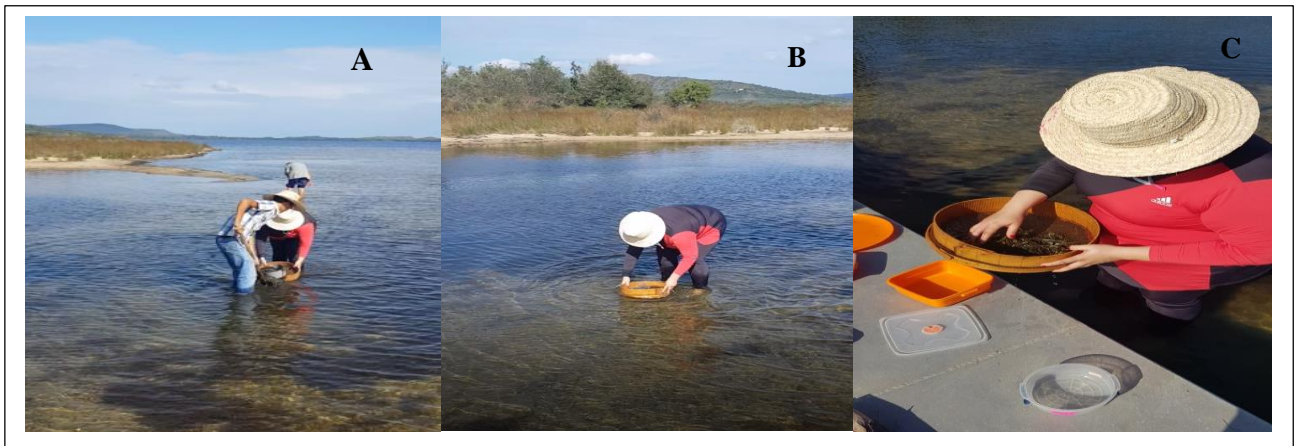


Figure 12. Les étapes d'échantillonnage de macrobenthos d'El Mellah. **A:** Récupérer l'échantillon; **B:** tamisage; **C:** Mettre les résidus du tamisage dans une boîte étiquetés. (Photo Hamza Hadjer).

3.4.2. Tri et identification de Macrobenthos

Les échantillons ramenés au laboratoire et ont été lavés encore une fois à l'eau du robinet, les échantillons récoltées ont été séparées (la macroflore et la macrofaune).

➤ Les macrophytobenthos

Lors du tri des espèces macrophytobenthos, nous les avons identifiées à l'aide de différents ouvrages et clés de détermination fournies par le Registre Mondial des Espèces Marines (WoRMS¹). L'identification des spécimens ont été confirmés par Rutger De Wit au laboratoire MARBEC de Montpellier (France).

- La description originale de l'espèce *Zostera noltei* par Hornemann (1832) est disponible sur le Web: <https://www.biodiversitylibrary.org/page/3398154#page/181/mode/1up>
- La description originale de l'espèce *Ruppia maritima* par Linnaeus (1753) est disponible sur le Web: <https://www.biodiversitylibrary.org/page/59077937#page/364/mode/1up>
- La description originale de l'espèce *Ruppia cirrhosa* par ((Petagna) Grande, 1918) est disponible sur le Web: <https://www.biodiversitylibrary.org/page/56974909#page/253/mode/1up>

Poids frais : dans un premier temps, ces espèces sont séparées : « la partie souterraine (hypogée) = rhizomes + racines » et « la partie aérienne (épigée) = les feuilles + les tiges ». (Auby 1991; Auby et Labroug, 1996) (Figure 13. A).

Ainsi, nous avons pesé les espèces récoltées, posées sur des morceaux de papier aluminium numérotés selon le type d'espèce, juste après l'élimination des gouttes d'eau à l'aide d'un papier absorbant. Les échantillons ont été pesés à l'aide d'une balance électronique (précision: 0,1 g) (Sfriso et Ghetti, 1998).

Poids sec : les échantillons sont séchés dans une étuve durant 24 h à 60° C « étuve : BINDER modèle FED 115 » (Figure 13.B) par la suite leur poids sec est mesuré (Auby 1991 ; Bargain, 2012; Delgard 2013 et 2016).

➤ **La macrofaune:**

Nous avons trié et compté les espèces macrozoobenthiques de chaque carotte « les espèces doivent être bien fermées, cela signifie qu'elles sont vivantes .les bivalves ouvertes ont été écartées » (Figure 14). Nous les avons identifiées à l'aide de différents ouvrages et clés de détermination fournies par WoRMS. La nouvelle espèce a été identifiée par Judith Klein comme *Arcuatula senhousia* au laboratoire MARBEC de Montpellier (France) à l'aide de Benson (1842) en accord avec la référence fournie par WoRMS. La description originale de l'espèce par Benson (1842) est disponible sur le Web à: <https://www.biodiversitylibrary.org/page/18684698#page/500/mode/1up>

¹ <http://www.marinespecies.org/index.php>

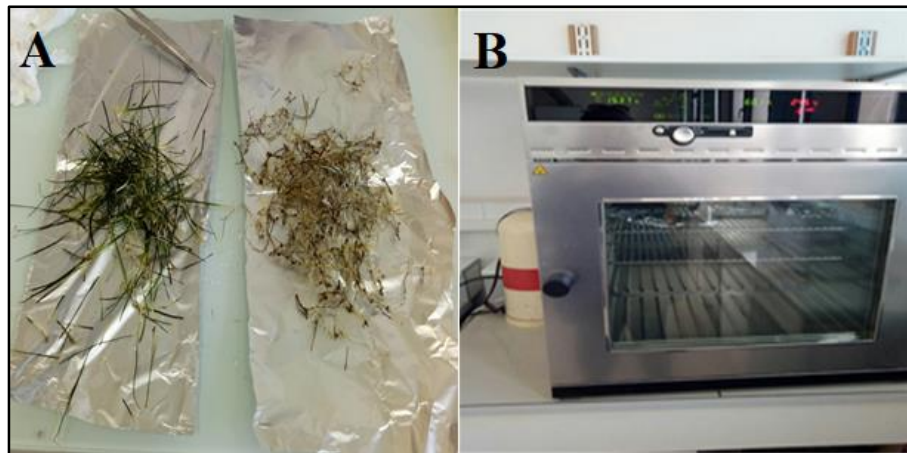


Figure 13. A: séparer la partie hypogée de la partie épigées; B: séchés dans une étuve « Memmert™ VO400 » durant 24 h à 60° C.



Figure 14. Bivalves associés aux herbiers récoltés de la lagune El Mellah.

3.5. Expression des résultats

3.5.1. La biomasse, paramètre descriptif de l'évolution des herbiers

La biomasse est la mesure de matière organique totale, soit la quantité de matière vivante d'une espèce végétale ou animale. Pour les herbiers de zostères, le rapport de poids sec pour une surface donnée (gramme de poids sec par mètre carré, g PS.m⁻²) est souvent utilisé mais

certaines études utilisent parfois le poids frais (Sfriso et Ghetti, 1998). La méthodologie adoptée pour le séchage est très variable selon les études, la température allant de 60 à 115 °C, pendant 24 à 72 heures (Bargain, 2012). Dans cette étude, nous avons utilisé une température de 60°C pendant 24 heures. Cependant, Il est opportun d'utiliser la biomasse comme paramètre descriptif, car tout changement dans la composition de l'herbier aura un impact sur cette mesure (Kirkman, 1996; Bargain, 2012). En raison de sa capacité à réagir rapidement aux variations des facteurs environnementaux, la biomasse est l'une des caractéristiques biométriques utilisées pour caractériser les herbiers. Les mesures de biomasse, largement répandues dans la littérature, jouent un rôle crucial en fournissant une caractérisation initiale et une description globale des herbiers (Iverson et Bittaker, 1986; Jupp et al., 1996; Sfriso et Ghetti, 1998; Duarte et al., 2002; Hammerstrom et al., 2006; Freeman et al., 2008). De plus, la mesure de la biomasse est fréquemment utilisée pour évaluer l'impact des facteurs externes sur la croissance et le développement des plantes. Ainsi, elle est utilisée pour mieux appréhender l'influence de facteurs tels que: la lumière (liée à la turbidité ou à la bathymétrie) (Iverson et Bittaker, 1986; Nienhuis et al., 1989; Jupp et al., 1996; Campbell et Miller, 2002; Terrados et al., 2006; Cabaço et al., 2009); la qualité de l'eau (dont la salinité, les nutriments, l'eutrophisation ou le carbone organique dissous) (Nienhuis et al., 1989; Hillman et al., 1995; Udy et Dennison, 1997; Campbell et Miller, 2002; Irlandi et al., 2002; Cardoso et al., 2004; Uku et Björg, 2005; Cabaço et al., 2007); la température (Hillman et al., 1995); l'hydrodynamisme (Auby et Labourg, 1996); l'érosion (Cabaço et Santos, 2007); la saisonnalité ou les aléas climatiques (Iverson et Bittaker, 1986; Sfriso et Ghetti, 1998; de Boer, 2000; Cabello-Pasini et al., 2003; Abu Hena et al., 2007 ; Freeman et al., 2008); la présence d'espèces animales comme les poissons et les oiseaux , ou la prolifération d'autres espèces végétales comme les macroalgues (Maciá, 2000; Desmonts, 2007; Unsworth et al., 2007).

Dans notre étude nous avons mesuré la biomasse (poids sec; g DW.m⁻²) des angiospermes récoltées en séparant nous avons mesuré les parties épigées (feuilles et tiges) de les parties hypogées (rhizomes + racines) (Auby ,1991).

Biomasse épigée = Poids sec (g) de parties épigées (feuilles et tiges) par m²

Biomasse hypogée = Poids sec (g) de parties hypogées (rhizomes + racines) par m²

Calculer la surface en m²

$$R = \text{diam} \div 2$$

$$R = 9,5\text{cm} = 0,095 \text{ m}$$

$$\text{surface} = \pi \times R^2$$

$$\text{surface} = 0,028 \text{ m}^2$$

Calculer la biomasse

$$\begin{aligned}
 \text{biomasse} &= 0,028 \text{ m}^2 \rightarrow \text{poids mesuré "g"} \\
 &1 \text{ m}^2 \rightarrow X \\
 \text{biomasse} &= \frac{1 \times \text{poids mesuré}}{0,028} = ? \text{ g/m}^2
 \end{aligned}$$

3.5.2. La densité

Dans notre étude, nous nous concentrons sur les bivalves comme espèces ciblées, ce qui implique que la densité sera exprimée en unité de surface. Chaque mois, dans le but d'obtenir une représentation aussi précise que possible de la répartition des bivalves associés dans la zone d'étude, nous avons prélevé des carottes de sédiments de (surface de 0,028 m²) à chaque station étudiée, puis nous avons procédé au dénombrement des individus présents.

Densité (d) : Dans les études des bivalves associés aux herbiers, La densité est le nombre d'individus d'une espèce donnée dans un prélèvement donné, rapporté à une surface de sédiment d'un mètre carré, elle est exprimée en nombre d'ind.m⁻² (Melouah et al., 2014).

Calculer la surface en m²

$$\begin{aligned}
 R &= \text{diam} \div 2 \\
 R &= 9,5 \text{ cm} = 0,095 \text{ m} \\
 \text{surface} &= \pi \times R^2 \\
 \text{surface} &= 0,028 \text{ m}^2
 \end{aligned}$$

Calculer la densité

$$\begin{aligned}
 d &= 0,028 \text{ m}^2 \rightarrow \text{nombre d'indi} \\
 &1 \text{ m}^2 \rightarrow X \\
 d &= \frac{1 \times \text{nombre d'ind}}{0,028} = ? \text{ ind/m}^2
 \end{aligned}$$

3.6. Exploitation des résultats

3.6.1. Les indices écologiques

Les résultats de l'échantillonnage du peuplement macrobenthique ont été utilisés pour calculer les indices écologiques, tels que les indices de composition et de structure (richesse totale, richesse moyenne, fréquence d'occurrence, diversité spécifique et équitabilité). Un peuplement se caractérise par sa composition et sa structure (Southwood, 1978). Pour l'étude des communautés animales, en particulier celle des bivalves, il est proposé de réaliser des

analyses de la distribution d'abondance et des indices écologiques, en particulier ceux liés à la diversité. C'est dans ce contexte que nous avons choisi d'exploiter nos résultats en utilisant des indices écologiques.

➤ ***Indices écologiques de composition***

Pour exploiter les résultats plusieurs indices écologiques de composition sont utilisés notamment la richesse spécifique (totale et moyenne), l'abondance relative et la fréquence relative.

La richesse totale (S) : représentée par le nombre total d'espèces recensées dans un peuplement donné, correspond au nombre total d'espèces (S) identifiées au moins une fois lors de R relevés effectués (Ramade, 1984; Hedjouli, 2022).

La richesse moyenne (s_m) : c'est le nombre moyen d'espèces trouvées à chaque relevé. Ce paramètre exprime le nombre d'espèces les plus représentatives du milieu au sens de la fréquence de leur présence (Hedjouli, 2022).

L'abondance relative ou fréquence relative d'une espèce (fi) : L'abondance relative des espèces est le nombre d'individus d'espèce par rapport au nombre total d'individus récoltés pour le but de connaître l'importance de chaque peuplement, exprimé en pourcentage (Zaïme et Gautier, 1989; Hedjouli, 2022).

$$fi = \frac{ni}{N} \times 100\%$$

ni : nombre d'individus d'une espèce i

N : nombre total d'individus toutes espèces

La fréquence d'occurrence ou centésimale (F) : C'est le rapport entre le nombre de prélèvement où se trouve une espèce et le nombre totale des prélèvements effectués (Dajoz, 1975; 1982; Hedjouli, 2022).

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

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

R : nombre total de relevés.

Selon Dajoz (1982) on distingue cinq catégories d'espèces. On considère qu'une espèce est accidentelle ou rare si $F < 25\%$, accessoire ou commune si $25\% \leq F < 50\%$, régulière si $50\% \leq F < 75\%$, constante si $75\% \leq F < 100\%$ et omniprésente si $F = 100\%$.

➤ *Indices écologiques de structure*

Ils expriment le mode de distribution des espèces qui composent le peuplement.

Diversité spécifique (l'indice de Shannon-Weaver) (H') : Du point de vue écologique la diversité spécifique s'explique par la répartition inégale des individus entre les espèces, l'indice de Shannon-Weaver (H') permet de calculer la diversité spécifique, cet indice s'exprime en bits par individus (Ramade, 1984; Hedjouli, 2022).

$$H' = \sum_{i=0}^n \frac{ni}{N} \log_2 \frac{ni}{N}$$

N : Nombre total d'individus. ni : Nombre d'individus de l'espèce i.

La diversité est maximale dans les peuplements où toutes les espèces ont le même nombre d'individus. A l'inverse, un peuplement dont une espèce est majoritairement dominante affiche une valeur faible de son indice de diversité. Une valeur élevée de cet indice correspond à un peuplement riche en espèces dont la distribution d'abondance est équilibrée. A l'inverse, une valeur faible correspond soit à un peuplement caractérisé par un petit nombre d'espèces pour un grand nombre d'individu, soit à un peuplement dans lequel il y a une espèce dominante (Barbault, 2000; Hedjouli, 2022).

L'Équitabilité (E) : C'est le rapport de la diversité spécifique à la diversité maximale (Ponel, 1983), calculée par la formule suivante:

$$E = H' / \log_2 S$$

E : Équitabilité. H' : Indice de Shannon-Weaver. S : Richesse spécifique.

L'équitabilité varie de 0 à 1, elle tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur une espèce ; elle tend vers 1 lorsque toutes les espèces ont une même abondance (Barbault, 1981; Benyacoub, 1993; Hedjouli, 2022).

Phénogramme des espèces étudiées : Une bonne connaissance de la biologie et de la phénologie des espèces est nécessaire pour estimer le nombre de générations annuelles, les périodes de présence des espèces et de pics de populations, etc...La phénologie est l'étude des évènements saisonniers. Dans cette étude nous avons établis le phénogramme de la répartition annuelle de différentes espèces macrobenthique récoltées dans les différentes stations étudiées (Hedjouli, 2022).

3.6.2. Analyses statistiques

Dans les figures et tableaux, les données sont exprimées sous forme de moyenne (\pm écart-type), en fonction d'un échantillon ou d'un nombre de répétitions spécifié.

➤ **Le test de Tukey**

L'analyse statistique a été réalisée à l'aide du logiciel SPSS (*Statistical Package for the Social Sciences*) version 22.0.0.0. Le test de Tukey est utilisé dans le cadre d'une GLM à deux facteurs pour évaluer l'effet station/ mois.

➤ **Analyse en composantes principales, régression linéaire et corrélation**

Analyse en composantes principales (ACP) a été réalisé en utilisant le logiciel XLSTAT-Pro version 7.5.2. dont l'objectif est de relier le schéma de distribution des biomasse épigée et hypogée des angiospermes et la densité des bivalves associés aux variables environnementales. En outre, L'Analyse Canonique des Correspondances (ACC) a été effectué également dans le but de relier les abondances d'espèces à des variables environnementales (Ter Braak, 1986). Les modèles de régression linéaire simple permettent d'analyser la relation d'une variable par rapport à une autre (régression linéaire simple). De plus, le test de corrélation de Pearson a été utilisé pour déterminer la corrélation intra-site entre les paramètres physico-chimiques, la biomasse épigée et hypogée des angiospermes et la densité des bivalves associés aux herbiers, (les valeurs r avec des intervalles de confiance à 95 %). La corrélation de Pearson étaient considérées comme faibles pour $r < 0,35$, moyennes pour $0,36 < r < 0,67$, fortes pour $0,68 < r < 0,89$ et très fortes pour $0,9 < r < 1$.

RÉSULTATS

4. Résultats

4.1. Caractéristiques physico-chimiques

L'étude de peuplements benthique nécessite une connaissance approfondie des paramètres environnementaux. En effet, il existe une relation directe entre l'évolution spatio-temporelle des benthos tel que les angiospermes et la macrofaune et les paramètres physico-chimique (Oxygène dissous, Salinité, PH et température). Néanmoins, Chez les angiospermes la température et la salinité sont des facteurs qui agissent directement sur leur distribution et leur abondance alors que chez les bivalves, la température est le facteur majeur de régulation de la reproduction (Velez et Epifanio, 1981; Bulthuis, 1987; Antunes *et al.*, 2012 ; Le Fur *et al.*, 2018). Les mesures physico-chimiques (Oxygène dissous, Salinité, PH et température) ont été mesurées *in situ* mensuellement de février 2019 à décembre 2019 au niveau de 3 stations (Figure 9 et 10).

4.1.1. Variation spatio-temporelles des caractéristiques physico-chimiques

L'étude de variation temporelle de la moyenne de température des eaux de la lagune El Mellah est typique des régions tempérées, avec des minima de $15,7 \pm 1,8$ °C pendant la saison hivernale (février) et des maxima de $30,1 \pm 0,9$ °C pendant la saison estivale (juillet) (Figure 20) durant 2019. Les relevés mensuels de la température de surface au niveau des trois stations prospectées, montrent une légère différence entre les 3 stations. La température minimale atteinte est de 13,8 °C, enregistrée durant le mois de février au Nord de la lagune (station 1), tandis que la valeur maximale décelée est de 30,8 °C relevée en juillet au Sud de la lagune (stations 3) (Figure 15). Généralement, les variations spatio-temporelle de la température des eaux superficielles de la lagune sont directement liées à celle de l'atmosphère (Heral *et al.*, 1983 ; Frontier, 1993).

Les variations haline de la lagune El Mellah allaient de la mésohaline (salinité entre 5 et 18) à polyhaline (salinité entre 18 et 30) durant 2019. L'évolution de salinité dans la lagune El Mellah dépend des apports d'eau douce continentale, des apports d'eau marine (*via* le chenal), ainsi que du phénomène d'évaporation qui se produit pendant la saison estivale. L'étude de l'évolution temporelle de la moyenne de salinité des eaux d'El Mellah montre deux périodes, la première s'étend entre les mois de février et de juin. Au cours de cette période, les apports d'eau douce provenant des différents oueds (R'Kibet, El Mellah et Belaroug) suite aux précipitations et inondations hivernale et printanière, baissent la salinité de la lagune jusqu'au $13 \pm 2,7$ PSU (mai). La deuxième période s'étend entre les mois de juillet et de octobre, durant

cette période, l'apport limité d'eau douce couplée aux fortes températures atmosphériques, augmente la salinité de la lagune jusqu'à $28,4 \pm 0,5$ PSU (octobre) (Figure 16). Les variations spatio-temporelles de salinité dans les différentes stations prospectées décèlent une certaine homogénéité de la masse d'eau lagunaire, les extrêmes halins sont observés au Nord de la lagune (station 3) durant le mois de mai ($10,7$ PSU) et le mois de novembre (29 PSU) (Figure 16).

Le pH des eaux est plutôt constant et légèrement alcalin dans les 3 stations. Les fluctuations spatio-temporelles de pH varient entre $7,4$ (décembre) à l'Ouest de la lagune et $8,7$ (septembre) au Nord de la lagune (Figure 17). À l'échelle de la lagune les valeurs moyennes oscillent entre $7,8 \pm 0,3$ relevées en décembre et $8,4 \pm 0,2$ relevée pendant le mois de juillet (Figure 19).

La figure 18 montre que les teneurs en oxygène dissous ont une variation similaire dans l'ensemble des stations. Les taux les plus élevés sont rencontrés au Sud de la lagune de (station 1) durant toute la période d'échantillonnage sauf la période estivale. Durant la période estivale les valeurs les plus élevées sont enregistrées au Nord de la lagune (station 3) selon le mouvement de la marée. En outre, Les fluctuations des teneurs en oxygène dissous passent par les extrêmes de $4,50 \text{ mg.L}^{-1}$ en juillet (station 2) et de $11,13 \text{ mg.L}^{-1}$ en avril (station 1). Globalement, on observe que les eaux près du chenal sont relativement moins oxygénées en comparaison avec celles de la lagune (Figure 18). À l'échelle de la lagune, il faut signaler que la moyenne minimale est de $4,9 \pm 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ enregistrée durant la période estivale (juillet). La moyenne maximale est de $9,7 \pm 0,8 \text{ mg.L}^{-1}$ relevée au début de période printanière (mars) (Figure 19).

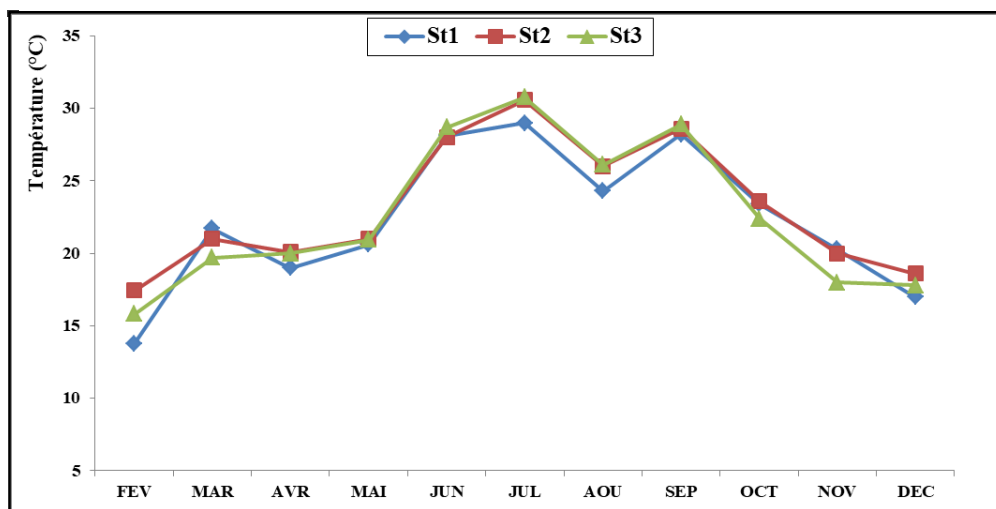


Figure 15. Variation spatio-temporelle de la température (°C) des eaux des stations prospectées dans la lagune Mellah durant 2019.

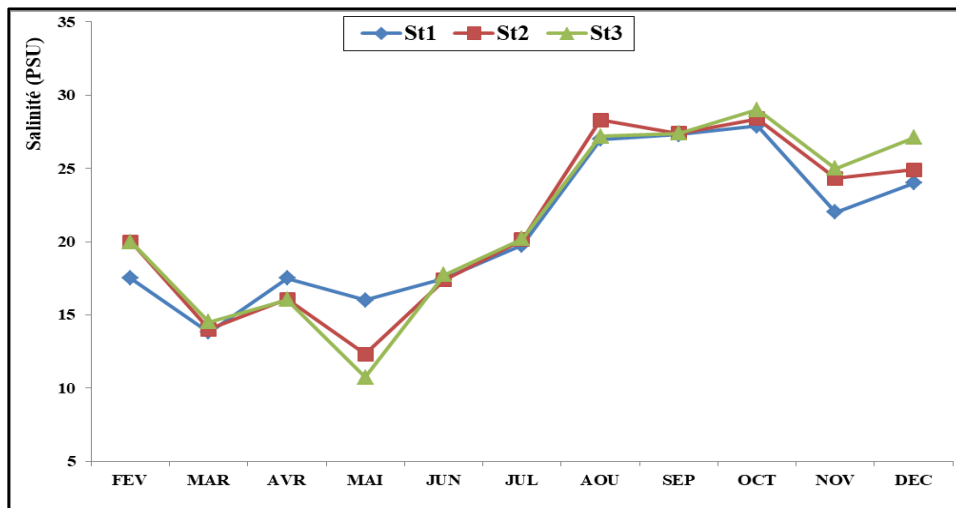


Figure 16. Variation spatio-temporelle de la salinité (PSU) des eaux des stations prospectées dans la lagune Mellah durant 2019.

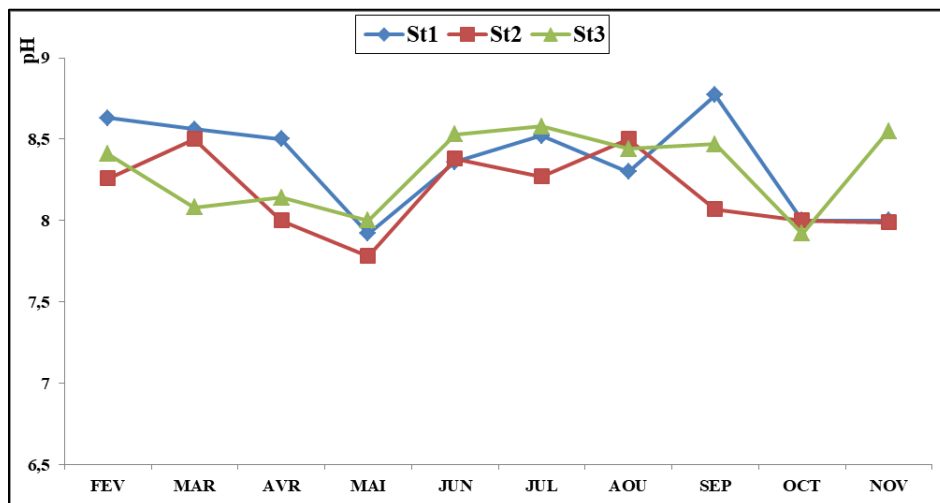


Figure 17. Variation spatio-temporelle de pH des eaux des stations prospectées dans la lagune El Mellah durant 2019.

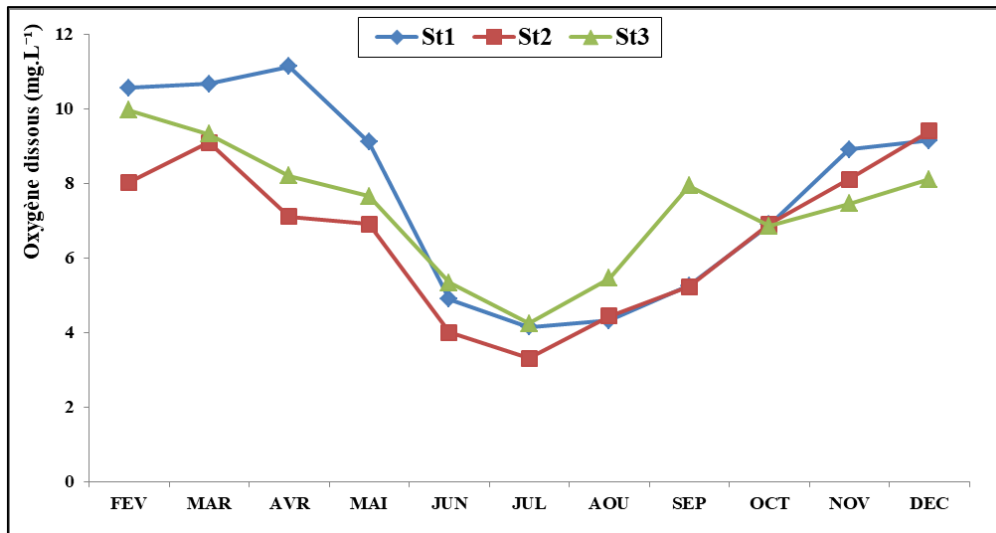


Figure 18. Variation spatio-temporelle de l'oxygène dissous (mg.L⁻¹) des eaux des stations prospectées dans la lagune Mellah durant 2019.

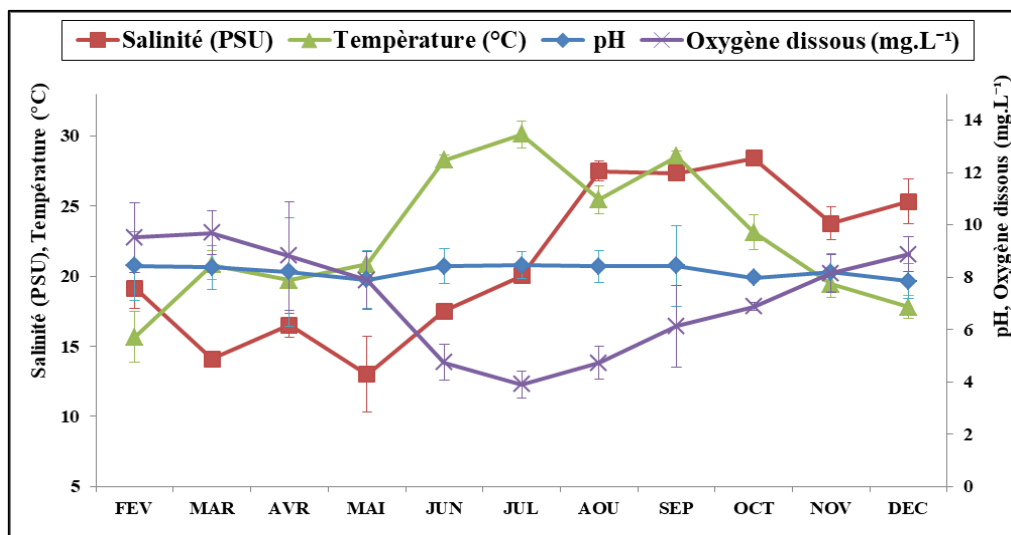
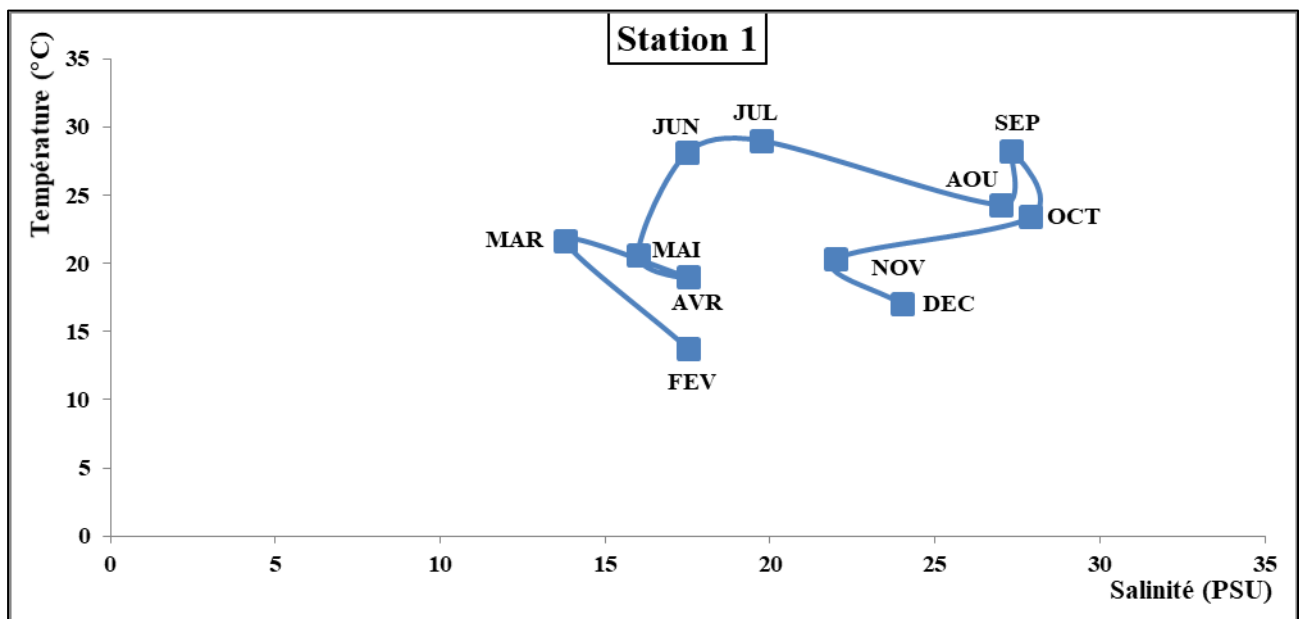


Figure 19. Variations mensuelles de la température (°C), la salinité (PSU), pH et de l'oxygène dissous (mg.L⁻¹) des eaux à l'échelle de la lagune El Mellah.

4.1.2. Relation entre les caractéristiques physico-chimiques

- **Trajectoire de la température en fonction de la salinité**

Généralement les variations spatio-temporelle de la température des eaux superficielles de la lagune sont directement liées à celle de l’atmosphère (Heral et *al.*, 1983 ; Frontier, 1993). Les résultats présentés dans la figure 20 au niveau des 3 stations prospectées montrent que l’évolution de températures en fonction de salinité prélevées tout au long de l’année. Nous avons enregistré une augmentation significative de température entre le mois de mai ($20,8 \pm 0,2$ °C) et juillet ($30,1 \pm 0,9$ °C) avec une amplitude de 10 °C. Les plus faibles valeurs de température de 13,7 °C (station 1); 17,4 °C (station 2) et 15,8 °C (station 3) ont été observées durant le mois de février avec une salinité de $19,6 \pm 1,4$ PSU. Cependant, le test Pearson ne révèle aucune corrélation entre la température et la salinité $r = 0,245$, $r = 0,256$ et $r = 0,132$ respectivement pour les stations 1,2 et 3 (Figure 21).



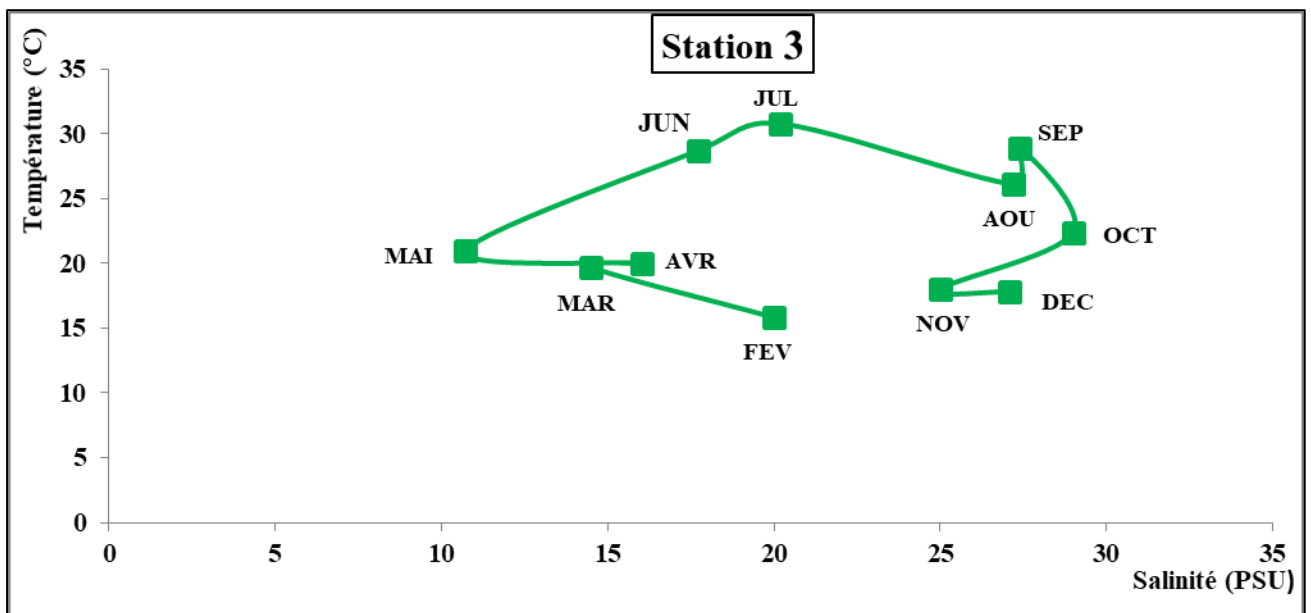
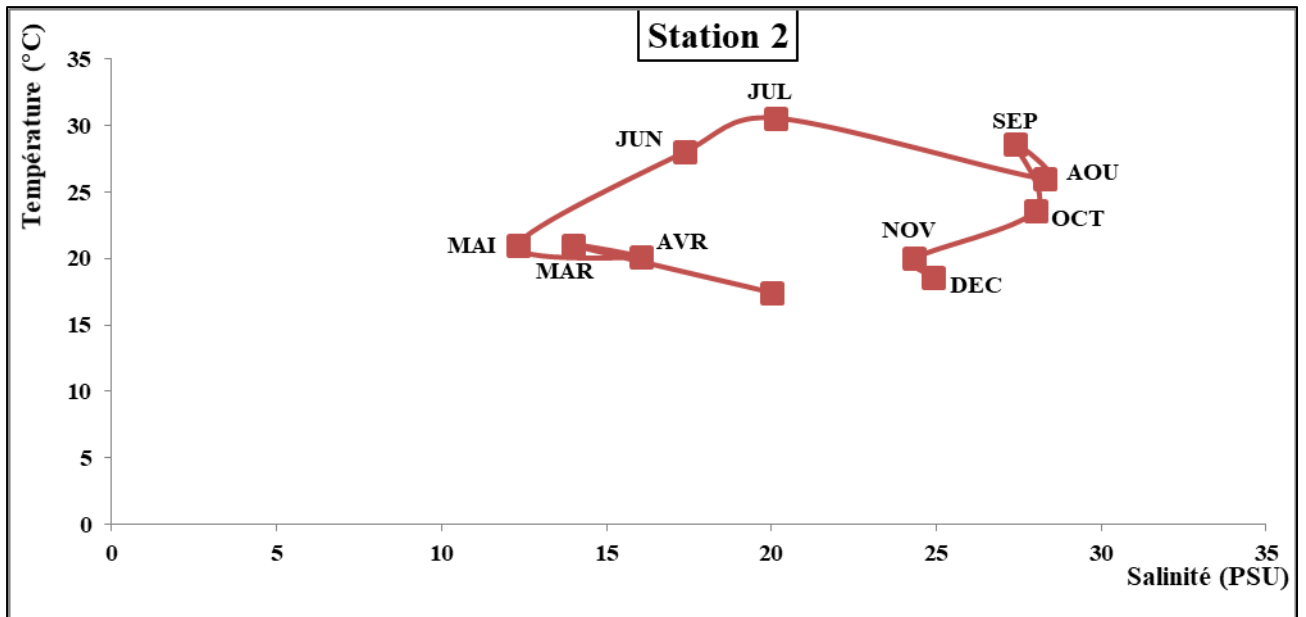


Figure 20. Trajectoire de la température (°C) en fonction de la salinité (PSU) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah.

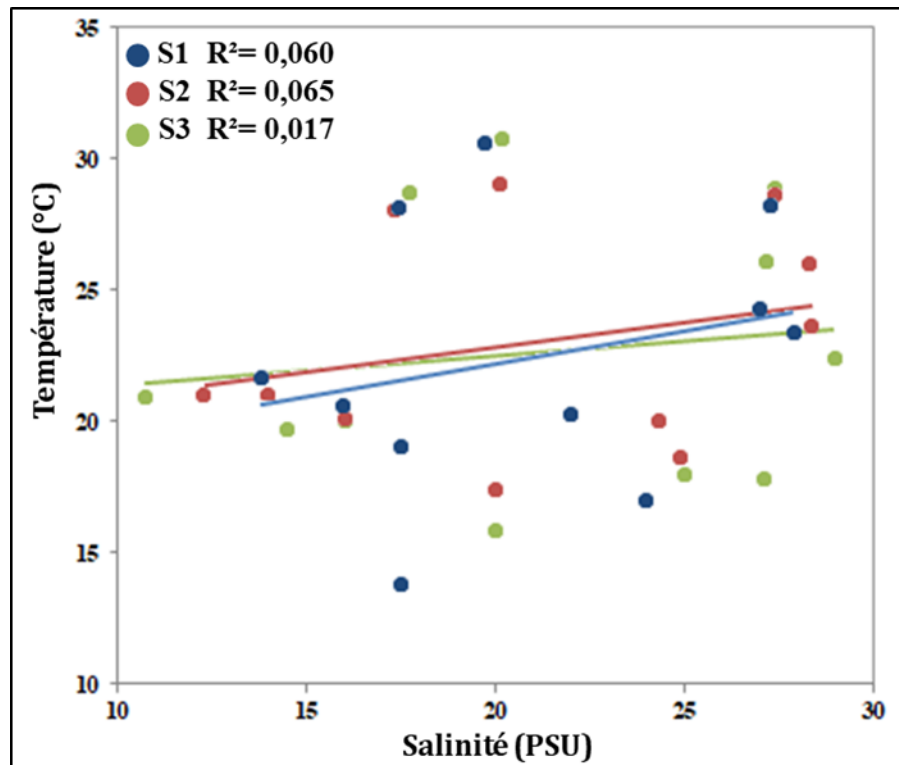
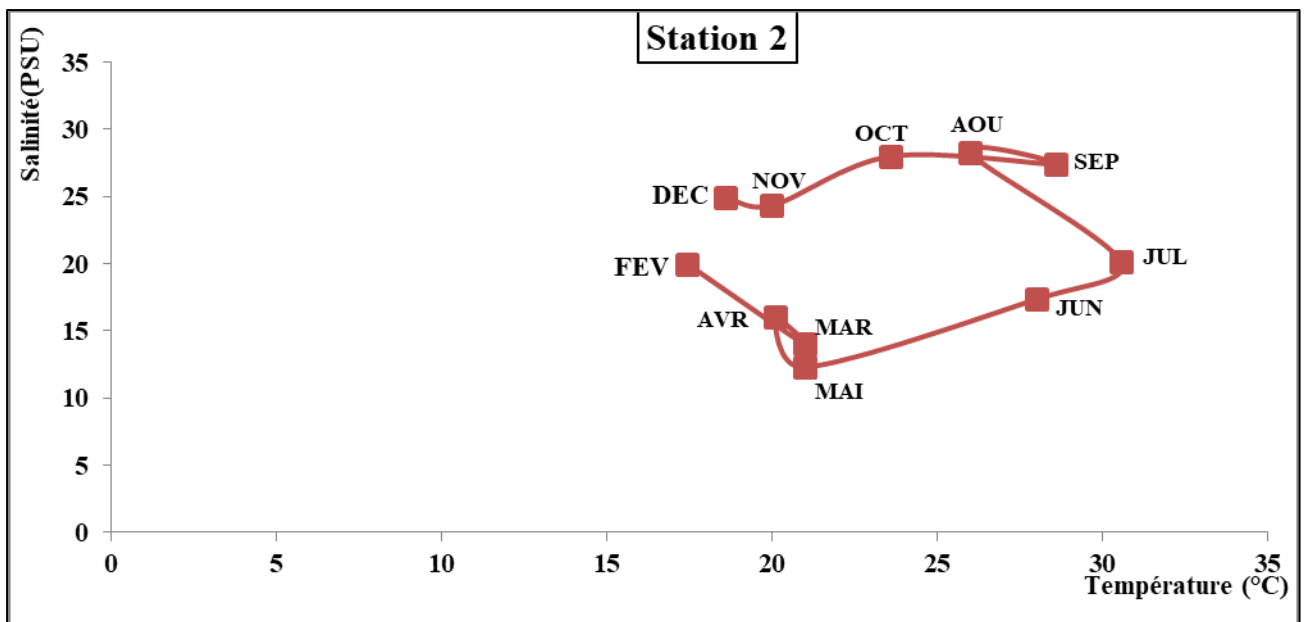
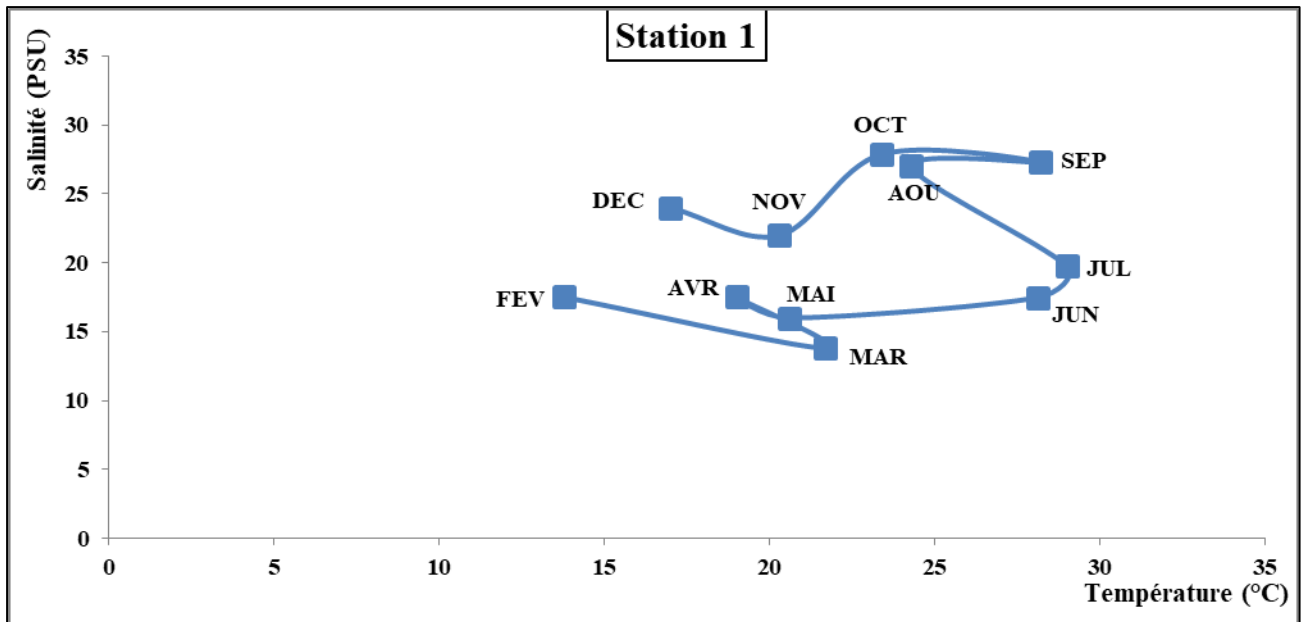


Figure 21. Corrélation entre la température (°C) et la salinité (PSU) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah. Station 1 ($r = 0,245$; $P < 0,170$; $y = 17,211 + 0,250 \cdot x$); Station 2 ($r = 0,256$; $P < 0,151$; $y = 19,108 + 0,185 \cdot x$); Station 3 ($r = 0,132$; $P < 0,466$; $y = 20,306 + 0,109 \cdot x$).

- **Trajectoire de la salinité en fonction de la température**

La salinité des écosystèmes lagunaire est fonction de l'évaporation, de la pluviométrie et des apports en eau douce des fleuves. Les résultats présentés dans la figure 22 au niveau des 3 stations étudiées montrent que l'évolution de salinité en fonction des températures prélevées tout au long de l'année. Nous avons enregistré une augmentation significative de salinité entre le mois de juillet ($20 \pm 0,2$ PSU) et août ($27 \pm 0,7$ PSU) avec une amplitude de 7 PSU suite aux plus fortes valeurs de température de 29 °C (station 1); 30,5 °C (station 2) et 30,7 °C (station 3) qui ont été observés durant le mois de juillet. Les plus faibles valeurs de salinité de 16 PSU (station 1); 12,3 PSU (station 2) et 10,7 PSU (station 3) ont été observées durant le mois de mai, lorsque la température enregistrée était de $20,8 \pm 0,2$ °C, cela peut probablement être attribué aux précipitations et aux apports d'eau douce provenant des oueds. Cependant, le test Pearson n'indique aucune corrélation entre la salinité et la température $r = 0,245$, $r = 0,256$ et $r = 0,132$ respectivement pour les stations 1,2 et 3 (Figure 23).



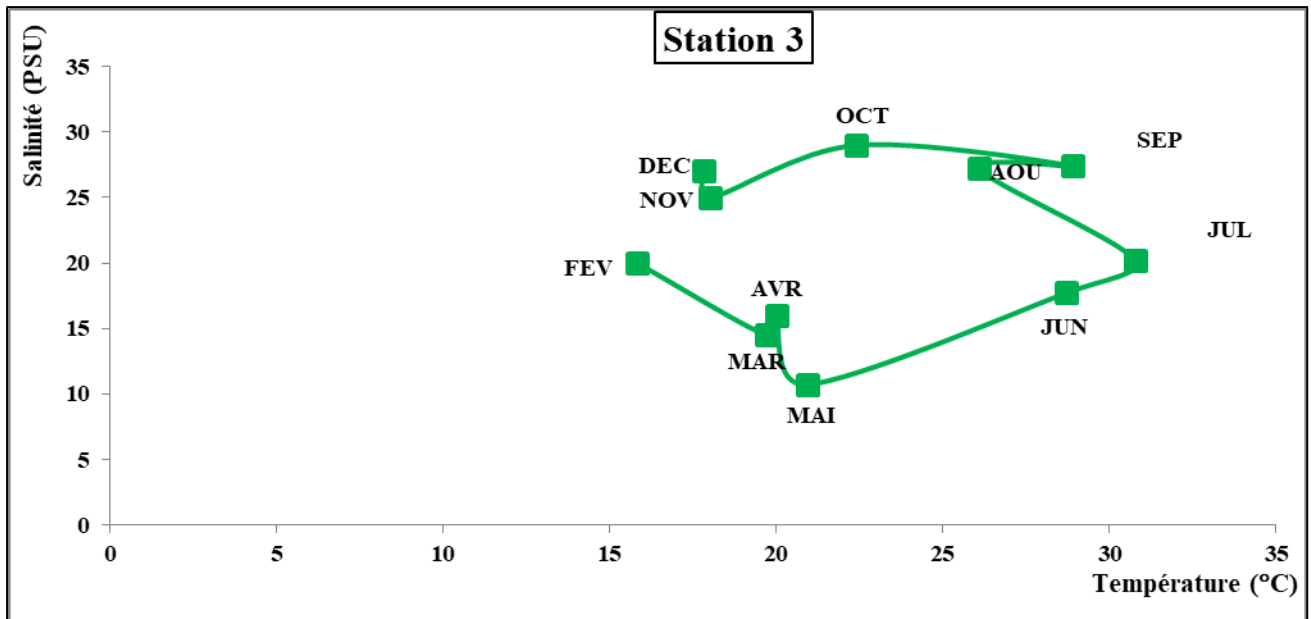


Figure 22. Trajectoire de la salinité (PSU) en fonction de la température (°C) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah.

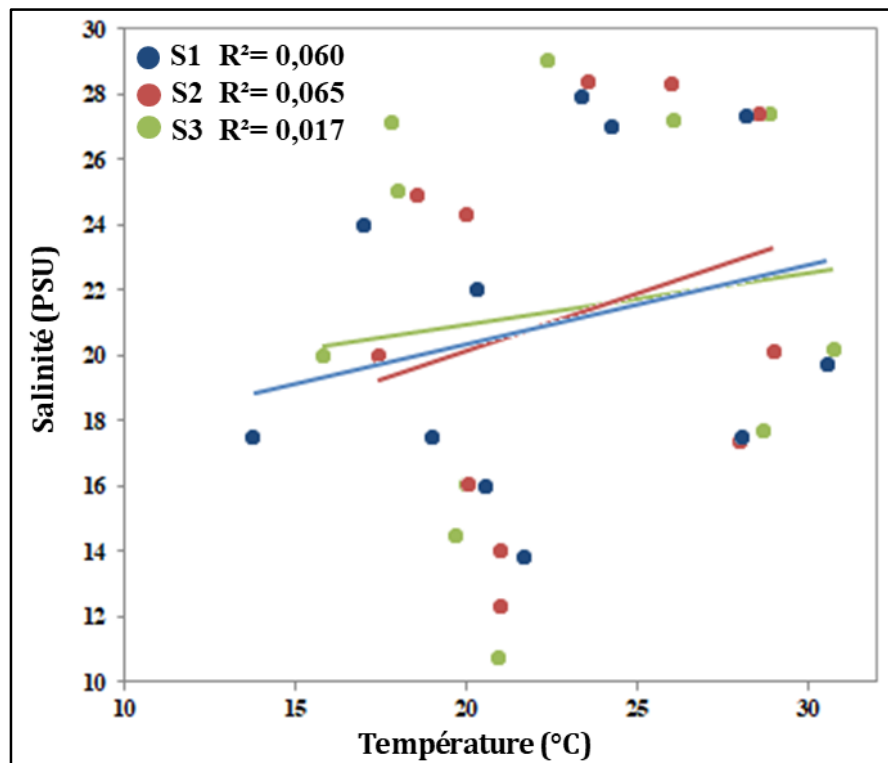
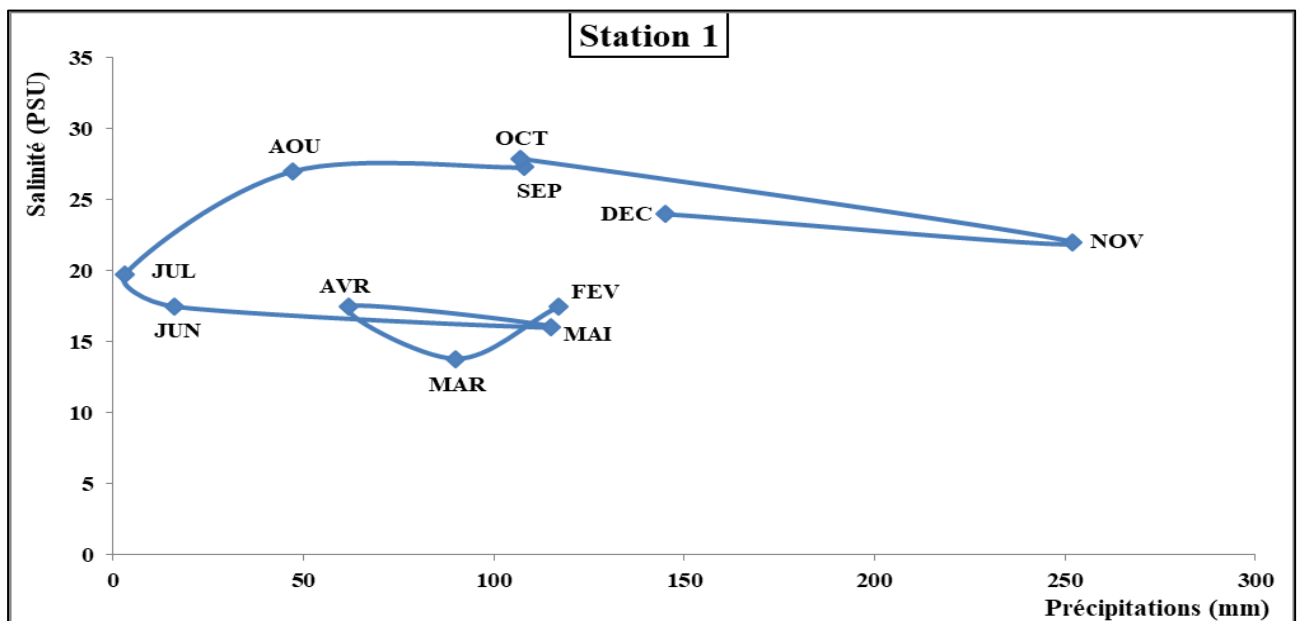


Figure 23. Corrélation entre la salinité (PSU) et la température (°C) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah. Station 1 ($r= 0,245$; $P< 0,170$; $y = 15,589 + 0,238*x$) ; Station 2 ($r= 0,256$; $P< 0,151$; $y= 13,060 + 0,353*x$) ; Station 3 ($r= 0,132$; $P< 0,466$; $y = 17,775 + 0,157*x$).

- **Trajectoire temporelle de la salinité en fonction des précipitations.**

La salinité des écosystèmes lagunaires est en fonction de l'évaporation, de la pluviométrie et des apports en eau douce des fleuves. Les résultats présentés est dans la figure 24 au niveau des 3 stations prospectées montrent l'évolution de salinité en fonction des précipitations prélevées tout au long de l'année. Nous avons enregistré que la teneur en sel au niveau de la lagune El Mellah diminue avec les précipitations élevées (252 mm) surtout durant l'automne (octobre et novembre) ce qui indique une dilution générale de la masse d'eau. De plus, nous avons noté une augmentation importante de salinité entre le mois de juillet ($20 \pm 0,2$ PSU) et aout ($27 \pm 0,7$ PSU) avec une amplitude de 7 PSU suite à la plus faible valeur de précipitations qui ont été observées durant le mois de juillet (3 mm). Cependant, le test Pearson n'indique aucune corrélation entre la salinité et la précipitation ; $r = 0,163$, $r = 0,228$ et $r = 0,264$ respectivement pour les stations 1,2 et 3 (Figure 25).



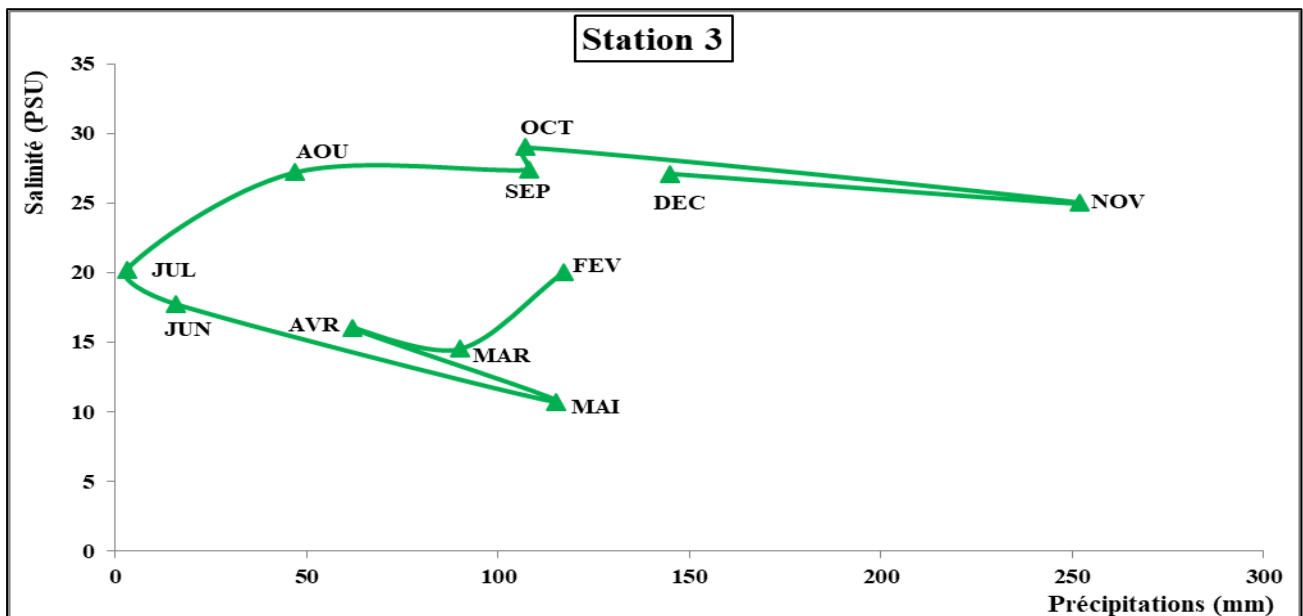
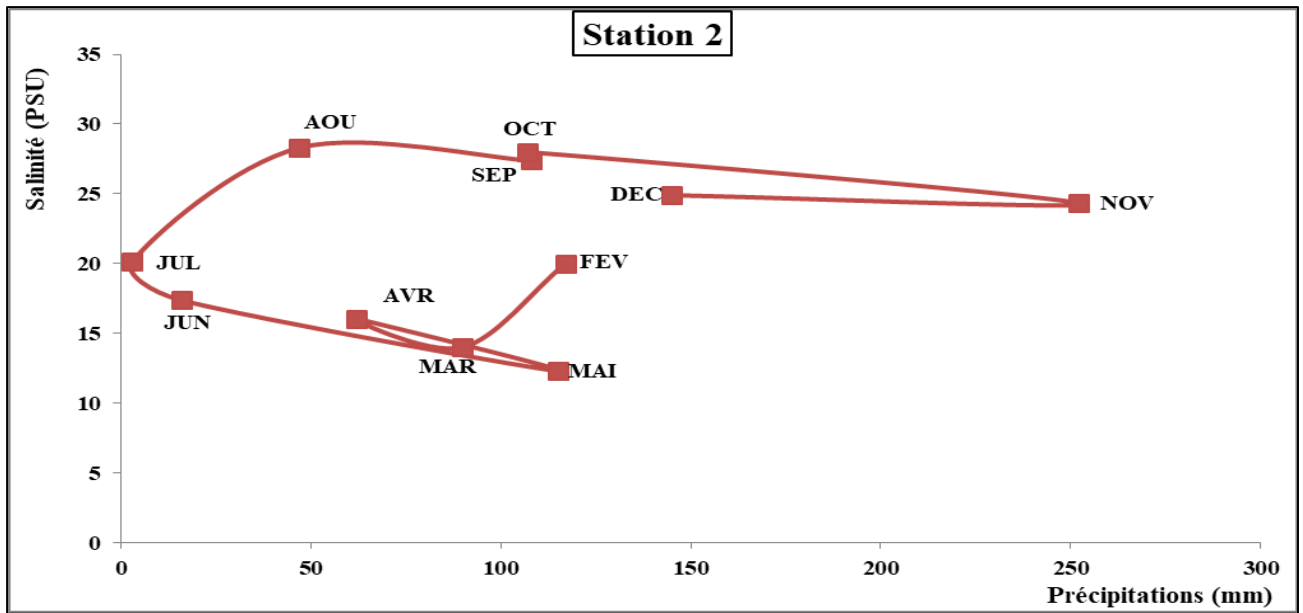


Figure 24. Trajectoire de la salinité (PSU) en fonction de précipitations (mm) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah.

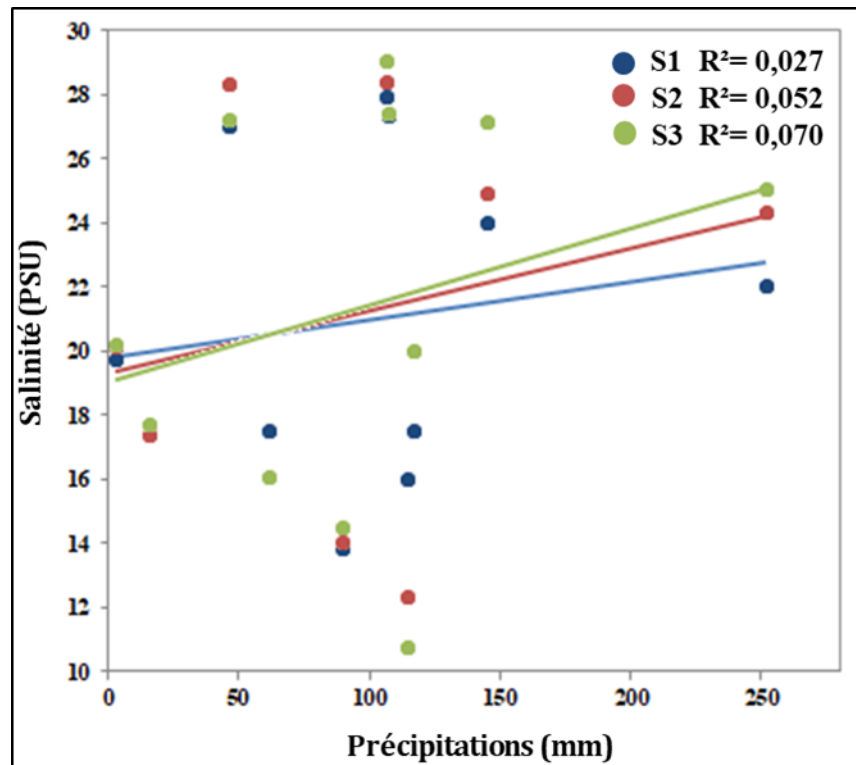
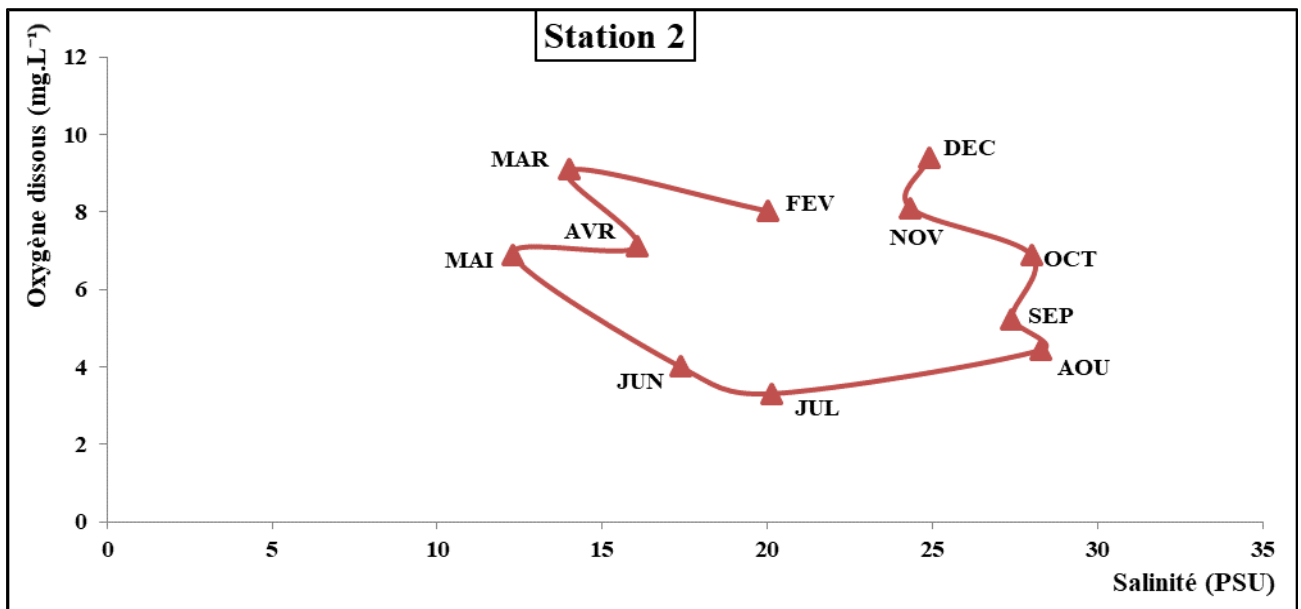
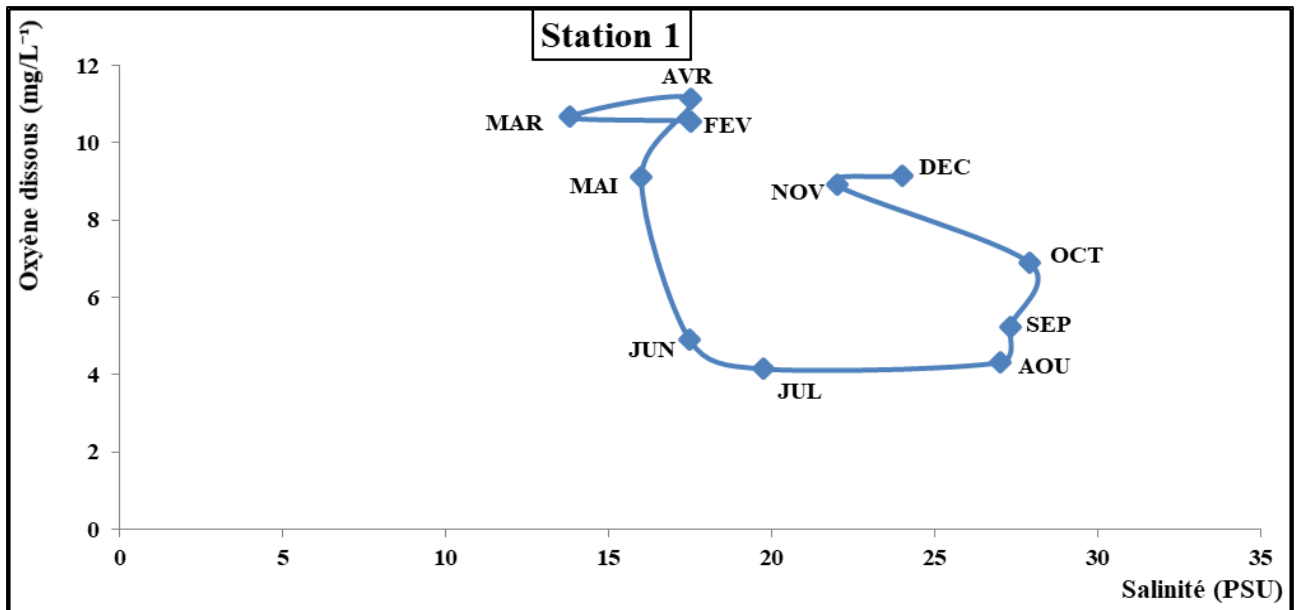


Figure 25. Corrélation entre la salinité (PSU) et de la précipitation (mm) des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah. Station 1 ($r= 0,163$; $P< 0,365$; $y = 19,778+ 1,191E-02*x$) ; Station 2 ($r= 0,228$; $P< 0,201$; $y = 19,315+ 1,950E-02*x$) ; Station 3 ($r= 0,264$; $P< 0,137$; $y= 19,041 + 2,392E-02*x$) .

- **Trajectoire de l’oxygène dissous en fonction de la salinité**

La concentration de l’oxygène dissous dans les eaux dépend de la température, de la pression et de la salinité (Wetzel et Likens, 2000). Nous avons enregistré une corrélation négative ($r = -0,534$) et très hautement significative ($P< 0,001$ ***) entre la teneur d’oxygène dissous et la température seulement au niveau de Sud d’El Mellah (station 1); contrairement aux stations 2 et 3 où le test Pearson n’indique aucune corrélation entre les 2 ($r = -0,149$ (station 2); $r = -0,192$ (station 3)) (Figure 27). Au niveau de station 1, nous avons décelé que la solubilité d’oxygène diminue avec augmentation de la salinité durant la période estivale (17,4 PSU, 19,74 PSU et 27 PSU) respectivement pour le mois de juin, juillet et aout (Figure 26).



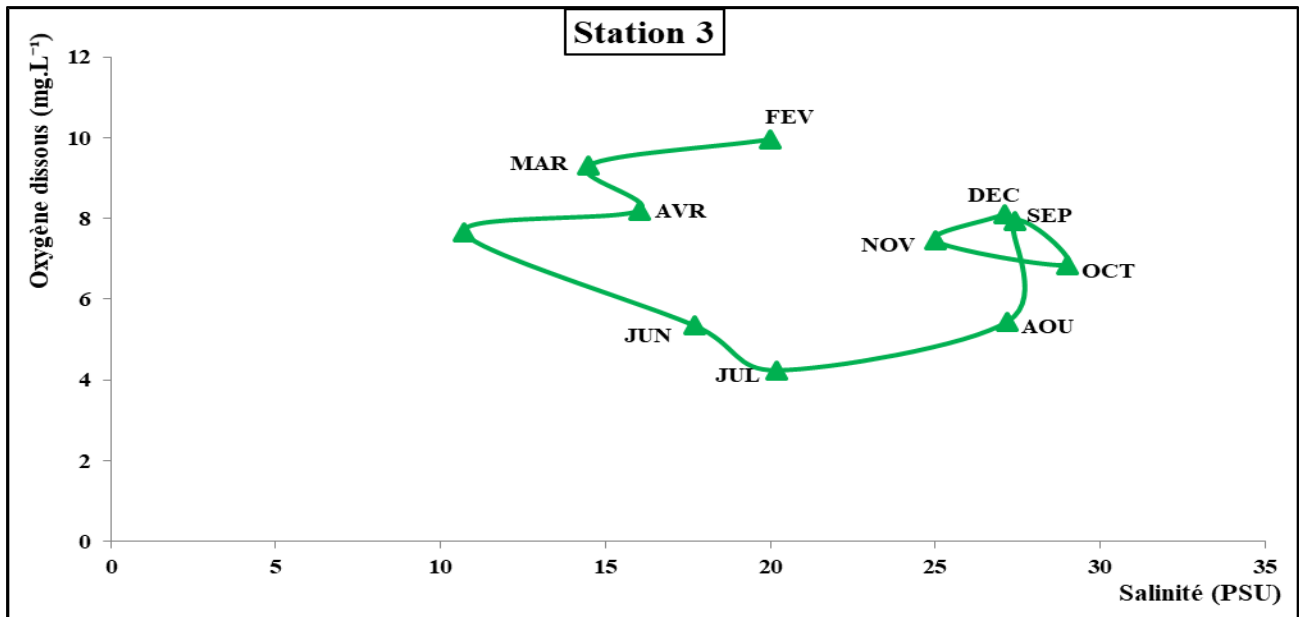


Figure 26. Trajectoire de l'oxygène dissous (mg.L⁻¹) en fonction de la salinité (PSU) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah.

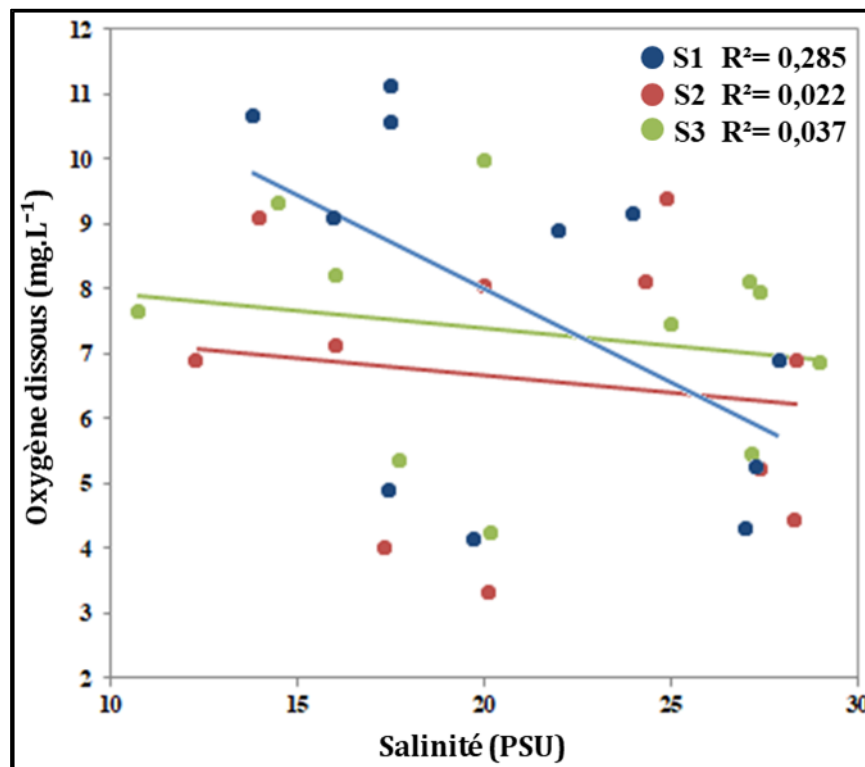
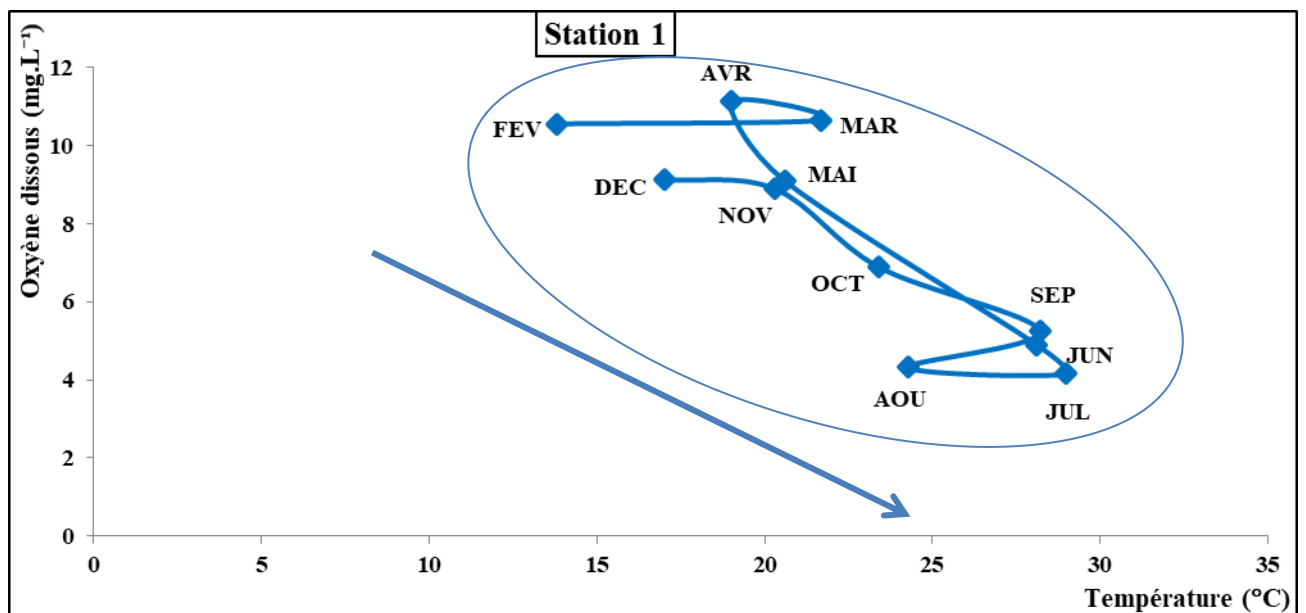


Figure 27. Corrélation entre l'oxygène dissous (mg.L⁻¹) et de la salinité (PSU) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah. Station 1 ($r = -0,534$; $P < 0,001$; $y = 13,769 - 0,288 * x$) ; Station 2 ($r = -0,149$; $P < 0,407$; $y = 7,719 - 5,313E-02 * x$) ; Station 3 ($r = -0,192$; $P < 0,283$; $y = 8,472 - 5,405E-02 * x$).

- **Trajectoire de l'oxygène dissous en fonction de la température**

La concentration de l'oxygène dissous dans les eaux dépend de la température, de la pression et de la salinité (Wetzel et Likens, 2000). Nous avons enregistré une corrélation négative forte ($r = -0,855$ (station 1); $r = -0,900$ (station 2); $r = 0,795$ (station 3)) et très hautement significatives ($P < 0,0001^{***}$) entre la teneur d'oxygène dissous et la température au niveau des trois stations étudiées à la lagune El Mellah (Figure 29). La solubilité d'oxygène diminue quand la température augmente particulièrement durant la période estivale surtout pendant le mois de juillet où nous avons enregistré les valeurs les plus élevées de température ($29\text{ }^{\circ}\text{C}$, $30,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ et $30,7\text{ }^{\circ}\text{C}$) respectivement pour la station 1, 2 et 3 (Figure 28).



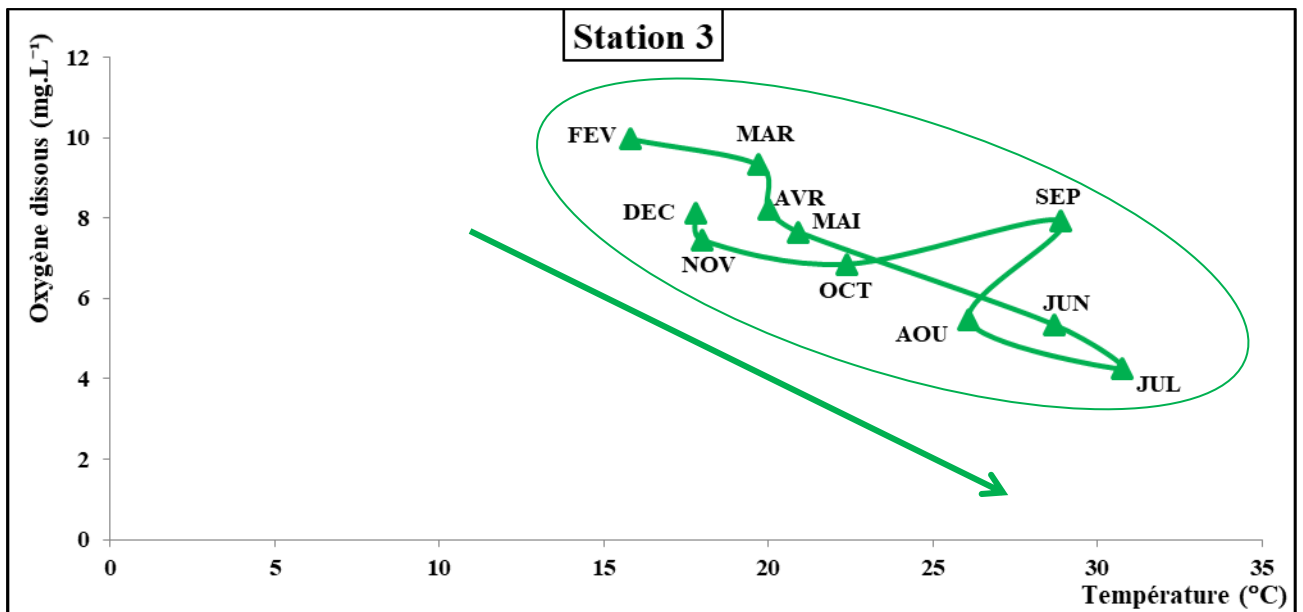
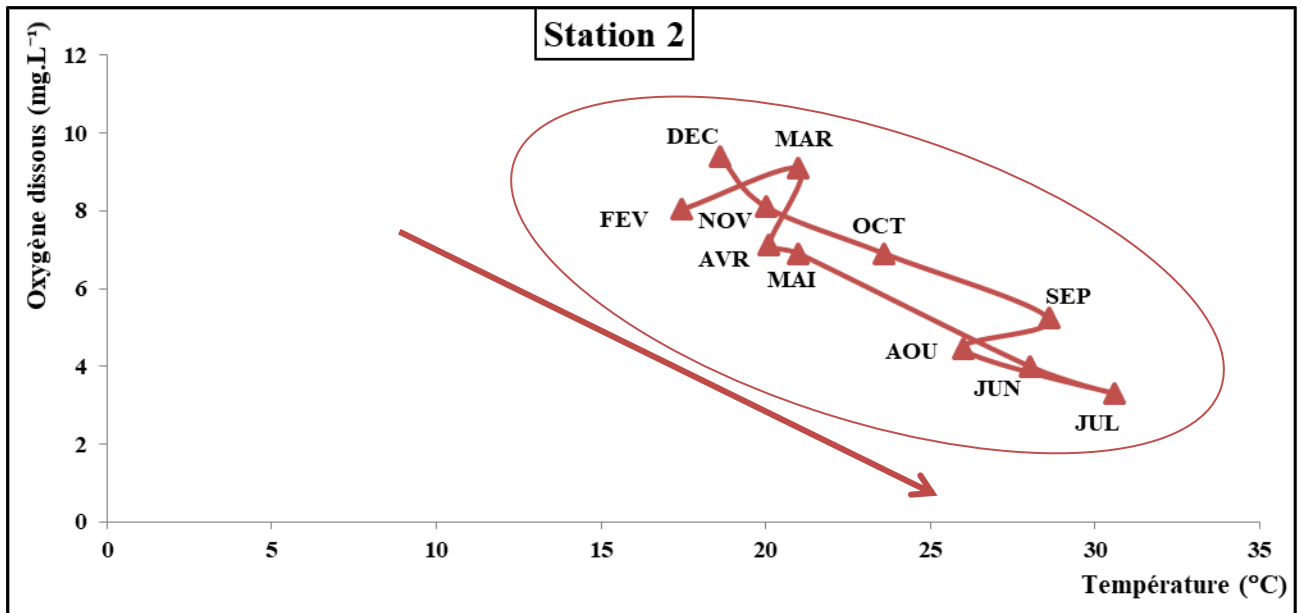


Figure 28. Trajectoire de l'oxygène dissous (mg.L⁻¹) en fonction de la température (°C) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah.

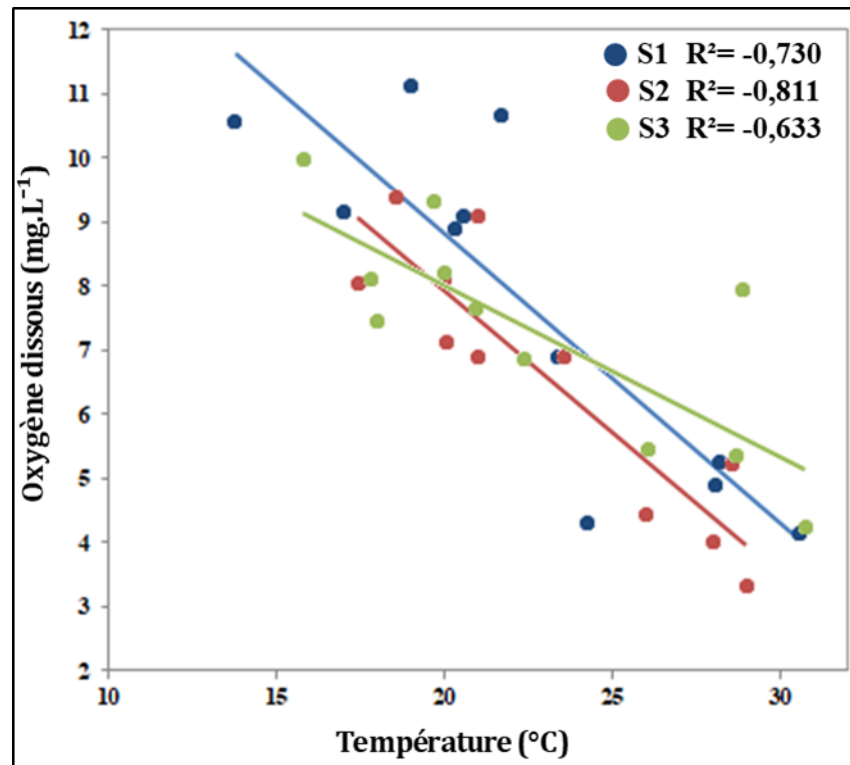


Figure 29. Corrélation entre l’oxygène dissous (mg.L-1) et de la température (°C) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah. Station 1 ($r = -0,855$; $P < 0,0001$; $y = 17,859 - 0,451 * x$) ; Station 2 ($r = -0,900$; $P < 0,0001$; $y = 16,789 - 0,442 * x$) ; Station 3 ($r = 0,795$; $P < 0,0001$; $y = 13,388 - 0,268 * x$).

4.2. Description des angiospermes et leurs bivalves associés

Au cours de l’échantillonnage effectué dans les zones subtidales peu profondes des trois stations différentes en 2019 (de février à décembre), nous avons pu collecter trois espèces de angiospermes appartenant à deux genres différents, à savoir *Zostera* et *Ruppia*. De plus, nous avons également identifié cinq espèces de bivalves associés appartenant à cinq genres distincts, à savoir *Cerastoderma*, *Abra*, *Ruditapes*, *Loripes* et *Arcuatula*.

4.2.1. Herbiers d’angiospermes

4.2.1.1. Inventaire et identification des espèces récoltées

Durant la période d’étude (février 2019- décembre 2019), l’inventaire de la flore benthique «angiospermes» de la lagune El Mellah a permis l’identification 3 espèces de Magnoliopsida. Il s’agit de *Zostera noltei* (Hornemann, 1832), *Ruppia maritima* (Linnaeus, 1753) et *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande, 1918) (Tableau 3; Figure 30 et 31).

Tableau 3. Liste taxonomique des angiospermes récoltées dans la lagune El Mellah (février 2019- décembre 2019).

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Genre	Espèce
Tracheophyta	Magnoliopsida	Alismatales	Zosteraceae	<i>Zostera</i>	<i>Zostera noltei</i> (Hornemann, 1832)
			Ruppiceae	<i>Ruppia</i>	<i>Ruppia maritima</i> (Linnaeus, 1753)
					<i>Ruppia cirrhosa</i> (Petagna) Grande, 1918



Figure 30. *Zostera noltei*, lagune El Mellah, juin 2019 (Photo Hamza Hadjer).

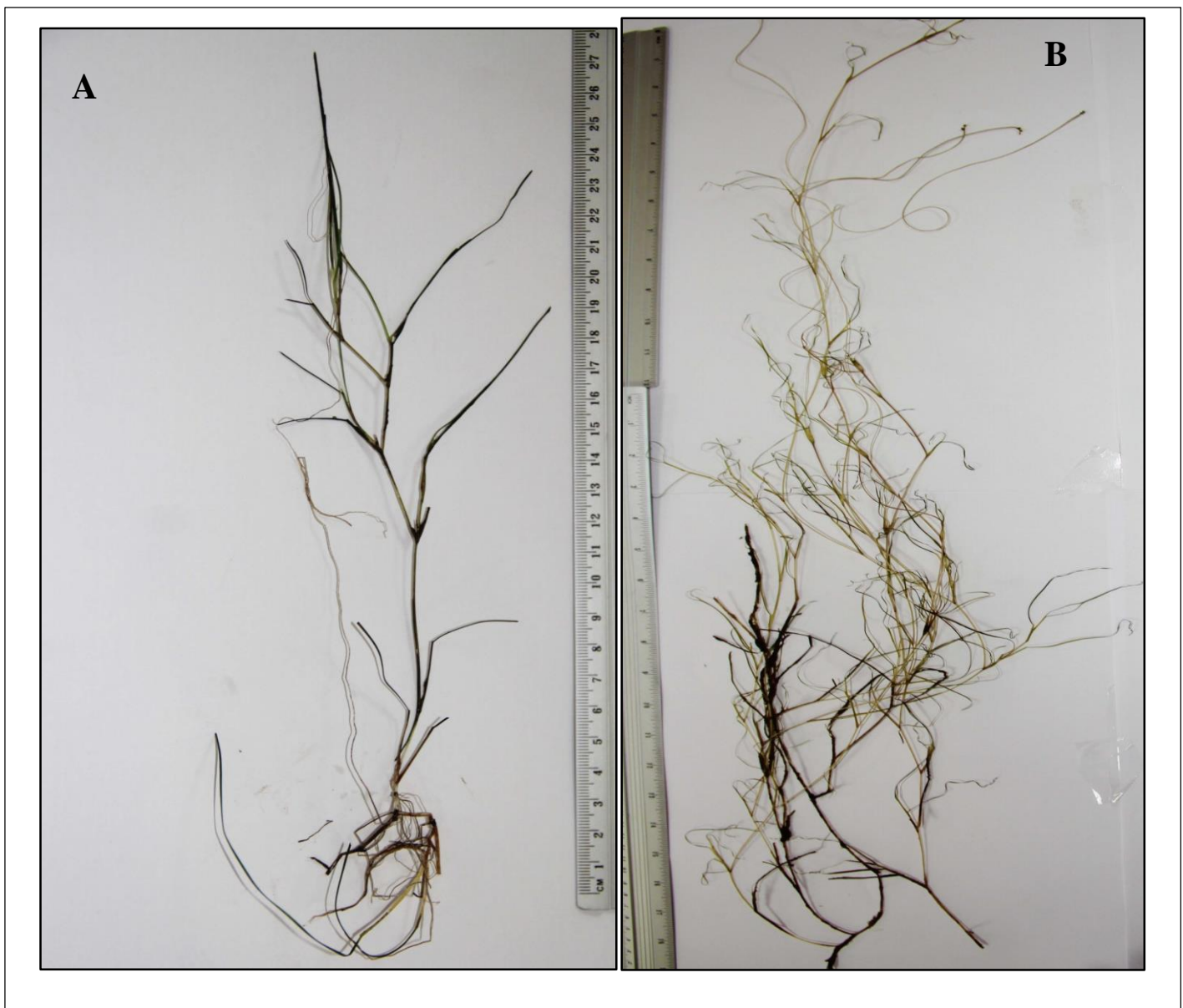


Figure 31. A. *Ruppia maritima*; B. *Ruppia cirrhosa*, lagune El Mellah, juin 2019
(Photo Hamza Hadjer).

4.2.1.2. Étude spatiotemporelle de la biomasse des angiospermes à la lagune El Mellah

L'étude spatiotemporelle de la biomasse des angiospermes benthiques montre une variabilité spatiale et temporelle très hautement significative (test Tukey ; $p = 0,000^{***}$) entre les stations prospectées et entre les mois (Tableau 4). La biomasse varie entre $129,55 \pm 65,36$ g DW.m⁻² à la station 2 durant mars et $1313,32 \pm 132,73$ g DW.m⁻² à la station 3 pendant septembre. Nous observons durant l'année 2019 la présence de 2 pics de biomasse sur toutes les stations étudiées, le premier au début de la saison estivale 2019 (juin) avec une biomasse

oscille entre $559,51 \pm 231,50$ g DW.m⁻² et $673,42 \pm 97,78$ g DW.m⁻² (Figure 32), et le deuxième pic important a été observé au début de la saison automnale (septembre) avec une biomasse de $865,94 \pm 179,35$ g DW.m⁻² ; $515,59 \pm 152,64$ g DW.m⁻² ; $1313,32 \pm 132,73$ g DW.m⁻² respectivement pour station 1, 2 et 3. En outre, nous avons enregistré une dominance de *Zostera noltei* au niveau des stations loin de chenal (station 1 et 2) et la dominance de *Ruppia maritima* au Nord de la lagune; près de chenal (station 3) (Figure 33). De plus, nous avons noté la présence de *Ruppia cirrhosa* au-delà d'un mètre de profondeur dans les eaux de la lagune El Mellah.

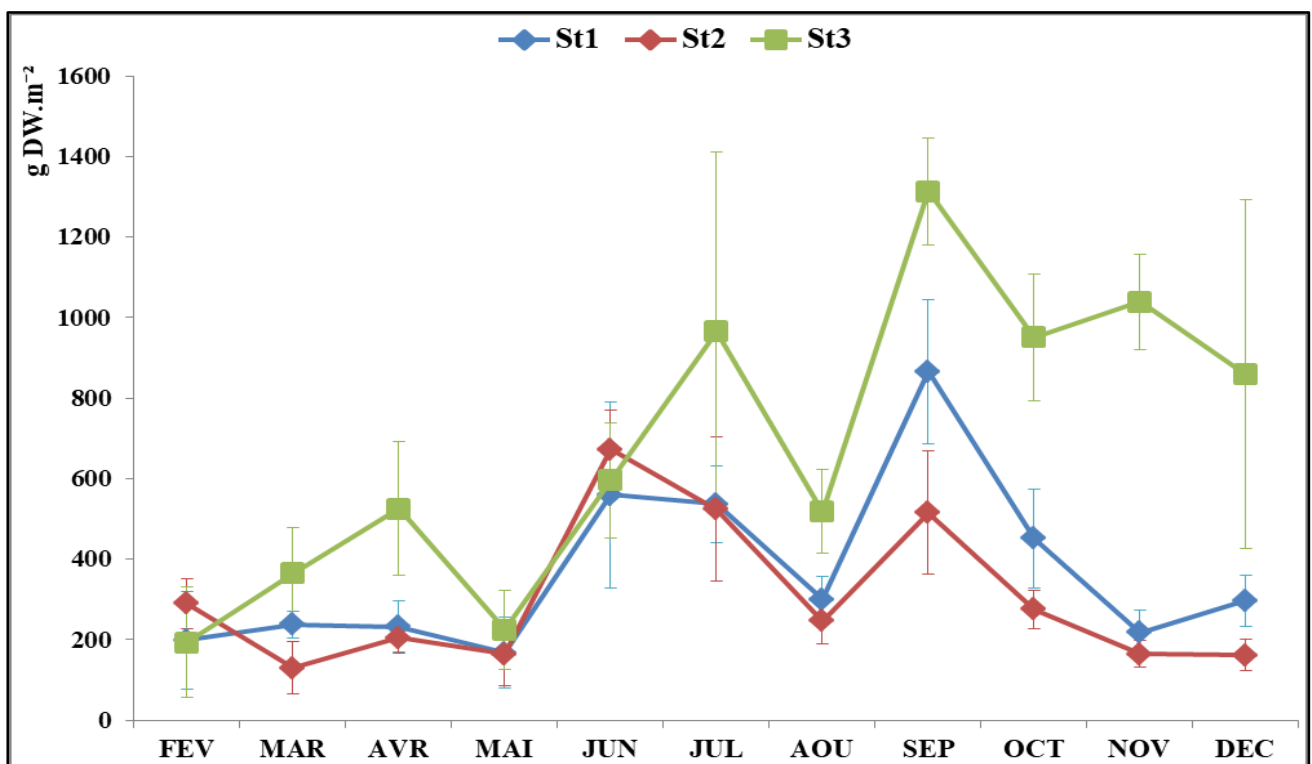


Figure 32. Variations spatiotemporelle de la biomasse (g DW.m⁻²) (moyenne \pm SEM) des angiospermes dans la lagune El Mellah durant 2019.

Tableau 4. Analyse de la variance à deux critères de classification (station, mois) de la biomasse des angiospermes (N = 3) au niveau les trois stations prospectées durant 2019. (Tests multivariés).

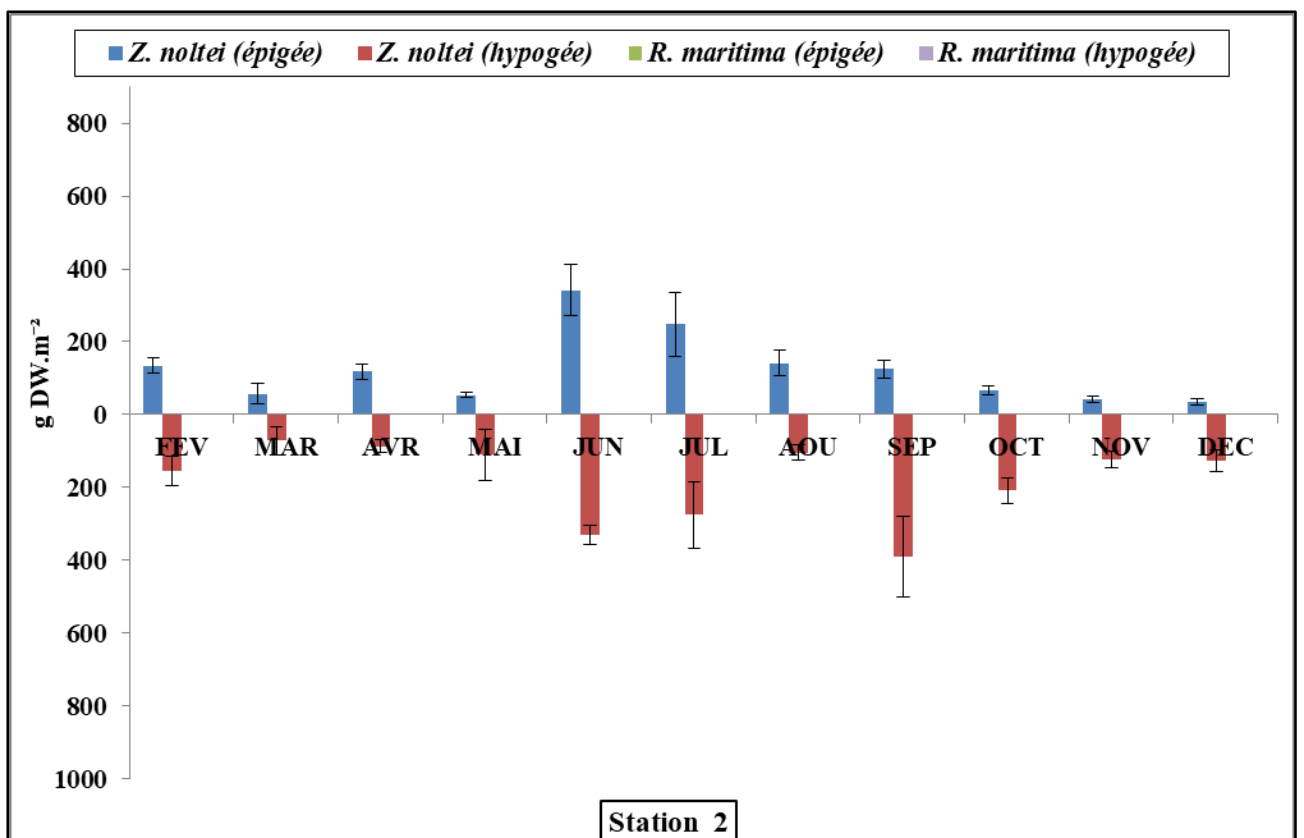
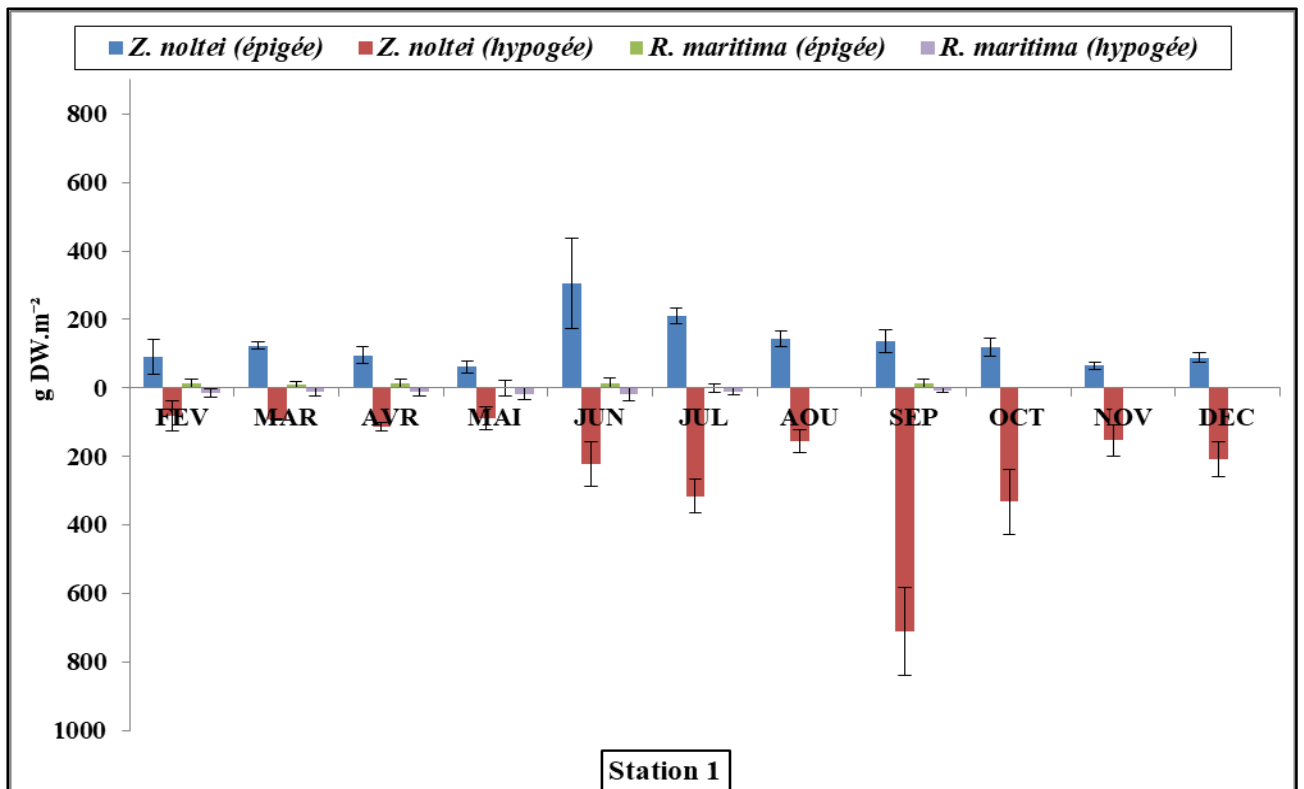
	Effet	F _{obs}	P
Station	Trace de Pillai	11,81	0,000***
	Lambda de Wilks	19,48	0,000***
	Trace de Hotelling	29,12	0,000***
	Plus grande racine de Roy	59,05	0,000***
Mois	Trace de Pillai	4,27	0,000***
	Lambda de Wilks	5,42	0,000***
	Trace de Hotelling	6,55	0,000***
	Plus grande racine de Roy	16,76	0,000***
Station*Mois	Trace de Pillai	2,20	0,000***
	Lambda de Wilks	2,58	0,000***
	Trace de Hotelling	3,11	0,000***
	Plus grande racine de Roy	9,18	0,000***

Station 1: L'étude de variation mensuelle de la biomasse des angiospermes au Sud de la lagune, enregistre une fluctuation temporelle avec une biomasse qui oscille entre $199,04 \pm 121,07$ g DW.m⁻² en février $865,94 \pm 179,35$ g DW.m⁻² en septembre (Figure 32). Au niveau de cette station, l'espèce la plus dominante est celle de *Zostera noltei* avec une biomasse épigée varie entre $65,47 \pm 9,96$ g DW.m⁻² (novembre) et $304,16 \pm 131,98$ g DW.m⁻² (juin), avec une biomasse hypogée varie entre $80,88 \pm 45,42$ g DW.m⁻² (février) et $710,71 \pm 127,86$ g DW.m⁻² (septembre). Nous avons constaté que les valeurs les plus élevées ont été enregistrées entre juin et septembre, à la fois pour la partie épigée et la partie hypogée. Par ailleurs, la deuxième espèce angiospermes d'El Mellah, *Ruppia maritima*, n'a pas été présente mensuellement durant la période d'étude et sa biomasse est moins abondante, les valeurs de la biomasse le plus élevées

ont été enregistrées en juin pour la partie épigée ($14,76 \pm 14,76$ g DW.m⁻²) et la partie hypogée ($18,69 \pm 18,69$ g DW.m⁻²) (Figure 33).

Station 2: À l'Ouest de la lagune, nous avons remarqué que la cadence de l'évolution temporelle de biomasse est similaire à celui de la station précédente. Les fluctuations temporelles de la biomasse montrent des moyennes allant de $129,55 \pm 65,36$ g DW.m⁻² (mars) et $673,42 \pm 97,78$ g DW.m⁻² (juin) (Figure 32). Nous avons enregistré également une dominance de *Zostera noltei*, les valeurs de la biomasse épigée oscillent entre $34,52 \pm 8,98$ g DW.m⁻² (décembre) et $341,76 \pm 71,40$ g DW.m⁻² (juin) ; les valeurs de la biomasse hypogée varient entre $72,00 \pm 38,48$ g DW.m⁻² (mars) et $390,00 \pm 109,19$ g DW.m⁻² (septembre). Quant à *Ruppia maritima*, elle était absente durant toute la période d'étude (Figure 33).

Station 3: La station située au Nord de la lagune se distingue par sa richesse en biomasse, étant la plus élevée parmi les stations observées. Les valeurs de la biomasse oscillent entre $193,32 \pm 137,90$ g DW.m⁻² en février et $1313,32 \pm 132,73$ g DW.m⁻² en septembre (Figure 32). *Ruppia maritima* est l'espèce la plus dominante au niveau de cette station. Nous avons enregistré une augmentation de biomasse épigée et hypogée de février ($45,71 \pm 45,71$ g DW.m⁻²; $31,78 \pm 31,78$ g DW.m⁻²) jusqu'au juillet ($403,68 \pm 130,46$ g DW.m⁻²; $360,94 \pm 140,22$ g DW.m⁻²) suivi une baisse remarquable durant le mois d'aout ($145,94 \pm 35,48$ g DW.m⁻²; $105,59 \pm 16,84$ g DW.m⁻²). À partir de septembre, une augmentation brutale de la biomasse devient observable ($786,19 \pm 58,06$ g DW.m⁻²; $510,23 \pm 62,05$ g DW.m⁻²). En effet, la biomasse est plus élevée durant la période automnale. Concernant *Zostera noltei*, elle était absente mensuellement durant la période d'étude avec une biomasse qui ne dépasse pas $192,85 \pm 24,31$ g DW.m⁻² et $245,23 \pm 95,50$ g DW.m⁻² respectivement pour la partie épigée et hypogée (Figure 33).



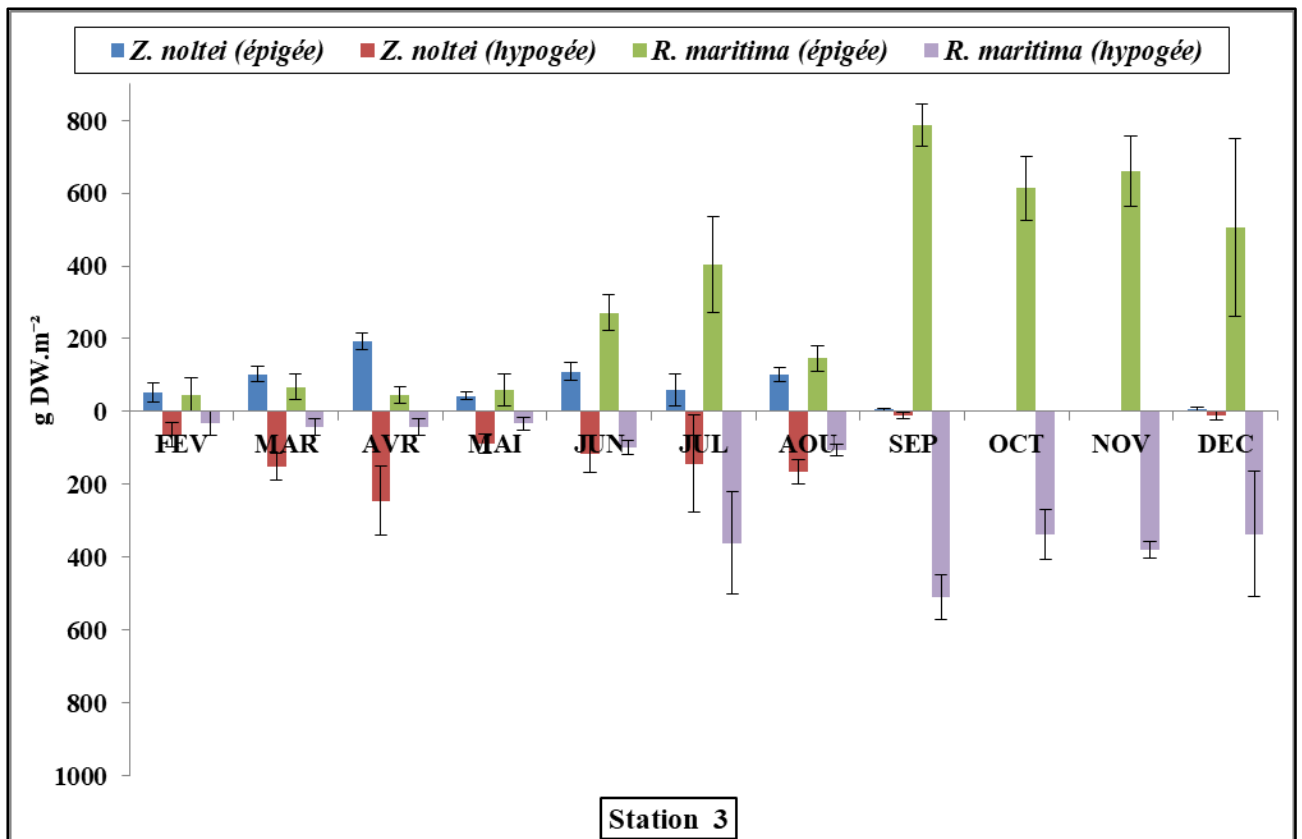


Figure 33. Variation temporelle de la biomasse (g DW.m^{-2}) (moyenne \pm SEM) de différentes espèces des angiospermes benthique récoltées dans les trois stations prospectées dans la lagune El Mellah durant 2019.

L'analyse de la variance à deux critères de classification (station, mois) révèle une différence très hautement significative pour les facteurs; temps, station et l'interaction mois/stations ($P \leq 0,001$) (Tableau 4). En tenant compte des mois et des stations, et d'après les résultats de l'analyse de la variance à deux critère de classification (station, mois) (Tableau 5), nous avons noté qu'il y'a une différence très hautement significatives ($P = 0,000***$) pour la biomasse épigée et la biomasse hypogée de *Zostera noltei* et *Ruppia maritima* entre les mois au niveau des stations prospectées. Eu égard à l'interaction mois/stations, nous avons noté qu'il y'avait une différence significative pour la biomasse épigée de *Zostera noltei* ($P = 0,021*$) et une différence très hautement significative pour le reste de biomasse ($P = 0,000***$) (Tableau 5).

Tableau 5. Analyse de la variance à deux critères de classification (station, mois) de la biomasse des angiospermes (N = 3) au niveau les trois stations prospectées durant 2019.

(Tests des effets intersujets).

	Source	F _{obs}	P
Station	<i>Z. noltei</i> (épigée)	11,82	0,000***
	<i>Z. noltei</i> (hypogée)	15,81	0,000***
	<i>R. maritima</i> (épigée)	116,72	0,000***
	<i>R. maritima</i> (hypogée)	79,81	0,000***
Mois	<i>Z. noltei</i> (épigée)	9,03	0,000***
	<i>Z. noltei</i> (hypogée)	6,76	0,000***
	<i>R. maritima</i> (épigée)	7,80	0,000***
	<i>R. maritima</i> (hypogée)	5,37	0,000***
Station * Mois	<i>Z. noltei</i> (épigée)	1,97	0,021*
	<i>Z. noltei</i> (hypogée)	4,53	0,000***
	<i>R. maritima</i> (épigée)	7,94	0,000***
	<i>R. maritima</i> (hypogée)	5,66	0,000***

4.2.2. Bivalves associés aux herbiers

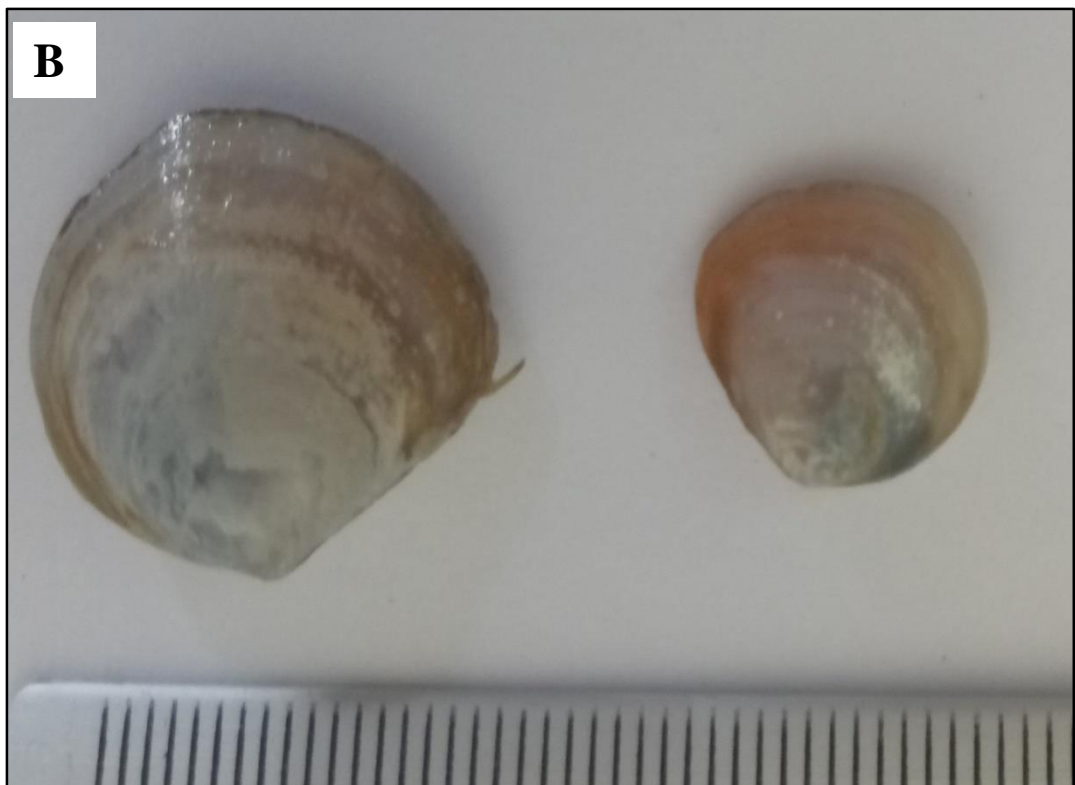
4.2.2.1. Identification

Pendant la période d'étude (février 2019- décembre 2019), l'inventaire de la faune benthique « malacologique » de la lagune El Mellah a permis l'identification de 5 espèces de bivalves appartiennent aux différentes familles (Cardiidae, Semelidae, Veneridae, Lucinidae, Mytilidae) (WoRMS). Il s'agit de *Cerastoderma glaucum* (Bruguère, 1789), *Abra ovata* (R. A. Philippi, 1836), *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758), *Loripes orbiculatus* (Poli, 1795) et *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) (Tableau 6; Figure 34).

Une nouvelle espèce de la famille de Mytilidae; *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) a été observée pour la première fois au niveau de cette lagune El mellah; cette espèce était abondante, avec des effectifs considérables, et elle a joué un rôle dominant dans la communauté benthique de cet écosystème côtier peu profond.

Tableau 6. Liste taxonomique de malacologique associée aux herbiers récoltés à la lagune El Mellah (février 2019- décembre 2019).

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Genre	Espèce
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Cardiidae	<i>Cerastoderma</i>	<i>Cerastoderma glaucum</i> (Bruguère, 1789)
			Semelidae	<i>Abra</i>	<i>Abra ovata</i> (R. A. Philippi, 1836)
		Venerida	Veneridae	<i>Ruditapes</i>	<i>Ruditapes decussatus</i> (Linnaeus, 1758)
		Lucinida	Lucinidae	<i>Loripes</i>	<i>Loripes orbiculatus</i> (Poli, 1795)
		Mytilida	Mytilidae	<i>Arcuatula</i>	<i>Arcuatula senhousia</i> (Benson, 1842)



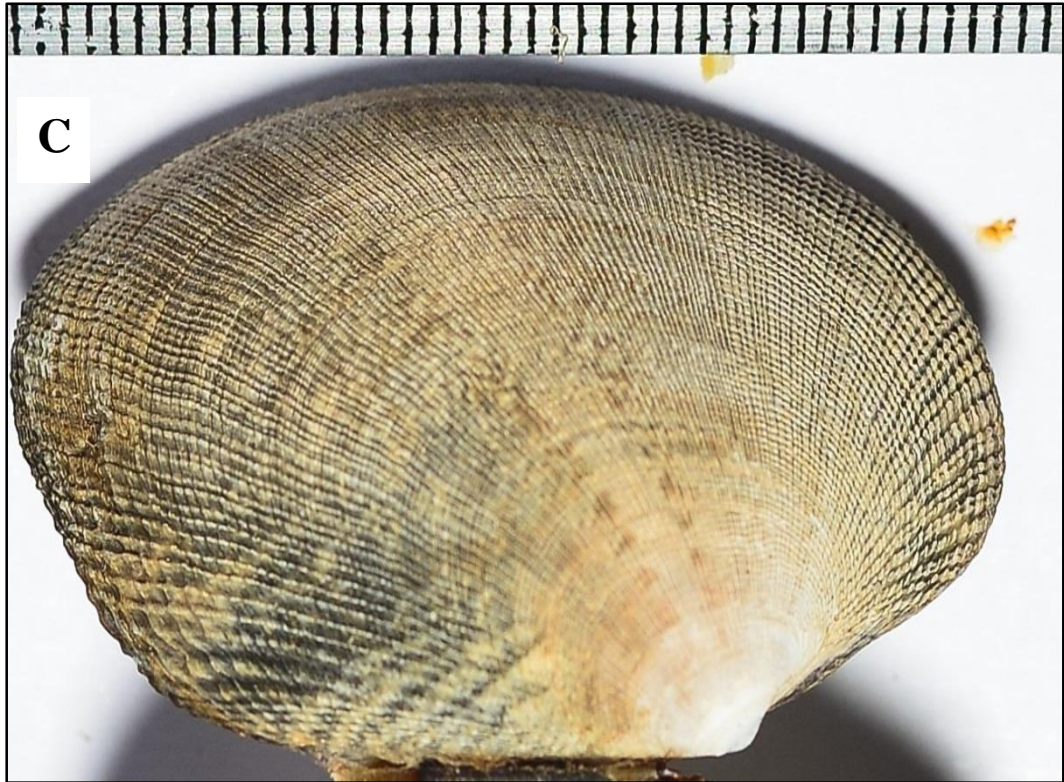




Figure 34. Faune malacologiques de la lagune El Mellah, **A:** morphologie externe de coque *Cerastoderma glaucum*; **B:** morphologie externe d'*Abra ovata*; **C:** morphologie externe de *Ruditapes decussatus*; **D:** morphologie externe de *Loripes orbiculatus*; **E:** morphologie externe d'*Arcuatula senhousia*.

4.2.2.2. Variations spatio-temporelles de la densité de bivalves associés aux herbiers

Durant l'année d'étude 2019, l'échantillonnage effectué dans les trois stations prospectées, nous a permis de collecter 1310 individus par échantillon (individus de bivalves par carotte sédimentaire de 0,028 m²). L'abondance mensuelle des bivalves benthiques récoltés est variable selon les différentes saisons durant l'année d'étude (Figure 35). Le plus faible nombre d'individus est récolté durant le printemps, il est enregistré durant le mois d'avril avec un effective de 13 individus (0,99%). Le plus grand nombre d'individus est récolté durant l'été, nous avons enregistré le maximum durant les mois de juin avec 26,79% (351 individus) pour l'année 2019. Selon les résultats obtenus, les bivalves sont très abondants durant l'été et l'automne par rapport aux deux autres saisons (Figure 35).

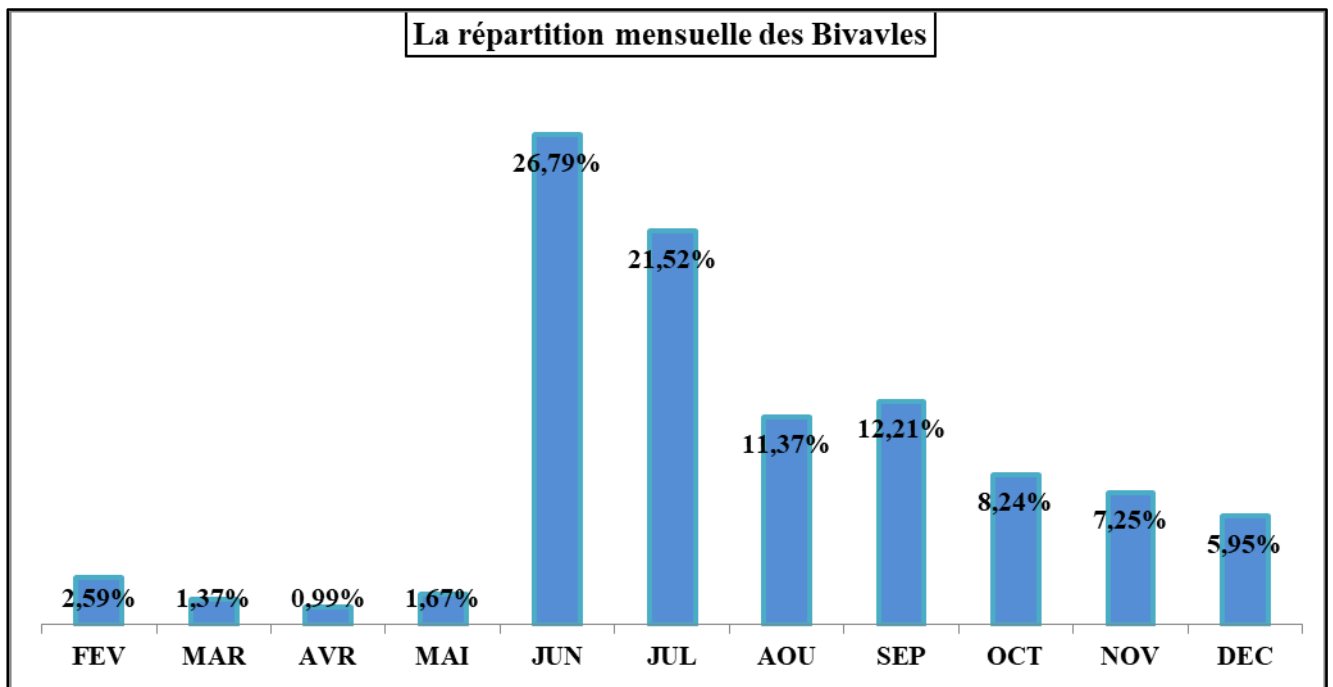


Figure 35. La répartition mensuelle des Bivalves récoltés dans les différentes stations étudiées à la lagune El Mellah.

L'étude spatiotemporelle de la densité de bivalves associés fait ressortir une variabilité spatiale et temporelle très hautement significative (test Tukey ; $p = 0,000^{***}$) entre les stations prospectées et entre les mois (Tableau 7). Cette étude indique une évolution saisonnière quasiment similaire à celle de biomasse des angiospermes (Figure 36). La densité varie entre 0 ± 0 ind.m⁻² aux stations 2 et 3 (avril et octobre) et 1619 ± 624 ind.m⁻² à la station 1 (juin). L'abondance de bivalves associés a significativement augmenté au début de la saison estivale 2019 (juin) sur toutes les stations étudiées, avec une densité supérieure dans la station 1 (1619

$\pm 624 \text{ ind.m}^{-2}$) à ceux enregistrées dans la station 2 et 3 ($1285 \pm 251 \text{ ind.m}^{-2}$; $1178 \pm 272 \text{ ind.m}^{-2}$) (Figure 36). En outre, nous avons enregistré une apparition soudaine de la moule invasive, *A. senhousia*, pour la première fois qui a débuté pendant le mois de juin 2019 au niveau des trois stations prospectées dans la lagune El Mellah avec une densité très importante (dominante) de $1321 \pm 475,6 \text{ ind.m}^{-2}$; $1071 \pm 125,4 \text{ ind.m}^{-2}$; $892,85 \pm 119,04 \text{ ind.m}^{-2}$ respectivement pour les stations 1, 2 et 3 (Figure 37). Par la suite, on observe un déclin de la densité qui commence à partir du mois d'août au niveau des stations étudiées (Figure 36).

Station 1 : Les variations mensuelles de la densité au Sud de la lagune, enregistrent une fluctuation temporelle avec une densité qui oscille entre $71 \pm 36 \text{ ind.m}^{-2}$ en avril $1619 \pm 624 \text{ ind.m}^{-2}$ en juin (Figure 36). Nous avons enregistré une dominance de la moule asiatique *A. senhousia* dès son apparition, avec une densité oscille entre $262 \pm 106 \text{ ind.m}^{-2}$ en décembre $1321 \pm 475,6 \text{ ind.m}^{-2}$ en juin. De plus, l'apparition de cette dernière coïncidait avec le pic le plus important de la densité de *L. orbiculatus* et l'apparition d'*A. ovata*. En outre, *L. orbiculatus* a été présenté mensuellement tout au long de la période d'étude avec une densité qui varie entre $36 \pm 21 \text{ ind.m}^{-2}$ en février et mai et $238 \pm 104 \text{ ind.m}^{-2}$ en juin. En revanche, *C. glaucum* et *R. decussatus* n'étaient pas présentes de manière régulière tout au long de la période d'étude, avec une faible densité qui ne dépasse pas $60 \pm 31 \text{ ind.m}^{-2}$ $48 \pm 24 \text{ ind.m}^{-2}$ respectivement pour *C. glaucum* et *R. decussatus* (Figure 37).

Station 2: À l'Ouest de la lagune, nous avons remarqué que l'allure de l'évolution temporelle de densité est assez similaire à celle de la station précédente. La variation des densités passe par les extrêmes de $0 \pm 0 \text{ ind.m}^{-2}$ (avril) et $1286 \pm 125 \text{ ind.m}^{-2}$ (juin) (Figure 36). Nous avons enregistré également une dominance de la moule asiatique *A. senhousia* dès son apparition avec une densité minimum de $416 \pm 117 \text{ ind.m}^{-2}$ en août et une densité maximum de $1440 \pm 36 \text{ ind.m}^{-2}$ en juillet. Nous avons noté une présence de *L. orbiculatus* durant toute la période d'échantillonnage sauf le mois d'avril, nous avons enregistré également une augmentation considérable de sa densité durant le période estivale avec une densité variant entre $0 \pm 0 \text{ ind.m}^{-2}$ en avril et $202,38 \pm 36 \text{ ind.m}^{-2}$ en septembre, contrairement à *A. ovata* qui a été collectée seulement durant la période estivale avec une densité qui ne dépasse pas $59,52 \pm 59,52 \text{ ind.m}^{-2}$ en août. *R. decussatus* n'a été présenté également que durant mois de juin ($12 \pm 12 \text{ ind.m}^{-2}$). Quant à *C. glaucum*, une disparition totale à partir le mois de juillet avec une densité maximale de $71 \pm 41 \text{ ind.m}^{-2}$ en février (Figure 37).

Station 3: Au Nord de la lagune, est la station la plus pauvre d'individus observés. Les valeurs de la densité oscillent entre $0 \pm 0 \text{ ind.m}^{-2}$ en octobre et $1178 \pm 272 \text{ ind.m}^{-2}$ en août

(Figure 36). La moule invasive *A. senhousia* a été signalée que pendant les mois de juin et juillet, avec une densité maximale de $893 \pm 119 \text{ ind.m}^{-2}$ en juin. Nous avons enregistré un accroissement de densité de *L. orbiculatus* à partir de février ($12 \pm 12 \text{ ind.m}^{-2}$) jusqu'en aout ($268 \pm 72 \text{ ind.m}^{-2}$), suivie d'un déclin de densité et une disparition total durant le mois d'octobre et novembre. Une fluctuation temporelle de densité similaire pour *C. glaucum* et *R. decussatus* avec des valeurs maximales de $71 \pm 11 \text{ ind.m}^{-2}$ et $48 \pm 12 \text{ ind.m}^{-2}$ (février) respectivement pour *C. glaucum* et *R. decussatus*. Concernant *A. ovata*, nous avons l'enregistré uniquement pendant la période estivale et le mois de décembre, avec une densité ne dépassant pas $59 \pm 42 \text{ ind.m}^{-2}$ en juin (Figure 37).

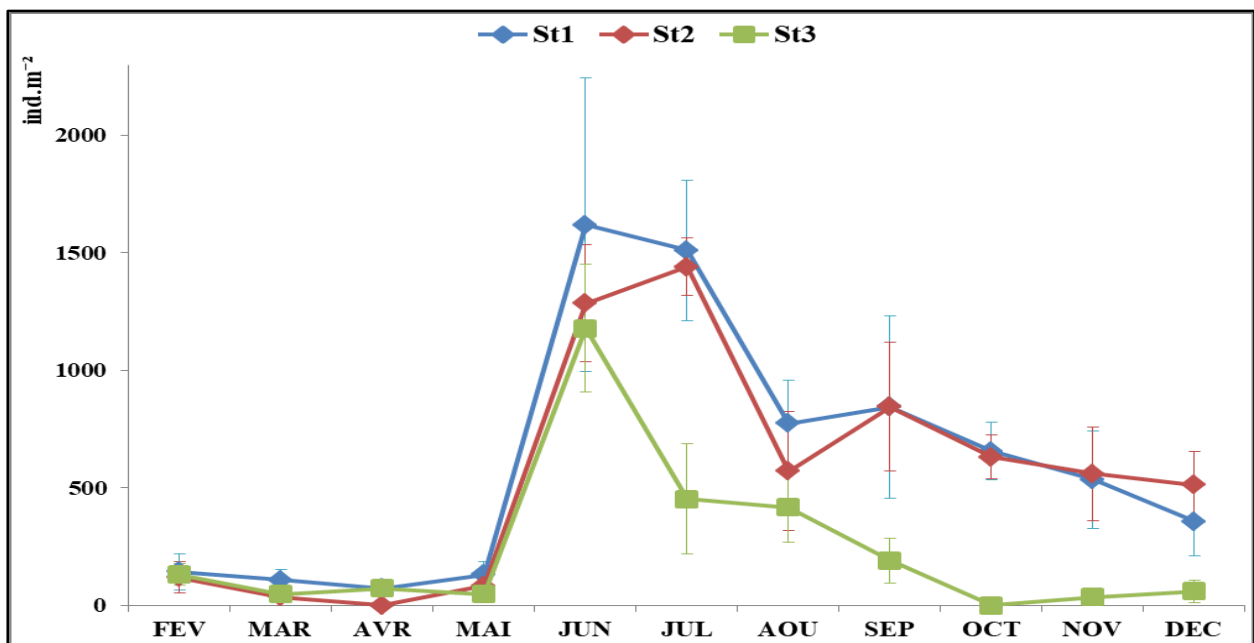
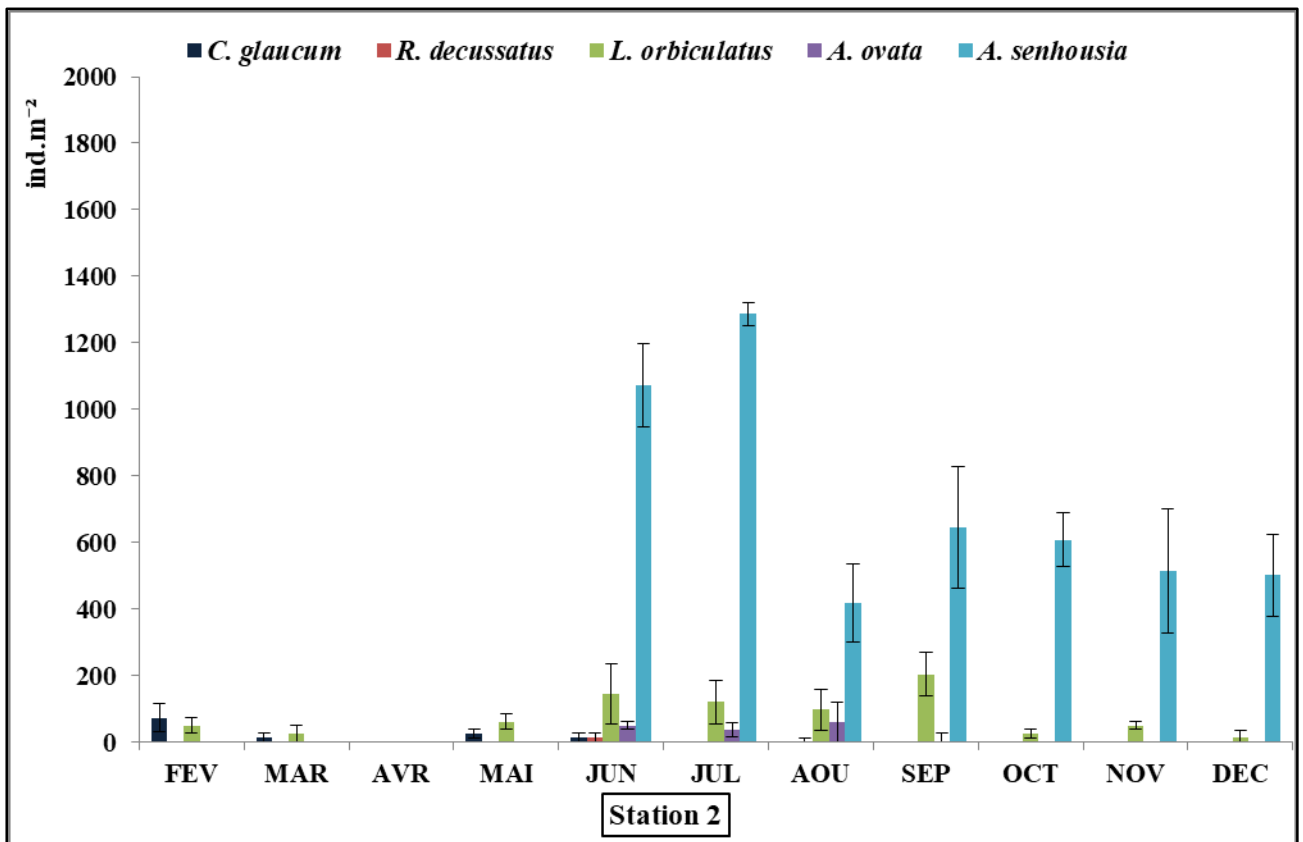
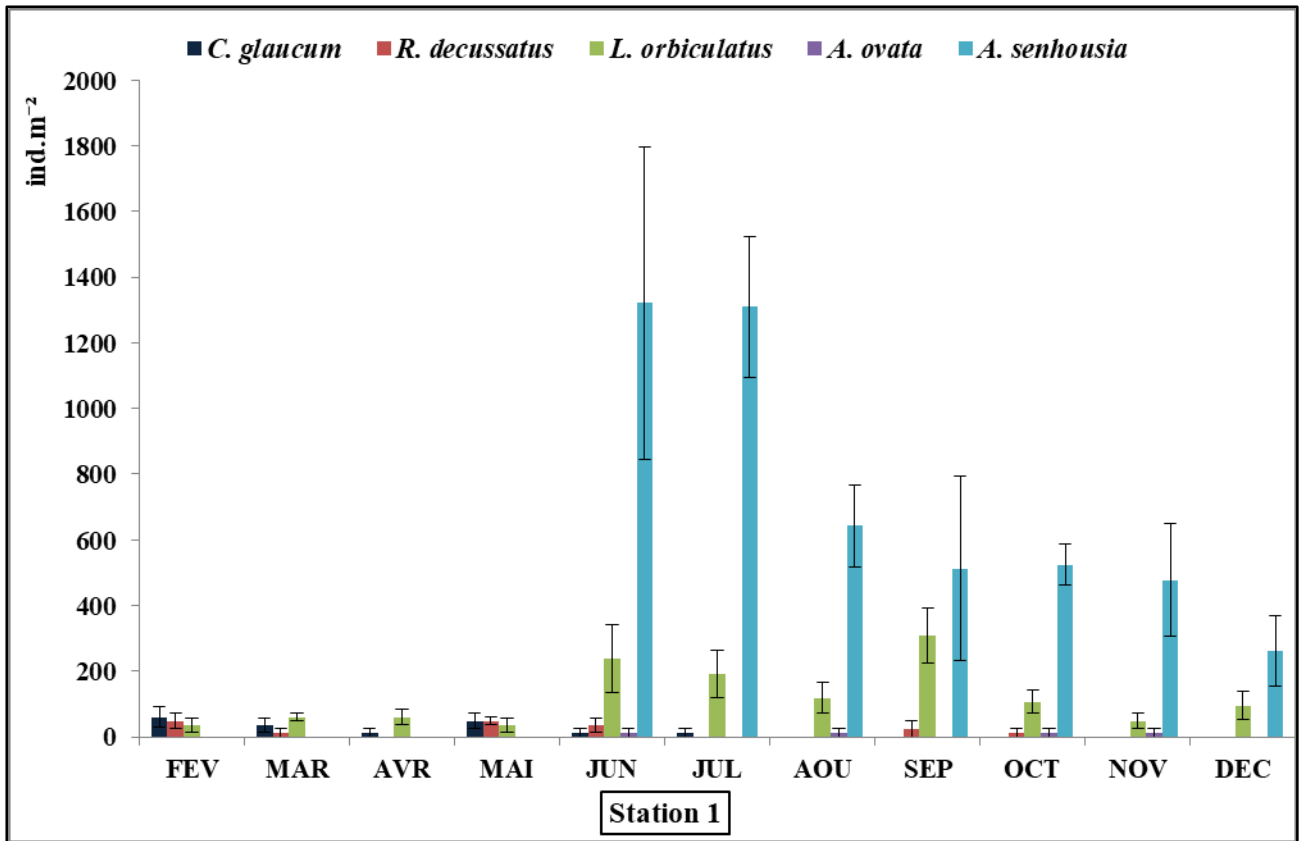


Figure 36. Variations spatiotemporelle de la densité (ind.m^{-2}) (moyenne \pm SEM) de la faune malacologique dans la lagune El Mellah durant 2019.

Tableau 7. Analyse de plusieurs variances à deux critères de classification (station, mois) de la densité de la faune malacologique (N = 3) au niveau les trois stations prospectées durant 2019. (Tests multivariés).

	Effet	F_{obs}	P
Station	Trace de Pillai	9,64	0,000***
	Lambda de Wilks	10,78	0,000***
	Trace de Hotelling	11,95	0,000***
	Plus grande racine de Roy	20,56	0,000***
Mois	Trace de Pillai	4,41	0,000***
	Lambda de Wilks	7,32	0,000***
	Trace de Hotelling	13,65	0,000***
	Plus grande racine de Roy	62,08	0,000***
Station*Mois	Trace de Pillai	1,48	0,006**
	Lambda de Wilks	1,66	0,001**
	Trace de Hotelling	1,89	0,000***
	Plus grande racine de Roy	6,39	0,000***



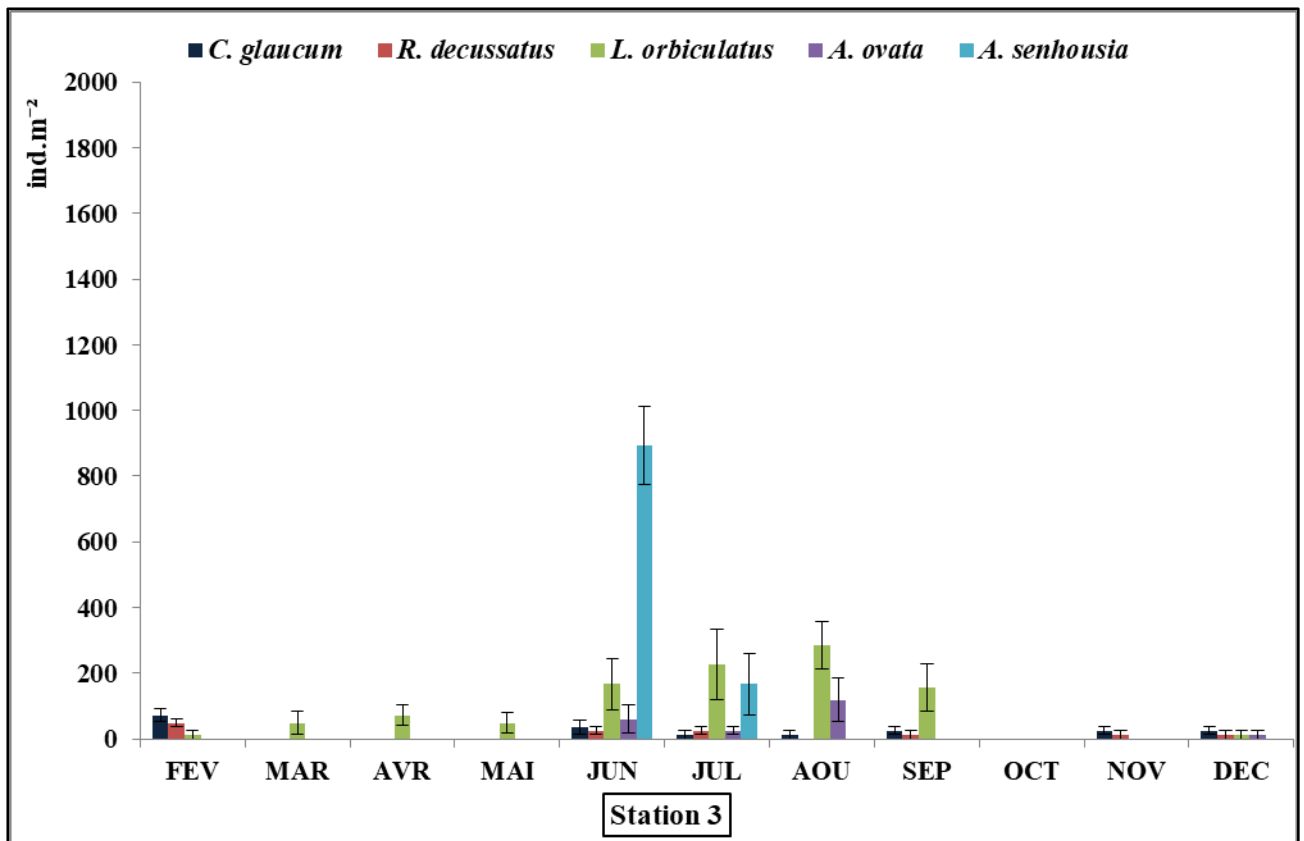


Figure 37. Variation temporelle de la densité (ind.m⁻²) (moyenne ± SEM) de différentes espèces de bivalves associés récoltés dans les trois stations prospectées dans la lagune El Mellah durant 2019.

L'analyse de la variance à deux critères de classification (station, mois) révèle une différence très hautement significative pour les facteurs temps, station et l'interaction mois/stations ($P \leq 0,001$) (Tableau 7). En tenant compte des mois, et d'après les résultats de l'analyse de plusieurs variance à deux critère de classification (station, mois) (Tableau 8), nous avons noté qu'il y'a une différence très hautement significatives pour la densité de *C. glaucum* ($P = 0,000^{***}$), *L. orbiculatus* ($P = 0,000^{***}$) et *A. senhousia* ($P = 0,000^{***}$) et une différence hautement significative pour la densité de *R. decussatus* ($P = 0,002^{**}$) et *A. ovata* ($P = 0,001^{**}$) entre les mois au niveau des stations prospectées. Eu égard aux stations, Nous avons enregistré un y'a une différence hautement significative pour la densité de *R. decussatus* ($P = 0,004^{**}$) et une différence très hautement significative pour la densité de *A. senhousia* ($P = 0,000^{***}$) (Tableau 8). En considération de l'interaction mois/stations, nous avons noté que y'a une différence significative pour la densité de *R. decussatus* ($P = 0,048^*$) et une différence très hautement significative pour la densité de *A. senhousia* ($P = 0,000^{***}$) (Tableau 8).

Tableau 8. Analyse de la variance à deux critères de classification (station, mois) de la densité de la faune malacologique (N = 3) au niveau les trois stations prospectées durant 2019. (Tests des effets intersujets) .

Source de variation		F _{obs}	P
Station	<i>C. glaucum</i>	0,907	0,409
	<i>R. decussatus</i>	6,045	0,004**
	<i>L. orbiculatus</i>	2,509	0,089
	<i>A. ovata</i>	1,879	0,161
	<i>A. senhousia</i>	33,435	0,000***
Mois	<i>C. glaucum</i>	5,721	0,000***
	<i>R. decussatus</i>	3,136	0,002**
	<i>L. orbiculatus</i>	6,897	0,000***
	<i>A. ovata</i>	3,581	0,001**
	<i>A. senhousia</i>	29,130	0,000***
station * Mois	<i>C. glaucum</i>	0,907	0,580
	<i>R. decussatus</i>	1,745	0,048*
	<i>L. orbiculatus</i>	0,995	0,479
	<i>A. ovata</i>	0,978	0,498
	<i>A. senhousia</i>	3,307	0,000***

4.2.2.3. Les indices écologiques :

4.2.2.3.1. Les indices de compositions:

➤ **La richesse spécifique, densité et fréquence d'occurrence**

En ce qui concerne les sorties effectuées durant notre période d'étude, nous avons effectué un nombre total de 11 sorties. À partir des 1310 individus par échantillon (46785 ind.m⁻²), nous avons trouvé une richesse totale (R.S) de 5 espèces.

Station 1: située à l'extrême Sud-ouest de la lagune sous influence continentale (à côté de l'embouchure d'Oued El Mellah), est la plus riche en individus avec 570 individus au total, la richesse spécifique oscille entre 1 en décembre et 5 en juin. La variation des densités passe par les extrêmes de $71,42 \pm 35,71$ ind.m⁻² en mars et de $1619,03 \pm 623,80$ ind.m⁻² en juin (Figure 38). En ce qui concerne la fréquence d'occurrence des espèces échantillonnées. L'espèce *L. orbiculatus* est la plus fréquente (F = 91%) avec une densité de 109 individus par échantillon. *A. senhousia* les plus abondantes espèces avec une densité de 427 individus par échantillon dans la lagune El Mellah sont classé dans la catégorie des espèces régulière (F =

55%), *C. glaucum* et *R. decussatus* avec une densité de 15 individus par échantillon sont classé également dans la catégorie des espèces régulières (F = 55%). Dans la catégorie des espèces accessoires nous avons seulement *A. ovata* avec une fréquence d'occurrence de 36% et 4 individus par échantillon de densité (Tableau 9).

Station 2 : situé à l'Ouest de la lagune, elle renferme 5 bivalves, correspondant à une densité qui varie entre 0 ind.m⁻² en avril et 1440,46 ± 122,61 ind.m⁻² en juillet. La richesse spécifique oscille entre 0 espèce en avril et 5 espèces en juin (Figure 38). Quant à la fréquence d'occurrence des espèces échantillonnées, dans la catégorie des espèces régulière nous avons *L. orbiculatus* (F = 73%) avec une densité de 50 individus par échantillon et *A. senhousia* (F = 64%) avec une densité de 422 individus par échantillon. *C. glaucum* et *A. ovata* sont classé dans la catégorie des espèces accessoires (F = 36%) avec une densité de 14 individus par échantillon. La station 2 abrite une seule espèce accidentelle (*R. decussatus*, F = 18%) avec une densité de 2 individus par échantillon (Tableau 9).

Station 3: située au Nord de la lagune près du chenal de communication avec la mer, est la plus pauvre avec 226 individus observés au total, avec des fluctuations allant de 0 espèces en octobre à 5 espèces en juin et juillet. Quant à la densité, celle-ci varie entre en 0 ind.m⁻² en octobre et 1178,54 ± 272,55 ind.m⁻² en juin (Figure 38). La station 3 abrite une seule espèce constante (*L. orbiculatus*, F = 82%) avec une densité de 86 individus par échantillon. Et pour *C. glaucum* et *R. decussatus* avec une fréquence d'occurrence de 55%, elles sont classées dans la catégorie des espèces régulières avec une densité de 17 et 11 individus par échantillon. Les autres espèces sont classées dans la catégorie des espèces accessoire (*A. ovata*, F = 45%) et dans la catégorie des espèces accidentelles (*A. senhousia*, F = 18%) avec une densité de 94 et 18 individus par échantillon respectivement pour *A. senhousia* et *A. ovata* (Tableau 9).

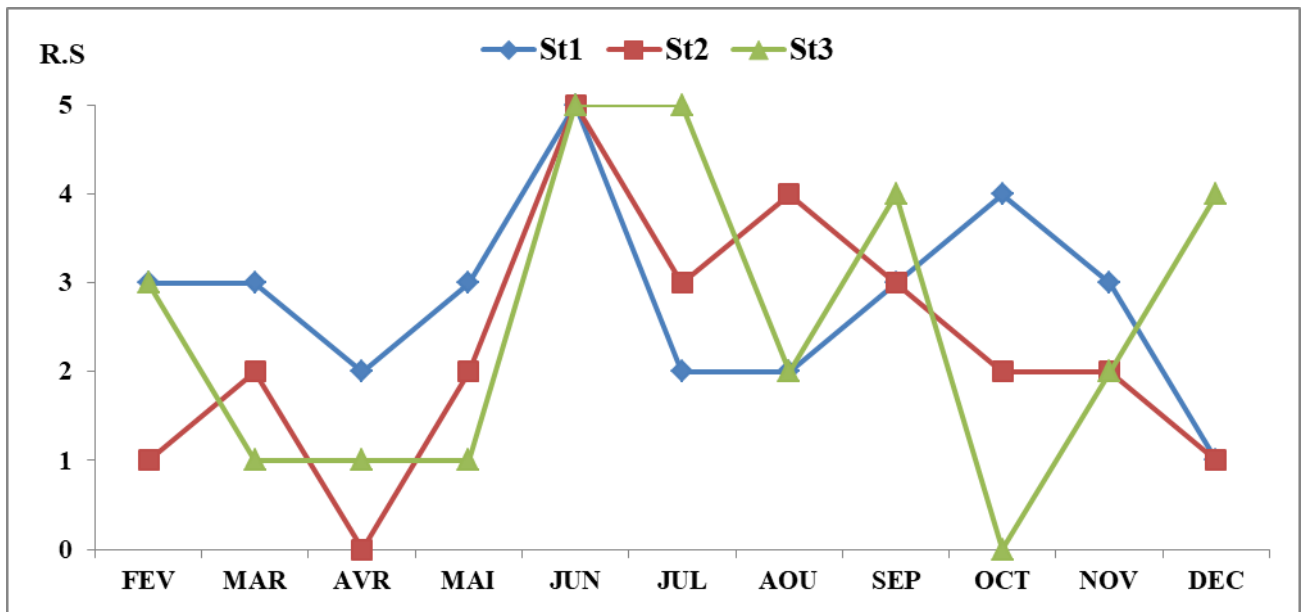


Figure 38. Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique (R.S) de bivalves benthique de la lagune El Mellah.

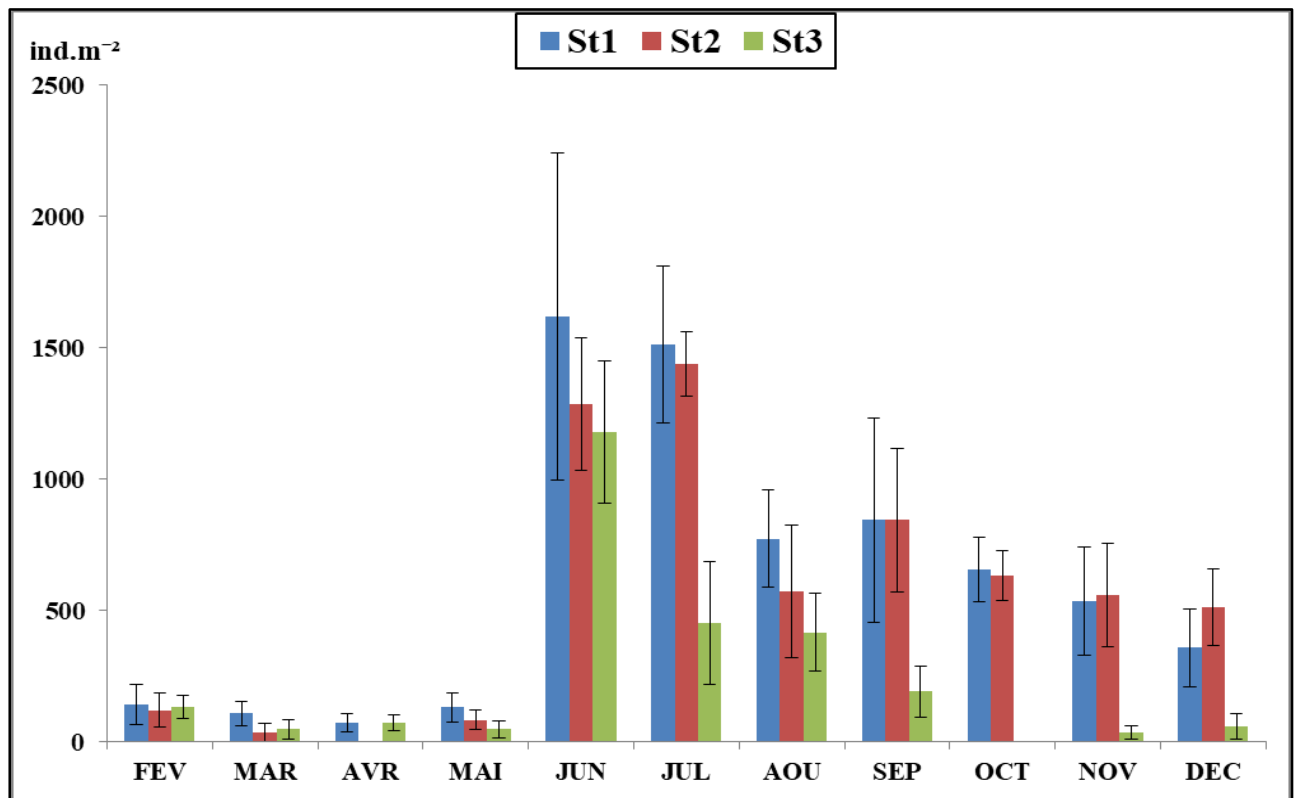


Figure 39. Variation spatio-temporelle de la densité moyenne de bivalves benthique (ind.m⁻²) (moyen ± SEM) de la lagune El Mellah.

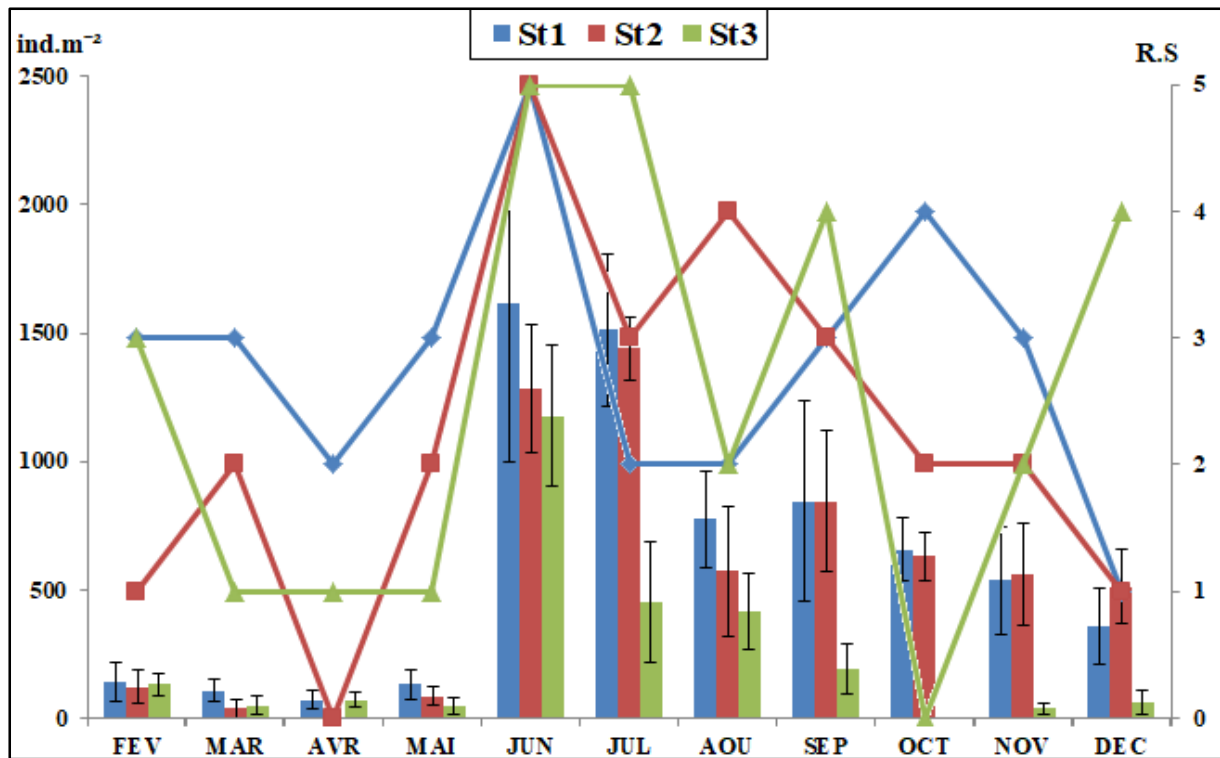


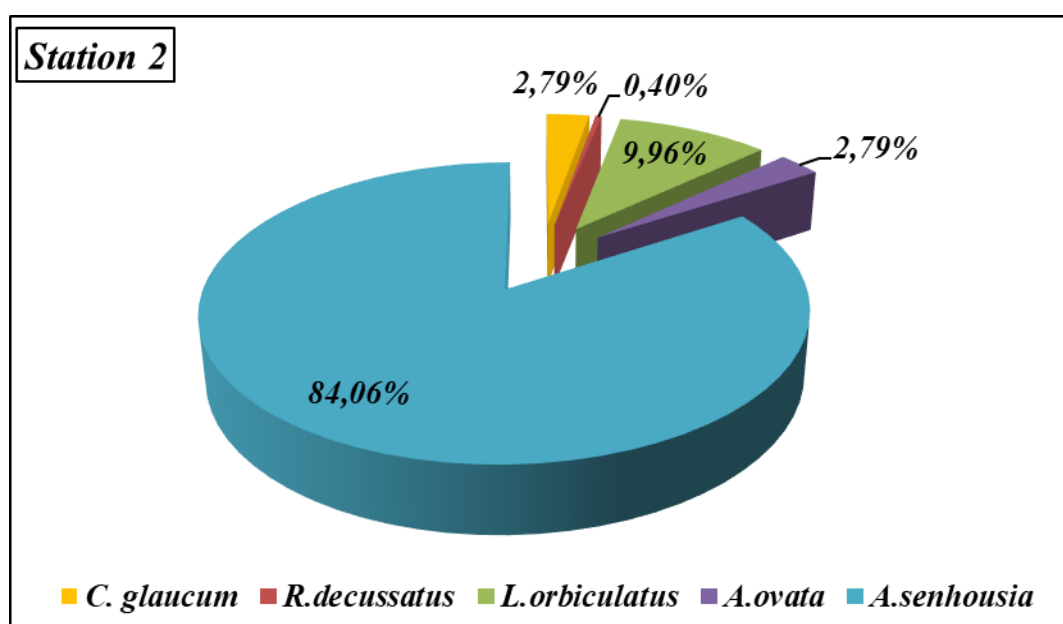
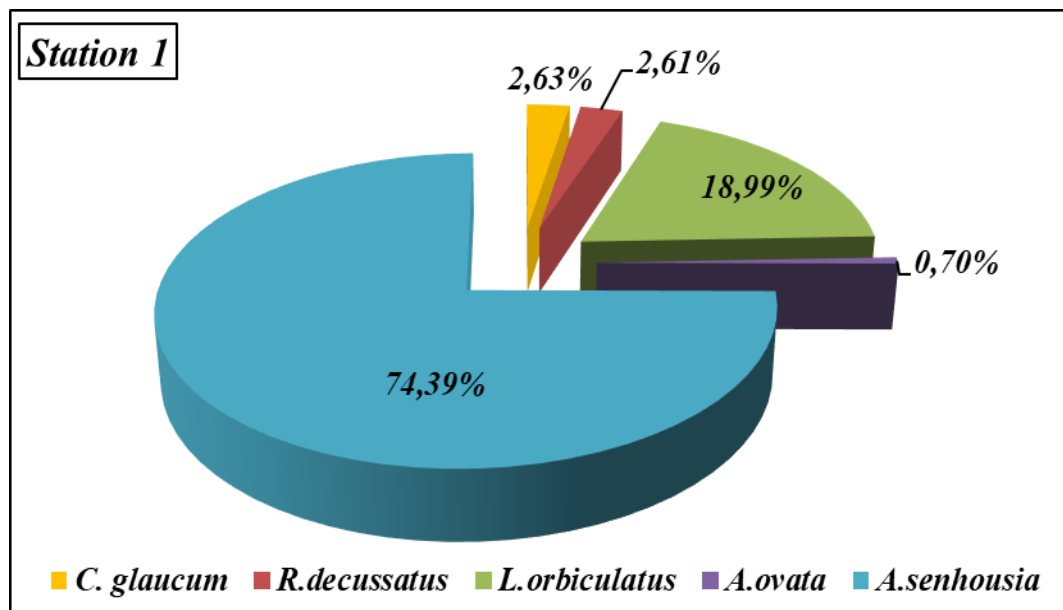
Figure 40. Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique (R.S) et de la densité de bivalves benthique (ind.m⁻²) (moyen ± SEM).

Tableau 9. La fréquence d'occurrence (F) et la densité total (individus par échantillon) des malacologique de la lagune El Mellah au niveau de trois stations prospectées durant 2019.

Espèces	Station 1			Station 2			Station 3		
	densité	%	Catégorie	densité	F%	Catégorie	densité	F%	Catégorie
<i>C. glaucum</i>	15	55%	Régulière	14	36%	Accessoire	17	55%	Régulière
<i>R. decussatus</i>	15	55%	Régulière	2	18%	Accidentelle	11	55%	Régulière
<i>L. orbiculatus</i>	109	91%	Constante	50	73%	Régulière	86	82%	Constante
<i>A. ovata</i>	4	36%	Accessoire	14	36%	Accessoire	18	45%	Accessoire
<i>A. senhousia</i>	427	64%	Régulière	422	64%	Régulière	94	18%	Accidentelle

➤ L'abondance relative ou fréquence relative d'une espèce (f_i)

Les résultats des récoltes réalisées dans la lagune El Mellah durant l'année 2019 sont résumés dans la figure. Au Sud et à l'Ouest de la lagune (Station 1 et 2), nous avons enregistré une nette dominance d'*A. senhousia* avec $f_i = 77,70\%$ et $f_i = 84,88\%$ respectivement pour la station 1 et 2, les autres espèces ne représentent que 22,3% seulement de l'effectif global dans la station 1 et 15,12%. Tandis qu'au Nord de la lagune (Station 3), les espèces les mieux représentées sont : *L. orbiculatus* ($f_i = 41,59\%$), suivi d'*A. senhousia* ($f_i = 38,05\%$), alors que les autres espèces représentent 20,36 % (Figure 41).



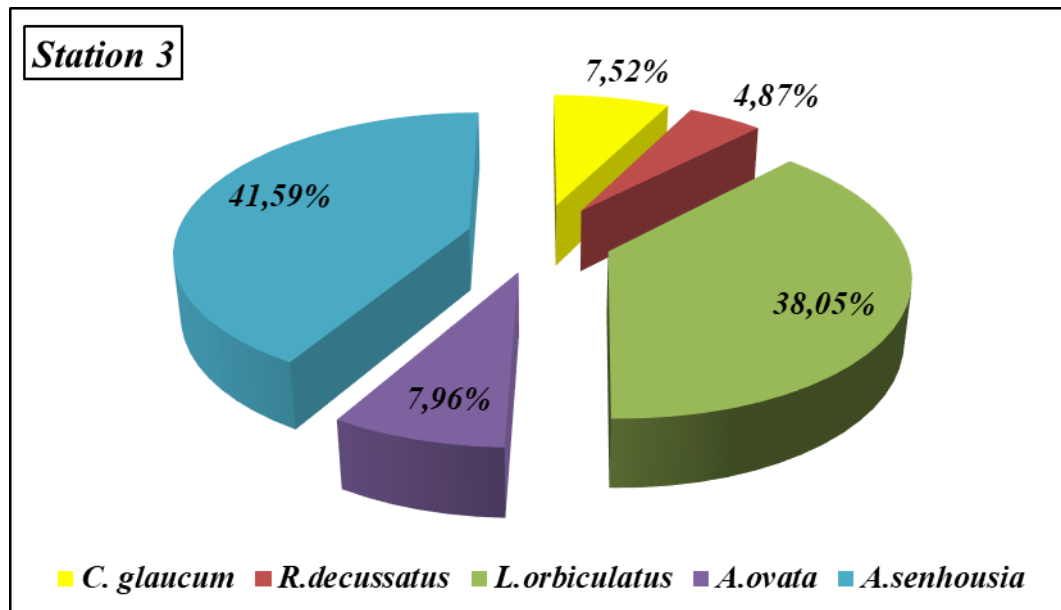


Figure 41. L'abondance relative (f_i) des principales espèces malacologiques selon les stations prospectées dans la lagune Mellah durant 2019.

➤ **Les indices de Structure et organisation**

L'évolution spatiale de l'indice de diversité spécifique (Shannon, 1948) (H') et d'équitable (E) chez les bivalves de la lagune El Mellah lors de cette d'étude, est indiquée dans la figure 42. L'indice de Shannon-Weaver le plus élevé (1,85 bits) a été enregistré dans le Nord de la lagune (Station 3) qui signifie que cette station est plus diversifiée par rapport aux stations 1 et 2 qui ont des indices de 1,07 bits et 0,83 bits respectivement. Tandis que l'indice de l'équité calculé durant l'année d'étude montre que la station 3 est plus équilibrée ($E= 0,79$) que la station 1($E= 0,45$) et la station 2 ($E= 0,35$) (Figure 42).

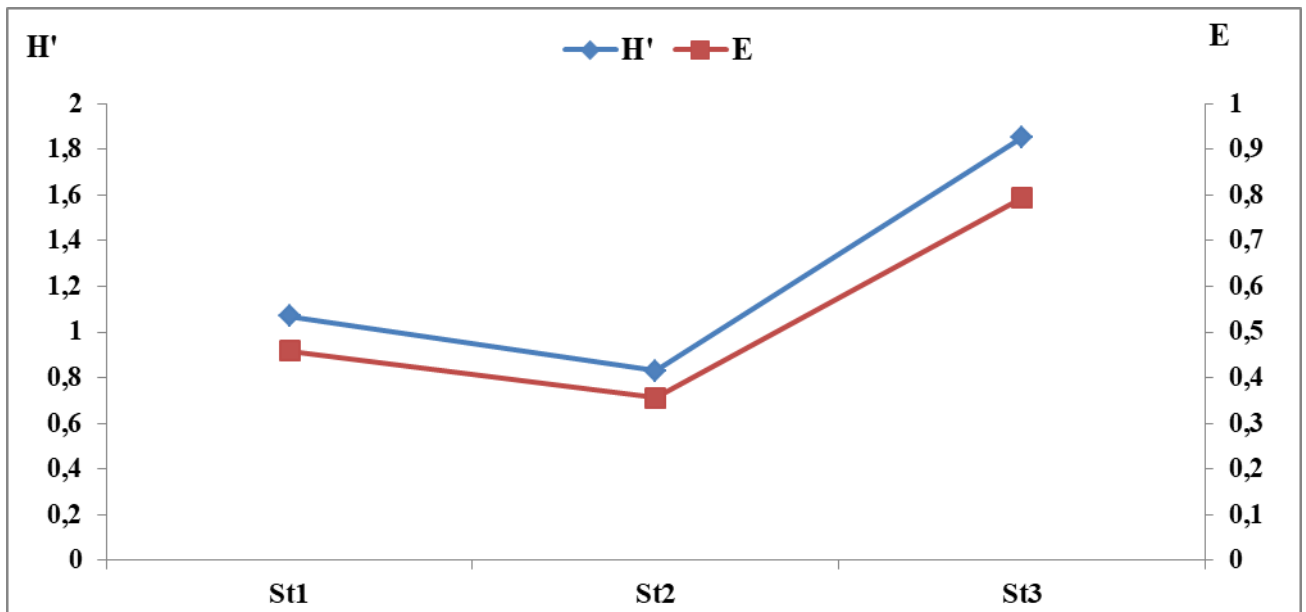


Figure 42. L'évolution spatiale de l'indice de diversité spécifique (Shannon, 1948) (H') et d'équitable (E) chez les bivalves à l'échelle des 3 stations prospectées dans la lagune El Mellah.

➤ **Phénologie des espèces récoltées**

Le angiospermes des espèces récoltées dans la région d'étude, montre que *R. decussatus* et *L. orbiculatus* sont présents tous les mois durant notre période d'étude. Tandis *A. ovata* et *A. senhousia* qu'on enregistre leurs apparitions à partir de juin 2019. Le angiospermes montre également que *C. glaucum* n'est absente que pendant la période d'aout et d'octobre (Tableau 10).

Tableau 10. Phénogramme des malacologique de la lagune El Mellah au niveau de trois stations prospectées durant 2019.

Espèce	FEV	MAR	AVR	MAI	JUN	JUL	AOU	SEP	OCT	NOV	DEC
<i>C. glaucum</i>	+	+	+	+	+	+		+		+	+
<i>R. decussatus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>L. orbiculatus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>A. ovata</i>					+	+	+	+	+	+	+
<i>A. senhousia</i>					+	+	+	+	+	+	+

4.3. Relation entre herbiers, bivalves associés et conditions environnementales

4.3.1. Analyse en Composantes Principales (ACP)

L'analyse en composantes principales réalisée sur les paramètres physico-chimiques (température, salinité, pH et oxygène dissous), la biomasse épigée et hypogée des angiospermes (*Z. noltei* et *R. maritima*) et la densité de bivalves associés (*C. glaucum*, *A. ovata*, *R. decussatus*, *L. orbiculatus* et *A. senhousia*) montre une corrélation entre les angiospermes, bivalves et les paramètres physico-chimiques. Le plan de projection axe 1–axe 2 de l'ACP (Figure 43) restitue 50,24% de l'information totale dont 30,78 % associé au premier axe et 19,46 % au second.

Selon l'axe horizontal (F1), on constate deux groupes d'observations: le premier (G1) situé dans la partie positive de l'axe F1, est formé par température, pH, la biomasse épigée et hypogée de *Z. noltei* et la densité de *L. orbiculatus* et *A. senhousia*. ce groupe est construit principalement par les corrélations positive entre la température et la biomasse épigée et hypogée de *Z. noltei* ($r = 0,38$; $r = 0,41$); entre la température et la densité de *A. ovata*, *L. orbiculatus* et *A. senhousia* ($r = 0,31$; $r = 0,57$; $r = 0,60$) ; entre la biomasse épigée et hypogée de *Z. noltei* et la densité de *L. orbiculatus* ($r = 0,44$; $r = 0,69$) et *A. senhousia* ($r = 0,55$; $r = 0,39$) (Tableau 15. Annexe). Dans la partie négative de cet axe, s'individualise le groupe (G2) constitué par la biomasse épigée et hypogée de *R. maritima* et la salinité qui sont corrélées entre-elles positivement ($r = 0,32$; $r = 0,30$) (Tableau 15. Annexe).

L'étude de l'axe 2 vertical permet de distinguer un groupe (G3) situé dans la partie négative de l'axe 2 est constitué de, biomasse épigée et hypogée de *Z. noltei*, densité de *C. glaucum* et d'oxygène dissous. Nous avons enregistré une corrélation positive entre oxygène dissous et la densité de *C. glaucum* ($r = 0,27$) et une corrélation négative entre oxygène dissous biomasse épigée et hypogée de *Z. noltei* ($r = -0,43$; $r = -0,38$) (Tableau Annexe).

En résumé, L'analyse multivariée (ACP) montre une relation positive entre la biomasse des angiospermes (*Z. noltei*) et la densité de bivalves associés (*A. ovata*, *L. orbiculatus* et *A. senhousia*) ainsi que les variables physico-chimiques (température et salinité). Ceux-ci joueraient donc un rôle important dans l'apparition et la répartition de ces espèces (Figure 43).

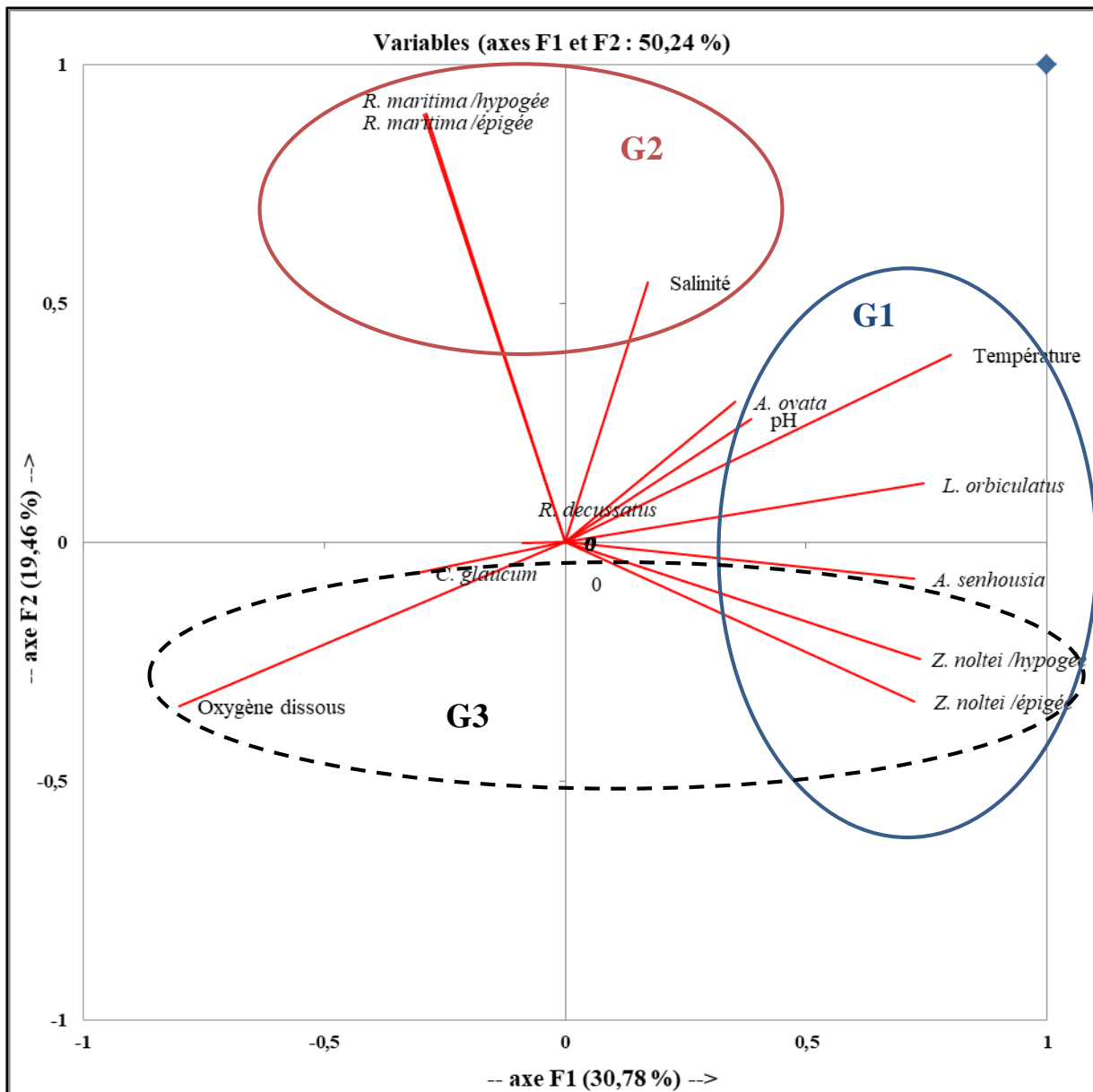


Figure 43. Représentation graphique du plan de projection F1-F2 de l'analyse en composantes principales (ACP), réalisée sur des variables physico-chimiques (température, salinité, pH et oxygène dissous), la biomasse épigée et hypogée des angiospermes (*Z. noltei* et *R. maritima*) et la densité de bivalves associés (*C. glaucum*, *A. ovata*, *R. decussatus*, *L. orbiculatus* et *A. senhousia*) au niveau de 3 station étudiée à la lagune El Mellah durant 2019.

4.3.2. Trajectoire de la densité de bivalves en fonction de la biomasse des angiospermes

Les angiospermes sont des écosystèmes qui fournissent une valeur considérable en écologie ainsi qu'en services écosystémiques. Ils présentent de nombreux avantages, tels que la promotion de la biodiversité, le stockage du carbone, le cycle des nutriments et la préservation côtière. Ceux-ci fournissent également un habitat et une nourriture aux animaux marin tel que méiofaune, la macrofaune et les poissons (Costanza et coll., 1997; Hemminga et Duarte, 2000; Orth et al., 2006; Christie et al., 2009). La figure 44 montre que la densité de bivalves associés varie en fonction de de la biomasse des angiospermes, elle augmente quand la biomasse de angiospermes augmente particulièrement durant la période estivale surtout pendant le mois de juin où nous avons enregistré les valeurs les plus élevés de la densité des bivalves ($1619 \pm 623,8 \text{ ind.m}^{-2}$; $1286 \pm 251 \text{ ind.m}^{-2}$; $1178 \pm 272,5 \text{ ind.m}^{-2}$) en fonction de la biomasse des angiospermes ($559 \pm 231,5 \text{ g DW.m}^{-2}$; $673,4 \pm 97,7 \text{ g DW.m}^{-2}$; $595,5 \pm 143,8 \text{ g DW.m}^{-2}$) respectivement pour la station 1, 2 et 3 (Figure 44). Nous avons enregistré une corrélation positive forte ($r= 0,684$ (station 1); $r=- 0,834$ (station 2)) et significatives ($P < 0,05^*$) entre la densité des bivalves associés et la biomasse de angiospermes au niveau les 2 stations loin de chenal à la lagune El Mellah contrairement à la station 3 qui est près au chenal Où le test Pearson ne montre aucune corrélation entre les deux ($r= 0,017$) (Figure 45).

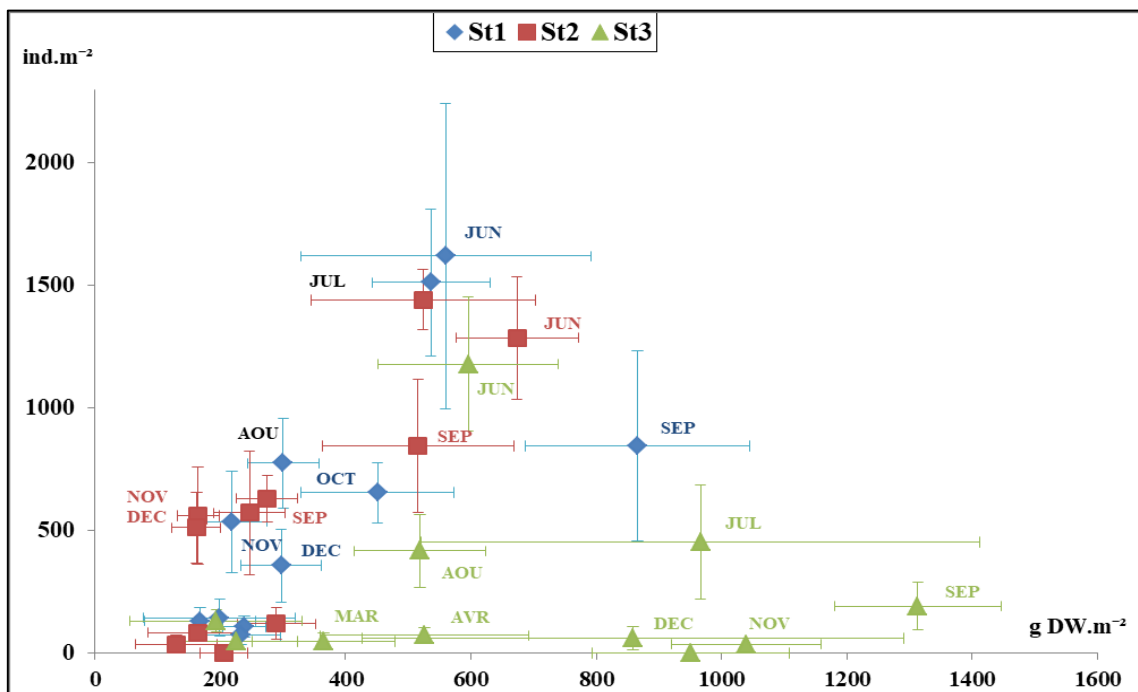


Figure 44. Trajectoire de la densité des bivalves associés en fonction de la biomasse d'angiospermes durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne \pm SEM).

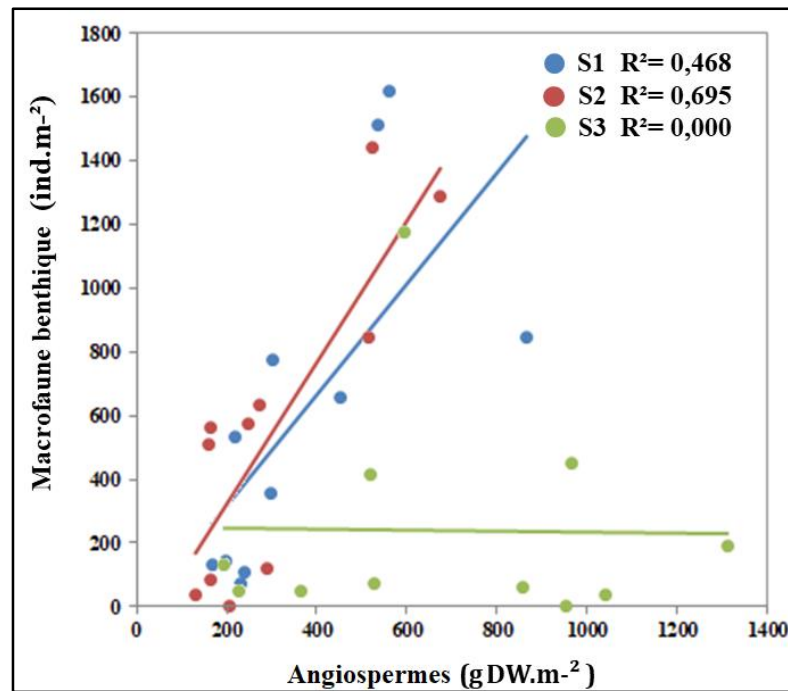


Figure 45. Corrélation entre de la densité des bivalves associés (ind.m⁻²) et la biomasse de angiospermes (g DW.m⁻²) durant 2019 à la lagune El Mellah. Station 1 (r= 0,684; P< 0,020; y = -32,560 + 1,748*x) ; station 2 (r= 0,834; P< 0,001; y = -128,407 + 2,238*x) et station 3 (r= 0,017; P< 0,960; y = 250,5083 -0,016*x)

➤ **Trajectoire de la densité d'*A. senhousia* en fonction la biomasse des angiospermes (*Z. noltei* et *R. maritima*)**

L'évolution spatio-temporelle de la densité d'*A. senhousia* en fonction de biomasse épigée et hypogée de *Z. noltei* et *R. maritima* est résumé dans la figure 46. Nous avons observé que la densité d'*A. senhousia* varie considérablement en fonction de la biomasse épigée et hypogée de *Z. noltei*, plutôt qu'en fonction de la biomasse épigée et hypogée de *R. maritima* (Figure 46). *A. senhousia* a été apparu avec une densité maximale de 1321± 475,6 ind.m⁻² (station 1), 1071 ± 125,4 ind.m⁻² (station 2) et 892 ± 119,1 ind.m⁻² (station 3) durant le mois de juin où nous avons signalé une augmentation significative de biomasse épigée (304,16 ± 131,9 g DW.m⁻²; 341,7 ± 71,4 g DW.m⁻²; 109,6 ± 24,6 g DW.m⁻²) et hypogée (221,9 ± 66,1g DW.m⁻²; 331,6 ± 26,3 g DW.m⁻²; 115,3 ± 50,9 g DW.m⁻²) de *Z. noltei* respectivement pour les stations 1, 2 et 3. Au niveau des stations loin de chenal (station 1 et 2), nous avons remarqué une décroissance au fil du temps de densité et de biomasse épigée après le mois de juillet jusque le mois de décembre où nous avons enregistré la plus faible densité d'*A. senhousia* de 262 ± 105,8 ind.m⁻² (station 1) ; 500 ± 123,7 ind.m⁻² (station 2) et une diminution de biomasse épigée de *Z. noltei* de (89,1 ± 12,9 g DW.m⁻²; 34,5 ± 8,9 g DW.m⁻²); hypogée de *Z. noltei* (208,1 ± 51,3 g

DW.m⁻²; 127,3 ± 29,7 g DW.m⁻²) respectivement pour les stations 1 et 2 (Figure 46) . Dans la station près de chenal (station 3) qui a été dominé par *R. maritima* nous avons signalé une disparition totale d'*A. senhousia* après le mois de juillet. Cependant, le test Pearson indique une corrélation positive et significative (P < 0,001) la densité de *A. senhousia* et la biomasse épigée (r= 0,510) et hypogée (r= 0,549) de *Zostera noltei* que au niveau de station 2 contrairement aux stations 1 et 3 (Figure 47 A). Toutefois, la densité d'*A. senhousia* ne varie pas en fonction de biomasse épigée et hypogée de *R. maritima*. De plus, le test Pearson n'indique aucune corrélation entre la densité d'*A. senhousia* et la biomasse épigée et hypogée de *R. maritima* (Figure 47 B).

La plupart des individus d'*A. senhousia* ont été observés fixés sur *Z. noltei* (Hornemann, 1832) par leur byssus, les petits sur les feuilles et les gros (>2 cm) sur les rhizomes uniquement aux stations 1 et 2 (Figure 48). De plus, de petits individus (< 1 cm) ont été trouvés attachés aux feuilles de *R. maritima* (Linnaeus, 1753) à la station 3 en juin et juillet.

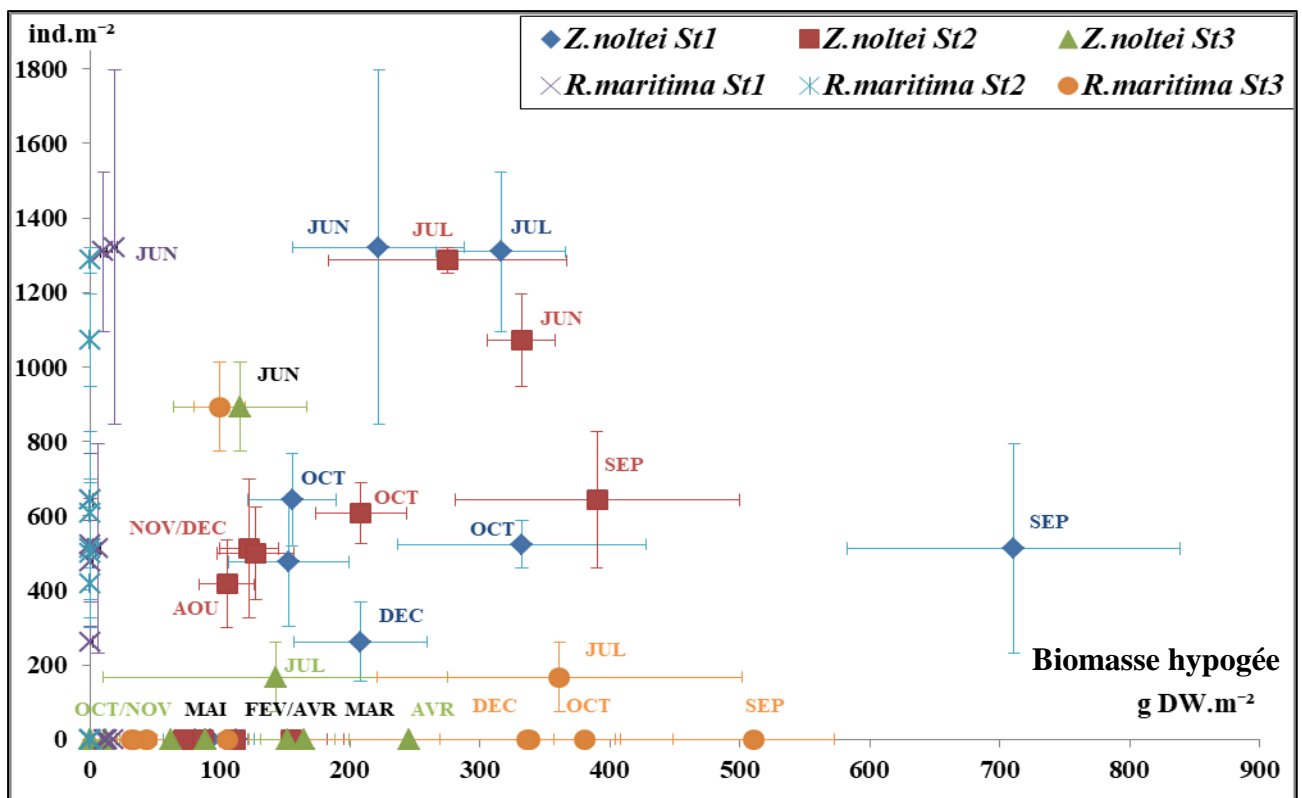
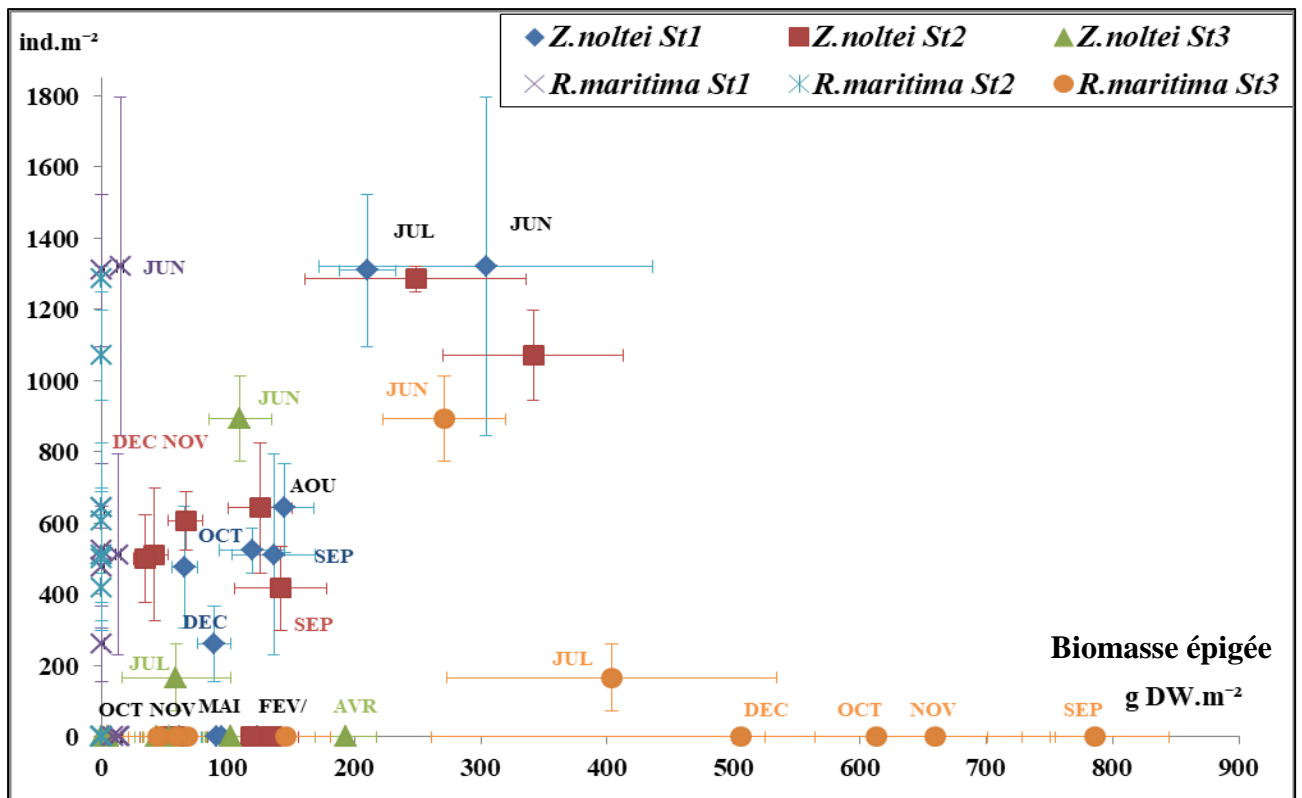


Figure 46. Trajectoire de la densité d'*Arcuatula senhousia* (ind.m⁻²) en fonction de la biomasse épigée et hypogée de *Zostera noltei* et *Ruppia maritima* (g D.m⁻²) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).

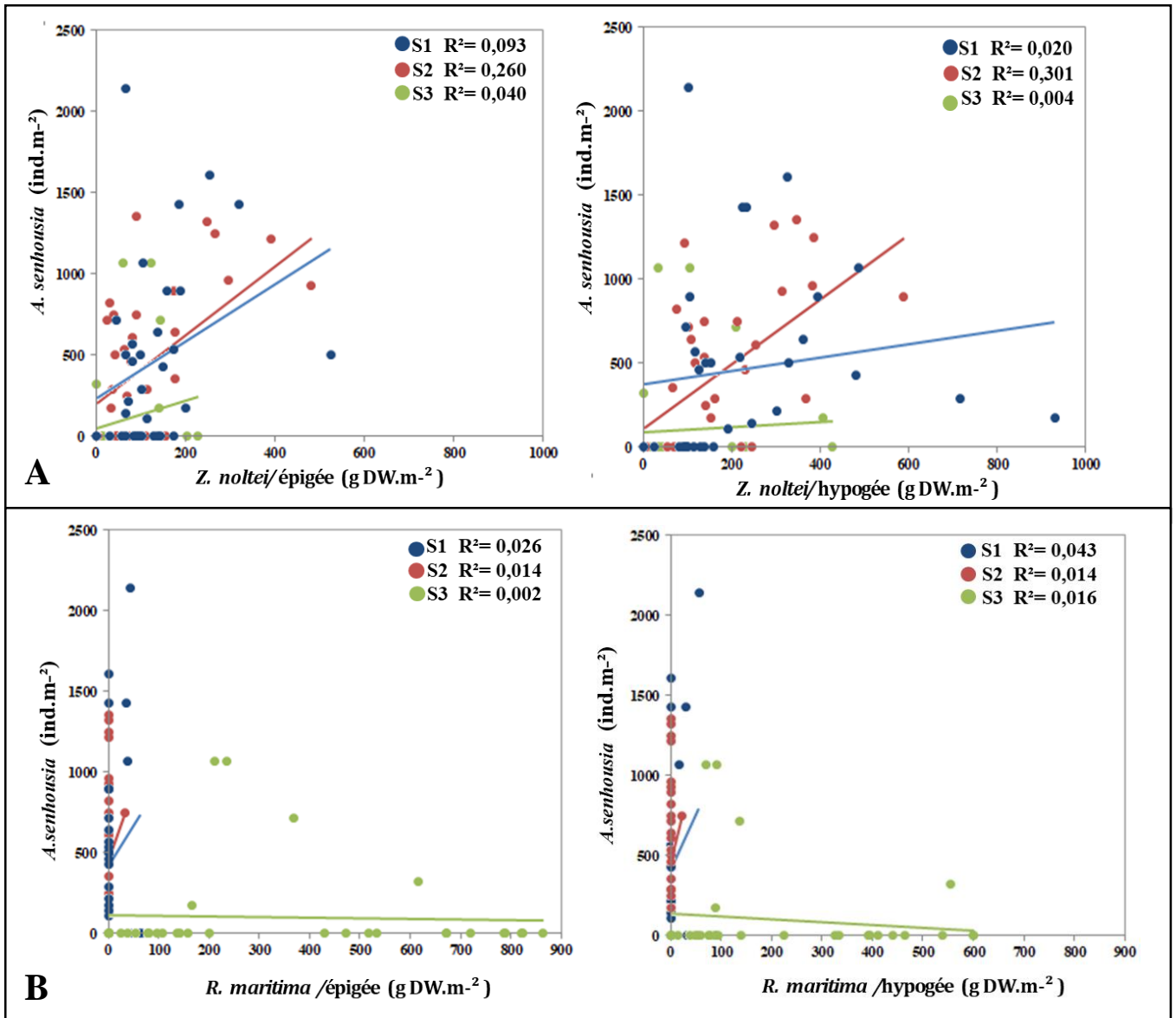


Figure 47. Régression linéaire entre la densité *Arcuatula senhousia* (ind.m⁻²) et la biomasse épigée et hypogée de *Zostera noltei* (A) et *Ruppia maritima* (B) (g DW.m⁻²) durant 2019 à la lagune El Mellah. **A** : station 1 ($r = 0,305$; $P < 0,084$; $y = 231,474 + 1,760 * x$) ($r = 0,141$; $P < 0,433$; $y = 373,293 + 0,395 * x$) ; station 2 ($r = 0,510$; $P < 0,002$; $y = 191,178 + 2,139 * x$) ($r = 0,549$; $P < 0,001$; $y = 110,081 + 1,921 * x$) ; station 3 ($r = 0,200$; $P < 0,264$; $y = 48,680 + 0,864 * x$) ($r = 0,063$; $P < 0,730$; $y = 87,208 + 0,159 * x$). **B** : station 1 ($r = 0,163$; $P < 0,366$; $y = 417,587 + 5,000 * x$) ($r = 0,206$; $P < 0,250$; $y = 406,9212 + 6,879 * x$) ; station 2 ($r = 0,116$; $P < 0,519$; $y = 447,544 + 9,107 * x$) ($r = 0,116$; $P < 0,519$; $y = 447,544 + 13,442 * x$) ; station 3 ($r = 0,048$; $P < 0,793$; $y = 116,324 - 4,454E-02 * x$) ($r = 0,125$; $P < 0,487$; $y = 138,240 - 0,176 * x$).



Figure 48. Individus d'*Arcuatula senhousia* fixés sur *Zostera noltei* de la lagune d'El Mellah (Algérie). **A** : un gros individu (> 2 cm) sur les rhizomes. **B** : un petit sur les feuilles de *Z. noltei*.

➤ **Trajectoire de la densité de *L. orbiculatus* en fonction de la biomasse des angiospermes (*Z. noltei* et *R. maritima*)**

La figure 49 résume l'évolution spatio-temporelle de la densité de *L. orbiculatus* en fonction de biomasse épigée et hypogée de *Z. noltei* et *R. maritima*. Nous avons observé que la densité de *L. orbiculatus* a augmenté de manière significative en fonction de biomasse épigée et hypogée de *Z. noltei*, tandis qu'elle n'a pas montré de corrélation significative avec la biomasse épigée et hypogée de *R. maritima* (Figure 49). Les plus faibles densités de *L. orbiculatus* sont observées lorsque la biomasse épigée et hypogée de *Z. noltei* est moins abondante dans la lagune et ceci pendant les mois de février, mars, avril et mai où la biomasse épigée et hypogée de *Z. noltei* est moins de 160 g DW.m⁻². Nous avons enregistré une augmentation significative de la densité de *L. orbiculatus*, passant de 35,71 ± 20,62 ind.m⁻²; 59,52 ± 23,81 ind.m⁻²; 47,61 ± 31,49 ind.m⁻² en mai à 238,09 ± 103,78 ind.m⁻²; 142,85 ± 89,88 ind.m⁻²; 166,66 ± 78,06 ind.m⁻²) en juin. Cette augmentation s'est produite simultanément à une remarquable augmentation de la biomasse épigée et hypogée de *Z. noltei* de mai à juin dans les trois stations étudiées. Cependant, les densités maximales de *L. orbiculatus* de 309,52 ± 83,33 ind.m⁻² (station 1) 202,38 ± 66,28 ind.m⁻² (station 2) et 285,71 ± 71,43 ind.m⁻² (station 3) sont enregistrés quand la biomasse hypogée de *Z. noltei* atteint ses valeurs maximales de 710,71 ± 127,86 g DW.m⁻² (septembre); 390,00 ± 109,19 g DW.m⁻² (septembre); 164,87 ± 33,75 g DW.m⁻² (août) respectivement pour les stations 1, 2 et 3 (Figure 49), ceci a été confirmé par le test Pearson qui a montré une corrélation très positive de $r = 0,822$ (station 1) $r = 0,738$ (station 2) et $r = 0,634$ (station 3) et significative ($P < 0,0001$) entre la densité de *L. orbiculatus* et la biomasse hypogée de *Zostera noltei*. En outre, le test Pearson indique une corrélation positive et significative ($P < 0,01$) épigée de *Zostera noltei* que au niveau de station 1 ($r = 0,696$) et 3 ($r = 0,488$) (Figure 50 A). Toutefois, la densité de *L. orbiculatus* ne varie pas en fonction de biomasse épigée et hypogée de *R. maritima*. De plus, le test Pearson n'indique aucune corrélation entre la densité de *L. orbiculatus* et la biomasse épigée et hypogée de *R. maritima* (Figure 50 B).

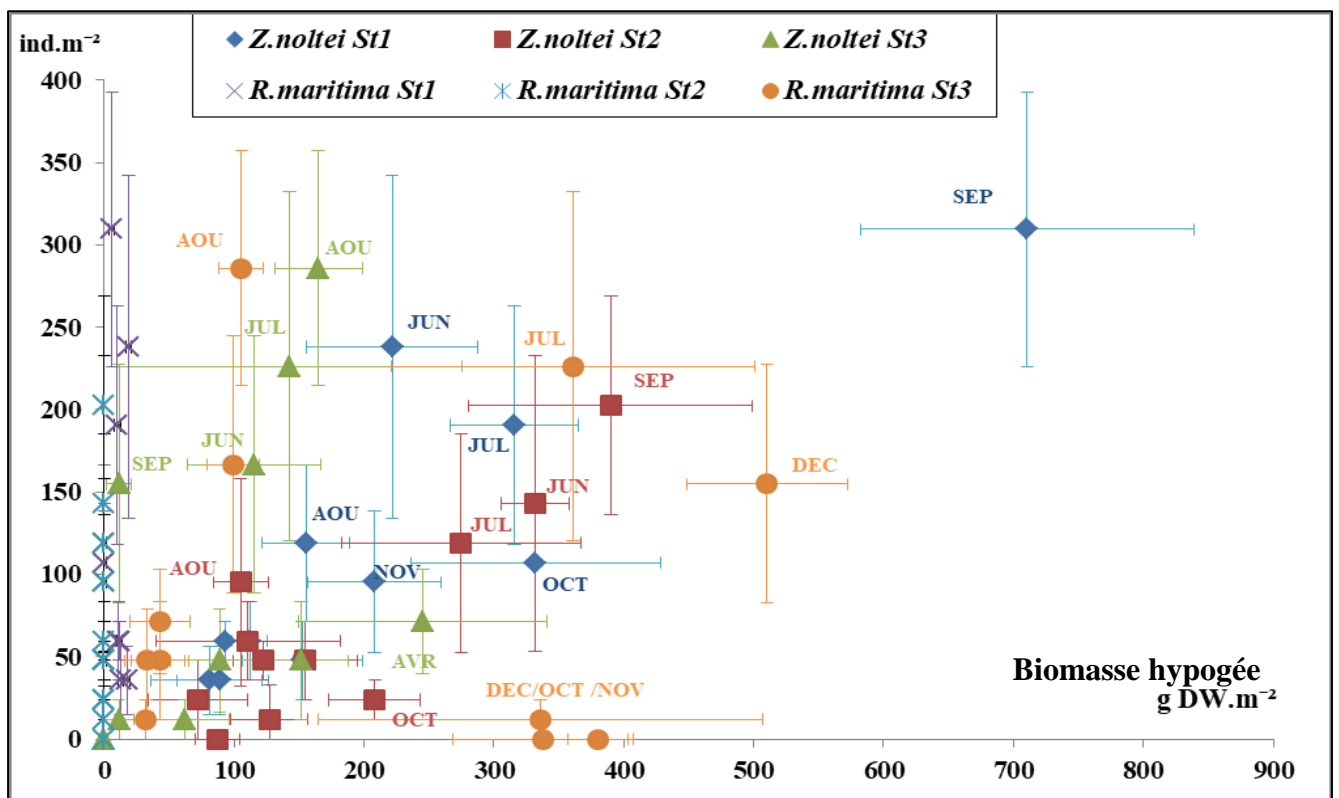
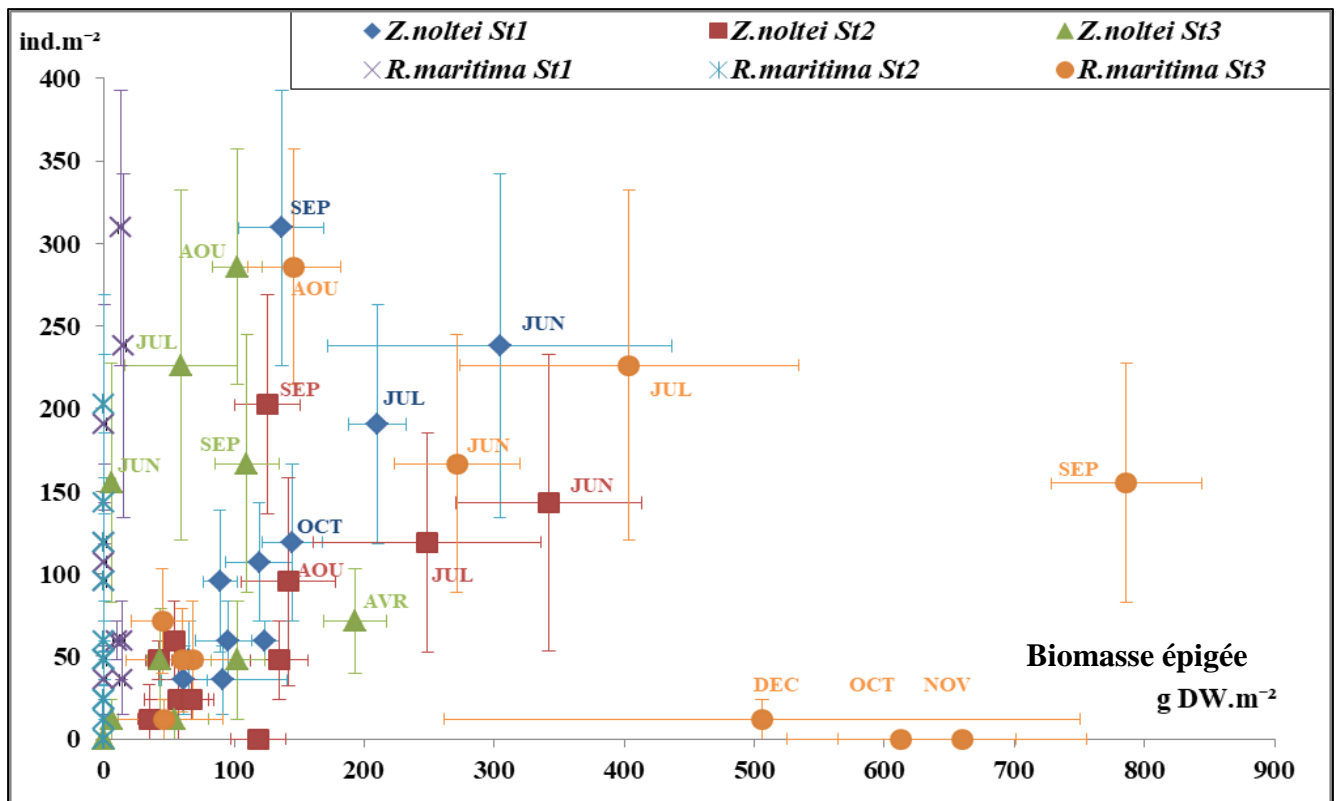


Figure 49. Trajectoire de la densité de *Loripes orbiculatus* (ind.m⁻²) en fonction de la biomasse épigée et hypogée de *Zostera noltei* et *Ruppia maritima* (g DW.m⁻²) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).

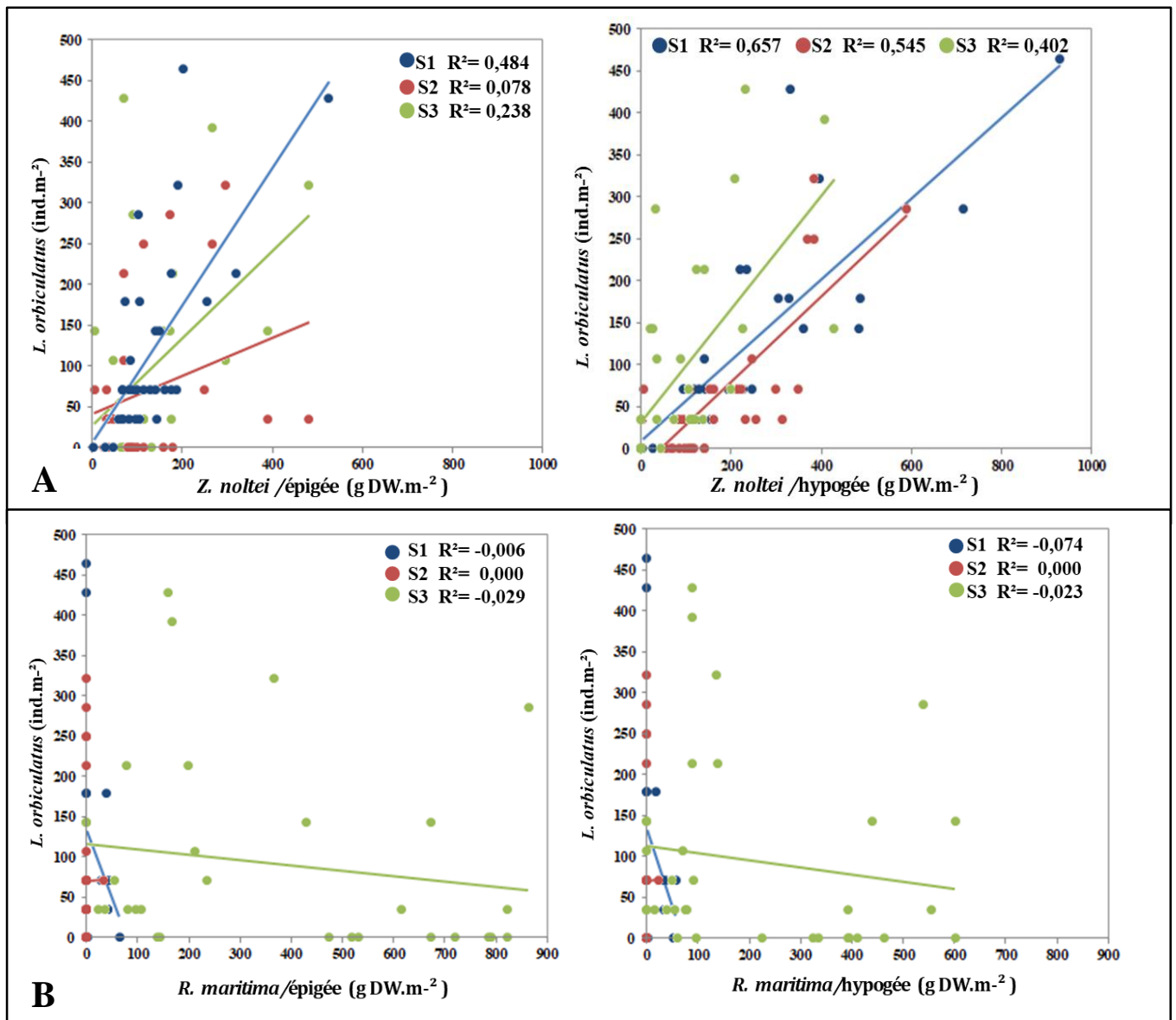


Figure 50. Régression linéaire entre la densité de *Loripes orbiculatus* (ind.m⁻²) et la biomasse épigée et hypogée de *Zostera noltei* (A) et *Ruppia maritima* (B) (g DW.m⁻²) durant 2019 à la lagune El Mellah. **A** : station 1 ($r = 0,696$; $P < 0,0001$; $y = 7,933 + 0,839 * x$) ($r = 0,822$; $P < 0,0001$; $y = 9,948 + 0,480 * x$) ; station 2 ($r = 0,279$; $P < 0,116$; $y = 41,600 + 0,231 * x$) ($r = 0,738$; $P < 0,0001$; $y = -21,795 + 0,510 * x$) ; station 3 ($r = 0,488$; $P < 0,004$; $y = 27,748 + 0,535 * x$) ($r = 0,634$; $P < 0,0001$; $y = 32,967 + 0,672 * x$). **B** : station 1 ($r = 0,256$; $P < 0,150$; $y = 132,650 - 1,649 * x$) ($r = 0,272$; $P < 0,126$; $y = 133,172 - 1,895 * x$) ; station 2 ($r = 0,002$; $P < 0,990$; $y = 70,3087 + 3,346E-02 * x$) ($r = 0,002$; $P < 0,990$; $y = 70,308 + 4,9385E-02 * x$) ; station 3 ($r = 0,170$; $P < 0,345$; $y = 115,793 - 0,066 * x$) ($r = 0,150$; $P < 0,404$; $y = 112,3569 - 8,7743E-02 * x$).

4.4. Trajectoire de la biomasse des angiospermes et la densité des espèces bivalves accompagnatrices en fonction des caractéristiques physico-chimiques

L'influence des variables environnementales sur l'abondance des espèces a été mise en évidence par une analyse canonique de correspondance (ACC). L'ordination de l'Analyse Canonique de Correspondance dans le plan factoriel 1-2 (96,66 %) a entraîné une nette division des communautés. Cette division se manifeste par la formation de trois groupes majeurs (Figure 51). En poursuivant cette analyse, les résultats obtenus ont démontré que l'axe I contribue à une grande partie de la variabilité, représentant 69,49 %, tandis que l'axe II contribue à 27,18 % de la variabilité totale. Le premier groupe se compose de trois espèces de bivalves (*A. ovata*, *L. orbiculatus* et *A. senhousia*), ainsi qu'une espèce d'angiospermes (*Z. noltei*). Le facteur écologique qui exerce une influence sur l'abondance de ce groupe est la température. Nous avons observé une corrélation positive entre l'abondance de ces espèces et la température (Il ne présente pas d'affinité particulière envers une station spécifique). Le deuxième groupe est uniquement composé de l'herbier *R. maritima*. Cette espèce est positivement corrélée avec la salinité, se manifestant principalement au Nord de la lagune (station 3). Le troisième groupe est formé de deux espèces de bivalves (*C. glaucum* et *R. decussatus*), dont la densité est influencée par le facteur écologique de l'oxygène dissous. Cette relation est observée au niveau des trois stations étudiées dans la lagune (Figure 51).

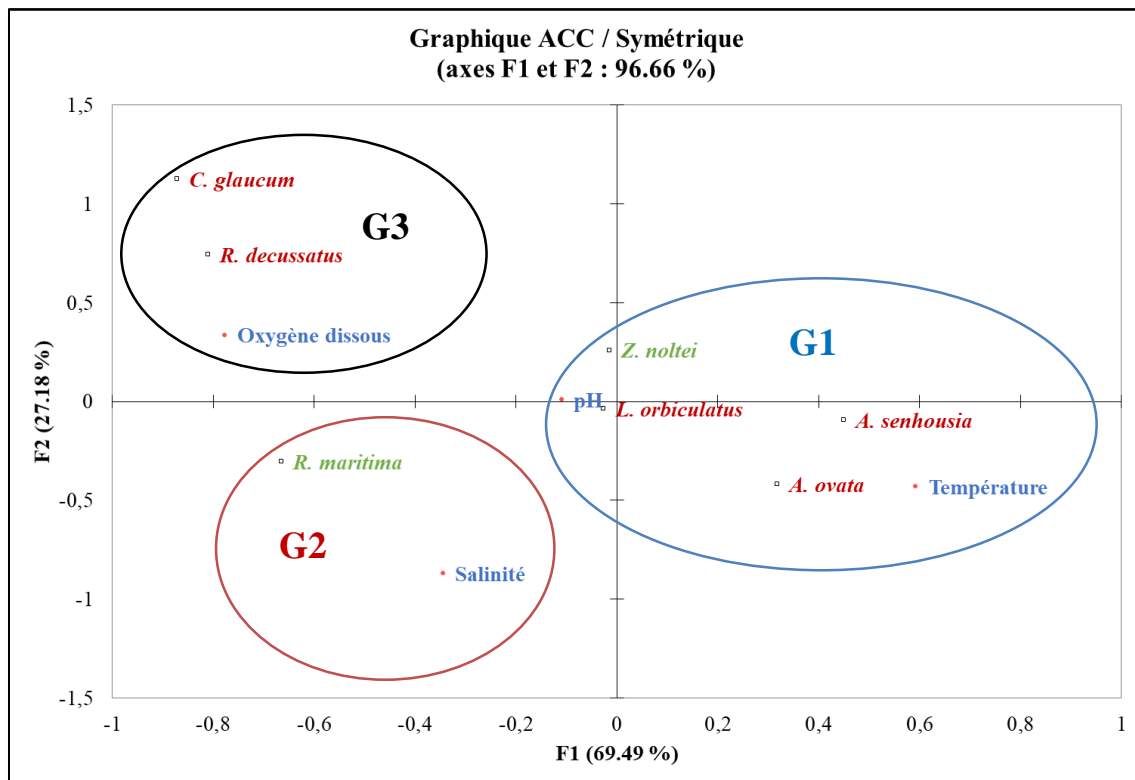


Figure 51. Résultats de l'Analyse Canonique de Correspondance (ACC) montrant les relations entre les variables environnementales (température, salinité, pH et oxygène dissous), la biomasse totale des angiospermes (*Z. noltei* et *R. maritima*) et la densité des bivalves associés (*C. glaucum*, *A. ovata*, *R. decussatus*, *L. orbiculatus* et *A. senhousia*) au niveau de 3 stations étudiées à la lagune El Mellah durant 2019.

4.4.1. Trajectoire de la densité de bivalve en fonction des caractéristiques physico-chimiques

La dynamique des organismes marins est sous la dépendance de nombreux paramètres environnementaux (température, salinité, pH et oxygène dissous), chez les bivalves, la température est le facteur majeur de régulation de la reproduction (Velez et Epifanio, 1981).

➤ Trajectoire de la densité de *L. orbiculatus* en fonction de la température

L'étude de variation spatio-temporelle de la densité de *L. orbiculatus* en fonction de la température montre l'effet de saison sur l'évolution de la densité de *L. orbiculatus*. Au niveau de la lagune El Mellah, nous avons décelé que la densité de *L. orbiculatus* a augmenté en fonction de la température notamment durant la période estivale. En outre, les densités maximales de *L. orbiculatus* de $309,52 \pm 83,33 \text{ ind.m}^{-2}$ (station 1) $202,38 \pm 66,28 \text{ ind.m}^{-2}$

(station 2) et $285,71 \pm 71,43 \text{ ind.m}^{-2}$ (station 3) sont enregistrés durant le mois de septembre et aout où la température dépasse $26 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (Figure 52). Ces résultats ont été prouvés par le test de Pearson qui a montré une corrélation positive de $r=0,613$ (station 1) $r=0,568$ (station 2) et $r=0,601$ (station 3) et significative ($P < 0,001$) entre la densité de *L. orbiculatus* et la température (Figure 53).

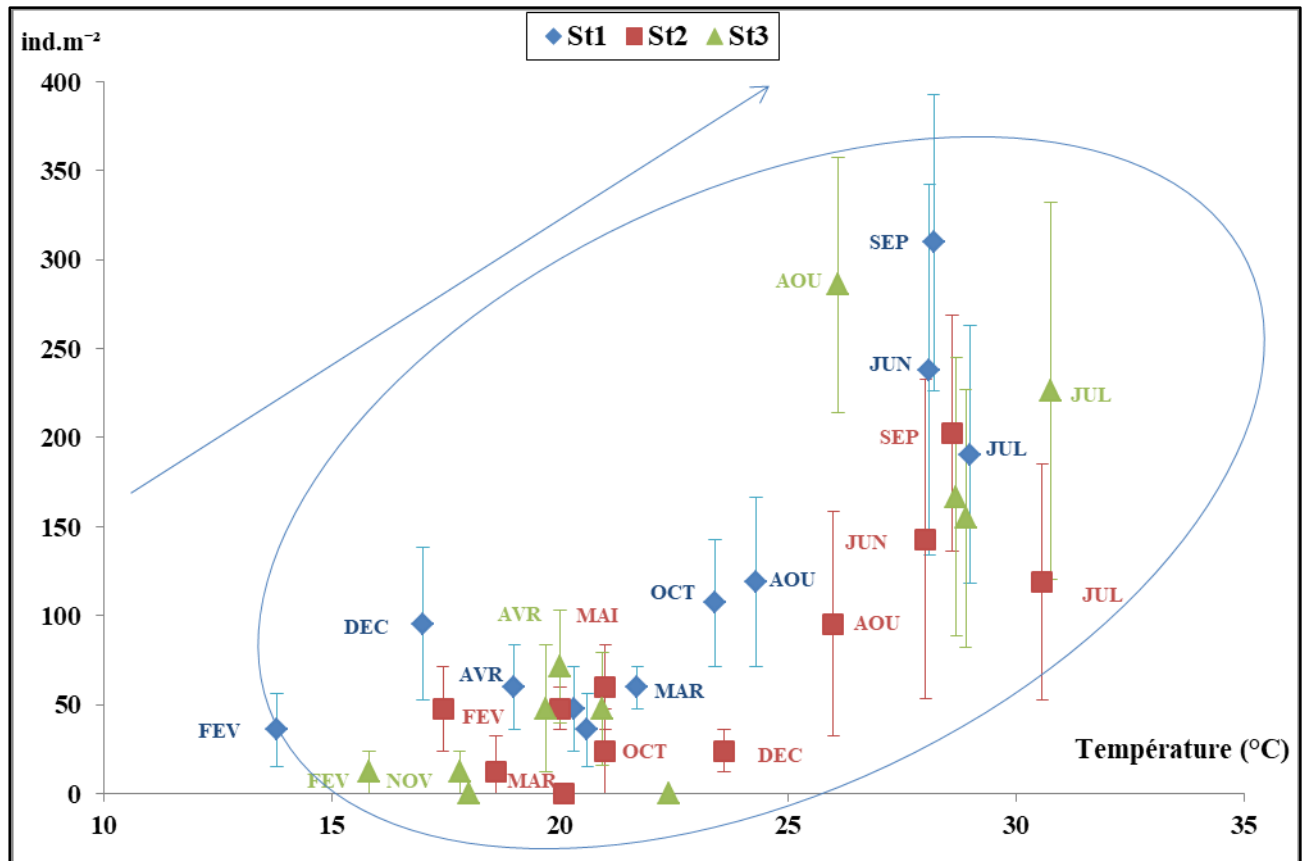


Figure 52. Trajectoire de la densité de *L. orbiculatus* (ind.m⁻²) en fonction de la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).

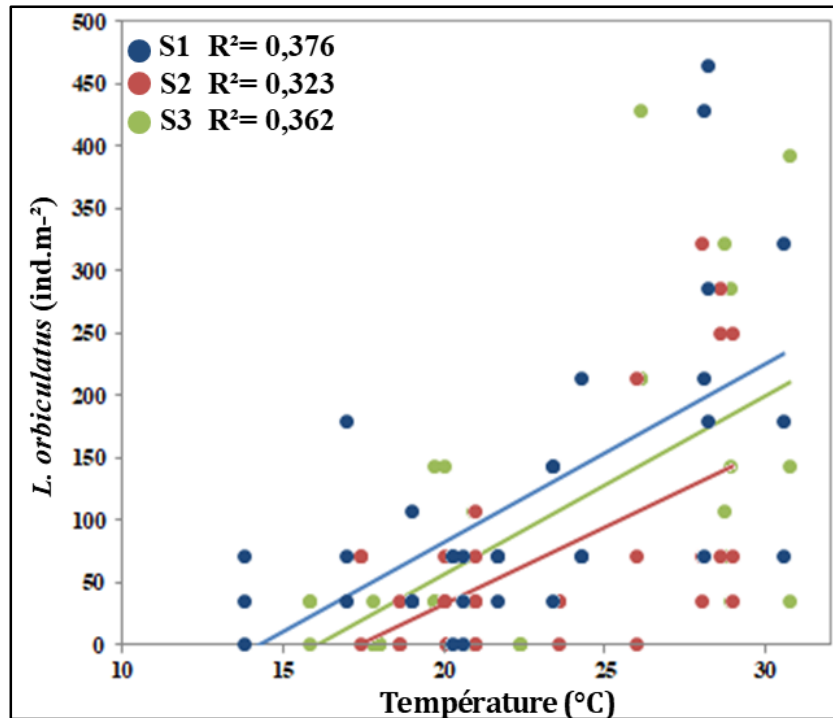


Figure 53. Régression linéaire entre la densité de *Loripes orbiculatus* (ind.m⁻²) et la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah.: station 1 ($r = 0,613$; $P < 0,000$; $y = -204,769 + 14,373 * x$); station 2 ($r = 0,568$; $P < 0,001$; $y = -216,637 + 12,459 * x$) ; station 3 ($r = 0,601$; $P < 0,000$; $y = -229,861 + 14,307 * x$)

➤ **Trajectoire de la densité d'*A. senhousia* en fonction de la température**

L'étude de variation spatio-temporelle de la densité d'*A. senhousia* en fonction de température met en évidence l'effet saisonnier sur son évolution. Plus spécifiquement, lors de l'étude menée à la lagune El Mellah, nous avons observé une augmentation de la densité d'*A. senhousia* en corrélation avec l'augmentation de la température pendant la période estivale. De plus, nous avons enregistré les densités maximales d'*A. senhousia* suivantes: $1619 \pm 623,8$ ind.m⁻² à la station 1, 1286 ± 251 ind.m⁻² à la station 2 et $1178 \pm 272,5$ ind.m⁻² à la station 3. Ces densités maximales ont été observées au cours du mois de juin, lorsque la température a dépassé les 28 °C, marquant ainsi son apparition pour la première fois dans la lagune El Mellah (Figure 54). Suite au mois de juillet, nous avons constaté une diminution de la température des eaux d'El Mellah, accompagnée d'un déclin de la densité d'*A. senhousia*. Ces résultats ont été prouvés par le test de Pearson qui a signalé une corrélation positive de $r = 0,701$ (station 1) $r = 0,727$ (station 2) et $r = 0,471$ (station 3) et significative ($P < 0,01$) entre la densité d'*A. senhousia* et la température (Figure 55).

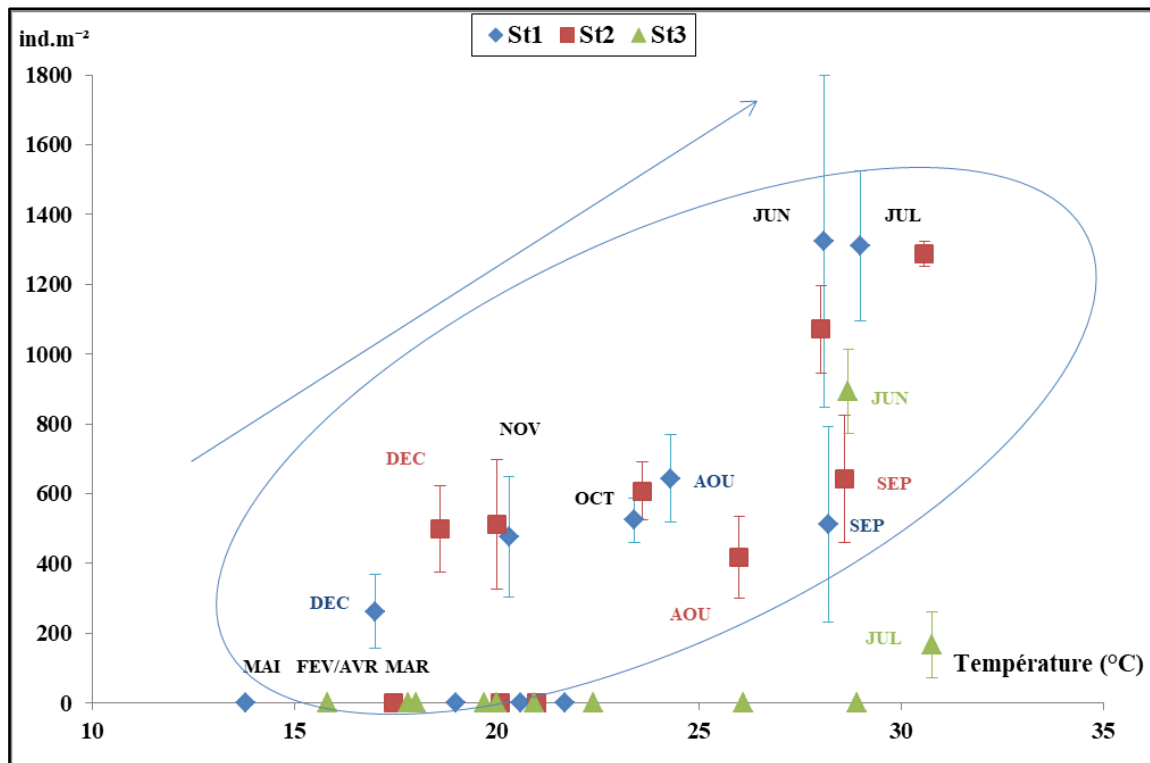


Figure 54. Trajectoire de la densité d'*A. senhousia* (ind.m⁻²) en fonction de la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).

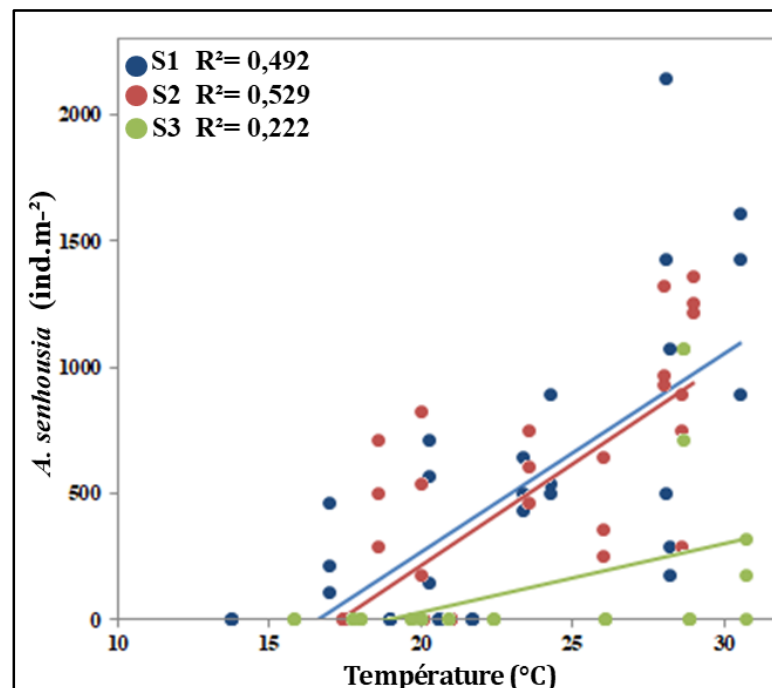


Figure 55. Régression linéaire entre la densité d'*A. senhousia* (ind.m⁻²) et la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah.: station 1 ($r = 0,701$; $P < 0,0001$; $y = -1302,657 + 78,599 * x$); station 2 ($r = 0,727$; $P < 0,0001$; $y = -1402,535 + 80,721 * x$); station 3 ($r = 0,471$; $P < 0,006$; $y = -508,866 + 26,962 * x$).

➤ Trajectoire de la densité d'*A. ovata* en fonction de la température

La figure 56 résume la variation spatio-temporelle de la densité d'*A. ovata* en fonction de température. Après avoir enregistré une augmentation significative de la température, dépassant les 28 °C, nous avons observé l'apparition d'*A. ovata* dans les trois stations étudiées au mois de juin. La densité maximale de la densité d'*A. ovata* de $119,04 \pm 66,28$ ind.m⁻² a été enregistré dans la station près de chenal (station 3) durant le mois d'aout où la température atteint 26,1 °C (Figure 56). Néanmoins, le test de Pearson a montré une corrélation positive entre la densité d'*A. ovata* et la température ($r= 0,474$) et significative ($P < 0,01$) uniquement au niveau de la station 2, ceci indique un effet de saison sur sa densité à l'échelle de cette zone (Figure 57).

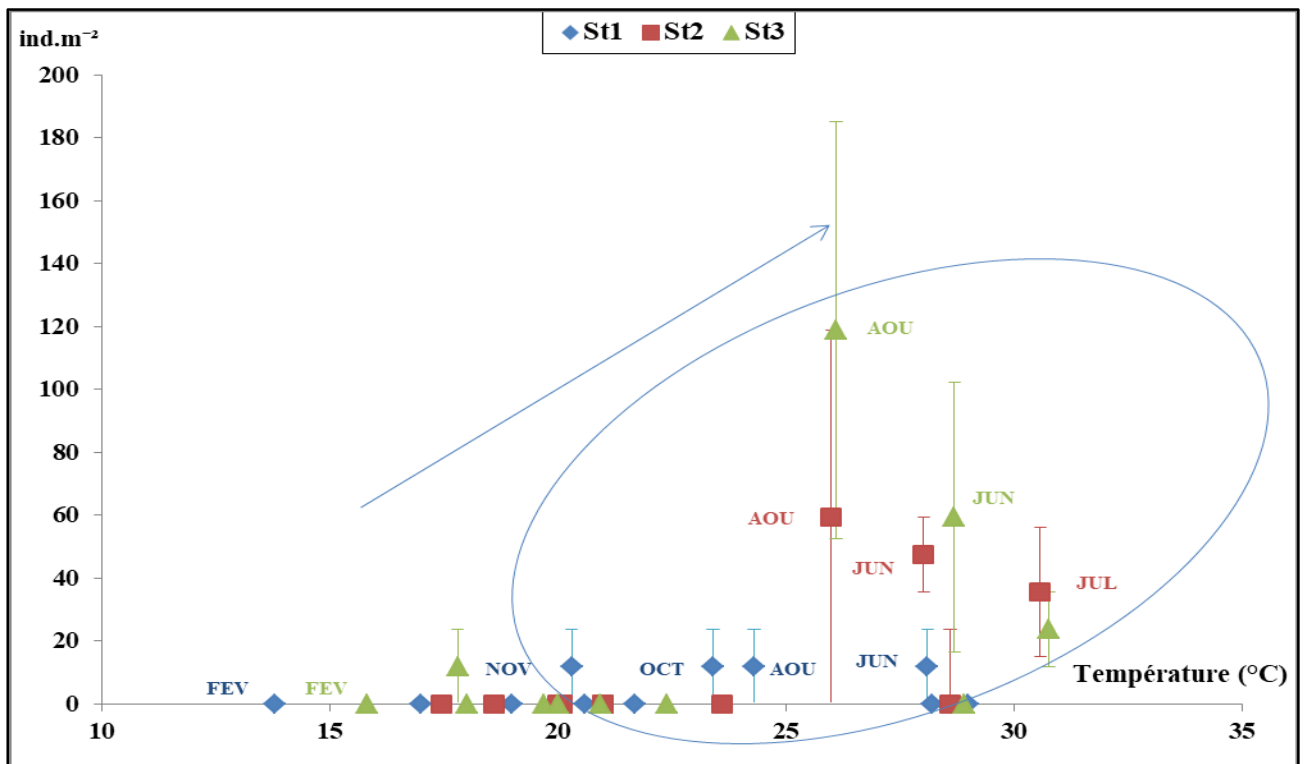


Figure 56. Trajectoire de la densité d'*A. ovata* (ind.m⁻²) en fonction de la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).

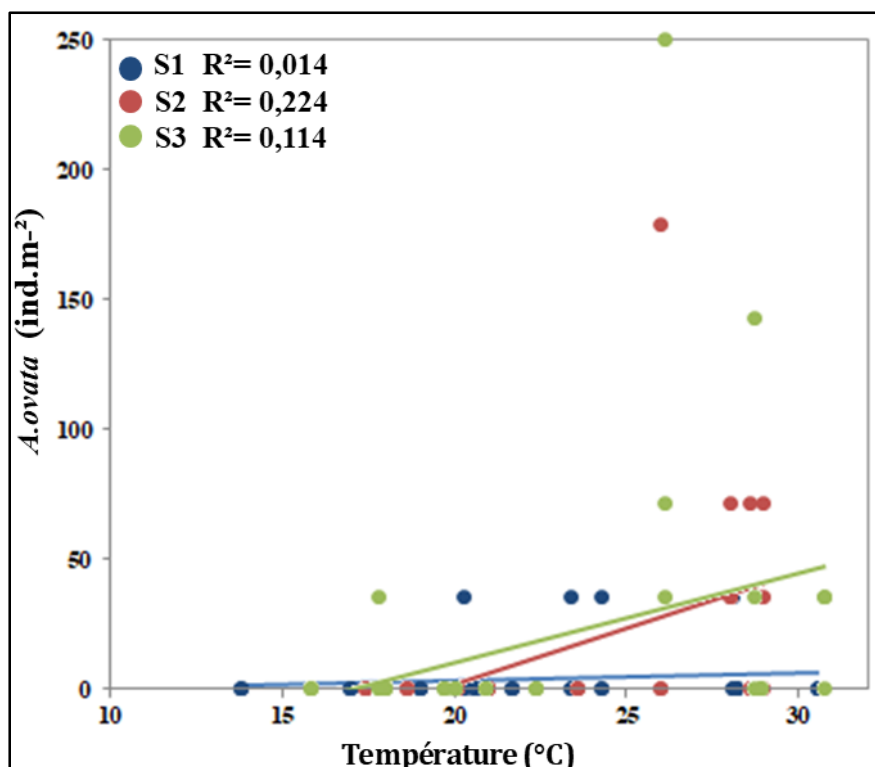


Figure 57. Régression linéaire entre la densité d'*A. ovata* (ind.m⁻²) et la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah.: station 1($r = 0,120$; $P < 0,505$; $y = -2,128 + 0,287 * x$) ; station 2($r = 0,474$; $P < 0,005$; $y = -83,380 + 4,277 * x$) ; station 3 ($r = 0,338$; $P < 0,054$; $y = -58,324 + 3,435 * x$)

➤ Trajectoire de la densité de *C. glaucum* en fonction de la salinité

La variation spatio-temporelle de la densité de *C. glaucum* en fonction de salinité est résumée dans La figure 58. Nous avons remarqué que la densité de *C. glaucum* diminue quand la salinité augmente durant la période estivale. Au niveau de 3 stations étudiées, les densités maximales de *C. glaucum* de $59,52 \pm 31,50$ ind.m⁻² (station 1); $71,42 \pm 41,24$ ind.m⁻² (station 2) et $71,42 \pm 20,62$ ind.m⁻² (station 3) ont été enregistrée durant le mois février où la salinité est moins de 20 PSU. Nous avons signalé une disparition complète de *C. glaucum* dans les stations loin du chenal (station 1 et station 2) durant le mois durant la période s'étale d'aout 2019 à décembre 2019 où la salinité dépasse 20 PSU (Figure 58). Toutefois, le test de Pearson montre une corrélation négative ($r = - 0,516$ et significative ($P < 0,01$) seulement au Sud de la lagune (station 1) entre la densité de *C. glaucum* et la salinité (Figure 59).

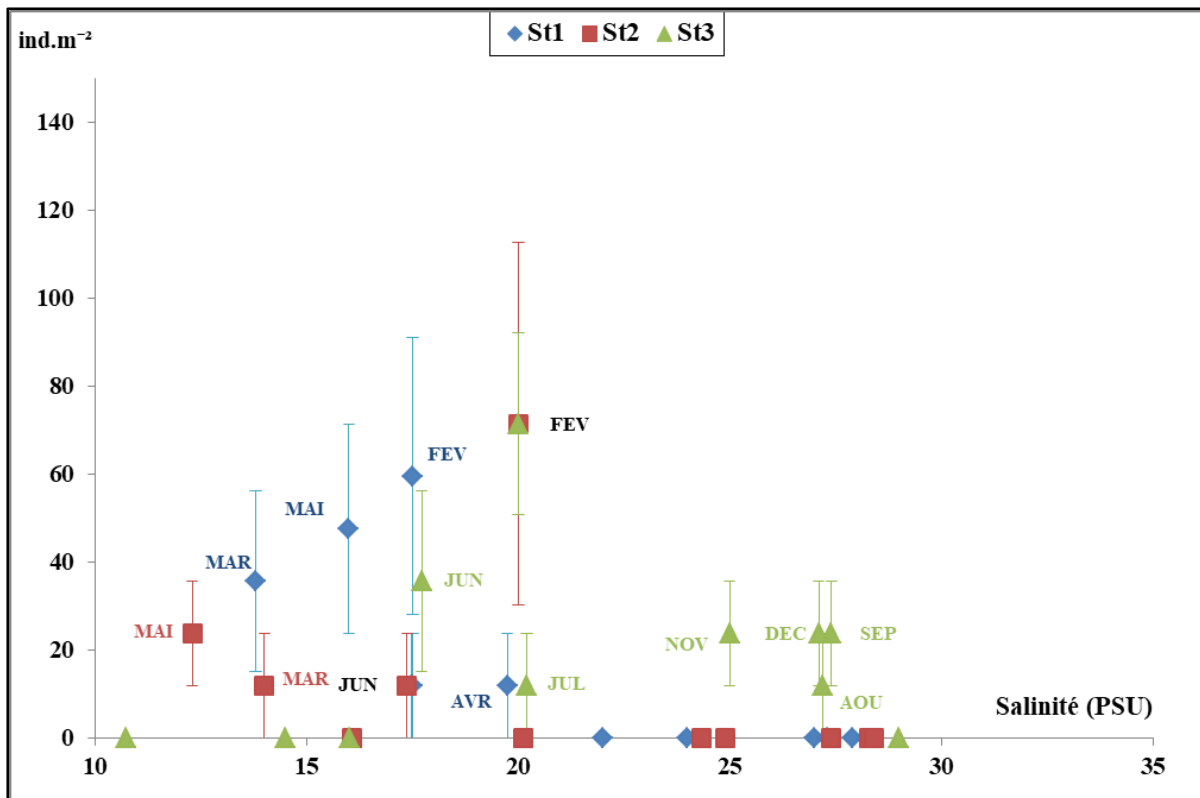


Figure 58. Trajectoire de la densité de *C. glaucum* (ind.m⁻²) en fonction de la salinité (PSU) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).

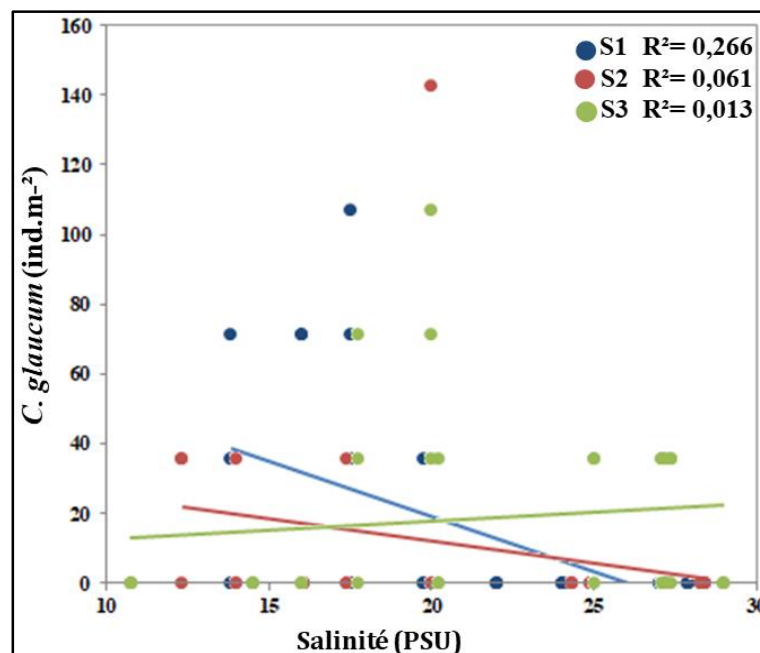


Figure 59. Régression linéaire entre la densité de *C. glaucum* (ind.m⁻²) et la salinité (PSU) durant 2019 à la lagune El Mellah.: station 1 ($r = -0,516$; $P < 0,002$; $y = 82,699 - 3,178 * x$) ; station 2 ($r = -0,247$; $P < 0,166$; $y = 37,632 - 1,264 * x$) ; station 3 ($r = 0,115$; $P < 0,524$; $y = 7,309 + 0,519 * x$).

4.4.2. Trajectoire de la biomasse des angiospermes en fonction des caractéristiques physico-chimiques

La croissance et la distribution des angiospermes dans les écosystèmes côtiers sont influencées par à la fois des facteurs biotiques (tel que: le pâturage, la compétition.....etc) et les facteurs abiotiques tels que température et salinité (Steinhardt et Selig, 2011; Hurd et al., 2014; Le Fur et al., 2018).

➤ Trajectoire de la biomasse de *Z. noltei* en fonction de la température

La distribution des herbiers est influencée par divers facteurs, parmi lesquels la température joue un rôle essentiel. En effet, la température a un impact significatif sur la photosynthèse et la croissance des herbiers (Bulthuis, 1987; Duarte et al., 2018). L'évolution spatio-temporelle de la biomasse épigée et hypogée de *Zostera noltei* en fonction de la température est résumée dans la figure 60. Nous avons observé que la biomasse épigée et hypogée de *Zostera noltei* augmente durant la période estivale où la température atteint ses valeurs maximales ($> 28\text{ °C}$), ceci montre qu'il y'a un effet saison sur l'évolution de biomasse. Les plus faibles de biomasse épigée et hypogée de *Zostera noltei* sont observé lorsque la température est moins de 21 °C dans la lagune et ceux pendant les moins de (décembre, février, mars, avril et mai). La biomasse épigée maximale de *Zostera noltei* de $304,16 \pm 131,98\text{ g DW.m}^{-2}$ (juin) et biomasse maximale hypogée de $710,71 \pm 127,86\text{ g DW.m}^{-2}$ (septembre) ont été enregistrées au niveau au Sud de la lagune (station 1) où le tapis herbacée dominées par *Zostera noltei*. Les résultats ont été confirmés par le test de corrélation de Pearson, révélant une corrélation positive et significative ($P < 0,001$) entre la biomasse épigée ($r = 0,522$; $r = 0,584$) et hypogée ($r = 0,548$; $r = 0,616$) de *Zostera noltei* et la température qu'aux niveaux des stations loin de chenal et dominé par *Zostera noltei*, et aucune corrélation au Nord de la lagune (station 3) où *Ruppia maritima* domine la communauté des herbiers (Figure 61).

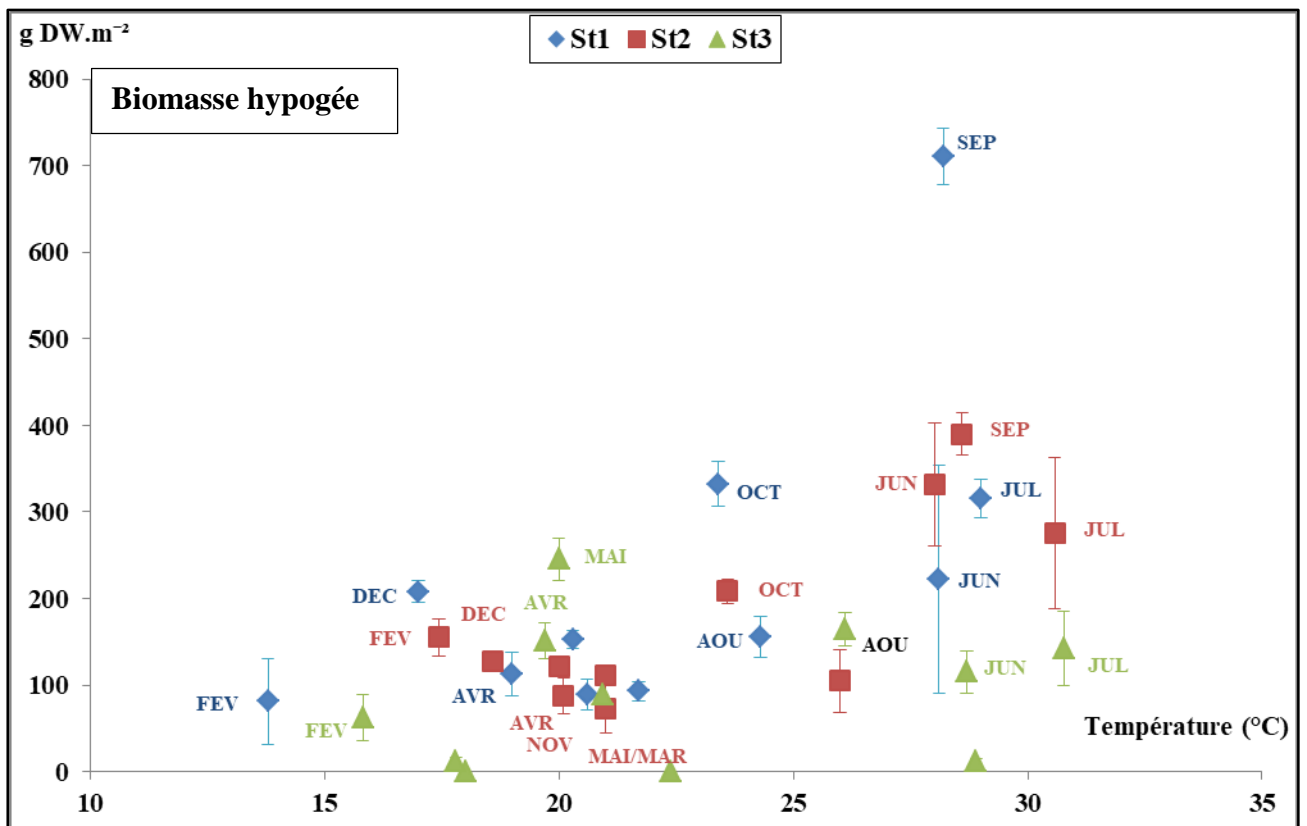
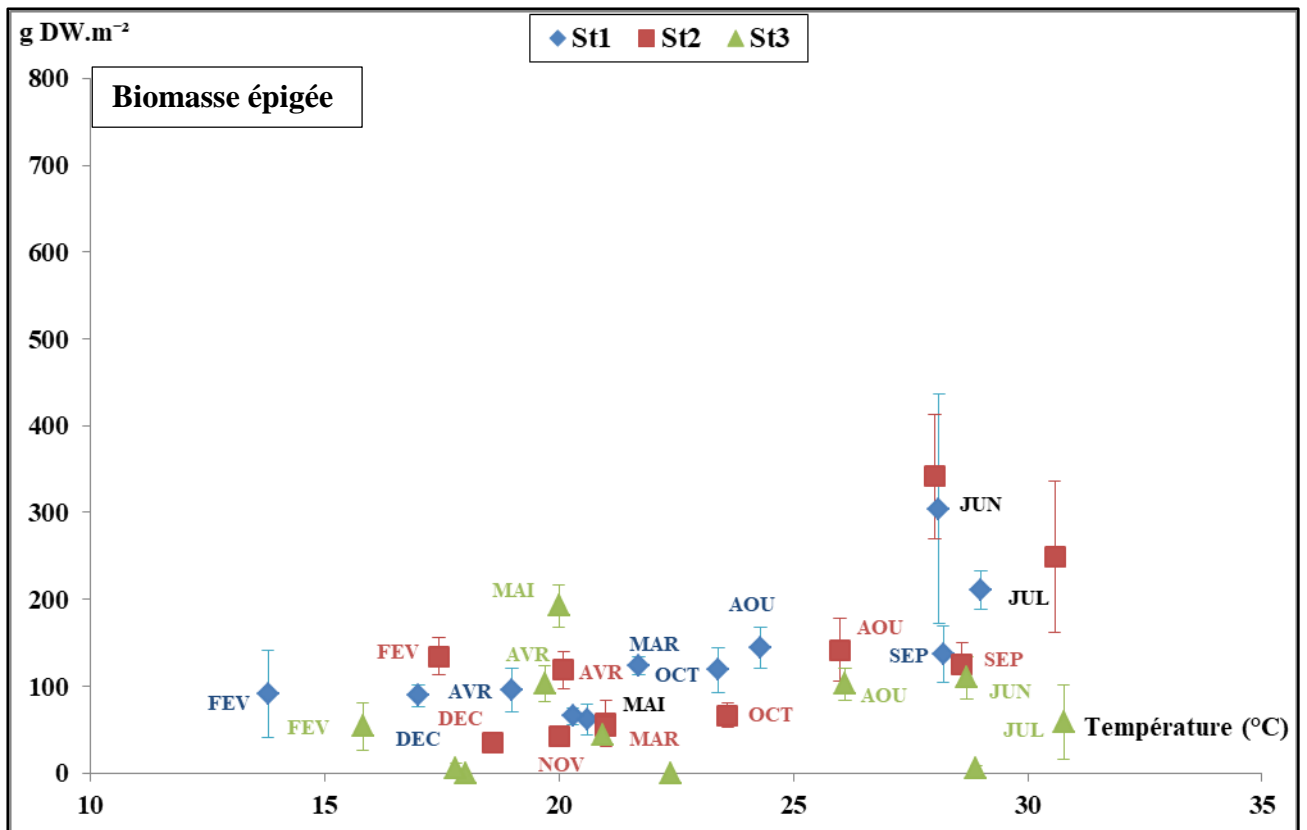


Figure 60. Trajectoire de la biomasse épigée et hypogée de *Zostera noltei* (g DW.m⁻²) en fonction de la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).

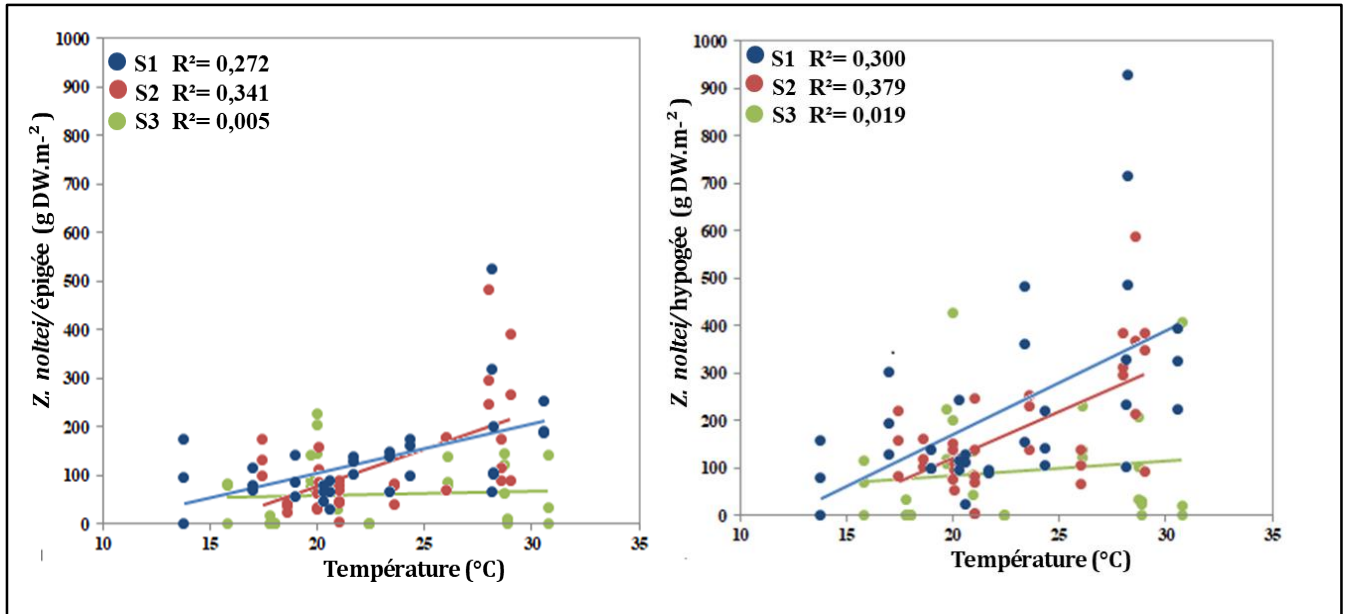


Figure 61. Régression linéaire entre la biomasse épigée et hypogée de *Zostera noltei* (g DW.m⁻²) et la température (°C) durant 2019 à la lagune El Mellah. **Biomasse épigée :** station 1 ($r = 0,522$; $P < 0,002$; $y = -96,438 + 10,129*x$); station 2 ($r = 0,584$; $P < 0,000$; $y = -231,247 + 15,427*x$); station 3 ($r = 0,074$; $P < 0,682$; $y = 39,083 + 0,982*x$). **Biomasse hypogée :** station 1 ($r = 0,548$; $P < 0,001$; $y = -268,105 + 21,948*x$); station 2 ($r = 0,616$; $P < 0,000$; $y = -269,158 + 19,517*x$); station 3 ($r = 0,137$; $P < 0,446$; $y = 21,243 + 3,079*x$).

➤ **Trajectoire de la biomasse de *R. maritima* en fonction de la salinité**

La distribution et l'abondance des angiospermes sont liées à la gamme de salinité (Schubert et al., 2011; Antunes et al., 2012; Le Fur et al., 2018). L'évolution spatio-temporelle de la biomasse épigée et hypogée de *Ruppia maritima* en fonction de la salinité est résumée dans la figure 62. Nous avons signalé que la biomasse épigée et hypogée de *Ruppia maritima* augmente durant la période où la salinité atteint ses valeurs maximales (> 27 PSU) au Nord de la lagune (station 3) où *Ruppia maritima* domine la communauté des angiospermes. Les plus faibles de biomasse épigée et hypogée de *Ruppia maritima* sont observés lorsque la salinité est moins de 20 PSU dans la lagune et ceux pendant les mois de février, mars, avril et mai). La biomasse maximale épigée de $786,19 \pm 58,06$ g DW.m⁻² et hypogée de $510,23 \pm 62,05$ g DW.m⁻² ont été enregistrées durant le mois de septembre (station 3) quand la salinité atteint 27 PSU (Figure 62). Ces résultats ont été affirmés par le test de Pearson qui montre une corrélation positive et significative ($P < 0,001$) entre la biomasse épigée ($r = 0,659$) et hypogée ($r = 0,613$) de *Ruppia maritima* et la salinité qu'au niveau de station près de chenal et dominé par *Ruppia*

maritima, et aucune corrélation sur les stations loin de chenal (station 1 et 2) où *Zostera noltei* domine le tapis herbacés (Figure 63).

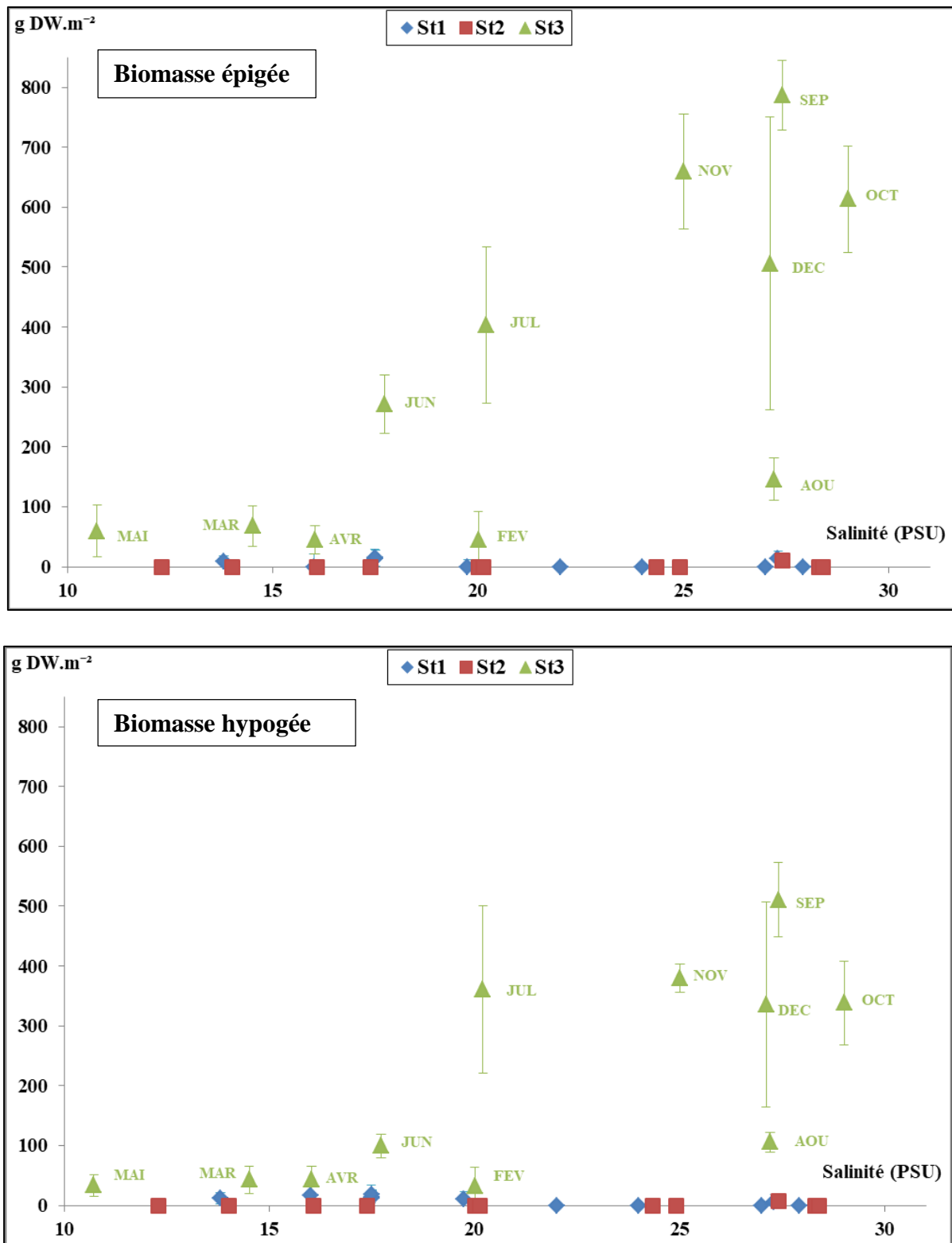


Figure 62. Trajectoire de la biomasse épigée et hypogée de *Ruppia maritima* (g DW.m⁻²) en fonction de la salinité (PSU) durant 2019 à la lagune El Mellah (moyenne ± SEM).

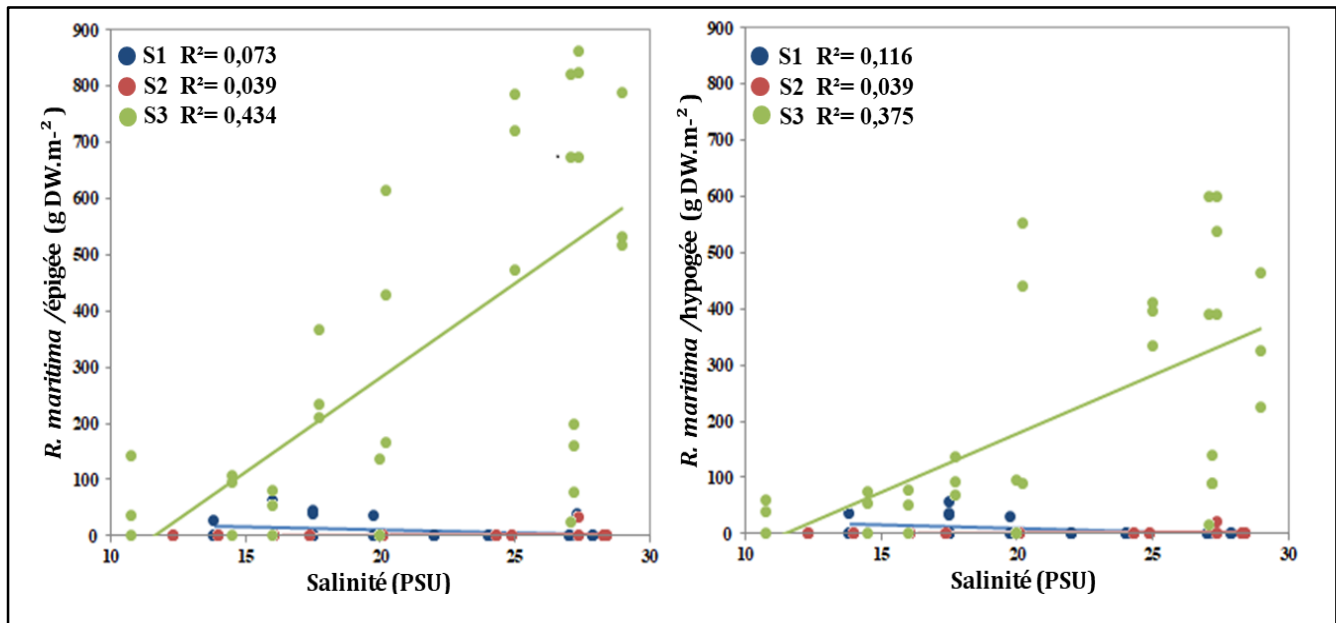


Figure 63. Régression linéaire entre la biomasse épigée et hypogée de *Ruppia maritima* (g DW.m⁻²) et la salinité (PSU) durant 2019 à la lagune El Mellah. **Biomasse épigée:** station 1 (r = 0,269; P < 0,130; y = 29,936 -1,004*x); station 2 (r = 0,198; P < 0,271; y = -3,287+ 0,202 * x); station 3 (r = 0,659; P < 0,0001; y = -388,952 + 33,561 * x) .**Biomasse hypogée:** station 1 (r = 0,341; P < 0,052; y = 32,604 -1,174 * x) ; station 2(r= 0,198; P < 0,271; y = -2,227 + 0,137) ; station 3 (r = 0,613; P < 0,000; y = -236,808 + 20,802 * x).

DISCUSSION

5. Discussion

Au cours des dernières décennies, les écosystèmes côtiers, en particulier les herbiers marins, connaissent une diminution alarmante de leur état à l'échelle mondiale, ce qui se traduit par une perte significative de biodiversité (Waycott et al., 2009; Van Der Heide et al., 2012). En raison de leur sensibilité et de leur rôle écologique majeur, les herbiers marins sont fréquemment utilisés comme indicateurs biologiques de la santé des écosystèmes. (Montefalcone, 2009 ; Do, 2012). Au sein de l'unique lagune en Algérie « El Mellah », les études antérieures concernant la composition détaillée des populations des herbiers sont insuffisantes. Pour ces raisons, notre étude s'est focalisée sur l'évaluation de l'état environnemental de la lagune d'El Mellah en analysant la relation entre les angiospermes, leurs bivalves associés et les conditions environnementales.

La dynamique des macroorganismes benthiques tels que les macrophytes, les macrofaunes et les macro-algues est conditionnée par les facteurs abiotiques tels que la température, la salinité, le pH et l'oxygène dissous. Chaque paramètre exerce une influence variable d'un organisme à un autre (Velez et Epifanio, 1981; Short et Neckles, 1999). Dans le cas des macrophytes, la croissance et la répartition spatio-temporelle sont directement affectées par la température et la salinité (Steinhardt et Selig, 2011; Hurd et al., 2014; Le Fur et al., 2018). En revanche, chez les bivalves, la température joue un rôle majeur dans la régulation et la reproduction (Velez et Epifanio, 1981). Les investigations des caractéristiques physico-chimiques de la lagune El Mellah ont révélé une variabilité à la fois dans le temps et dans l'espace (Figure 15, 16, 17, 18).

La température des eaux d'El Mellah, tout comme celle de nombreux écosystèmes lagunaires côtiers méditerranéens, est fortement influencée par les variations météorologiques en raison de sa faible profondeur. La lagune El Mellah se trouve sous un climat méditerranéen, caractérisé par des étés chauds et secs et des hivers doux à froids. Elle présente un important écart thermique annuel, variant de 13 °C (en 1982) à 30,50 °C (en 2010) (Tableau 11. Annexe). Cette fluctuation saisonnière Mellah peut augmenter sa vulnérabilité face au changement global. (Draredja, 2007; Anthony et al., 2009; De Wit, 2011; Le Fur, 2018). Ce phénomène est également observé dans la plupart des lagunes méditerranéennes (Tableau 11. Annexe). L'écosystème peu profond de la lagune El Mellah se caractérise par une homogénéité thermique, un phénomène qui a été observé dans ses eaux depuis 1979 par Bakalem et Romano (1979), Guelorget et al. (1989), Draredja (1992 et 2007), Melouah (2013), et qui a été confirmé au cours de notre étude en 2019. Cette caractéristique est également présente dans plusieurs autres

lagunes méditerranéennes peu profondes, telles que l'étang de Citis en France (Baudin, 1980) et la lagune d'Orbetello en Italie (Lenzi et al., 2003; Melouah, 2013). Au cours de notre étude, la température dans la lagune El Mellah a montré une variation comprise entre 15,68 °C et 30,11 °C pour l'ensemble des stations étudiées (Figure 19), avec un écart thermique annuel de 14,43 °C, ce qui témoigne d'une forte saisonnalité typiquement méditerranéenne. Ces amplitudes thermiques peuvent avoir un impact sur la biologie de la lagune en entraînant une sélection des espèces. selon Lee et al., (2005), les températures optimales pour la croissance des macrophytes subtropicaux se situent entre 23 °C et 32 °C. Dans le cas d'El Mellah, on observe une biomasse maximale des angiospermes et une densité maximale des bivalves associés lorsque les températures se situent entre 25 °C (en juin) et 30 °C (en septembre) ; Ces résultats indiquent que les angiospermes et des bivalves associés présentent une certaine tolérance thermique, contrairement à d'autres communautés telles que les peuplements phytoplanctoniques et zooplanctoniques hivernaux, qui ont tendance à disparaître en été en raison d'une forte variation thermique (Lam-Hoai et Rougier, 2001 ; Bernardi et al., 2004 ; Draredja, 2005 ; Benmarce, 2012 ; Melouah, 2013).

La salinité est parmi les facteurs primordiale qui conditionne le dynamique et la distribution spatio-temporelle des macroorganismes benthique tel que les macrophytes et les macrofaunes benthique (Short et Neckles, 1999 ; Le Fur, 2018). La salinité d'El Mellah est comme la salinité de toutes les lagunes côtières, elle est influencée par les apports marins, d'eau douce du bassin versant ainsi que l'évaporation. Nos résultats montrent que les variations saisonnières présentent de fortes fluctuations (Tableau 12. Annexe) avec une amplitude de 14,77 PSU, allaient de la mésohaline ($13 \pm 2,71$ PSU) en mai à polyhaline ($28,43 \pm 0,55$ PSU) en octobre durant 2019 (Figure 16). Les résultats obtenus dans notre étude sont similaires à ceux rapportés précédemment par Refes (1994), Grimes (1994) et Melouah (2013) qui ont également travaillé sur cet écosystème. Cependant, nos valeurs sont légèrement inférieures à celles rapportées par Draredja (2007) au cours de l'année 1998. Nous avons observé une faible variabilité spatiale de la salinité dans la lagune El Mellah, attribuée à l'effet de la durée des marées, comme mentionné par Draredja (2007). La gamme de salinité d'El Mellah diffère de celle de la plupart des lagunes méditerranéennes (Melouah, 2013). L'amplitude de variation de salinité dans El Mellah est inférieure à celui de Lagune de Pialassa Baiona; Lagune d'Alimini Grande en Italie (Ponti et al., 2008) et Estuaire de Gironde en France (Pasquaud, 2006), en revanche il est plus large à celui de l'Etang de Thau en France (Derolez et al., 2020), Lagune de Nador en Maroc (Louzzi et al., 2007), Lagune de Le Cesine et de Venise en Italie (Solidoro

et *al.*, 2004). De plus, Dans la Lagune de Bizerte en Tunisie (Boufahja et *al.*, 2006); Lagune de Nador en Maroc (Louzzi et *al.*, 2007); l'Étang de Thau en France (Derolez et *al.*, 2020); Lagune de Karavasta en Albanie (Ponti et *al.* (2008); Lagune de Papas en Grèce (Reizopoulou et Nicolaidou, 2004) les eaux sont beaucoup plus salées que les eaux de la lagune El Mellah (Tableau 12. Annexe). Cette différence est principalement due à la nature du chenal qui relie la lagune à la mer. Ce chenal est sinueux et étroit, ce qui entraîne un colmatage rapide et limite considérablement les échanges d'eau entre la lagune et la côte adjacente (Draredja, 2007 ; Benmarce, 2012). La salinité des écosystèmes lagunaires est influencée par l'évaporation, la pluviométrie et les apports marins et d'eau douce provenant du bassin versant (Short et Neckles, 1999 ; Le Fur, 2018). Au cours de notre étude, nous n'avons observé aucune corrélation entre la salinité et la température, ni entre la salinité et les précipitations (Figure 23 et 25). Cependant, nous avons constaté une augmentation significative de la salinité pendant la période sèche, qui s'étend de juin à août, avec une amplitude de 10 PSU (précipitations comprises entre 3 et 47 mm) (Figure 24).

Dans les environnements aquatiques et lagunaires, de nombreux processus physiques, chimiques et biologiques interviennent pour contrôler la solubilité et la biodisponibilité de l'oxygène dissous. Parmi ces processus, on retrouve la salinité, la température, la pression, les courants, les remontées d'eau froide, la dissolution directe de l'oxygène atmosphérique, la photosynthèse des végétaux, l'apport d'eau de mer saturée en oxygène, la consommation respiratoire de la faune et de la flore, ainsi que la dégradation des matières organiques. Tous ces facteurs contribuent à la solubilité et la biodisponibilité de l'oxygène dissous dans ces milieux (Sacchi et Testard, 1971 ; Davis, 1975 ; Draredja, 2007 ; Hadjadji, 2015). Au niveau d'El Mellah, les fortes teneurs en oxygène dissous sont enregistrées durant la période hivernale ($9,69 \pm 0,84 \text{ mg.L}^{-1}$ en mars) et les faibles teneurs durant la période estivale ($3,9 \pm 0,51 \text{ mg.L}^{-1}$ en juillet) (Figure 19), Ces fluctuations sont principalement attribuables aux conditions climatiques. Cependant, nous avons observé une amplitude élevée de $5,7 \text{ mg.L}^{-1}$ par rapport aux études précédentes menées sur le même écosystème par Guelorget et *al.*, (1989); Draredja (2007) et Draredja et *al.*, (2019). Comparativement à d'autres lagunes côtières méditerranéennes, notre écosystème présente des variations moins importantes de la concentration en oxygène dissous. Par exemple, dans l'étang de Thau, l'étude de Laugier et *al.* (1999) a révélé un écart de variation de $12,9 \text{ mg.L}^{-1}$, tandis que dans les eaux de la Lagune de Di Sacca Goro, les fluctuations varient entre 1,7 et $14,5 \text{ mg.L}^{-1}$ avec une amplitude de $12,8 \text{ mg.L}^{-1}$ (Mistri et *al.*, 2001) (Tableau 13. Annexe). Ces variations sont vraisemblablement liées

aux conditions climatiques locales ainsi qu'aux activités biologiques propres à ces écosystèmes (Draredja, 2007). La solubilité de l'oxygène dans l'eau est inversement corrélée à la température et à la salinité (Barthelemy et Goubier, 1991 ; Hadjadji, 2015). Dans la lagune El Mellah, nous avons observé des valeurs faibles d'oxygène dissous pendant l'été, ce qui est clairement attribuable à l'augmentation significative de la salinité et de la température (Figure 26 et 28). En revanche, pendant l'hiver, lorsque la température diminue, nous avons enregistré des valeurs élevées d'oxygène dissous (Figure 26). En effet, l'analyse de Pearson a révélé une corrélation négative entre la concentration d'oxygène dissous et la salinité au Sud d'El Mellah (Figure 27), ainsi qu'une forte corrélation négative entre la concentration d'oxygène dissous et la température dans toutes les stations étudiées (Figure 29).

Le pH des eaux de la lagune El Mellah présente une légère alcalinité, ce qui est courant dans la plupart des lagunes méditerranéennes, et nous avons observé une faible variabilité spatiale parmi les stations étudiées (Figure 17). Les mesures de pH que nous avons obtenues lors de notre étude dans les eaux d'El Mellah sont similaires à celles rapportées par Semroud (1983) et Draredja (2019), qui ont également travaillé sur cet écosystème (Tableau 14. Annexe).

Les herbiers marins comptent parmi les écosystèmes qui fournissent la plus grande valeur en termes d'importance écologique et services écosystémiques (Orth et al., 2006 ; Le Fur et al., 2018). Selon Costanza et al., (1997), la valeur économique d'un hectare d'herbier d'angiospermes marines s'élève à 19 004 \$ par an. Cette estimation place cet habitat parmi les plus chers de la planète en termes de services et de biens (Bargain, 2012). La communauté des angiospermes marine étudiée à El Mellah était principalement appartenant des familles Zosteraceae et Ruppiaceae, Il s'agit de *Zostera noltei* (Hornemann, 1832), *Ruppia maritima* (Linnaeus, 1753) et *Ruppia cirrhosa* ((Petagna) Grande, 1918). Les herbiers marins sont habituellement utilisés comme indicateurs biologiques de la santé des écosystèmes (Montefalcone, 2009; Do, 2012). Dans les littératures, il n'y a pas assez d'études qui permettent une vision assez détaillée de la composition des populations de macrophytes d'El Mellah notamment les angiospermes marines.

Diverses études menées à l'échelle mondiale ont observé des changements dans la distribution et l'abondance des herbiers marins (Young et Kirkman, 1975 ; Adams et al., 1992 ; Quammen et Onuf, 1993 ; Short et Neckles, 1999). Notre étude a relevé une présence de *Zostera noltei* dans toutes les stations investiguées avec une dominance totale sur les stations loin de chenal, en revanche, une présence dominante de *Ruppia maritima* qu'au Nord de la lagune. Ces résultats indiquent le changement considérable de distribution de tapis herbacés en

comparant avec les études de Guelorget, (1989) qui a signalé la dominance de *Zostera noltei* les zones prés chenal au Nord de la lagune et la colonisation de *Ruppia maritima* les stations méridionales les plus éloigner de la communication avec la mer adjacente ; et également avec l'étude de Draredja, (2007) qui a indiqué que l'angiosperme *Ruppia sp.* envahissent les rives jusqu'à une profondeur de 1,50 m notamment sur l'Est, Sud et Ouest de la lagune. Dans les lagunes méditerranéennes, la distribution des macrophytes benthiques est principalement structurée par deux facteurs clés : la salinité et les niveaux de nutriments (état trophique) présents dans la colonne d'eau (Le Fur, 2018), en effet, nous avons signalé un changement significatif de distribution des herbiers à El Mellah comparant avec les études de Guelorget et al., (1989) est probablement lié à la fluctuation de salinité (Tableau 11. Annexe) durant les derniers décennies. D'un autre côté, *Ruppia* et *Zostera* démontrent une remarquable tolérance à la salinité et sont parfaitement adaptés aux variations soudaines (Kantrud, 1991 ; Greve et Binzer, 2004).

Ruppia cirrhosa avec la présence de plusieurs invertébrés, notamment les annélides dans les sédiments à El Mellah, peut offrir une importante ressource de nourriture pour les canards plongeurs, qui exploitent largement (d'Avack et al., 2015). Durant notre étude, nous avons observé la présence de *Ruppia cirrhosa* dans les eaux d'EL Mellah dans des profondeurs supérieures à un mètre, probablement être attribuée à sa morphologie, notamment sa longueur pouvant atteindre jusqu'à 100 cm (Tison et al., 2014).

Les angiospermes marines colonisent la quasi-totalité des milieux intertidaux et subtidaux littoraux du globe (Short, 2003), ils présentent généralement une biomasse élevée dans le milieu qu'elles colonisent (Auby, 1991). À El Mellah la biomasse de cette communauté peut atteindre jusqu'à $1313,32 \pm 132,73$ g DW.m⁻² durant août (Figure 32). Nos résultats sont assez similaire à ceux rapporté par Falace et al., (2009) dans la lagune de Marano-Grado (Italie), où une biomasse maximale de 900 g DW.m⁻² des herbiers a été signalée.

Les taux de croissance des herbiers marins sont soumis à des variations saisonnières clairement définies. Ils affichent une croissance croissante au printemps et en été, tandis qu'ils diminuent pendant les saisons d'automne et d'hiver (Orth et Moore, 1986; Vermaat et al., 1987; Macauley et al., 1988 ; Dunton, 1990; Lee et Dunton, 1996 ; Lee et al., 2007). Nous avons noté une augmentation de biomasse des herbiers d'El Mellah durant la période périnatale et estivale avec un pic durant le mois de septembre ($865,94 \pm 179,35$ g DW.m⁻² ; $515,59 \pm 152,64$ g DW.m⁻² ; $1313,32 \pm 132,73$ g DW.m⁻² respectivement pour les stations 1, 2 et 3) (Figure 32), ces résultat sont due certainement aux lumières et température ; qui sont les deux plus importantes

facteurs de contrôle de la photosynthèse des herbiers. Cependant, la température agissant directement sur les processus physiologiques (accélération des réactions biochimiques avec la température), l'effet de la lumière dépend non seulement des capacités photosynthétiques mais aussi de la morphologie de l'herbier (Zieman et Wetzel, 1980; Dennison et Alberte, 1982 ; Evans et al., 1986; Bulthuis, 1987; Pérez et Romero, 1992 ; Plus et al., 2013). De plus, une régression notable de biomasse des herbiers à la lagune d'El Mellah durant le mois aout est probablement due aux d'épiphytes observé sur les surfaces foliaires des feuilles, selon Short *et al.*, (2001) la présence fréquente d'épiphytes sur les surfaces foliaires des feuilles réduit la transmission de la lumière jusqu'aux chloroplastes des cellules de l'épiderme, où se déroule la photosynthèse (Bargain, 2012).

Les herbiers marins sains de *Zostera noltie* ont été identifiés comme ayant un effet stabilisateur dans les baies côtières peu profondes (De Wit et al., 2001 ; Santos et al., 2004 ; Delgard et al., 2013). Au Sud de la lagune qui est sous les influences continentale (oued el-Mellah et oued El R'Kibet), nous avons enregistré une dominance totale de *Zostera noltei* ; nous avons noté également une variation saisonnière de la biomasse de celle-ci, soit pour la biomasse épigée ou la biomasse hypogée (Figure 33). À El Mellah, *Zostera noltei* présente une biomasse significative (jusqu'à 846 g DW.m⁻² au Sud de la lagune) par rapport à celle observée par Laugier et al., (1999) à l'étang de Thau (maximum de 215 à 226 g DW.m⁻²). Les pousses de *Zostera noltei* ont des longueurs minimales au début du printemps, et atteignent leurs longueurs maximales en fin d'été (Auby, 1991 ; Ganthu, 2011) ; durant l'hiver les feuille de *Z. noltei* sont perdues ou enlevées par le broutage ou l'action des vagues (Nacken et Reise, 2000 ; d'Avack et al., 2015). En effet à EL Mellah une biomasse épigée maximale de 304,16 ± 131,98 g DW.m⁻² (station 1) et de 341,76 ± 71,40 g DW.m⁻² (station 2) en juin (Figure 33). En comparaison avec d'autres études menées sur les lagunes méditerranéennes, la biomasse épigée à El Mellah est plus abondante ; une valeur maximale de biomasse épigée de 92 g DW.m⁻² a été enregistrée par Pergent-Martini et al., (2005) en juillet 1998 à Étang d'Urbino ; et une biomasse maximum épigée de 173,8 g DW.m⁻² à été signalé par Plus et al., (2001) en 1998 à l'étang de Thau.

Selon l'étude d'Auby, (1991) au Bassin d'Arcachon le développement des rhizomes de *Zostera noltei*, comme celui des feuilles, est très ralenti au début de l'hiver. La biomasse hypogée à El Mellah, s'accroît progressivement à partir du mois de mai et atteint son maximum au mois de septembre avec une biomasse hypogée maximale de 710,71 ± 127,86 g DW.m⁻² a été enregistré au Sud de la lagune (Figure 33). Nos résultats sont significativement plus élevés

que ceux rapportés dans les lagunes méditerranéennes par PEREZ et CAMP, (1986) au delta de l'Ebre où la biomasse hypogée maximale de 370 g DW.m⁻² a été signalé juillet ; par Pergent-Martini et al. (2005) qui ont indiqué une biomasse hypogée maximale de 368 g DW.m⁻² à l'Étang d'Urbino en janvier 1999 et ne dépasse pas 100 à l'Étang de Biguglia en avril 1999.

Les changements du niveau de la mer, de la salinité, l'état trophique du CO₂ atmosphérique et du rayonnement UV peuvent entraîner une modification de la répartition, la productivité et la composition des herbiers marins (Short et Neckles, 1999; Le Fur, 2018). Néanmoins, les Zostères présentent une bonne capacité d'adaptation aux changements soudains et sont capables de croître dans des conditions de salinité variant de 5 à 45 (Greve et Binzer, 2004). En effet aucune corrélation n'a été observée entre la biomasse de *Z. noltei* et la salinité au niveau d'El Mellah durant notre étude. Par ailleurs, les variations de température peuvent également altérer la répartition et l'abondance des herbiers marins en affectant directement le processus de floraison (de Cock, 1981 ; McMillan, 1982 ; Durako et Moffler, 1987 ; Short et Neckles, 1999) et la germination des graines (Harrison, 1982 ; Phillips et al., 1983 ; Short et Neckles, 1999) . Cependant, des études ont démontré que la germination des graines de *Zostera marina* et *Zostera noltie* augmente de manière significative lorsque les températures passent de 10 °C à 30 °C (Hootsmans et al., 1987 ; Short et Neckles, 1999). ceux-ci expliquent la corrélation positive entre la biomasse (épigée et hypogée) de *Zostera noltei* et la température qui a été signalé (Figure 60 et 61) au niveau des stations dominés par *Z. noltie*. De plus, à l'étang de Thau, le métabolisme de *Zostera noltie* est principalement impacté par la température, lumière et la disponibilité des éléments nutritifs dans son environnement (Plus et al., 2001). Par conséquent, nous suggérons que la colonisation de *Zostera noltei* au niveau des stations éloignées du chenal à El Mellah est étroitement liée à son état trophique.

Ruppia. sp revêt une grande importance écologique, car de nombreuses espèces macrozoobenthiques l'utilisent comme refuge et zone d'abri pour leurs œufs et leurs juvéniles (Melouah, 2014), à El Mellah , la majorité des jeunes palourdes et des jeunes coques sont observés principalement au sein de cet herbier (Grimes, 1994 ; Refes, 1994). Dans la région Méditerranée, trois espèces de *Ruppia*. sp ont été reconnues tel que *Ruppia maritima*, *Ruppia Cirrhosa* et *Ruppia drepanensis* (Mannino et al., 2015). Néanmoins, selon *Ruppia drepanensis* est présente uniquement dans le Sud-ouest de la Méditerranée(Comín et al., 1993 ; Triest et Sierens, 2010, 2013, 2014 ; Ito et al., 2013 ; Mannino et al., 2015). Evidemment durant notre étude à El Mella,nous avons signalé que la présence de *Ruppia maritima*, *Ruppia Cirrhosa*. De plus, dans les zones extra-méditerranéennes, *R. maritima* semble être plus courante que *R.*

cirrhusa (Mannino et al., 2015). En revanche, au niveau d' El Mellah nous avons observé la présence remarquable de *Ruppia maritima* par rapport de *Ruppia Cirrhosa*.

Depuis 2007, *Ruppia maritima* a été classée par l'UICN dans certaines zones humides Red Liste (Short et al., 2010). En effet, comparant avec l'étude précédente Guelorget, (1989) sur El Mellah nous avons enregistré un déclin de répartition une absence quasiment totale de *R. maritima* sur les zones loins de chenal. Les populations de *R. maritima* en Méditerranée sont peu documentées, tandis que celles des régions en dehors de la Méditerranée ont été largement étudiées (Mannino et al., 2015).

Pendant l'hiver, *Ruppia maritima* meurt complètement et hiverne principalement sous forme de graines (druplets) qui germent au début du printemps (avril). À partir d'avril, la plante commence à croître rapidement et atteint sa biomasse maximale en août-septembre (Verhoeven et van Vierssen, 1978; d'Avack et al., 2015) (Figure 33). Au Nord de la lagune, près de la mer adjacente, nous signalons une variation saisonnière *R. maritima* similaire à celle signalé par Verhoeven et van Vierssen, (1978) aux Pays Bas « De Bol »; sa biomasse épigée et hypogée maximale ($786,19 \pm 58,06$ g DW.m⁻²; $510,23 \pm 62,05$ g DW.m⁻²) ont été noté durant septembre à El Mellah (Figure 33), ceux-ci est plus élevé comparant avec l'étude de Verhoeven (1980) sur les habitats saumâtres temporaires où une biomasse maximale de 290 g DW.m⁻² a été enregistrée (Mannino et al., 2015).

Le changement des conditions environnementales tel que la température, l'eutrophisation, la disponibilité de la lumière, le mouvement de l'eau et l'assèchement des bassins affecte significativement la biomasse et la productivité de *R. maritima* (Congdon et McComb, 1979 ; Verhoeven, 1979; Bortolus et al., 1998 ; Milchakova, 1999 ; Cho et al., 2009 ; Lopez-Calderon et al., 2010 ; Mannino et al., 2015). De plus, Les changements de la salinité peuvent également affecter les taux de photosynthèse dans les angiospermes immergés (Lirman et al., 2008), en revanche ; *Ruppia maritima* présente la plus grande tolérance à la salinité connue de toutes les angiospermes submergées (Kantrud, 1991). La germination des herbiers est influencée par l'interaction entre la salinité et la température. Chez *Ruppia maritima*, les graines de germent bien à 43,4 PSU à 28 °C, mais les taux de germination sont plus faibles à des températures élevées et à de faibles salinités (<3,5 PSU) (Kantrud, 1991 ; d'Avack et al., 2015). Cela, peut expliquer la corrélation positive entre la biomasse épigée ($r= 0,659$) et hypogée ($r = 0,613$) de *Ruppia maritima* et la salinité qui a été signalé au Nord d'El Mellah (Figure 62 et 63).

La régression de biomasse de *R. maritima* d'El Mellah pourrait être due également aux espèces d'oiseaux sauvages présentent à El Mellah tel que : le canard morillon *Aythya fuligula* (Linnaeus, 1758), la foulque macroule *Fulica atra* (Linnaeus, 1758), le canard *Anas penelope* (Linnaeus, 1758) qui peuvent se nourrir directement de *Ruppia* sp., durant l'hiver (Verhoeven et van Vierssen, 1978; d'Avack et al., 2015).

Les bivalves sont des organismes marins qui sont étroitement associés aux herbiers et jouent un rôle considérable dans les écosystèmes tropicaux tels que la formation de chaînes alimentaires (Sousa *et al.*, 2009 ; Syukur *et al.*, 2021). Leur répartition est étroitement liée à la disponibilité de surfaces végétales colonisables et à la densité de la végétation (Dvořak et Best, 1982). En effet, il a été observé que la densité de bivalves associés dans la lagune d'El Mellah augmente proportionnellement à la biomasse des herbiers (Figure 44) ; le test de Pearson a signalé une avec une corrélation positive entre eux de $r = 0,684$ (station 1) et $r = 0,834$ (station2) (Figure 45). Durant notre étude, un total de 1310 individus de bivalves testacés appartenant à cinq espèces de bivalves a été recensé à l'échelle de la lagune Mellah : *Cerastoderma glaucum* (Bruguière, 1789), *Abra ovata* (Philippi, 1836), *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758), *Loripes orbiculatus* (Poli, 1795) et la nouvelle espèce invasive *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) (Tableau 6 ; Figure 34). Depuis 1979, la composition qualitative des bivalves dans la lagune El Mellah a montré une certaine stabilité, avec un nombre variant entre 5 et 6 espèces (Bakalem et Romano, 1979 ; Semroud, 1983 ; Draredja, 1992 ; Grimes, 1994 ; Draredja, 2005 ; Benmarce, 2012 ; Melouah, 2013). Cependant, Nous remarquons que la diversité des espèces de bivalves dans la lagune d'El Mellah semble être relativement faible en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes, telles que : l'étang de Berre avec 34 espèces (Febvre, 1968) ; le lac de Tunis avec 14 espèces (Zaouali, 1980) et les deux lagunes d'Albufeira et d'Obidos avec 36 espèces (Quintino et al., 1986). Selon Melouah, (2013), El Mellah se distingue comme étant le site le plus pauvre en termes de diversité des lagunes méditerranéennes. Cette particularité est attribuée, comme signalé précédemment, aux caractéristiques physico-chimiques de l'environnement. En effet, le chenal reliant la lagune à la mer est sinueux et étroit, ce qui entraîne rapidement son colmatage et limite considérablement les échanges hydriques entre la lagune et la côte adjacente. Par conséquent, la lagune Mellah est fortement confinée, ce qui contribue à sa faible diversité biologique (Benmarce, 2012 ; Draredja, 2007).

La densité maximale de bivalves associés est de $1619,03 \pm 623,80$ ind.m⁻² a été enregistré au Sud de la lagune (Figure 36). Il est important de noter que la nouvelle espèce invasive *A. senhousia* domine la communauté d'El Mellah avec f_i de 77,70% , 84,88% et 41,59

respectivement pour station 1, 2 et 3 (Figure 41). Ces résultats montrent un accroissement du stock malacologique de la lagune par rapport à l'étude précédente de Melouah (2013), qui a signalé une densité de $213,31 \pm 80,65 \text{ ind.m}^{-2}$ durant 2010 sur le même écosystème.

Depuis 2005, l'exploitation de *Cerastoderma glaucum* et *Ruditapes decussatus* est interrompue. Cela est dû à la disparition de la palourde d'une part, et à la diminution du stock naturel de la coque d'autre part. (Draredja et al., 2009). Durant notre étude, La densité maximale de *Cerastoderma glaucum* ne dépasse pas $71 \pm 11 \text{ ind.m}^{-2}$ en février, avec une disparition totale durant l'été et l'automne sur la station 1 et 2 (Figure 37). Nous avons noté un déclin de cet espèce en comparant avec l'étude précédente de Melouah et al., (2014), qui a enregistré une densité oscille entre 22 ind.m^{-2} (janvier) à 176 ind.m^{-2} (avril). Dans ce contexte, il est justifié de qualifier la présence de la palourde comme étant menacée dans El Mellah. Lors de notre étude, une densité maximale de $48 \pm 12 \text{ ind.m}^{-2}$ a été signalé pour la palourde européenne, *Ruditapes decussatus*. Cependant, il convient de signaler un déclin du stock de cette espèce par rapport à l'étude de (Draredja et Beldi, 2002 ; Draredja *et al.*, 2006) qui avaient enregistré une densité de 250 ind. m^{-2} . Le développement des herbiers a eu un impact sur la santé de la population de coques, affectant leur croissance, leur abondance et leur recrutement (Do *et al.*, 2011). Par conséquent, Nous suggérons que ce déclin est liée certainement régression de *Ruppia maritima* au niveau de la lagune, qui a été reconnu par leur importance écologique majeure. Effectivement, d'après les études menées par Refes (1994) et Grimes (1994), il a été observé que la plupart des jeunes palourdes et des jeunes coques se trouvent principalement dans cet herbier (Melouah, 2013). Ce déclin peut également être attribué à divers facteurs tels que la prédation intense par des prédateurs tels que les crabes et les daurades, la compétition trophique entre la palourde et la coque pour l'accès aux ressources alimentaires du milieu, ainsi que les difficultés d'adaptation aux fluctuations des conditions physico-chimiques de l'environnement (Melouah, 2013).

En excluant la nouvelle moule invasive *A. senhousia*, Le Lucinidae *Loripes orbiculatus* se distingue comme le principal bivalve dominant dans la lagune El Mellah (Figure 41), étant caractéristique des milieux lagunaires méditerranéens. Cette dominance a été signalé également par Guelorget et Michel (1976); Draredja (2005); Melouah (2013) sur le même écosystème. Une densité maximale ne dépasse pas ($238 \pm 104 \text{ ind.m}^{-2}$; $202,38 \pm 36 \text{ ind.m}^{-2}$; $268 \pm 72 \text{ ind.m}^{-2}$) respectivement pour les stations 1, 2 et 3 a été relevé durant la période estivale (Figure 37). La densité signalé à El Mellah est inférieure à celle signalée par Van Der Geest et al., (2020) dans l'étang de Thau, qui était de 1771 ind.m^{-2} , ainsi qu'à celle rapporté par Sanmartí *et al.*,

(2018) dans delta de l'Èbre, qui était de 1981 ind.m⁻². Cette densité faible pourrait être directement liée aux conditions physico-chimiques et l'état trophique de la lagune, ceci est probablement causé par l'état de colmatage du chenal de communication avec la mer, ce qui perturbe le développement optimal de la faune benthique en général (Melouah, 2013).

L'abondance plus élevée des lucinidés dans les zones végétalisées par rapport aux zones dénudées (Van Der Geest et al., 2020), peut être expliquée par le rôle capital des bivalves Lucinidae dans les herbiers marins. En effet, ces bivalves établissent un mutualisme avec les herbiers, où les herbiers fournissent un habitat propice et de l'oxygène grâce à leurs racines, tandis que les Lucinidae bénéficient de leurs symbiotes chimiosynthétiques pour consommer du sulfure, un processus essentiel pour leur survie (Van Der Heide et al., 2012 ; Cardini et al., 2019). Durant notre étude, nous avons observé que la densité de *L. orbiculatus* était positivement corrélée avec la biomasse épigée et hypogée de *Zostera noltei*, mais pas avec la biomasse de *R. maritima* (Figure 50 A, B). Ces résultats présentent des similitudes avec l'étude de Van Der Geest et al., (2020) réalisée à Thau, où ils ont signalé une corrélation positive que entre la biomasse épigée des *Zostera sp.* et la densité de *L. orbiculatus*, tandis qu'aucune corrélation n'a été observée avec la biomasse hypogée. El Mellah présente une grande abondance de *Zostera noltei* par rapport à Thau, avec une biomasse épigée de $251 \pm 45,71$ g DW.m⁻² et une biomasse hypogée de $258 \pm 16,84$ g DW.m⁻² (Figure 33 et 49), tandis que Thau présente une biomasse épigée de $74,0 \pm 12,1$ g DW.m⁻² et une biomasse hypogée de $134,3 \pm 31,2$ g DW.m⁻² pendant la fin du printemps (Van Der Geest et al., 2020). La corrélation positive entre la biomasse épigée de *Zostera noltei* et la densité de *L. orbiculatus* à El Mellah peut s'expliquer par la dépendance critique de la force du mutualisme tripartite vis-à-vis de la relation directe entre la biomasse aérienne des herbiers marins et la libération d'oxygène induite par la photosynthèse des racines, ainsi que de la relation indirecte entre la biomasse aérienne des herbiers marins et le piégeage de la matière organique, conduisant à une production de sulfure plus élevée dans les sédiments (Van Der Geest et al., 2020). En outre, il est possible de relier cela aux quantités significatives de NH₄⁺ excrétées par *L. orbiculatus*, ainsi que la forme d'azote préférée par la plante, qui est également fournie par *L. orbiculatus*, contribue à la productivité de ces importants écosystèmes de carbone bleu (Alexandre et al., 2015 ; Cardini et al., 2019).

Des études antérieures menées par Van Der Heide et al. (2012) ont suggéré que l'intensité du mutualisme entre les herbiers marins et les lucinidés peut également être influencée par la température. En effet, nous avons relevé que la densité *L. orbiculatus* était positivement corrélée avec la température ($r = 0,613$; $r = 0,568$; $r = 0,601$) sur les stations 1, 2 et 3 respectivement à

El Mellah (Figure 52). Nous avons rapporté également une corrélation positive entre la biomasse épigée et hypogée de *Zostera noltei* et la température (Figure 61). Ces résultats mettent en évidence l'impact de la température sur le mutualisme entre *L. orbiculatus* et *Zostera noltei* dans cet écosystème, car la décomposition anaérobie de la matière organique et la production de sulfure sont étroitement liées à la température (Van Der Geest et al., 2020).

La présence des espèces invasives est largement reconnue comme l'un des principaux facteurs contribuant à la perte de biodiversité en Méditerranée. Ces espèces ont le potentiel de perturber tous les aspects des écosystèmes marins ainsi que d'autres écosystèmes aquatiques (Galil, 2007 ; Otero et al., 2013). La moule asiatique *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) a été observée pour la première fois en juin 2019 dans la lagune d'El Mellah, avec une densité maximale de $1321 \pm 475,6$ ind.m⁻² (station 1) ; $1071,428 \pm 36$ ind.m⁻² (station 2) ; 893 ± 119 ind.m⁻² (station 3) durant juin (Figure 38). Ces résultats montrent des densités relativement faibles par rapport aux densités signalées dans la baie de San Diego, qui atteignaient 15 000 ind.m⁻² (Reusch et Williams, 1998).

Cependant, dans les zones où elle a été introduite, *A. senhousia* peut avoir un impact significatif sur les communautés indigènes de macrophytes et d'invertébrés benthiques (Crooks et Khim, 1999 ; Allen et Williamsn, 2003 ; Hamza et al., 2022).en effet, depuis son introduction, cette espèce domine la communauté de bivalve de la lagune El Mellah (Figure 42). Crooks (2001) a également observé cette situation dans l'est de l'océan Pacifique (Mission Bay, San Diego), où il a noté que *A. senhousia* est maintenant 100 fois plus abondante que n'importe quel bivalve indigène et a entraîné une diminution de la richesse des espèces indigènes (disparition de *Chionista fluctifraga* et diminution de la densité de *Solen rostriformis*). Selon Cohen (2005), *A. senhousia* entraîne la mortalité directe des palourdes cultivées au Japon en les étouffant avec des tapis denses de fils byssaux à la surface du sédiment. Dans la lagune d'El Mellah, la présence d'*A. senhousia* peut conduire à la disparition complète de la coque menacée *C. glaucum*, car lors de notre échantillonnage, nous avons observé des agrégats d'*A. senhousia* attachés à des coquilles vides de *C. glaucum*. De même, dans l'océan Atlantique (le Solent), *A. senhousia* a été observée attachée à des huîtres mortes, *Ostrea edulis* (Lau et al. 2018; Watson et al. 2021 ; Hamza et al., 2022).

A. senhousia a été observée souvent en association avec les prairies de zostères (*Zostera* spp.) dans les régions où elle a été introduite, notamment dans des sites tels que le Solent, la baie de San Francisco et la baie de San Diego (Cohen, 2005 ; Kushner et Hovel, 2006 ; Watson et al., 2021). À El Mellah, on a également observé des spécimens d'*A. senhousia* attachés aux

feuilles et aux rhizomes de *Z. noltei* (Figure 47). De plus, nous avons constaté une corrélation positive entre la densité d'*A. senhousia* et la biomasse épigée et hypogée de *Z. noltei* à la station 2 ($r = 0,510$; $r = 0,549$) (Figure 48). Cette présence peut entraîner un déclin de *Zostera* spp. dans cet écosystème si la densité d'*A. senhousia* continue d'augmenter. En effet, dans la baie de San Diego, des densités élevées d'*A. senhousia* (15000 ind.m⁻²) ont inhibé la propagation et la croissance de *Zostera marina* (Reusch et Williams 1998).

Cette espèce de moule invasive présente une remarquable capacité à tolérer un large éventail de conditions environnementales. Elle est capable de survivre et de s'adapter à des températures allant de 1 à 31 °C (Cohen 2005; Zenetos 2016; Kovalev et al. 2017 ; Hamza et al., 2022). Selon Inoue et Yamamuro (2000), la température minimale de l'eau nécessaire à la reproduction est de 22,5 °C. Dans le cas d'El Mellah, la température des eaux la dispersion d'*A. senhousia* dans cet écosystème, avec des variations entre 15,7 et 30 °C ; de juin à septembre, la température était supérieure à 22,5 °C, ce qui favorise la période de reproduction d'*A. senhousia* pendant cette période (Hamza et al., 2022). En effet, lors de notre étude, nous avons enregistré que la densité de la moule corrélée positivement avec la température au niveau de toute station ($r = 0,701$; $r = 0,727$; $r = 0,471$) (Figure 54), ce que reflète l'impact de la température sur l'évolution d'*A. senhousia* au niveau de El Mellah.

CONCLUSION
ET
PERSPECTIVES

6. Conclusion et perspective

Le rythme croissant du changement climatique mondial observé au cours de ce siècle et qui devrait accélérer dans le futur, aura un impact significatif sur les océans de la Terre, avec des impacts potentiels importants sur les herbiers marins (Duarte et al., 2008 ; Do, 2012). Cette préoccupation est particulièrement pertinente pour les lagunes côtières méditerranéennes, qui sont exposées à la fluctuation saisonnière méditerranéenne et aux activités anthropiques, les rendant particulièrement vulnérables au changement global (Anthony et al., 2009; De Wit, 2011 ; Le Fur et al., 2018) . En raison de leur sensibilité et de leur rôle écologique majeur, les herbiers marins sont souvent utilisés comme indicateurs biologiques de la santé des écosystèmes (Montefalcone, 2009 ; Do, 2012).

Les recherches menées dans cette thèse se concentrent sur la relation entre les angiospermes ; leurs bivalves associées et les conditions environnementales qui sont étroitement liée à l'état de santé des lagunes. En étudiant l'évolution spatio-temporelle des organismes benthiques, il est possible d'évaluer la santé globale du seul écosystème lagunaire en Algérie et de prendre des mesures appropriées pour sa préservation.

L'analyse de la variation spatio-temporelle des angiospermes révèle un changement significatif dans leur répartition par rapport aux observations précédentes dans El Mellah. Cela met en évidence l'impact des fluctuations des conditions environnementales sur la communauté benthique d'El Mellah.

Pour la première fois, une étude quantitative des herbiers a été réalisée au niveau de la lagune, ce qui nous a permis de les comparer à d'autres lagunes méditerranéennes afin d'évaluer leur richesse spécifique, leur stock naturel et leur biomasse. Les herbiers au niveau d'El Mellah semblent être abondants par rapport à d'autres écosystèmes méditerranéens, ce qui suggère le taux de matières organiques (degré trophique) dans les apports des eaux douces d'El Mellah sont relativement réduits.

Les bivalves associés sont étroitement associés aux herbiers. Le déclin de dispersion de l'herbier *Ruppia maritima* dans la lagune El Mellah ainsi que le colmatage du chenal, ont perturbé le fonctionnement de cet écosystème en entraînant la réduction massive de stock naturel de la palourde européenne *Ruditapes decussatus* et de la coque *Cerastoderma glaucum*, deux espèces comestibles qui pourraient éventuellement être exploitées dans la lagune El Mellah. Une approche intégrée de gestion et de protection est nécessaire pour préserver cette ressource biologique d'intérêt socio-économique.

L'espèce invasive *A. senhousia*, qui a été observée pour la première fois en juin 2019 dans l'écosystème côtier d'El Mellah, a le potentiel de provoquer des changements dans la structure et le fonctionnement de cet écosystème. Ce phénomène peut entraîner un déclin de la biodiversité de la lagune, notamment de l'herbier *Z. noltei* et de la coque menacée *C. glaucum*. Pour comprendre l'effet des tapis d'*A. senhousia* sur les assemblages de bivalves, il est nécessaire de mener des études approfondies afin de déterminer si la disparition de *C. glaucum* est le résultat de cette invasion. De plus, des études sur la croissance de *Z. noltei* sont également nécessaires pour évaluer son impact.

Les herbiers marins subissent une importante diminution en raison de l'accumulation de sulfure toxique dans les sédiments. Cette situation devrait se produire plus fréquemment à l'avenir en raison du réchauffement climatique en cours et de l'augmentation de la charge organique dans les écosystèmes côtiers à travers le monde (Van Der Geest et al., 2020). Dans la lagune El Mellah, la densité *L. orbiculatus* est corrélée positivement avec la biomasse épigée et hypogée de *Z. noltei*, ainsi que avec la température. Cette corrélation reflète l'existence d'un mutualisme tripartite entre les herbiers, les bivalves lucinidae et leurs symbiotes branchiaux consommateurs consommatrices de sulfure. Ce mutualisme joue un rôle crucial dans l'atténuation du stress dû au sulfure dans les herbiers marins de cet écosystème.

Les résultats obtenus mettent en évidence l'importance d'étudier les facteurs qui influencent le mutualisme entre les herbiers marins et les lucinidae dans la lagune d'El Mellah. Cette étude est nécessaire pour améliorer le succès à long terme de la restauration des herbiers marins et renforcer leur résilience face au changement global. En parallèle, des études approfondies et une surveillance continue sont également indispensables pour évaluer l'impact des changements environnementaux sur l'ensemble de la communauté benthique de la lagune. Ces études permettront de comprendre les effets des perturbations environnementales et d'élaborer des mesures de conservation et de restauration appropriées pour préserver l'intégrité de l'écosystème.

RÉFÉRENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

- Aboul-Ezz, S. M. (1988). Periodicity and distribution of bottom fauna in the hypersaline Bardawil lagoon. *Bull. Nat. Inst. Ocean. & Fish*, 14(1), 159-174.
- Abu Hena, M., Short, F. T., Sharifuzzaman, S., M., H., Rezowan, M., & Ali, M. (2007). Salt marsh and seagrass communities of Bakkhali Estuary, Cox's Bazar, Bangladesh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75 , 72-78.
- Adams, J. B., Knoop, W. T., & Bate, G. C. (1992). The distribution of estuarine macrophytes in relation to freshwater.
- Agostini, S., Pergent, G., & Marchand, B. (2003). Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* in a coastal lagoon. *Aquatic Botany*, 76(3), 185-193.
- Alexandre, A., Hill, P. W., Jones, D. L., & Santos, R. (2015). Dissolved organic nitrogen: a relevant, complementary source of nitrogen for the seagrass *Zostera marina*. *Limnology and Oceanography*, 60(5), 1477-1483.
- Alexandre, A., Silva, J., Bouma, T. J., & Santos, R. (2011). Inorganic nitrogen uptake kinetics and whole-plant nitrogen budget in the seagrass *Zostera noltii*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 401(1-2), 7-12.
- Allen, B. J., & Williams, S. L. (2003). Native eelgrass *Zostera marina* controls growth and reproduction of an invasive mussel through food limitation. *Marine Ecology Progress Series*, 254, 57-67.
- Altamirano, J. P., Recente, C. P., & Rodriguez Jr, J. C. (2017). Substrate preference for burying and feeding of sandfish *Holothuria scabra* juveniles. *Fisheries Research*, 186, 514-523.
- Anonyme, (2005). Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural. Direction Générale des Forêts, Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar (Réserve intégrale du lac El Mellah, Wilaya d'El Taref). 4-5p.
- Anthony, A., Atwood, J., August, P., Byron, C., Cobb, S., Foster, C., ... & Vinhateiro, N. (2009). Coastal lagoons and climate change: ecological and social ramifications in US Atlantic and Gulf coast ecosystems. *Ecology and Society*, 14(1).

- Antunes, C., Correia, O., da Silva, J. M., Cruces, A., da Conceição Freitas, M., & Branquinho, C. (2012). Factors involved in spatiotemporal dynamics of submerged macrophytes in a Portuguese coastal lagoon under Mediterranean climate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110, 93-100.
- Aubry, F. B., Berton, A., Bastianini, M., Socal, G., & Acri, F. (2004). Phytoplankton succession in a coastal area of the NW Adriatic, over a 10-year sampling period (1990–1999). *Continental shelf research*, 24(1), 97-115.
- Auby, I. (1991). Contribution à l'étude des herbiers de *Zostera noltii* dans le bassin d'Arcachon. Thèse Doctorat.
- Auby, I., & Labourg, P. J. (1996). Seasonal dynamics of *Zostera noltii* Hornem. in the bay of Arcachon (France). *Journal of Sea Research*, 35(4), 269-277.
- Bachelet, G., Blanchet, H., Cottet, M., Dang, C., de Montaudouin, X., de Moura Queirós, A., ... & Lavesque, N. (2009). A round-the-world tour almost completed: first records of the invasive mussel *Musculista senhousia* in the north-east Atlantic (southern Bay of Biscay). *Marine Biodiversity Records*, 2, e119.
- Badosa, A., Boix, D., Brucet, S., López-Flores, R., & Quintana, X. D. (2008). Short-term variation in the ecological status of a Mediterranean coastal lagoon (NE Iberian Peninsula) after a man-made change of hydrological regime. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(7), 1078-1090.
- Bakalem, A., & Romano, J. C. (1979). Les peuplements benthiques du lac Mellah. Rapport de la mission CROP sur le lac Mellah, 13-22.
- Barbault, R. (1981). *Ecologie des populations et des peuplements*. Ed. Masson, Paris. 200 p.
- Barbault, R. (2000). *Ecologie générale, structure et fonctionnement de la biosphère*. 5ème édition Ed. Dunod. 326 p
- Bargain, A. (2012). Etude de la structure et de la dynamique des herbiers de *Zostera noltii* par télédétection multi et hyperspectrale (Doctoral dissertation, Université de Nantes).
- Barnes, R. S. K. (1980). *Coastal lagoons the natural history of a neglected habitat*. Cambridge University Press, (Vol. 1).

- Barral, M., Sourribes, V-C., Bourgeois, E., Gavoty, E., Barré, N., & Tillier, C. (2007.) Vers une gestion intégrée des lagunes méditerranéennes. Tome 1. Pôle relais lagunes méditerranéennes: 73
- Barthelemy, D., & Goubier, M. (1991). Study of the daily fluctuations of dissolved oxygen in fish ponds by the moving-average method Relation with temperature and solar radiations. *Rev. Sci. Eau*, 4(3), 393-414.
- Baudin J.P., (1980). Contribution à l'étude écologique des milieux saumâtres méditerranéens 1- Les principaux caractères physiques et chimiques des eaux de l'étang de Citis. *Vie & Milieu*, 30(2) : 121-129.
- Bec, B., Collos, Y., Souchu, P., Vaquer, A., Lautier, J., Fiandrino, A., ... & Laugier, T. (2011). Distribution of picophytoplankton and nanophytoplankton along an anthropogenic eutrophication gradient in French Mediterranean coastal lagoons. *Aquatic Microbial Ecology*, 63(1), 29-45.
- Beer, N. A. & C. B. Joyce (2013). North Atlantic coastal lagoons: conservation, management and research challenges in the twenty-first century. *Hydrobiologia*, 701(1), 1-11.
- Ben Souissi, J., Rezig, M. & Zaouali, J. (2001).- Variabilités des facteurs abiotiques dans les eaux d'une lagune méditerranéenne le lac Sud de Tunis (Tunisie). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 36, 360.
- Benmarce, S. (2012). Potentialités aquacoles de la lagune mellah à travers la connaissance du chaînon de la macrofaune benthique (Doctoral dissertation, Université de Annaba-Badji Mokhtar).
- Benyacoub, S. (1993). Écologie de l'avifaune forestière nicheuse de la région d'El-Kala (Nord Est Algérien). Thèse de Doctorat. Université de Bourgogne, Dijon. 273 p.
- Bernardi Aubry, F., Berton, A., Bastianini, M., Socal, G., & Acri, F. (2004). Phytoplankton succession in a coastal area of the NW Adriatic, over a 10-year sampling period (1990–1999). *Continental shelf research*, 24(1), 97-115.
- Bertrin, V., Boutry, S., Dutartre, A., Jan, G., Moreira, S., & Ribaudou, C. (2019). Rôle fonctionnel, dynamiques écologiques et nécessité de gestion des communautés d'isoétides dans les lacs et étangs du littoral aquitain. *Dynamiques environnementales. Journal international de géosciences et de l'environnement*, (43-44), 202-224.

- Best, MM., Kidwell, SM. (2016). Bivalve taphonomy in tropical mixed siliciclastic-carbonate settings. II. Effect of bivalve life habits and shell types. *Paleobiology* 26 (1):
- Binias, C., Tu Do, V., Jude-Lemeilleur, F., Plus, M., Froidefond, J. M., & de Montaudouin, X. (2014). Environmental factors contributing to the development of brown muscle disease and perkinsosis in *Manila* clams (*Ruditapes philippinarum*) and trematodiasis in cockles (*Crastoderma edule*) of Arcachon Bay. *Marine ecology*, 35, 67-77.
- Björk, M., Short, F., Mcleod, E., & Beer, S. (2008). Managing seagrasses for resilience to climate change (No. 3). UICN.
- Bortolus, A., Iribarne, O. O., & Martínez, M. M. (1998). Relationship between waterfowl and the seagrass *Ruppia maritima* in a southwestern Atlantic coastal lagoon. *Estuaries*, 21(4), 710-717.
- Bouaziz, R. (2022). Structures et variations des réseaux trophiques des poissons en zones côtières: approche comparative par isotopes stables en milieux contrastés, l'estuaire de la Canche (Nord de la France) et la lagune de Mellah (Nord de l'Algérie) (Doctoral dissertation, Université du Littoral Côte d'Opale; Université Badji Mokhtar-Annaba).
- Boufahja, F., Amorri, J., Beyrem, H., Essid, N., Mahmoudi, E., & Aïssa, P. (2006). Ecological interpretation of the distribution, morphometry and energetics of a population of *Paracomesoma dubium* Filipjev, 1918 (Comesomatidae, Nematoda) from Bizerte lagoon (Tunisia). *Marine Life= Vie Marine*, (1-2).
- Bouma, T. J., Olenin, S., Reise, K., & Ysebaert, T. (2009). Ecosystem engineering and biodiversity in coastal sediments: posing hypotheses. *Helgoland Marine Research*, 63(1), 95-106.
- Brito, A. C., Newton, A., Tett, P. & T. F. Fernandes (2012). How will shallow coastal lagoons respond to climate change? A modelling investigation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112, 98-104
- Britton, R. H., & Crivelli, A. J. (1993). Wetlands of southern Europe and North Africa: mediterranean wetlands. *Wetlands of the world: Inventory, ecology and management Volume I: Africa, Australia, Canada and Greenland, Mediterranean, Mexico, Papua New Guinea, South Asia, Tropical South America, United States*, 129-194.

- Bulthuis, D. A. (1987). Effects of temperature on photosynthesis and growth of seagrasses. *Aquatic Botany*, 27(1), 27-40.
- Burkholder, J. M., Glasgow Jr, H. B., & Cooke, J. E. (1994). Comparative effects of water-column nitrate enrichment on eelgrass *Zostera marina*, shoalgrass *Halodule wrightii*, and widgeongrass *Ruppia maritima*. *Marine Ecology Progress Series*, 121-138.
- Burkholder, J. M., Mason, K. M., & Glasgow Jr, H. B. (1992). Water-column nitrate enrichment promotes decline of eelgrass *Zostera marina*: evidence from seasonal mesocosm experiments. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, 81(2), 163-178.
- Burkholder, J. M., Tomasko, D. A., & Touchette, B. W. (2007). Seagrasses and eutrophication. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 350(1-2), 46-72.
- Cabaço, S., & Santos, R. (2007). Effects of burial and erosion on the seagrass *Zostera noltii*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 340 , 204-212.
- Cabaço, S., Machás, R., & Santos, R. (2007). Biomasse-density relationships of the sea-grass *Zostera noltii* : A tool for monitoring anthropogenic nutrient disturbance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74 , 557-564.
- Cabello-Pasini, A., Muñoz-Salazar, R., & Ward, D. H. (2003). Annual variations of biomass and photosynthesis in *Zostera marina* at its southern end of distribution in the North Pacific. *Aquatic Botany*, 76 , 31-47.
- Campbell, S., & Miller, C. (2002). Shoot and abundance characteristics of the seagrass *Heterozostera tasmanica* in Westernport estuary (south-eastern Australia). *Aquatic Botany*, 73 , 33-46.
- Irlandi, E., Orlando, B., Maciá, S., Biber, P., Jones, T., Kaufman, L., Lirman, D., & Patterson, E. T. (2002). The influence of freshwater runoff on biomass, morphometrics, and production of *Thalassia testudinum*. *Aquatic Botany*, 72 , 67-78.
- Cardini, U., Bartoli, M., Lücker, S., Mooshammer, M., Polzin, J., Lee, R. W., ... & Petersen, J. M. (2019). Chemosymbiotic bivalves contribute to the nitrogen budget of seagrass ecosystems. *The ISME journal*, 13(12), 3131-3134.
- Cardoso, P., Pardal, M., Lillebø, A., Ferreira, S., Raffaelli, D., & Marques, J. (2004). Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 302 , 233-248.

- Carpenter, KE., Niem, VH. (1998). The living marine resources of the Western Central Pacific. Volume 1. Seaweeds, corals, bivalves and gastropods. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes. FAO, Rome, 686 pp.
- Castel, J., Caumette, P., & Herbert, R. (1996). Eutrophication gradients in coastal lagoons as exemplified by the Bassin d'Arcachon and the Étang du Prévost. *Hydrobiologia*, 329, ix-xxviii.
- Castel, J., P. Caumette & R. Herbert, 1996. Eutrophication gradients in coastal lagoons as exemplified by the Bassin d'Arcachon and the E'tang du Pre'vost. *Hydrobiologia* 329: ix-xxviii.
- Cataudella, S., Crosetti, D., & Massa, F. (2015). Mediterranean coastal lagoons: sustainable management and interactions among aquaculture, capture fisheries and the environment. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Studies and Reviews, (95), I.
- Caumette, P., Castel, J., & Herbert, R. (Eds.). (2012). Coastal Lagoon Eutrophication and ANaerobic Processes (CLE AN.): Nitrogen and Sulfur Cycles and Population Dynamics in Coastal Lagoons A Research Programme of the Environment Programme of the EC (DG XII) (Vol. 117). Springer Science & Business Media.
- Chadwick, M. A., Dobberfuhl, D. R., Benke, A. C., Huryn, A. D., Suberkropp, K., & Thiele, J. E. (2006). Urbanization affects stream ecosystem function by altering hydrology, chemistry, and biotic richness. *Ecological Applications*, 16(5), 1796-1807.
- Chaouti A., (2004). L'écosystème lagunaire de Smir (Maroc): Hydrologie et Hydrodynamique. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 37 : 502.
- Chaouti A., Bayed A. & Benazzou T. 2001. Données préliminaires sur la diversité spécifique et fonctionnelle du zoobenthos de la lagune de Smir (Maroc). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 36 : 372.
- Charpentier, A., Grillas, P., Lescuyer, F., Coulet, E., & Auby, I. (2005). Spatio-temporal dynamics of a *Zostera noltii* dominated community over a period of fluctuating salinity in a shallow lagoon, Southern France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(2-3), 307-315.
- Charpy-Roubaud, C., & Sournia, A. (1990). The comparative estimation of phytoplanktonic, microphytobenthic and macrophytobenthic primary production in the oceans. *Marine Microbial Food Webs*, 4(1), 31-57.

- Chartosia, N., Anastasiadis, D., Bazairi, H., Crocetta, F., Deidun, A., Despalatovic, M., ... & Yapici, S. (2018). New mediterranean biodiversity records (July 2018).
- Cherkaoui, E., Bayed, A., & Hily, C. (2003). Organisation spatiale des peuplements macrozoobenthiques subtidaux d'un estuaire de la côte atlantique marocaine: l'estuaire du Bou Regreg. *Cahiers de biologie marine*, 44(4), 339-352.
- Chin, D. W., de Fouw, J., van der Heide, T., Cahill, B. V., Katcher, K., Paul, V. J., ... & Peterson, B. J. (2021). Facilitation of a tropical seagrass by a chemosymbiotic bivalve increases with environmental stress. *Journal of Ecology*, 109(1), 204-217.
- Chintiroglou, C. C., Antoniadou, C., Damianidis, P., & Diapoulis, A. (2004). Contribution to the knowledge of the macrobenthic biodiversity of Vouliagmeni Lagoon (Attica, Greece). *CIESM*, 37, 506-506.
- Cho, H. J., & Sanders, Y. L. (2009). Note on organic dormancy of estuarine *Ruppia maritima* L. seeds. *Hydrobiologia*, 617, 197-201.
- Christie, H., Norderhaug, K. M., & Fredriksen, S. (2009). Macrophytes as habitat for fauna. *Marine ecology progress series*, 396, 221-233.
- Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine ecology progress series*, 210, 223-253.
- Clout, M. (1995). Introduced species: the great threat to global biodiversity?. *Species*, 24, 34-36.
- Cochón, G. U. S. T. A. V. O., & Sánchez, J. M. (2005). Variations of seagrass beds in Pontevedra (north-Western Spain): 1947-2001. *Thalassas*, 21(2), 9-19.
- Cohen, AN. (2005). Guide to the Exotic Species of San Francisco Bay. Oakland, CA, USA, San Francisco Estuary Institute, http://www.exoticguide.org/musculista_senhousia (accessed 19 November 2021).
- Comín, F. A., Rodó, X., & Menéndez, M. (1993). Spatial heterogeneity of macrophytes in lake Gallocanta (Aragón, NE Spain). *Hydrobiologia*, 267, 169-178.
- Congdon, R. A., & McComb, A. J. (1979). Productivity of *Ruppia*: seasonal changes and dependence on light in an Australian estuary. *Aquatic Botany*, 6, 121-132.

- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., et al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, & M. van den Belt., (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
- Creese, R., Hooker, S., Luca, S. D., & Wharton, Y. (1998). Ecology and environmental impact of *Musculista senhousia* (Mollusca: Bivalvia: Mytilidae) in Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Oceanographic Literature Review*, 2(45), 344.
- Crooks, J. A. (2001). Assessing invader roles within changing ecosystems: historical and experimental perspectives on an exotic mussel in an urbanized lagoon. *Biological Invasions*, 3, 23-36.
- Crooks, J. A., & Khim, H. S. (1999). Architectural vs. biological effects of a habitat-altering, exotic mussel, *Musculista senhousia*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 240(1), 53-75.
- Cucherousset, J., (2006) - Rôle fonctionnel des milieux temporairement inondés pour l'Ichtyofaune dans un écosystème sous contraintes anthropiques : approches communautaire, populationnelle et individuelle. Thèse de doctorat, université de rennes 1, Rennes, 278 P
- Dajoz, R. (1975). Précis d'écologie. Ed. Gauthier Villard, Paris, 549 p.
- Dajoz, R. (1982). Précis d'écologie. Ed. Gauthier Villard, Paris, 503 p
- d'Avack, E. A. S. & Tyler-Walters, H., (2015). *Ruppia maritima* in reduced salinity infralittoral muddy sand.
- Davis, J. C. (1975). Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 32(12), 2295-2332.
- Davis, J. C. (1975). Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 32(12), 2295-2332.
- de Boer, W. F. (2000). Biomass dynamics of seagrasses and the role of mangrove and seagrass vegetation as different nutrient sources for an intertidal ecosystem. *Aquatic Botany*, 66(3), 225-239.

- De Casabianca-Chassany, M. L., Semroud, R., SAMSON-KECHACHA, F. L., & Boonne, C. (1991). Etude spatio-temporelle des sels nutritifs et des principales variables hydrobiologiques dans une lagune méditerranéenne: le lac Mellah (Algérie). *Mésogée (Marseille)*, 51, 15-23.
- De Cock, A. W. A. M. (1981). Influence of temperature and variations in temperature on flowering in *Zostera marina* L. under laboratory conditions. *Aquatic Botany*, 10, 125-131.
- De Wit, R. (2011). Biodiversity of coastal lagoon ecosystems and their vulnerability to global change. *Ecosystems biodiversity*, 29-40.
- De Wit, R., Leibreich, J., Vernier, F., Delmas, F., Beuffe, H., Maison, P., ... & Capdeville, P. (2005). Relationship between land-use in the agro-forestry system of les Landes, nitrogen loading to and risk of macro-algal blooming in the Bassin d'Arcachon coastal lagoon (SW France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62(3), 453-465.
- De Wit, R., Rey-Valette, H., Balavoine, J., Ouisse, V., & Lifran, R. (2017). Restoration ecology of coastal lagoons: new methods for the prediction of ecological trajectories and economic valuation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(1), 137-157.
- De Wit, R., Stal, L. J., Lomstein, B. A., Herbert, R. A., Van Gernerden, H., Viaroli, P., ... & Heijs, S. K. (2001). ROBUST: The ROle of BUffering capacities in STabilising coastal lagoon ecosystems. *Continental Shelf Research*, 21(18-19), 2021-2041.
- Delgard, M. L., Deflandre, B., Deborde, J., Richard, M., Charbonnier, C., & Anschutz, P. (2013). Changes in nutrient biogeochemistry in response to the regression of *Zostera noltii* meadows in the Arcachon Bay (France). *Aquatic geochemistry*, 19, 241-259.
- Delgard, M. L., Deflandre, B., Kochoni, E., Avaro, J., Cesbron, F., Bichon, S., ... & Anschutz, P. (2016). Biogeochemistry of dissolved inorganic carbon and nutrients in seagrass (*Zostera noltei*) sediments at high and low biomass. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 179, 12-22.
- Den Hartog, C., (1970). The seagrasses of the World volume 59 of 1. Amsterdam, North Holland, Netherlands.
- Dennison, W. C., & Alberte, R. S. (1982). Photosynthetic responses of *Zostera marina* L.(eelgrass) to in situ manipulations of light intensity. *Oecologia*, 55, 137-144.
- Derolez, V., Soudant, D., Malet, N., Chiantella, C., Richard, M., Abadie, E., ... & Bec, B. (2020). Two decades of oligotrophication: Evidence for a phytoplankton community shift in

the coastal lagoon of Thau (Mediterranean Sea, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 241, 106810.

Desmots, D. (2007). Intégration du lien consommateur-ressource dans l'étude de l'influence des activités humaines sur l'hivernage des bernaches cravant dans un écosystème littoral fortement anthropisé. Thèse en océanologie biologie Université de Bretagne Occidentale Institut Universitaire Européen de la Mer.

Desroy, N., Charrier, G., & Dauvin, J. C. (2001). Populations, peuplements et habitats benthiques, suprabenthiques et planctoniques de l'estuaire salé de Seine.

Deutsch, L., Troell, M., Limburg, K., Huitric, M. (2011). Global trade of fisheries products: Implications for marine ecosystems and their services. In: Köllner T (eds.). *Ecosystem Services and Global Trade of Natural Resources: Ecology, Economics and Policies*. Routledge, London, UK.

DJEBAR, A., MESSERER, Y., TANDJIR, L., & BENSOUILAH, M. (2003). EQUILIBRES HYDROLOGIQUES DU LAC MELLAH (COMPLEXE LACUSTRE D'EL KALA). *Sciences & Technologie. C, Biotechnologies*, 15-20².

Djebourabi, A. (2014). Impact de facteurs environnementaux et de microalghostoxiques sur certains organismes aquatiques (bivalves) (Doctoral dissertation, Université Badji Mokhtar de Annaba, Département des Science).

Do, V. T. (2012). Évolution et santé des herbiers à *Zostera noltii* dans le bassin d'Arcachon à travers la dynamique de la macrofaune benthique associée (Doctoral dissertation, Bordeaux 1).

Do, V. T., Blanchet, H., de Montaudouin, X., & Lavesque, N. (2013). Limited consequences of seagrass decline on benthic macrofauna and associated biotic indicators. *Estuaries and coasts*, 36, 795-807.

Do, V. T., de Montaudouin, X., Lavesque, N., Blanchet, H., & Guyard, H. (2011). Seagrass colonization: Knock-on effects on zoobenthic community, populations and individual health. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 95(4), 458-469.

Draredja B. & Beldi H., (2001). Macrofaune benthique d'un milieu lagunaire méditerranéen : lagune Mellah (Algérie Est). Quatrième congrès magrébin des Sciences de la Mer, Mahdia (Tunisie): 9-11 novembre 2001.

- Draredja B., (1992). Conditions hydrosédimentaires et structure de la macrofaune benthique en période printanière d'un écosystème lagunaire méditerranéen: lac Mellah (Algérie). Thèse magister en océanographie biologique, ISMAL (Alger), (1992), 147p.
- Draredja, B. (2005). Structure et organisation de la macrofaune benthique de la lagune Mellah (Algérie, Méditerranée Sud-Occidentale). *Journal de Recherche Océanographique*, 30, 24-33.
- Draredja, B. (2007). Structure et fonctionnement d'un milieu lagunaire méditerranéen: lagune mellah (el-kala, algérie nord-est) (Doctoral dissertation, Université de Annaba-Badji Mokhtar).
- Draredja, B., Como, S., & Magni, P. (2006). Regional cooperation in the Mediterranean Sea: joint analysis of macrobenthic assemblages in the lagoons of Mellah (Algeria) and Cabras (Italy). *Biologia marina mediterranea*, 13(2), 50-51.
- Draredja, M. A., Frihi, H., Boualleg, C., Gofart, A., Abadie, E., & Laabir, M. (2019). Seasonal variations of phytoplankton community in relation to environmental factors in a protected meso-oligotrophic southern Mediterranean marine ecosystem (Mellah lagoon, Algeria) with an emphasis of HAB species. *Environmental monitoring and assessment*, 191, 1-17.
- Duarte, B., Martins, I., Rosa, R., Matos, A. R., Roleda, M. Y., Reusch, T. B., ... & Jueterbock, A. (2018). Climate change impacts on seagrass meadows and macroalgal forests: an integrative perspective on acclimation and adaptation potential. *Frontiers in Marine Science*, 5, 190.
- Duarte, C. M. (1991). Seagrass depth limits. *Aquatic botany*, 40(4), 363-377.
- Duarte, C. M. (1995). Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia*, 41(1), 87-112.
- Duarte, C. M., & Cebrián, J. (1996). The fate of marine autotrophic production. *Limnology and oceanography*, 41(8), 1758-1766.
- Duarte, C. M., Dennison, W. C., Orth, R. J., & Carruthers, T. J. (2008). The charisma of coastal ecosystems: addressing the imbalance. *Estuaries and coasts*, 31, 233-238.
- Duarte, C. M., Martínez, R., & Barrón, C. (2002). Biomass, production and rhizome growth near the northern limit of seagrass (*Zostera marina*) distribution. *Aquatic Botany*, 72(2), 183-189.

- Duarte, C. M., Martínez, R., & Barrón, C. (2002). Biomass, production and rhizome growth near the northern limit of seagrass (*Zostera marina*) distribution. *Aquatic Botany*, 72 , 183-189. Short Communicatio.
- Dubilier, N., Bergin, C., & Lott, C. (2008). Symbiotic diversity in marine animals: the art of harnessing chemosynthesis. *Nature Reviews Microbiology*, 6(10), 725-740.
- Dubilier, N., Bergin, C., & Lott, C. (2008). Symbiotic diversity in marine animals: the art of harnessing chemosynthesis. *Nature Reviews Microbiology*, 6(10), 725-740.
- Dunton, K. H. (1990). Production ecology of *Ruppia maritima* L. sl and *Halodule wrightii* Aschers, in two subtropical estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 143(3), 147-164.
- Durako, M. J., & Moffler, M. D. (1987). Factors affecting the reproductive ecology of *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae). *Aquatic Botany*, 27(1), 79-95.
- Dvořák, J., & Best, E. P. (1982). Macro-invertebrate communities associated with the macrophytes of Lake Vechten: structural and functional relationships. *Studies on Lake Vechten and Tjeukemeer, The Netherlands: 25th anniversary of the Limnological Institute of the Royal Netherlands Academy of Art and Sciences*, 115-126.
- Evans, A. S., Webb, K. L., & Penhale, P. A. (1986). Photosynthetic temperature acclimation in two coexisting seagrasses, *Zostera marina* L. and *Ruppia maritima* L. *Aquatic Botany*, 24(2), 185-197.
- Faasse, M. (2018). A record of the Asian mussel *Arcuatula senhousia* (Benson in Cantor, 1842) from NW Europe (the Netherlands). *Spirula*, 416, 14-15.
- Falace, A., Curiel, D., & Sfriso, A. (2009). Study of the macrophyte assemblages and application of phytobenthic indices to assess the ecological status of the Marano-Grado Lagoon (Italy). *Marine Ecology*, 30(4), 480-494.
- Febvre, J. (1968). Etude bionomique des substrats meubles de l'étang de Berre. *Rec Trav Sta Mar Endoume*, 44, 298-355.
- Fournier, J. (2009). Dépêche ministérielle du 13 mars 1933 : état des herbiers français. CRESCO Dinard,62pp.

- Freeman, A., Short, F., Isnain, I., Razak, F., & Coles, R. (2008). Seagrass on the edge : Land-use practices threaten coastal seagrass communities in Sabah, Malaysia. *Biological Conservation*, 141 , 2993-3005.
- FRONTIER S. & RICHO-VIALE D. 1993. Ecosystèmes, Structure, Fonctionnement, Evolution .collection d'écologie , Masson, Paris. p, 392.
- Galil, B. S. (2007). Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*, 55(7-9), 314-322.
- Galil, B. S. (2008). Alien species in the Mediterranean Sea—which, when, where, why?. In *Challenges to Marine Ecosystems: Proceedings of the 41st European Marine Biology Symposium* (pp. 105-116). Springer Netherlands.
- Ganthy, F. (2011). Rôle des herbiers de zostères (*Zostera noltii*) sur la dynamique sédimentaire du Bassin d'Arcachon (Doctoral dissertation, Université de Bordeaux 1).
- Ganthy, F., Sottolichio, A., & Verney, R. (2011). The stability of vegetated tidal flats in a coastal lagoon through quasi in-situ measurements of sediment erodibility. *Journal of Coastal Research*, 1500-1504.
- Gimazane, J. P. (1982). L'exploitation conchylicole du lac Mellah, Algérie. Rapport FAO/MEDRAP. 13p.
- Glibert, P. M., Hinkle, D. C., Sturgis, B., & Jesien, R. V. (2014). Eutrophication of a Maryland/Virginia coastal lagoon: a tipping point, ecosystem changes, and potential causes. *Estuaries and coasts*, 37, 128-146.
- Gold C., 2002. Étude des effets de la pollution métallique (Cd/Zn) sur la structure des communautés de diatomées périphtiques des cours d'eau. Approches expérimentales in situ et en laboratoire. Thèse Doct. Univ. Bordeaux I: 175p.
- Gravina, M. F., Ardizzone, G. D., Scaletta, F., & Chimenz, C. (1989). Descriptive analysis and classification of benthic communities in some Mediterranean coastal lagoons (central Italy). *Marine Ecology*, 10(2), 141-166.
- Green, E. P., & Short, F. T., (2003). *World Atlas of Seagrasses*. Berkeley, USA : University of California Press.

- Greve, T. M., & Binzer, T. (2004). Which factors regulate seagrass growth and distribution. European seagrasses: an introduction to monitoring and management, 19.
- Grimes, S. (1994). Contribution à la connaissance des populations de *Cardium glaucum* (Bruguère, 1789), *Loripes lacteus* (Linnaeus, 1758) et *Brachydonte marioni* (Locard, 1889) du lac Mellah (El Kala, Algérie) (Doctoral dissertation, Alger).
- Guelorget, O., Frisoni, G. F., Ximenes, M. C., & Perthuisot, J. P. (1989). Expressions biogéologiques du confinement dans une lagune méditerranéenne: le lac Melah (Algérie).
- Gunawan, C. A., Allen, G. E. R. R. Y., Bavestrello, G. I. O. R. G. I. O., Carrano, C., Destari, A., Foster, B., ... & Yaha, Y. U. N. A. L. D. I. (2005). Status of coral reefs in Indonesia after the December 2004 tsunami. Status of Coral Reefs in Tsunami A ected Countries, 43-56.
- Hadjadji, I. (2015). Caractérisation de la diversité écophysiological d'*Alexandrium E* au Nord (France) et au Sud Ouest (Algérie) de la Méditerranée (Doctoral dissertation, Université Badji Mokhtar).
- HADJADJI, I. (2015). Caractérisation de la diversité écophysiological d'*Alexandrium catenella/tamarensis* au Nord (France) et au Sud Ouest (Algérie) de la Méditerranée (Doctoral dissertation).
- Hammerstrom, K. K., Kenworthy, W. J., Fonseca, M. S., & Whitfield, P. E. (2006). Seed bank, biomass, and productivity of *Halophila decipiens*, a deep water seagrass on the west Florida continental shelf. Aquatic Botany, 84 , 110-120.
- Hamza, H., Beya Mammeria, A., Bain, A., De Wit, R., & Klein, J. (2022). First record of the invasive Asian date mussel *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) in El Mellah Lagoon (Southern coast of Algerian Basin, Western Mediterranean). BioInvasions Records, 11(3), 686-699. <https://doi.org/10.3391/bir.2022.11.3.11>
- Harrison, P. G. (1982). Seasonal and year-to-year variations in mixed intertidal populations of *Zostera japonica* Aschers. & Graebn. and *Ruppia maritima* LSL. Aquatic Botany, 14, 357-371.
- Hedjouli, Z. (2022). Abondance et distribution des blattes dans les différents écosystèmes Algériens Inventaire, lutte intégrée et comportement (Doctoral dissertation, Thèse de Doctorat, Université de Badji Mokhtar-Annaba (Algerie), 177p).
- Hemminga, M. A., and Duarte, C. M. (2000). Seagrass Ecology: An Introduction. Cambridge: Cambridge University Press.

- HERAL M., RAZET D., DESLOUS-PZOLI J. M., BERTHONNE J.P & GARNIER J. 1983 .
- Hillman, K., McComb, A., & Walker, D. (1995). The distribution, biomass and primary production of the seagrass *Halophila ovalis* in the Swan/Canning Estuary, Western Australia. *Aquatic Botany*, 51 , 1-54.
- Hootsmans, M. J. M., Vermaat, J. E., & Van Vierssen, W. (1987). Seed-bank development, germination and early seedling survival of two seagrass species from The Netherlands: *Zostera marina* L. and *Zostera noltii* Hornem. *Aquatic Botany*, 28(3-4), 275-285.
- Hurd, C. L., Harrison, P. J., Bischof, K., & Lobban, C. S. (2014). *Seaweed ecology and physiology*. Cambridge University Press.
- Inoue, T., & Yamamuro, M. (2000). Respiration and ingestion rates of the filter-feeding bivalve *Musculista senhousia*: implications for water-quality control. *Journal of Marine Systems*, 26(2), 183-192.
- Ito, Y., Ohi-Toma, T., Murata, J., & Tanaka, N. (2013). Comprehensive phylogenetic analyses of the *Ruppia maritima* complex focusing on taxa from the Mediterranean. *Journal of plant research*, 126, 753-762.
- Iverson, R. L., & Bittaker, H. F. (1986). Seagrass distribution and abundance in the Eastern Gulf of Mexico coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 22 , 577-602.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M., & Christoffersen, K. (Eds.). (2012). *The structuring role of submerged macrophytes in lakes* (Vol. 131). Springer Science & Business Media.
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M. (1997). Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78.7, 1946-1957. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[1946:PANEEO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[1946:PANEEO]2.0.CO;2)
- Jupp, B., Durako, M., Kenworthy, W., Thayer, G., & Schillak, L. (1996). Distribution, abundance, and species composition of seagrasses at several sites in Oman. *Aquatic Botany*, 53, 199-213.
- Kantrud, H. A. (1991). Wigeongrass (*Ruppia maritima* L.): a literature review. U.S. Fish Wildl. Serv., Fish Wildl. Res. 10: 1–58.

Kapetsky, J. M. (1984). Coastal lagoon fisheries around the world: some perspectives on fishery yields, and other comparative fishery characteristics. Studies and Reviews-General Fisheries Council for the Mediterranean (FAO). no. 61.

Kemp S.J. & Spotila J.R., 1997. Effects of urbanization on brown trout *Salmo trutta*, other fishes and macroinvertebrates in Valley Creek, Valley Forge, Pennsylvania. *American Midland Naturalist*, 138 (1): 55-67

Kennish, M. J. & H. W. Paerl, 2010. *Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change*. CRC Press, Boca Raton.

Kennish, M. J. (2016). Coastal lagoons. *Encyclopedia of Estuaries*; Kennish, MJ, Ed.; Springer: Dordrecht, The Netherlands.

Kennish, M. J., & Paerl, H. W. (Eds.). (2010). *Coastal lagoons: critical habitats of environmental change*. CRC press.

Kevrekidis, T. (2004). Seasonal variation of the macrozoobenthic community structure at low salinities in a Mediterranean lagoon (Monolimni Lagoon, Northern Aegean). *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology*, 89(4), 407-425.

Kevrekidis, T., Kourakos, G., & Boubonari, T. (2009). Life history, reproduction, growth, population dynamics and production of *Gammarus aequicauda* (Crustacea: Amphipoda) at extremely low salinities in a Mediterranean lagoon. *International Review of Hydrobiology*, 94(3), 308-325.

Kherifi, W., & Bousnoubra, H. K. (2012). Evolution saisonnière de la qualité microbiologique des eaux du lac Mellah (Nord-Est Algérien). *LARHYSS Journal* P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782, (11).

Kirkman, H. (1996). Baseline and monitoring methods for seagrass meadows. *Journal of Environmental Management*, 47 , 191-201.

Kjerfve, B. (1994). Coastal lagoons. In *Elsevier oceanography series* (Vol. 60, pp. 1-8). Elsevier.

Koch, E. W., (2001). Beyond light: physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries*, 24, 1-17

- Kovalev, E. A., Zhivoglyadova, L. A., Revkov, N. K., Frolenko, L. N., & Afanasyev, D. F. (2017). First record of the bivalve *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) in the Russian part of the the Azov-Black Sea basin. *Russian journal of biological invasions*, 8, 316-320.
- Kuo, J., & Den Hartog, C. (2000). Seagrasses: A profile of an ecological group. *Biologia Marina Mediterranea*, 7(2), 3-17.
- Kushner, R. B., & Hovel, K. A. (2006). Effects of native predators and eelgrass habitat structure on the introduced Asian mussel *Musculista senhousia* (Benson in Cantor) in southern California. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 332(2), 166-177.
- Lagarde, F., Ubertini, M., Mortreux, S., Bernard, I., Fiandrino, A., Chiantella, C., ... & Lett, C. (2017). Recruitment of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* in a shellfish-exploited Mediterranean lagoon: discovery, driving factors and a favorable environmental window. *Marine Ecology Progress Series*, 578, 1-17.
- Lam-Hoi, T., & Rougier, C. (2001). Zooplankton assemblages and biomass during a 4-period survey in a northern Mediterranean coastal lagoon. *Water research*, 35(1), 271-283.
- Lasserre G. & Postma H., 1982. Les lagunes côtières. Actes du Symposium International sur les lagunes côtières, 8-14 septembre 1981, Bordeaux, France. *Oceanol. Acta*, N° sp : 461p.
- Lau, S. C., Brettell, D. L., & Astudillo, J. C. (2018). Rapid assessment of the invasive *Xenostrobus securis* on cultured oysters in Hong Kong. *Regional Studies in Marine Science*, 17, 11-16.
- Laugier, T., Rigollet, V., & de Casabianca, M. L. (1999). Seasonal dynamics in mixed eelgrass beds, *Zostera marina* L. and *Z. noltii* Hornem., in a Mediterranean coastal lagoon (Thau lagoon, France). *Aquatic Botany*, 63(1), 51-69.
- Le Fur, I. (2018). Rôle des macrophytes dans la restauration des milieux lagunaires: successions écologiques (Doctoral dissertation, Université Montpellier).
- Le Fur, I., De Wit, R., Plus, M., Oheix, J., Derolez, V., Simier, M., ... & Ouisse, V. (2019). Re-oligotrophication trajectories of macrophyte assemblages in Mediterranean coastal lagoons based on 17-year time-series. *Marine Ecology Progress Series*, 608, 13-32.
- Le Fur, I., De Wit, R., Plus, M., Oheix, J., Simier, M., & Ouisse, V. (2018). Submerged benthic macrophytes in Mediterranean lagoons: distribution patterns in relation to water chemistry and depth. *Hydrobiologia*, 808(1), 175-200.

- Lebreton, B., Richard, P., Galois, R., Radenac, G., Brahmia, A., Colli, G., ... & Blanchard, G. F. (2012). Food sources used by sediment meiofauna in an intertidal *Zostera noltii* seagrass bed: a seasonal stable isotope study. *Marine Biology*, 159, 1537-1550.
- Lee, K. S., & Dunton, K. H. (1996). Production and carbon reserve dynamics of the seagrass *Thalassia testudinum* in Corpus Christi Bay, Texas, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 143, 201-210.
- Lee, K. S., Park, S. R., & Kim, J. B. (2005). Production dynamics of the eelgrass, *Zostera marina* in two bay systems on the south coast of the Korean peninsula. *Marine Biology*, 147, 1091-1108.
- Lee, K. S., Park, S. R., & Kim, Y. K. (2007). Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: a review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350(1-2), 144-175.
- Lenzi, M., Palmieri, R., & Porrello, S. (2003). Restoration of the eutrophic Orbetello lagoon (Tyrrhenian Sea, Italy): water quality management. *Marine Pollution Bulletin*, 46(12), 1540-1548.
- Lenzi, M., Palmieri, R., & Porrello, S. (2003). Restoration of the eutrophic Orbetello lagoon (Tyrrhenian Sea, Italy): water quality management. *Marine Pollution Bulletin*, 46(12), 1540-1548.
- Leruste, A., Malet, N., Munaron, D., Derolez, V., Hatey, E., Collos, Y., ... & Bec, B. (2016). First steps of ecological restoration in Mediterranean lagoons: Shifts in phytoplankton communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 180, 190-203.
- Levin, L. A., Boesch, D. F., Covich, A., Dahm, C., Erséus, C., Ewel, K. C., ... & Weslawski, J. M. (2001). The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems*, 4, 430-451.
- Lirman, D., Deangelo, G., Serafy, J., Hazra, A., Smith Hazra, D., Herlan, J., ... & Clausing, R. (2008). Seasonal changes in the abundance and distribution of submerged aquatic vegetation in a highly managed coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 596, 105-120.
- Lopez-Calderon, J., Riosmena-Rodríguez, R., Rodríguez-Baron, J. M., Carrión-Cortez, J., Torre, J., Meling-López, A., ... & García-Hernández, J. (2010). Outstanding appearance of

Ruppia maritima along Baja California Sur, México and its influence in trophic networks. *Marine biodiversity*, 40, 293-300.

Louzzi, N., Magoua, M., Terhzaz, L., & Hamoumi, N. (2007). Evolution de la qualité des eaux de la lagune de Nador (Littoral Méditerranéen Oriental, Maroc) durant la période 2003–2005. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*, 38, 674.

Lu, Y., Yuan, J., Lu, X., Su, C., Zhang, Y., Wang, C., ... & Sweijid, N. (2018). Major threats of pollution and climate change to global coastal ecosystems and enhanced management for sustainability. *Environmental Pollution*, 239, 670-680.

Lukwambe, B., Nicholaus, R., Zhao, L., Yang, W., Zhu, J., & Zheng, Z. (2020). Microbial community and interspecies interaction during grazing of ark shell bivalve (*Scapharca subcrenata*) in a full-scale bioremediation system of mariculture effluents. *Marine environmental research*, 158, 104956.

Maciá, S. (2000). The effects of sea urchin grazing and drift algal blooms on a subtropical seagrass bed community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 246, 53-67.

Magni, P., Draredja, B., Melouah, K., & Como, S. (2015). Patterns of seasonal variation in lagoonal macrozoobenthic assemblages (Mellah lagoon, Algeria). *Marine Environmental Research*, 109, 168-176.

Malea, P., Kevrekidis, T., & Mogias, A. (2004). Annual versus perennial growth cycle in *Ruppia maritima* L.: temporal variation in population characteristics in Mediterranean lagoons (Monolimni and Drana Lagoons, Northern Aegean Sea).

Maltby, E., & Turner, R. E. (1983). Wetlands are not wastelands. *Geographical magazine*, 55, 92-97.

Maltby, E., Turner, R.E., (1983) - Wetlands of the world, *Geogr.Mag.* 55:12-17.

Mannino, A. M., Menéndez, M., Obrador, B., Sfriso, A., & Triest, L. (2015). The genus *Ruppia* L.(Ruppiaceae) in the Mediterranean region: an overview. *Aquatic Botany*, 124, 1-9.

Martin, P., Sébastien, D., Gilles, T., Isabelle, A., de Montaudouin, X., Emery, É., ... & Christophe, V. (2010). Long-term evolution (1988–2008) of *Zostera* spp. meadows in Arcachon Bay (Bay of Biscay). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87(2), 357-366.

- Martínez-Garrido, J., Creed, J. C., Martins, S., Almada, C. H., & Serrão, E. A. (2017). First record of *Ruppia maritima* in West Africa supported by morphological description and phylogenetic classification. *Botanica Marina*, 60(5), 583-589.
- McMillan, C. (1981). Seed reserves and seed germination for two seagrasses, *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*, from the western Atlantic. *Aquatic Botany*, 11, 279-296.
- Melouah, K. (2013). Étude de la Faune Malacologique de la Lagune Mellah avec un intérêt Particulier pour le bivalve: *Cerastoderma Glaucum* (Doctoral dissertation, PhD Thesis. Université Badji Mokhtar Algérie).
- Melouah, K., Draredja, B., & Beldi, H. (2014). Dynamique de la coque *Cerastoderma glaucum* (Mollusca, Bivalvia) dans la lagune Mellah (Algérie Nord-Est). Synthèse: *Revue des Sciences et de la Technologie*, 28, 34-45.
- Memmott, J., Craze, P. G., Waser, N. M., & Price, M. V. (2007). Global warming and the disruption of plant–pollinator interactions. *Ecology letters*, 10(8), 710-717.
- Menif, D., & Ben Hassine O.K., (2003). La lagune de Kelibia : caractéristiques du milieu et biodiversité. *Revue F.S.B.*, 2 : 52p
- Messerer, Y. (1999). Étude morphométrique et hydrologique du complexe lacustre d’El-Kala (Cas du lac Mellah et du lac Oubéira). Thèse Magister. Univ. Annaba : 123p.
- Milchakova, N. A. (1999). On the status of seagrass communities in the Black Sea. *Aquatic Botany*, 65(1-4), 21-31.
- Mistri, M., Rossi, R., & Fano, E. A. (2001). Structure and secondary production of a soft bottom macrobenthic community in a brackish lagoon (Sacca di Goro, north-eastern Italy). *Estuarine, coastal and shelf science*, 52(5), 605-616.
- Mistri, M., Rossi, R., & Fano, E. A. (2001). Structure and secondary production of a soft bottom macrobenthic community in a brackish lagoon (Sacca di Goro, north-eastern Italy). *Estuarine, coastal and shelf science*, 52(5), 605-616.
- Mogias, A., & Kevrekidis, T. (2005). Macrozoobenthic community structure in a poikilohaline Mediterranean lagoon (Laki Lagoon, northern Aegean). *Helgoland Marine Research*, 59(3), 167-176.

- Montefalcone, M. (2009). Ecosystem health assessment using the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: a review. *Ecological indicators*, 9(4), 595-604.
- Morton, B. (1974). Some aspects of the biology, population dynamics, and functional morphology of *Musculista senhousia* Benson (Bivalvia, Mytilidae).
- Munari, C. (2008). Effects of the exotic invader *Musculista senhousia* on benthic communities of two Mediterranean lagoons. *Hydrobiologia*, 611, 29-43.
- Munaron, D., Tapie, N., Budzinski, H., Andral, B., & Gonzalez, J. L. (2012). Pharmaceuticals, alkylphenols and pesticides in Mediterranean coastal waters: results from a pilot survey using passive samplers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 114, 82-92.
- Nacken, M., & Reise, K. (2000). Effects of herbivorous birds on intertidal seagrass beds in the northern Wadden Sea. *Helgoland Marine Research*, 54, 87-94.
- Nicolaidou, A., Petrou, K., Kormas, K. A., & Reizopoulou, S. (2006). Inter-annual variability of soft bottom macrofaunal communities in two Ionian Sea lagoons. *Marine Biodiversity: Patterns and Processes, Assessment, Threats, Management and Conservation*, 89-98.
- Nienhuis, P., Coosen, J., & Kiswara, W. (1989). Community structure and biomass distribution of seagrasses and macrofauna in the Flores Sea, Indonesia. *Netherlands Journal of Sea Research*, 23, 197-214.
- Nixon, S.W. (1982). Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields of lagoons. *Actes du Symposium International sur les lagunes côtières*, 8-14 septembre 1981, Bordeaux, France. *Oceanol. Acta*, N°SP : 357-371.
- Nordlund, L. M., & Gullström, M. (2013). Biodiversity loss in seagrass meadows due to local invertebrate fisheries and harbour activities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 135, 231-240.
- Nordlund, L. M., Koch, E. W., Barbier, E. B., & Creed, J. C. (2016). Seagrass ecosystem services and their variability across genera and geographical regions. *Plos one*, 11(10), e0163091.
- O.N.M.T. (2020). (Office National de Météorologie d'El Tarf), Données météorologiques, El
- Oheix, J., Ouisse, V., Munaron, D., Le Fur, I., & Derolez, V. (2015). Etude de *Ruppia cirrhosa* dans la lagune de Canet-St-Nazaire.

- Oheix, J., Ouisse, V., Munaron, D., Le Fur, I., & Derolez, V. (2015). Etude de *Ruppia cirrhosa* dans la lagune de Canet-St-Nazaire.
- Orth, R. J., & Moore, K. A. (1986). Seasonal and year-to-year variations in the growth of *Zostera marina* L.(eelgrass) in the lower Chesapeake Bay. *Aquatic Botany*, 24(4), 335-341.
- Orth, R. J., Carruthers, T. J., Dennison, W. C., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., ... & Williams, S. L. (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*, 56(12), 987-996.
- Otero, M., Cebrian, E., Francour, P., Galil, B., & Savini, D. (2013). Monitoring marine invasive species in Mediterranean marine protected areas (MPAs): a strategy and practical guide for managers. IUCN, Malaga, 136.
- Ounissi, M. Haridi A. & Rétima, A. (2002). Variabilité du zooplancton de la lagune Mellah (Algérie) selon l'advection tidale en hiver et au printemps 1996-1997. *J. Rech. Océanogr.*, 27(1) : 1-13.
- Öztürk, B., Bitlis, B., Doğan, A., & Türkçü, N. (2017). Alien marine molluscs along the Turkish coast, with a new record of *Varicopeza pauxilla* (A. Adams, 1855)(Mollusca: Gastropoda) from the Mediterranean Sea. *Acta Zoologica Bulgarica*, 1, 83-92.
- Pasquaud, S. (2006). Les relations trophiques: éléments de structuration des peuplements ichtyologiques en milieu estuarien. Application à l'estuaire de la Gironde (Doctoral dissertation, Docteur en Océanographie, Université de Bordeaux 1).
- Pearce, F. & Crivelli, A.J., (1994) - Caractéristiques générales des zones humides méditerranéennes. Publication. Medwet / Tour Du Valat, N°1, Arles, France, 88 P.
- Pêches et Océans Canada (2012). Définitions de détérioration, destruction ou perturbation (DDP) de l'habitat de la Zostère (*Zostera marina*). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/058.
- Peralta, G., Pérez-Lloréns, J. L., Hernández, I., & Vergara, J. J. (2002). Effects of light availability on growth, architecture and nutrient content of the seagrass *Zostera noltii* Hornem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 269(1), 9-26.
- Pérez, M. M., & Camp, J. (1986). Distribución espacial y biomasa de las fanerógamas de las bahías del delta del Ebro.

- Pérez, M., & Romero, J. (1992). Photosynthetic response to light and temperature of the seagrass *Cymodocea nodosa* and the prediction of its seasonality. *Aquatic Botany*, 43(1), 51-62.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., & Pérez-Ruzafa, I. M. (2011). Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(5-6), 160-166.
- Pérez-Ruzafa, A., Pérez-Ruzafa, I. M., Newton, A. & C. Marcos (2019). Coastal lagoons: environmental variability, ecosystem complexity, and goods and services uniformity. In *Coasts and Estuaries* (pp. 253-276). Elsevier.
- Pergent-Martini, C., & Pergent, G. (2000). Marine phanerogams as a tool in the evaluation of marine trace-metal contamination: an example from the Mediterranean. *International Journal of Environment and Pollution*, 13(1-6), 126-147.
- Pergent-Martini, C., Pasqualini, V., Ferrat, L., Pergent, G., & Fernandez, C. (2005). Seasonal dynamics of *Zostera noltii* Hornem. in two Mediterranean lagoons. *Hydrobiologia*, 543, 233-243.
- Phillips, R. C., & Lewis III, R. L. (1983). Influence of environmental gradients on variations in leaf widths and transplant success in North American seagrasses [*Zostera marina*, eelgrass, *Thalassia testudinum*, turtlegrass, habitats]. *Marine Technology Society Journal* (USA).
- Pichod-Viale, D. (1993). *Ecosystèmes: structure, fonctionnement, évolution*. Masson.
- Plus, M., Chapelle, A., Ménesguen, A., Deslous-Paoli, J. M., & Auby, I. (2003). Modelling seasonal dynamics of biomasses and nitrogen contents in a seagrass meadow (*Zostera noltii* Hornem.): application to the Thau lagoon (French Mediterranean coast). *Ecological Modelling*, 161(3), 213-238.
- Plus, M., Deslous-Paoli, J. M., Auby, I., & Dagault, F. (2001). Factors influencing primary production of seagrass beds (*Zostera noltii* Hornem.) in the Thau lagoon (French Mediterranean coast). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 259(1), 63-84.
- Pomeroy, R. S., Parks, J. E., & Watson, L. M. (2004). *How is your MPA doing?: a guidebook of natural and social indicators for evaluating marine protected area management effectiveness*. IUCN

- Ponti, M., Pinna, M., Basset, A., Moncheva, S., Trayanova, A., Georgescu, L. P., ... & Abbiati, M. (2008). Quality assessment of Mediterranean and Black Sea transitional waters: comparing responses of benthic biotic indices. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(S1), S62-S75.
- Quammen, M. L., & Onuf, C. P. (1993). Laguna Madre: seagrass changes continue decades after salinity reduction. *Estuaries*, 16(2), 302-310.
- Quintino, V., Rodrigues, A. M., & Gentil, F. (1986). Etude faunistique et coenotique des mollusques bivalves et gasteropodes des lagunes d'Albufeira et Obidos (Portugal). *Haliotis* (Paris), 15, 83-90.
- Ralph, P. J., & Short, F. T. (2002). Impact of the wasting disease pathogen, *Labyrinthula zosterae*, on the photobiology of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 226, 265-271.
- Ramade, F. (1984). *Elément d'écologie (écologie fondamentale)*. Ed. McGraw-Hill. Paris. 397p.
- Refes, W. (1994). Contribution à la connaissance de la population de *ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) du lac mellah (El kala, Algérie) (Doctoral dissertation, Alger).
- Reiss, H., & Kröncke, I. (2005). Seasonal variability of benthic indices: an approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 50(12), 1490-1499.
- Reizopoulou, S., & Nicolaidou, A. (2004). Benthic diversity of coastal brackish-water lagoons in western Greece. *Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems*, 14(S1), S93-S102.
- Reusch, T. B., & Williams, S. L. (1998). Variable responses of native eelgrass *Zostera marina* to a non-indigenous bivalve *Musculista senhousia*. *Oecologia*, 113, 428-441.
- Romdhane, M. S., & Chakroun, F. (1986). Les peuplements benthiques de la lagune de Ghar El Melh.
- Sacchi, C. F., & Testard, P. (1971). *Écologie animale: organismes et milieu* (No. 574.5 SACe).

- Samaan, A. A., Ghobashy, A. F., & Aboul Ezz, S. M. (1989). The benthic fauna of Lake Burollus 1-Community composition and distribution of the total fauna. *Bulletin of Natural Institute of Oceanography and Fish*, 15, 217-224.
- Sanmartí, N., Solé, L., Romero, J., & Pérez, M. (2018). Seagrass-bivalve facilitative interactions: Trait-mediated effects along an environmental gradient. *Marine environmental research*, 133, 99-104.
- Santhanam, R. (2018). *Biology and ecology of edible marine bivalve molluscs*. CRC Press.
- Santos, R., Silva, J., Alexandre, A., Navarro, N., Barrón, C., & Duarte, C. M. (2004). Ecosystem metabolism and carbon fluxes of a tidally-dominated coastal lagoon. *Estuaries*, 27, 977-985.
- Santos, R., Silva, J., Alexandre, A., Navarro, N., Barrón, C., & Duarte, C. M. (2004). Ecosystem metabolism and carbon fluxes of a tidally-dominated coastal lagoon. *Estuaries*, 27, 977-985.
- Schramm, W. (1999). Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. In *Sixteenth International Seaweed Symposium: Proceedings of the Sixteenth International Seaweed Symposium held in Cebu City, Philippines, 12–17 April 1998* (pp. 583-592). Springer Netherlands.
- Schubert, H., Feuerpfel, P., Marquardt, R., Telesh, I., & Skarlato, S. (2011). Macroalgal diversity along the Baltic Sea salinity gradient challenges Remane's species-minimum concept. *Marine pollution bulletin*, 62(9), 1948-1956.
- Schweimanns, M., & Felbeck, H. (1985). Significance of the occurrence of chemoautotrophic bacterial endosymbionts in lucinid clams from Bermuda. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, 24(1), 113-120.
- SEHILI, N. (2008). *Evolution des peuplements phytoplanctoniques au niveau du lac Oubéira Et la lagune El Mellah* (Doctoral dissertation, Université de Annaba-Badji Mokhtar).
- Semroud, R. (1983). *Contribution à l'étude écologique des milieux saumâtres méditerranéens : le lac Mellah (El-Kala, Algérie)*. Thèse 3ème Cycle, USTHB (Alger) : 137p.
- Sfriso, A., & Ghetti, P. F. (1998). Seasonal variation in biomass, morphometric parameters and production of seagrasses in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, 61(3), 207-223.
- Sfriso, A., Pavoni, B., Marcomini, A., & Orio, A. A. (1992). Macroalgae, nutrient cycles, and pollutants in the Lagoon of Venice. *Estuaries*, 15(4), 517-528.

- Sgro, L., Turolla, E., Rossi, R., & Mistri, M. (2002). Sexual maturation and larval development of the immigrant Asian date mussel, *Musculista senhousia*, in a Po River deltaic lagoon. *Italian Journal of Zoology*, 69(3), 223-228.
- Short, F. T. (2003). *World atlas of seagrasses*. Univ of California Press.
- Short, F. T., & Burdick, D. M. (1996). Quantifying eelgrass habitat loss in relation to housing development and nitrogen loading in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, 19, 730-739.
- Short, F. T., & Coles, R. G. (Eds.). (2001). *Global seagrass research methods*. Elsevier.
- Short, F. T., & Neckles, H. A. (1999). The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany*, 63(3-4), 169-196.
- Short, F. T., & Wyllie-Echeverria, S. (1996). Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental conservation*, 23(1), 17-27.
- Short, F. T., Carruthers, T. J. R., Waycott, M., Kendrick, G. A., Fourqurean, J. W., Callabine, A., ... & Dennison, W. C. (2010). *Ruppia maritima*—The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e. T164508A5897605 (accessed 11.12. 2016).
- Short, F. T., Ibelings, B. W., & Den Hartog, C. (1988). Comparison of a current eelgrass disease to the wasting disease in the 1930s. *Aquatic Botany*, 30(4), 295-304.
- Short, F. T., Mathieson, A. C., & Nelson, J. I. (1986). Recurrence of the eelgrass wasting disease at the border of New Hampshire and Maine, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 89-92.
- Short, F., Coles, R., & Pergent-Martini, C. (2001). Global seagrass distribution. In F. T. Short, & R. Coles (Eds.), *Global Seagrass Research Methods*. Amsterdam : Elsevier Science B.V. 482p
- Solidoro, C., Pastres, R., Cossarini, G., & Ciavatta, S. (2004). Seasonal and spatial variability of water quality parameters in the lagoon of Venice. *Journal of Marine Systems*, 51(1-4), 7-18.
- Solidoro, C., Pastres, R., Cossarini, G., & Ciavatta, S. (2004). Seasonal and spatial variability of water quality parameters in the lagoon of Venice. *Journal of Marine Systems*, 51(1-4), 7-18.
- Sousa, R., Gutiérrez, J. L., & Aldridge, D. C. (2009). Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. *Biological invasions*, 11, 2367-2385.
- Southwood, T. R. E. (1978). *Ecological Methods*. London. Chapman Hall.

- Spalding, M., Taylor, M., Ravilious, C., Short, F. T., & Green, E. (2003). Global overview: the distribution and status of seagrasses. *World atlas of seagrasses*.
- Steinhardt, T., & Selig, U. (2011). Influence of salinity and sediment resuspension on macrophyte germination in coastal lakes. *Journal of limnology*, 70(1), 11.
- Stewart, F. J., Newton, I. L., & Cavanaugh, C. M. (2005). Chemosynthetic endosymbioses: adaptations to oxic–anoxic interfaces. *TRENDS in Microbiology*, 13(9), 439-448.
- Syukur, A., ZULKIFLI, L., Al Idrus, A. G. I. L., & HIDAYATI, B. N. (2021). Species diversity of seagrass-associated bivalves as an ecological parameter to support seagrass conservation along with the Coastal Waters of South Lombok, Indonesia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 22(11).
- Takamura, N., Kadono, Y., Fukushima, M., Nakagawa, M., & Kim, B. H. (2003). Effects of aquatic macrophytes on water quality and phytoplankton communities in shallow lakes. *Ecological research*, 18, 381-395.
- Terrados, J., & Borum, J. (2004). Why are seagrasses important?-Goods and services provided by seagrass meadows. *European seagrasses: an introduction to monitoring and management*, 8-10.
- Thomas, J. P., Bougazelli, N., & Attender, M. (1973). *Projet de parc national marin, lacustre, terrestre d'El-Kala, Annaba, Algérie. Rapport du projet de création d'un parc national. Ministère de l'Environnement et des Forêts. 64p.*
- Tison, J. M., Jauzein, P., Michaud, H., & Michaud, H. (2014). *Flore de la France méditerranéenne continentale (Vol. 1). Turriers: Naturalia publications.*
- Tomlinson, P. B., & Posluzny, U. (2001). Generic limits in the seagrass family Zosteraceae. *Taxon*, 50(2), 429-437.
- Triest, L., & Sierens, T. (2010). High diversity of *Ruppia* meadows in saline ponds and lakes of the western Mediterranean. *Pond Conservation in Europe*, 253-261.
- Triest, L., & Sierens, T. (2013). Is the genetic structure of Mediterranean *Ruppia* shaped by bird-mediated dispersal or sea currents?. *Aquatic botany*, 104, 176-184.
- Triest, L., & Sierens, T. (2014). Seagrass radiation after Messinian salinity crisis reflected by strong genetic structuring and out-of-Africa scenario (Ruppiales). *PLoS One*, 9(8), e104264.

- Udy, J. W., & Dennison, W. C. (1997). Growth and physiological responses of three seagrass species to elevated sediment nutrients in Moreton Bay, Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 217 , 253-277.
- Uku, J., & Björg, M. (2005). Productivity aspects of three tropical seagrass species in areas of different nutrient levels in Kenya. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63 , 407-420.
- Unsworth, R. K., Taylor, J. D., Powell, A., Bell, J. J., & Smith, D. J. (2007). The contribution of scarid herbivory to seagrass ecosystem dynamics in the Indo-Pacific. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74 , 53-62.
- Van Der Geest, M., Van Der Heide, T., Holmer, M., & De Wit, R. (2020). First field-based evidence that the seagrass-lucinid mutualism can mitigate sulfide stress in seagrasses. *Frontiers in Marine Science*, 7, 11.
- Van Der Heide, T., Govers, L. L., De Fouw, J., Olf, H., Van Der Geest, M., Van Katwijk, M. M., ... & Van Gils, J. A. (2012). A three-stage symbiosis forms the foundation of seagrass ecosystems. *science*, 336(6087), 1432-1434.
- Velez A., Epifanio E., 1981 - Effects of temperature and ration on gametogenesis and growth in the tropical mussel *Perna perna* (L.). *Aquaculture*, 22: 21-26.
- Venice System, 1958. The Venice System for the Classification of Marine Waters According to Salinity. *Limnology and Oceanography* 3: 346–347
- Verhoeven, J. T. A. (1979). The ecology of *Ruppia*-dominated communities in Western Europe. I. Distribution of *Ruppia* representatives in relation to their autecology. *Aquatic Botany*, 6, 197-267.
- Verhoeven, J. T. A. (1980). The ecology of *Ruppia*-dominated communities in western Europe. III. Aspects of production, consumption and decomposition. *Aquatic Botany*, 8, 209-253.
- Verhoeven, J. T. A., & Van Vierssen, W. (1978). Distribution and structure of communities dominated by *Ruppia*, *Zostera* and *Potamogeton* species in the inland waters of 'De Bol', Texel, The Netherlands. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 6(4), 417-428.
- Vermaat, J. E., Hootsmans, M. J. M., & Nienhuis, P. H. (1987). Seasonal dynamics and leaf growth of *Zostera noltii* Hornem., a perennial intertidal seagrass. *Aquatic Botany*, 28(3-4), 287-299.

- Viaroli, P., Bartoli, M., Giordani, G., Naldi, M., Orfanidis, S., & Zaldivar, J. M. (2008). Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(S1), S105-S117.
- Vignes, F., Barbone, E., Breber, P., D'Adamo, R., Leonilde, R., Ungaro, N., ... & Basset, A. (2010). Spatial and temporal description of the dystrophic crisis in Lesina lagoon during summer 2008. *Transitional Waters Bulletin*, 3(2), 47-62.
- Vizzini, S., & Mazzola, A. (2008). The fate of organic matter sources in coastal environments: a comparison of three Mediterranean lagoons. *Hydrobiologia*, 611, 67-79.
- Watson, G. J., Dyos, J., Barfield, P., Stebbing, P., & Dey, K. G. (2021). Evidence for self-sustaining populations of *Arcuatula senhousia* in the UK and a review of this species' potential impacts within Europe. *Scientific reports*, 11(1), 1-13.
- Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., ... & Liams, S. L. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the national academy of sciences*, 106(30), 12377-12381.
- Young, P. C., & Kirkman, H. (1975). The seagrass communities of Moreton Bay, Queensland. *Aquatic Botany*, 1, 191-202.
- Zaïme, A., & Gautier, J. Y. (1989). Comparaison des régimes alimentaires de trois espèces sympatriques de Gerbillidae en milieu saharien, au Maroc. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 44(2), 153-163.
- Zaouali J., (1980). Étude du cycle sexuel de *Cerastoderma glaucum*. (Bivalvia, Eumellibranchia, Cardiidae) dans le lac de Tunis et de la mer de Bou-Grara (Tunis). Institut Pasteur de Tunis. Tome LVII. 3 :281-295
- Zenetos, A. (2016) *Arcuatula senhousia* (Asian date mussel). CABI datasheet. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/107753> (accessed 19 May 2023)
- Zenetos, A., Gofas, S., Verlaque, M., Çinar, M. E., García Raso, J. E., Bianchi, C. N., ... & Streltars, N. (2010). Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution.

Zhulidov, A., Kozhara, A., Son, M. O., Morhun, H., Velde, G. V. D., Leuven, R. S., ... & Nalepa, T. F. (2021). Additional records of the bivalves *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831)(Dreissenidae) and *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842)(Mytilidae) in the Ponto-Caspian region.

Zieman, J. C. and Wetzel, R. G., (1980). Productivity in seagrasses: Methods and rates. In: R. C. Phillips and C. P. Mc Roy (editors), Handbook of seagrass biology: an ecosystem perspective, Garland, New York, pp. 87-116.

ANNEXE

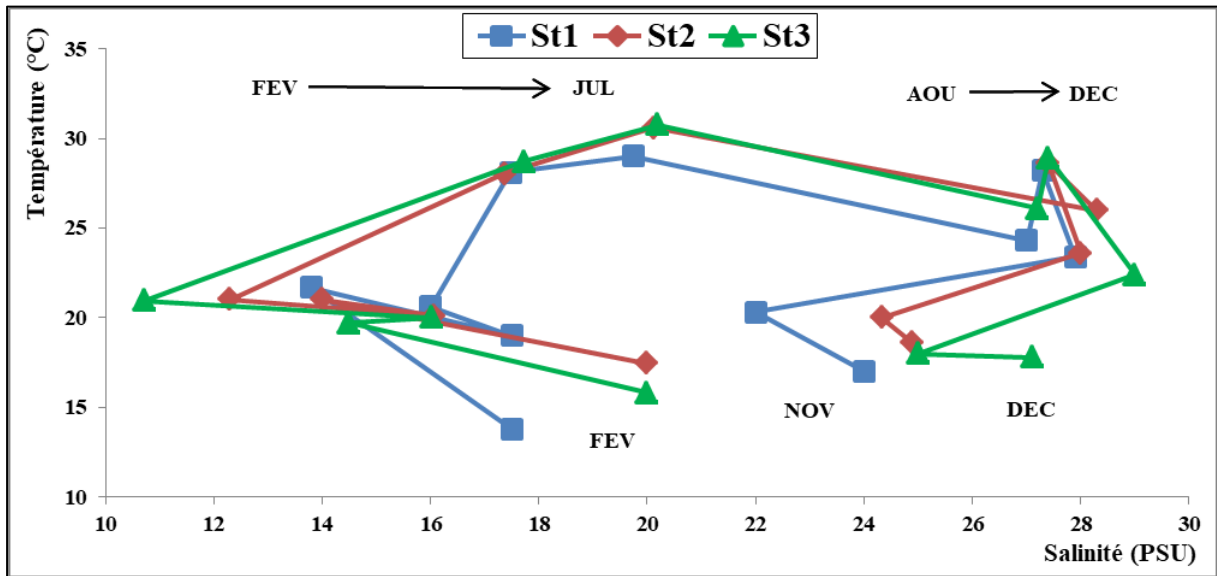


Figure 1 Annexe: L'évolution de la température (°C) en fonction de la salinité (PSU) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah.

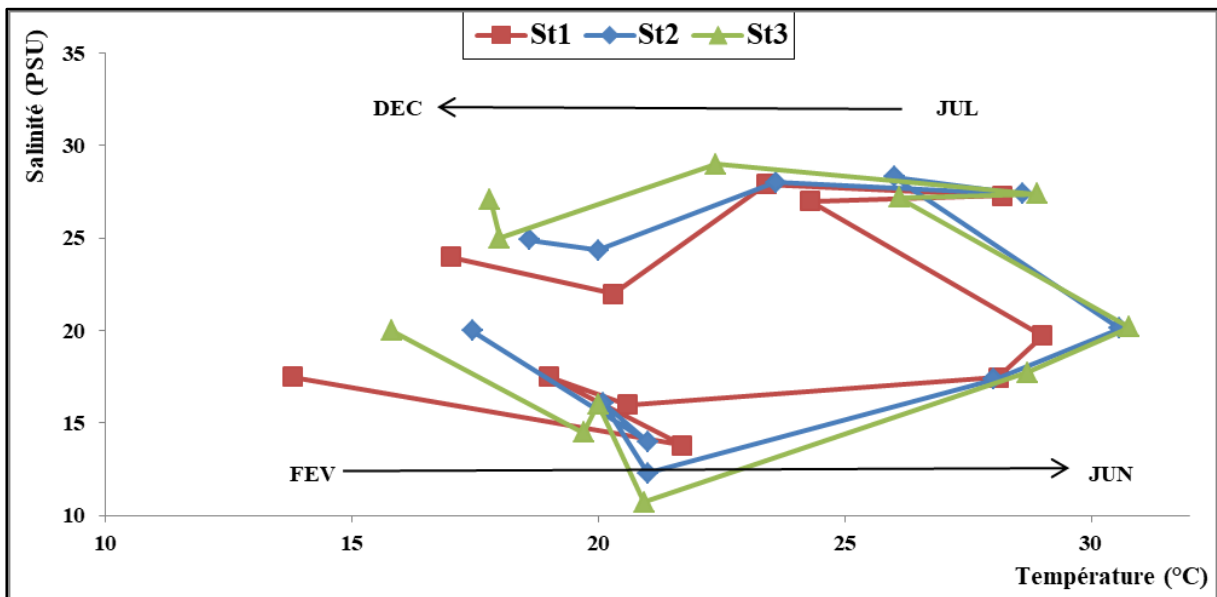


Figure 2 Annexe. L'évolution de la salinité (PSU) en fonction de la température (°C) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah.

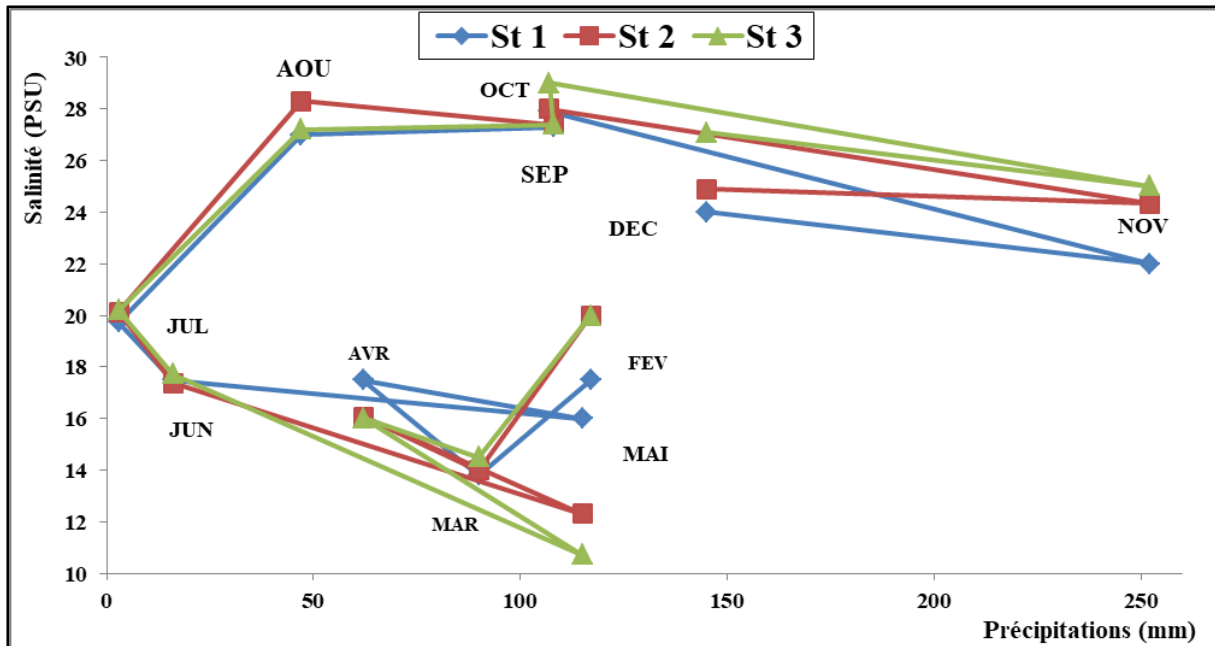


Figure 3 Annexe. L'évolution de la salinité (PSU) en fonction de précipitations (mm) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah.

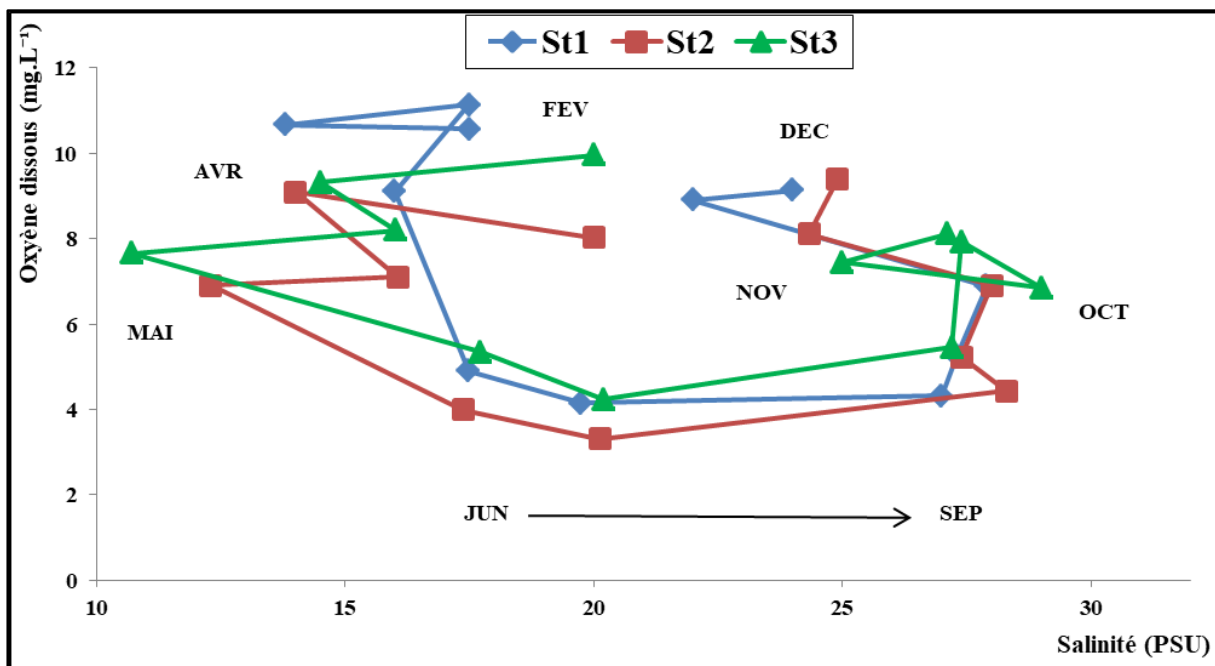


Figure 4 Annexe. L'évolution de l'oxygène dissous (mg.L⁻¹) en fonction de la salinité (PSU) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah.

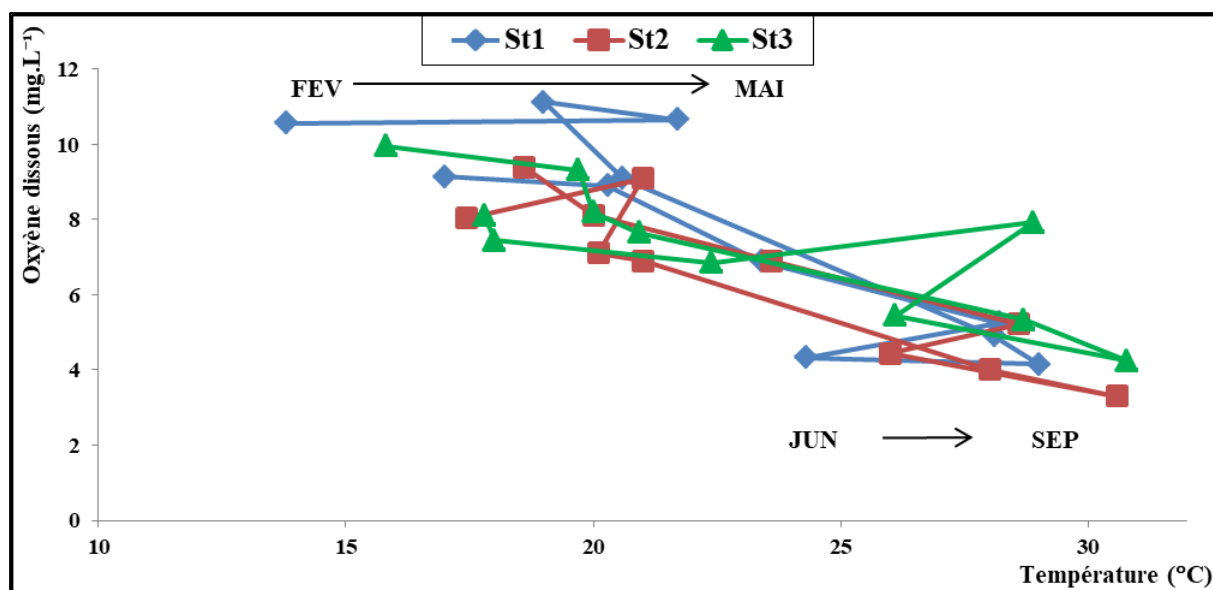


Figure 5 Annexe. L'évolution de l'oxygène dissous (mg.L^{-1}) en fonction de la température ($^{\circ}\text{C}$) des eaux des stations prospectées durant 2019 à la lagune El Mellah.

Tableau 11. Comparaison de la variabilité thermique dans différentes lagunes côtières méditerranéennes (Draredja, 2007 ; Melouah, 2013).

Lagune	Variations thermiques ($^{\circ}\text{C}$)	Amplitudes ($^{\circ}\text{C}$)	Références bibliographiques
lagune El Mellah (Algérie)	13-26	13	Gimazane (1982)
	12 - 30	18	Guelorget <i>et al.</i> 1989)
	12,30 - 26,20	13,90	Semroud (1983) ; De Casabianca <i>et al.</i> (1991)
	10 - 30,20	20,20	Draredja (2007)
	12,14 - 29,42	17,28	Benmarce (2008-2009)
	11,50-30,50	19	Melouah, 2013 (mars 2010 – février 2011)
	12,3 -28,5	16,2	Draredja <i>et al.</i> 2019 (l'étude durant 2016)
	15,68-30,11	14,43	présente étude
Lac de Tunis (Tunisie)	9,80 - 34,60	24,80	Ben Souissi <i>et al.</i> (2001)
Lagune Ghar El Melh (Tunisie)	9 - 29,50	20,50	Romdhane et Chakroune (1986)

Lagune de Smir (Maroc)	12 - 16	-	Chaouti (2004)
Lagune de Ver Tell (Espagne)	6,97 - 16,59	9,62	Badosa <i>et al.</i> , (2008)
Etang de Thau (France)	5 - 29	24	Plus <i>et al.</i> , (2003)
	9-25	16	Derolez <i>et al.</i> 2020 durant 2015
	8-26	18	Derolez <i>et al.</i> 2020 durant 2017
Lagune d'Orbetello (Italie)	4 - 26	22	Lenzi <i>et al.</i> , (2003)
Lagune de Le Cesine (Italie)	6 - 29	23	Ponti <i>et al.</i> (2008)
Lagune de Pialassa Baiona (Italie)	6 - 29	23	Ponti <i>et al.</i> (2008)
Lagune Di Sacca Goro (Italie)	5 - 34	29	Ponti <i>et al.</i> (2008)
Lagune Di Sacca Goro (Italie)	5,70 - 28,50	22,80	Mistri <i>et al.</i> (2001)
Lagune de Karavasta (Albanie)	4 - 30	26	Ponti <i>et al.</i> (2008)
Lagune de Papas (Grèce)	10 - 32	22	Reizopoulou et Nicolaidou (2004)
Lagune de Laki (Grèce)	6,70 - 25,90	19,20	Mogias et Kevrekidis (2005)
Lagune de Drana (Grèce)	2 - 34	32	Malea <i>et al.</i> , (2004)
Lagune de Monolimni (Grèce)	1,80 - 28,50	26,70	Kevrekidis (2004)
	4,20 - 28,50	24,30	Kevrekidis <i>et al.</i> , (2009)
Lagune de Varna (Bulgarie)	5 - 25	20	Ponti <i>et al.</i> , (2008)
Lagune Sinoe-Leahova (Roumanie)	6 - 25	19	Ponti <i>et al.</i> (2008)
Lagune de Bardawil (Egypte)	15,60-32,70	17,10	Aboul-Ezz (1988)
Lagune de Burollus (Egypte)	17 - 29,30	12,30	Samaan <i>et al.</i> (1989)

Tableau 12. Comparaison de la variabilité haline dans différentes lagunes côtières méditerranéennes (Draredja, 2007 ; Melouah, 2013).

Lagune	Variations halines (psu)	Amplitudes (psu)	Références bibliographiques
Lagune El Mellah (Algérie)	27	-	Guelorget <i>et al.</i> (1989)
	18,73 - 33,25	14,52	Refes (1994) ; Grimes (1994)
	23,50 - 34,65	11,15	Draredja (2007)

	16,28 - 36,22	19,94	Benmarce (2008-2009)
	15,40 - 28,90	13,50	Melouah, 2013 (mars 2010 – février 2011)
	24,2-35,6	11,2	Draredja et al. 2019 (l'étude durant 2016)
	13-28,43	15,43	présente étude
Lac sud de Tunis (Tunisie)	29,90 - 43,60	13,70	Ben Souissi et al. (2001)
Lagune de Kelibia (Tunisie)	8,24 - 18,49	10,25	Menif et Ben Hassine (2003)
Lagune de Bizerte (Tunisie)	39,20 - 40,10	0,90	Boufahja et al., (2006)
Lagune de Nador (Maroc)	35 – 40	5	Louzzi et al., (2007)
Estuaire de Bou Regreg (Maroc)	14,30 - 34,70	20,40	Cherkaoui et al., (2003)
Etang de Thau (France)	30,70 – 43	12,30	Laugier et al., (1999)
	35-41	6	Derolez et al. 2020 durant 2015
	34-39,5	5,5	Derolez et al., 2020 durant 2016
Estuaire de Seine (France)	15,25 – 25,17	9,92	Desroy et al., (2001)
Estuaire de Gironde (France)	0,50 – 30	29,50	Pasquaud (2006)
Lagune de Fogliano (Italie)	18 - 45	27	Gravina et al., (1989)
Lagune de Lungo (Italie)	13 - 33	20	Gravina et al., (1989)
Lagune de Fondi (Italie)	13 - 33	20	Gravina et al., (1989)
Lagune d'Alimini Grande (Italie)	2,20 - 34,80	32,60	Ponti et al., (2008)
Lagune de Le Cesine (Italie)	4 – 9	5	Ponti et al. (2008)
Lagune de Torre Guaceto (Italie)	5,80 - 13,30	7,50	Ponti et al. (2008)

Lagune de Venise (Italie)	27 – 32	5	Solidoro et al., (2004)
Lagune de Di Sacca Goro (Italie)	17 - 36	19	Mistri et al., (2001)
Lagune de Pialassa Baiona (Italie)	5,50 - 36,70	31,20	Ponti et al., (2008)
Lagune de Karavasta (Albanie)	18 – 59	41	Ponti et al. (2008)
Lagune de Tsoukalio (Grèce)	24 – 27	3	Nicolaidou et al., (2006)
Lagune de Rodia (Grèce)	17 - 19,50	2,50	Nicolaidou et al., (2006)
Lagune de Papas (Grèce)	20 - 42,50	22,50	Reizopoulou et Nicolaidou (2004)
Lagune Sinoe-Leahova (Roumanie)	7-14	7	Ponti et al. (2008)

Tableau 13. Comparaison de la variabilité de l’oxygène dissous dans différentes lagunes côtières méditerranéennes (Draredja, 2007).

Lagune	Les variations des teneurs en oxygène dissous (mg.L⁻¹)	Amplitudes (mg.L⁻¹)	Références bibliographiques
Lagune El Mellah (Algérie)	7-9	2	Guelorget et al., (1989)
	4,5-8	3,5	Draredja (2007)
	5,8-8,1	2,3	Draredja et al. 2019 (l'étude durant 2016)
	3,9-9,6	5,7	présente étude
Etang de Thau (France)	3,1-16	12,9	Laugier et al., (1999)
Lagune de Di Sacca Goro (Italie)	1,7-14,5	12,8	Mistri et al., (2001)

Tableau 14. Comparaison de la variabilité du pH relevé dans différents milieux saumâtres méditerranéens (Melouah, 2013).

Lagune	Variations halines pH	Amplitudes	Références bibliographiques

Lagune El Mellah (Algérie)	7,10 - 8,20	1,10	Semroud (1983)
	8,20	-	Guelorget et al., (1989)
	7 - 10	3	Draredja (2007)
	8,19 - 10,86	2,67	Benmarce (2008-2009)
	7,9-7,09	1,81	Melouah, 2013 (mars 2010 – février 2011)
	7,8-8,5	0,7	Draredja et al., 2019 (l'étude durant 2016)
	7,85-8,43	0,58	présente étude
Lac sud de Tunis (Tunisie)	7,90 - 9,30	1,40	Ben Souissi et al., (2001)
Lagune de Smir (Maroc)	7,90 - 8,30	0,4	Chaouti (2004)
Estuaire de Nador (Maroc)	6 - 10	4	Louzzi et al., (2007)
Lagune de Ver Tell (Espagne)	7,50	-	Badosa et al., (2008)
Estuaire de Seine (France)	8,31 - 9,20	0,89	Desroy et al., (2001)
Lagune de Vouliagmeni (Grèce)	7	-	Chintiroglou et al., (2004)
Lagune de Monolimni (Grèce)	7,45 - 9,32	1,87	Kevrekidis et al., (2009)



Figure 6 Annexe. *Ruppia cirrhosa*

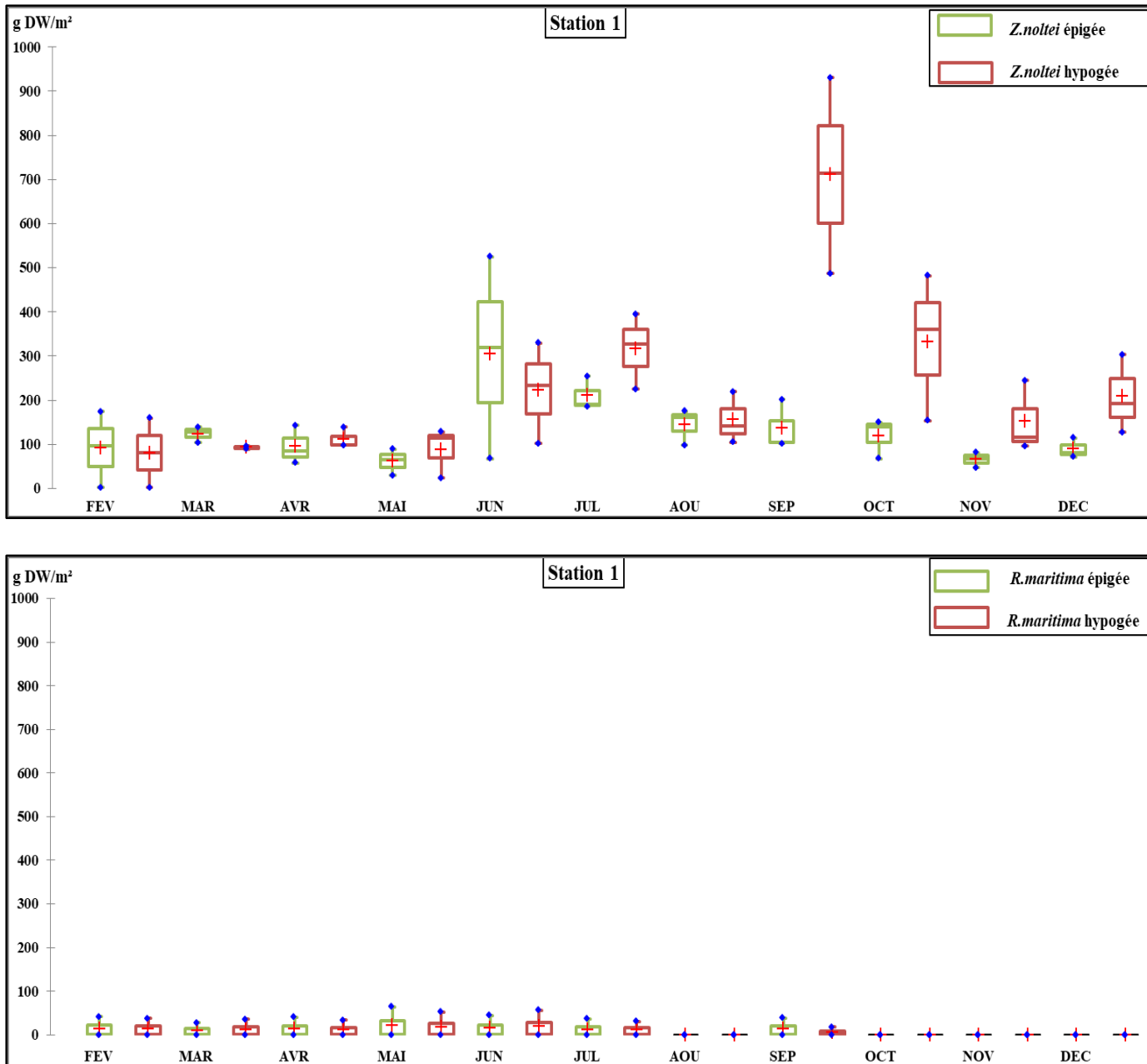


Figure 7 Annexe: Box plots de biomasse des angiospermes de station 1

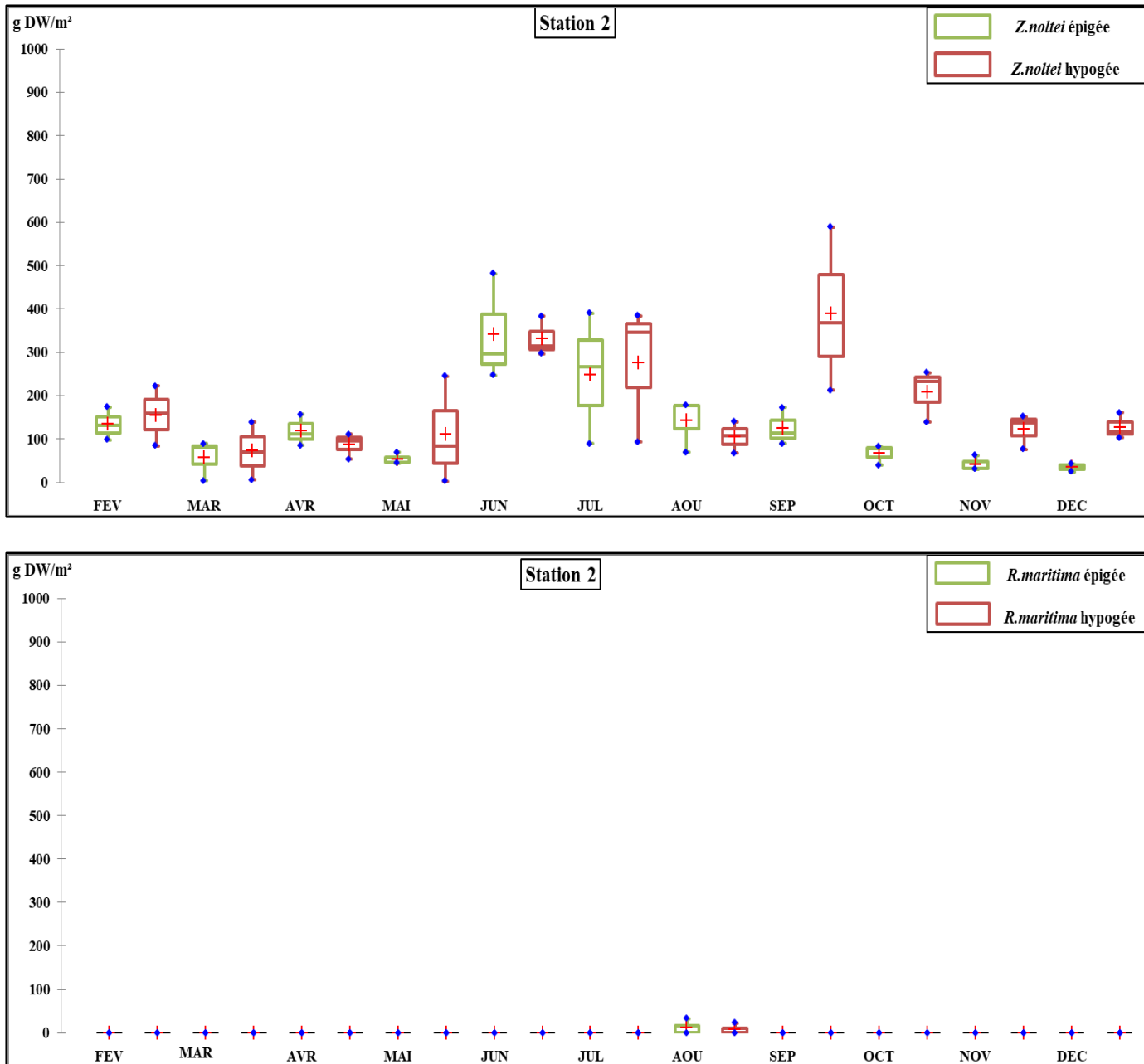


Figure 8 Annexe : Box plots de biomasse des angiospermes de station 2

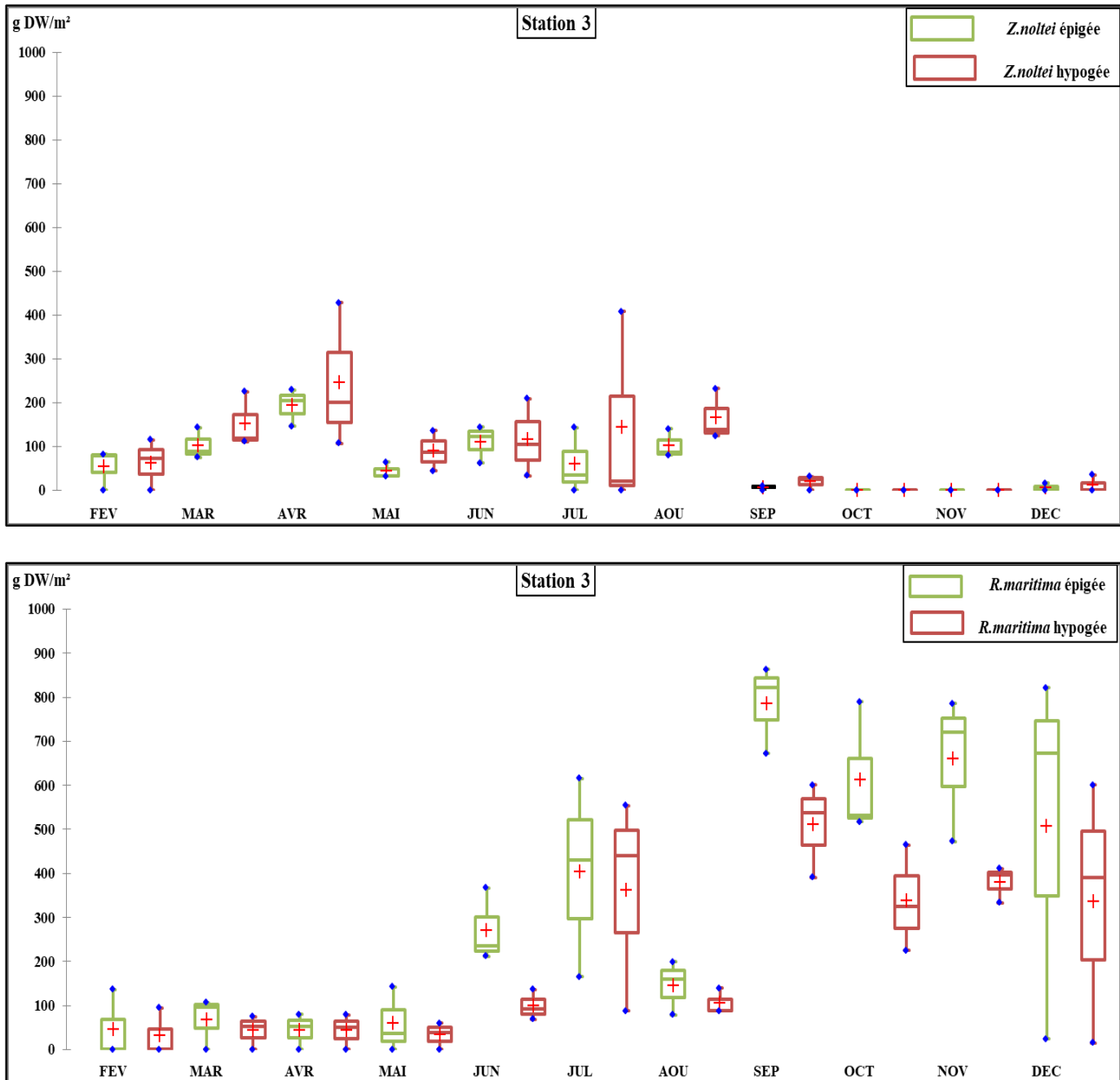
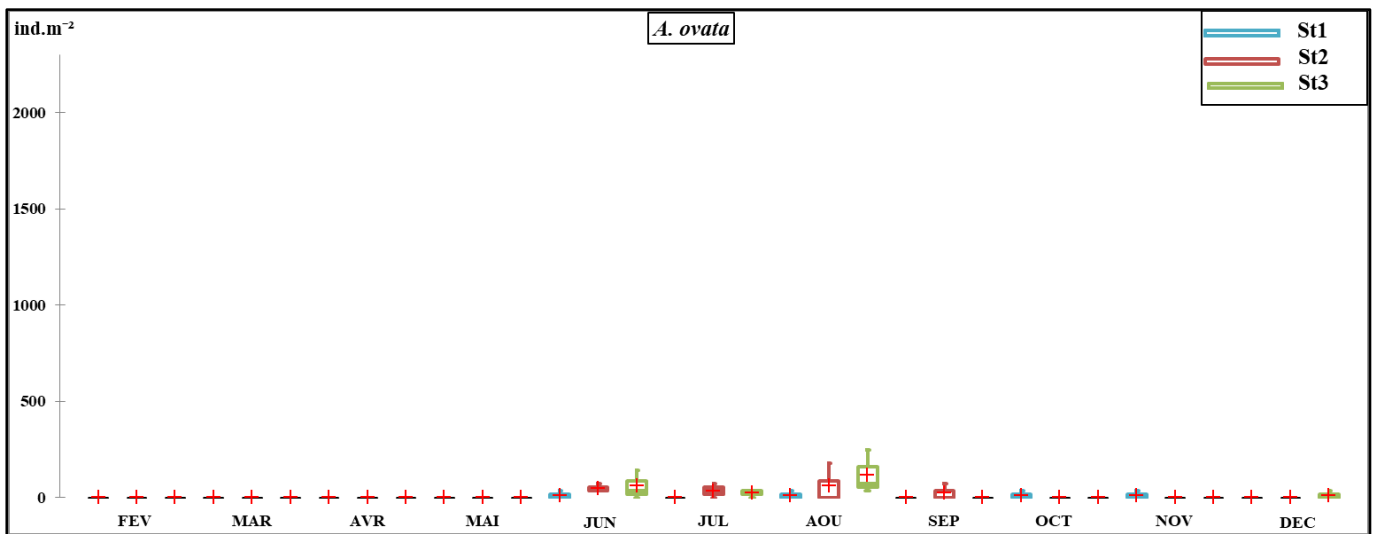
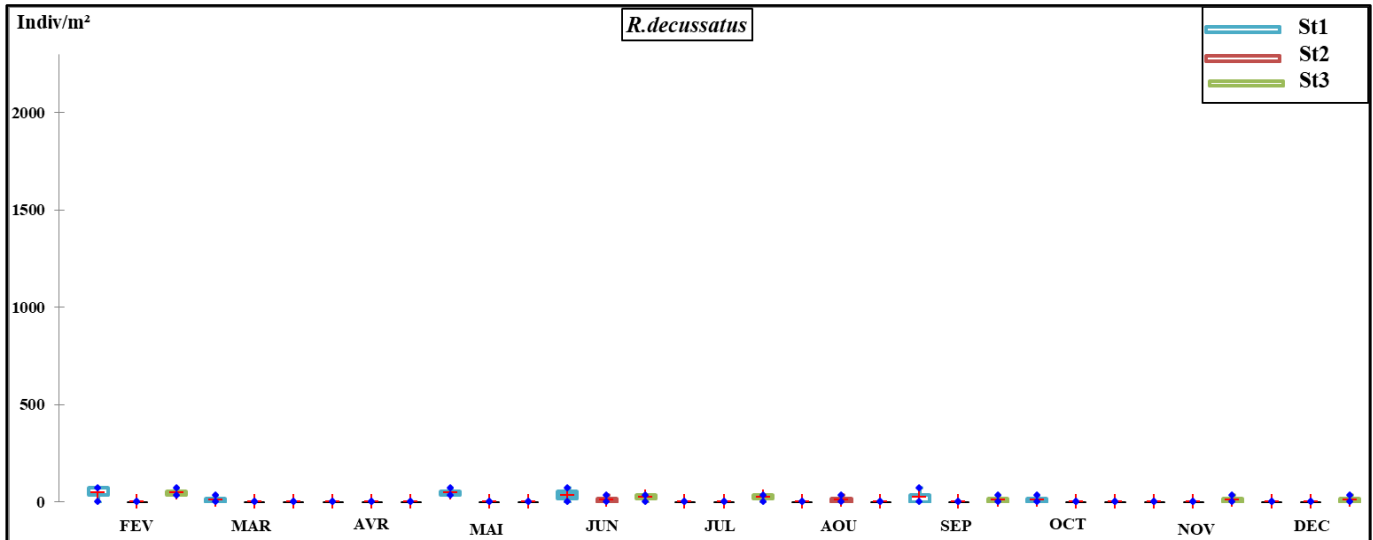
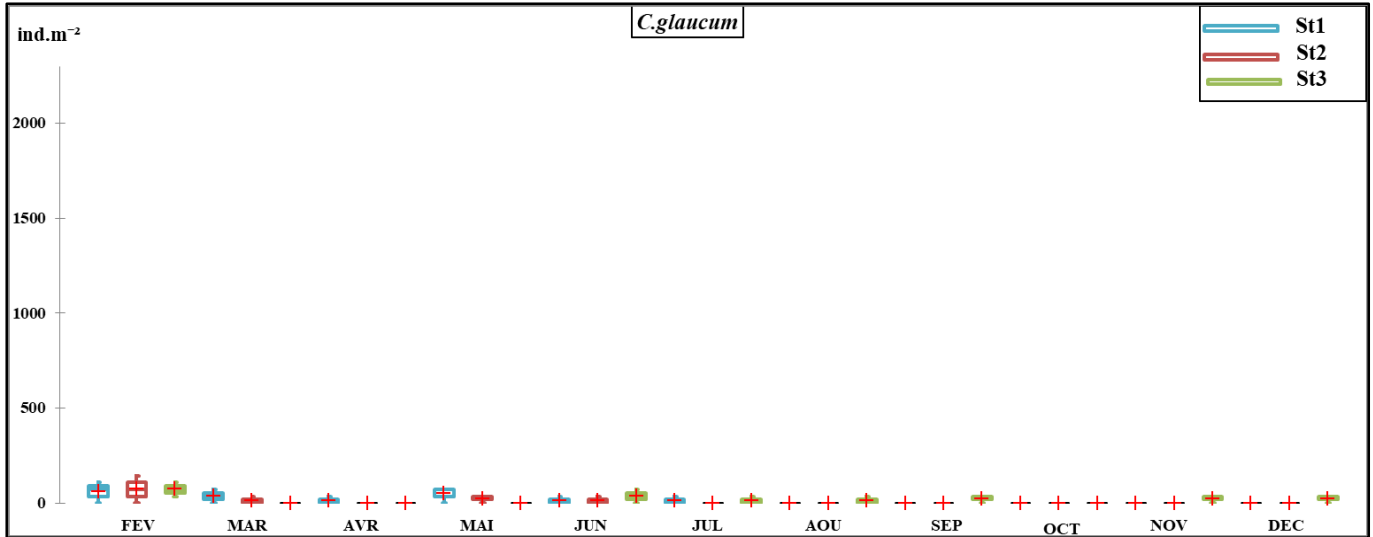


Figure 9 Annexe: Box plots de biomasse des angiospermes de station 3



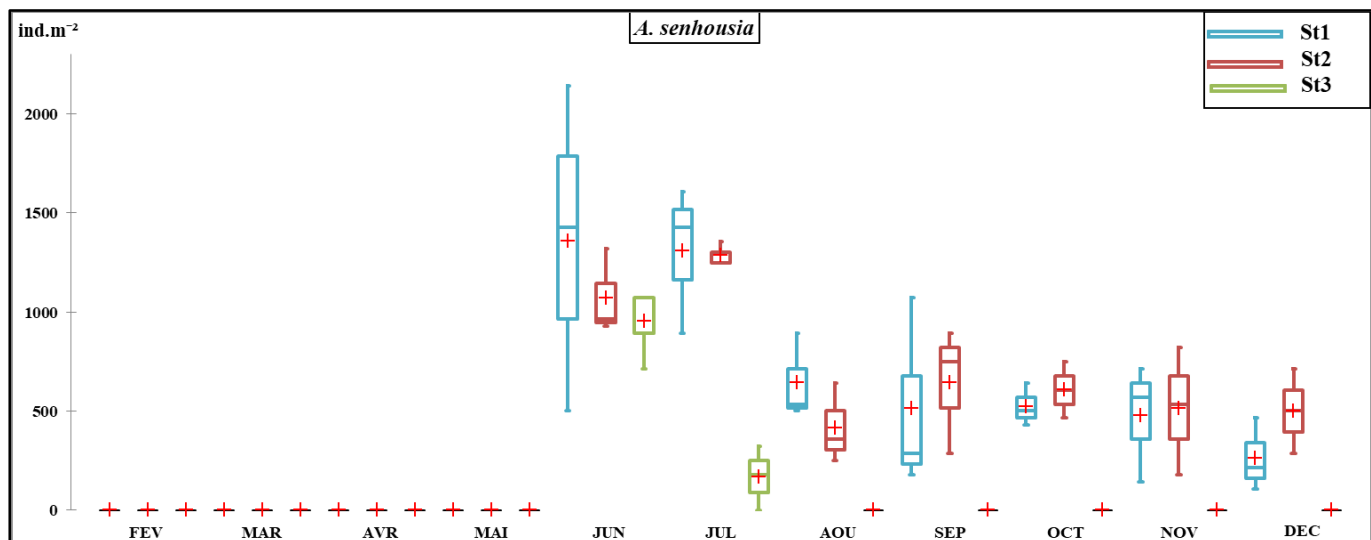
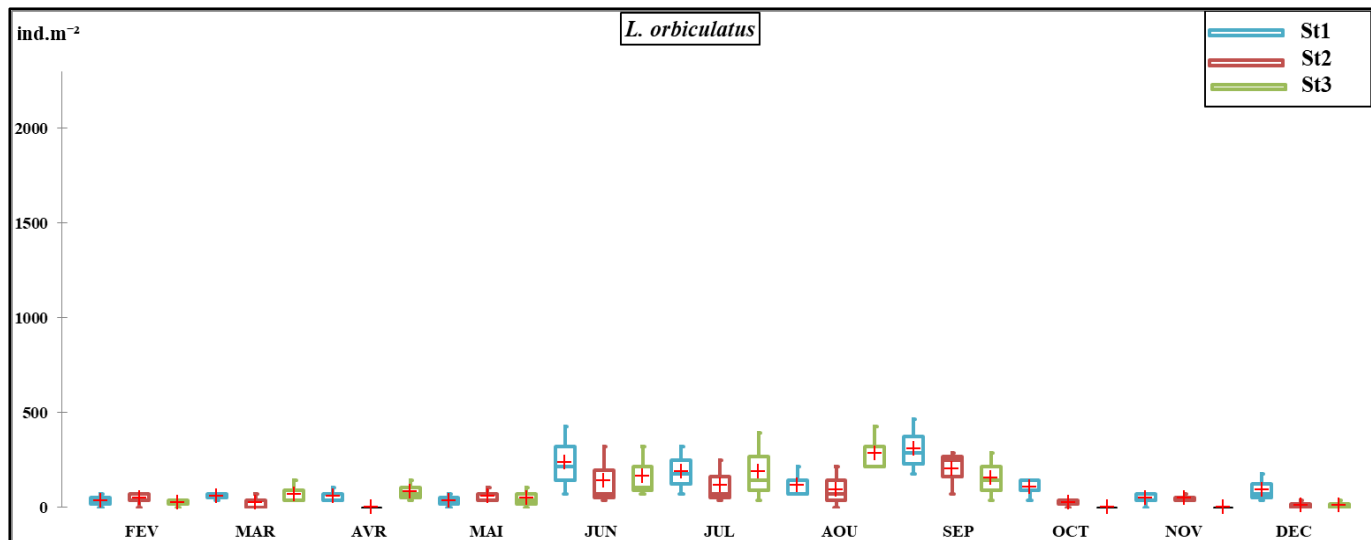


Figure 10 Annexe: Variations spatio-temporelles de la densité faune benthique associée aux macrophytes (*Cerastoderma glaucum*; *Abra ovata*; *Ruditapes decussatus*; *Loripes orbiculatus*; *Arcuatula senhousia*).

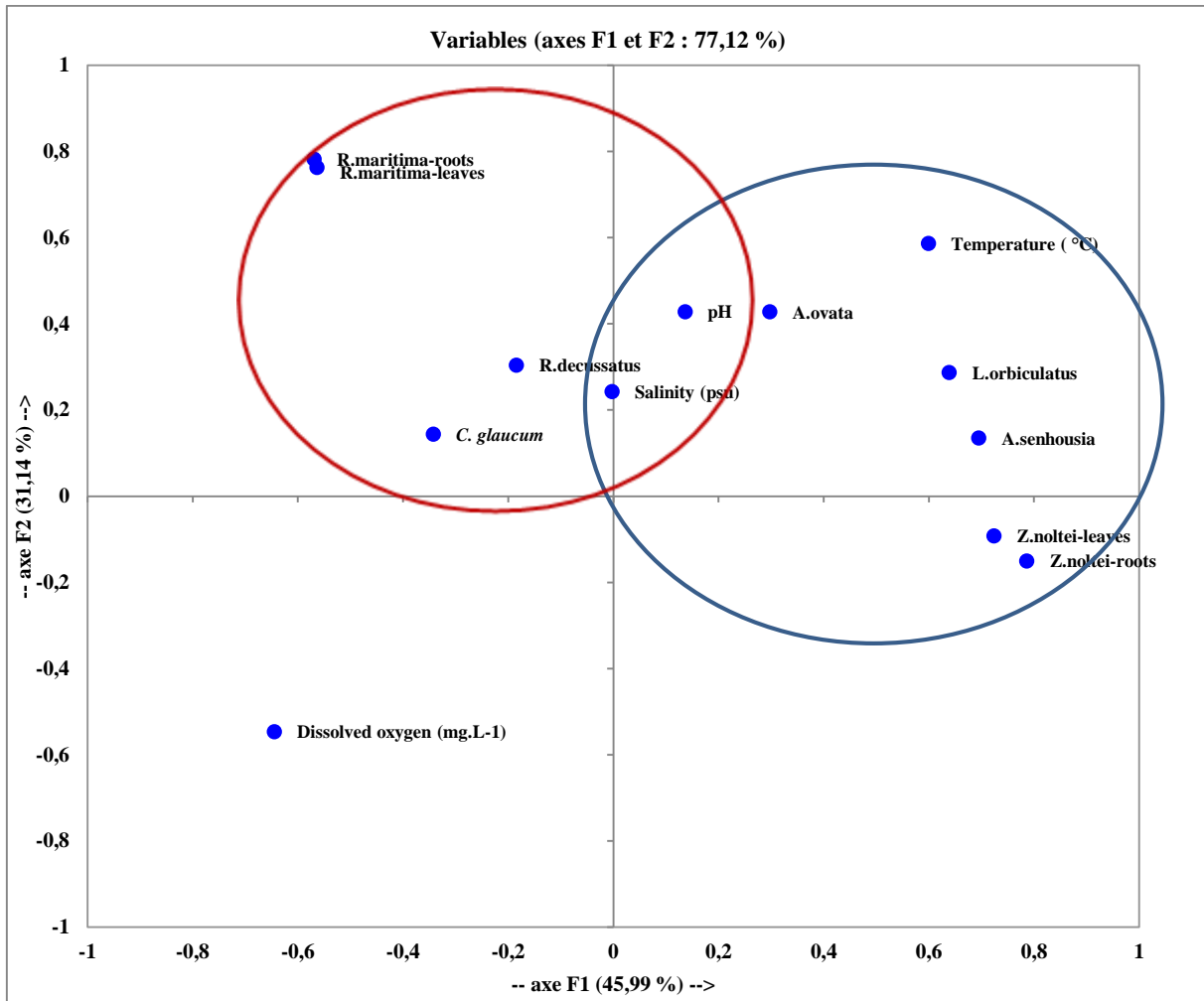
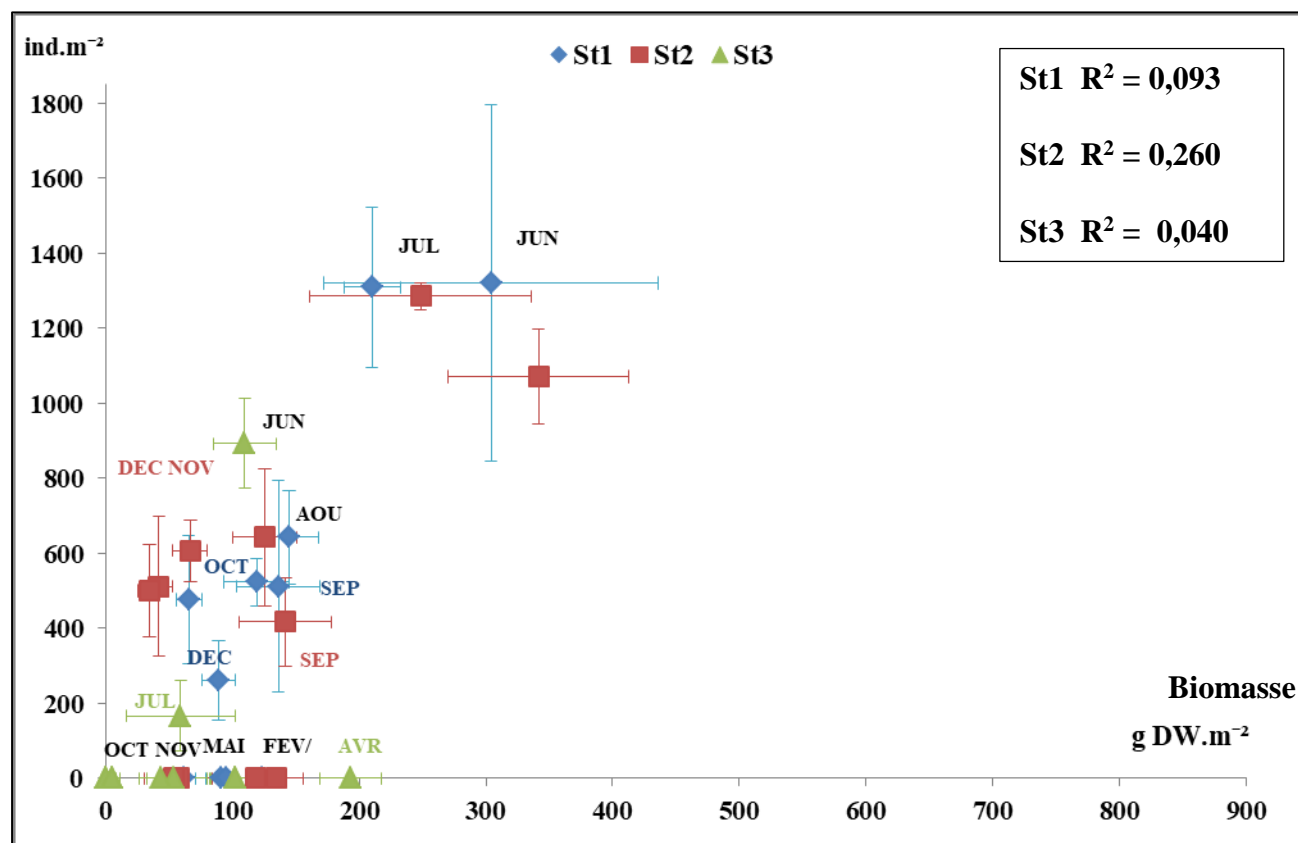


Figure 11 Annexe. Représentation graphique du plan de projection F1-F2 de l'analyse factorielle, réalisée sur des variables physico-chimiques (température, salinité, pH et oxygène dissous), la biomasse épigée et hypogée des angiospermes (*Z. noltei* et *R. maritima*) et la densité des macrofaunes benthiques (*C. glaucum*, *A. ovata*, *R. decussatus*, *L. orbiculatus* et *A. senhousia*) au niveau de 3 station étudiée à la lagune El Mellah durant 2019.

Tableau 15. Tableau de corrélations entre les paramètres physico-chimiques (température, salinité, pH et oxygène dissous), la biomasse épigée et hypogée des angiospermes (*Z. noltei* et *R. maritima*) et la densité des macrofaunes benthiques (*C. glaucum*, *A. ovata*, *R. decussatus*, *L. orbiculatus* et *A. senhousia*) au niveau de 3 station étudiée à la lagune El Mellah durant 2019 (Corrélations significatives marquées à $p < 0,05$).

Variabes	<i>Z.noltei</i> -leaves	<i>Z.noltei</i> -roots	<i>R.maritima</i> -leaves	<i>R.maritima</i> -roots	pH	Salinity (psu)	Temperature (°C)	Dissolved oxygen (mg,L ⁻¹)
<i>C.glaucum</i>	-0,134	-0,274	0,227	0,242	0,255	-0,207	-0,180	0,226
<i>R.decussatus</i>	-0,079	-0,166	0,233	0,229	0,353	-0,078	-0,003	0,060
<i>L.orbiculatus</i>	0,514	0,673	-0,147	-0,139	0,292	0,069	0,533	-0,405
<i>A.ovata</i>	0,150	0,136	0,158	0,180	0,212	0,131	0,399	-0,457
<i>A.senhousia</i>	0,399	0,508	-0,309	-0,317	0,051	0,290	0,542	-0,607
pH	0,318	0,033	0,203	0,214	1	-0,066	0,290	-0,218
Salinity (psu)	-0,184	0,062	0,161	0,158	-0,066	1	0,217	-0,328
Temperature (°C)	0,308	0,306	0,105	0,108	0,290	0,217	1	-0,803
Dissolved oxygen (mg,L ⁻¹)	-0,349	-0,329	-0,031	-0,034	-0,218	-0,328	-0,803	1



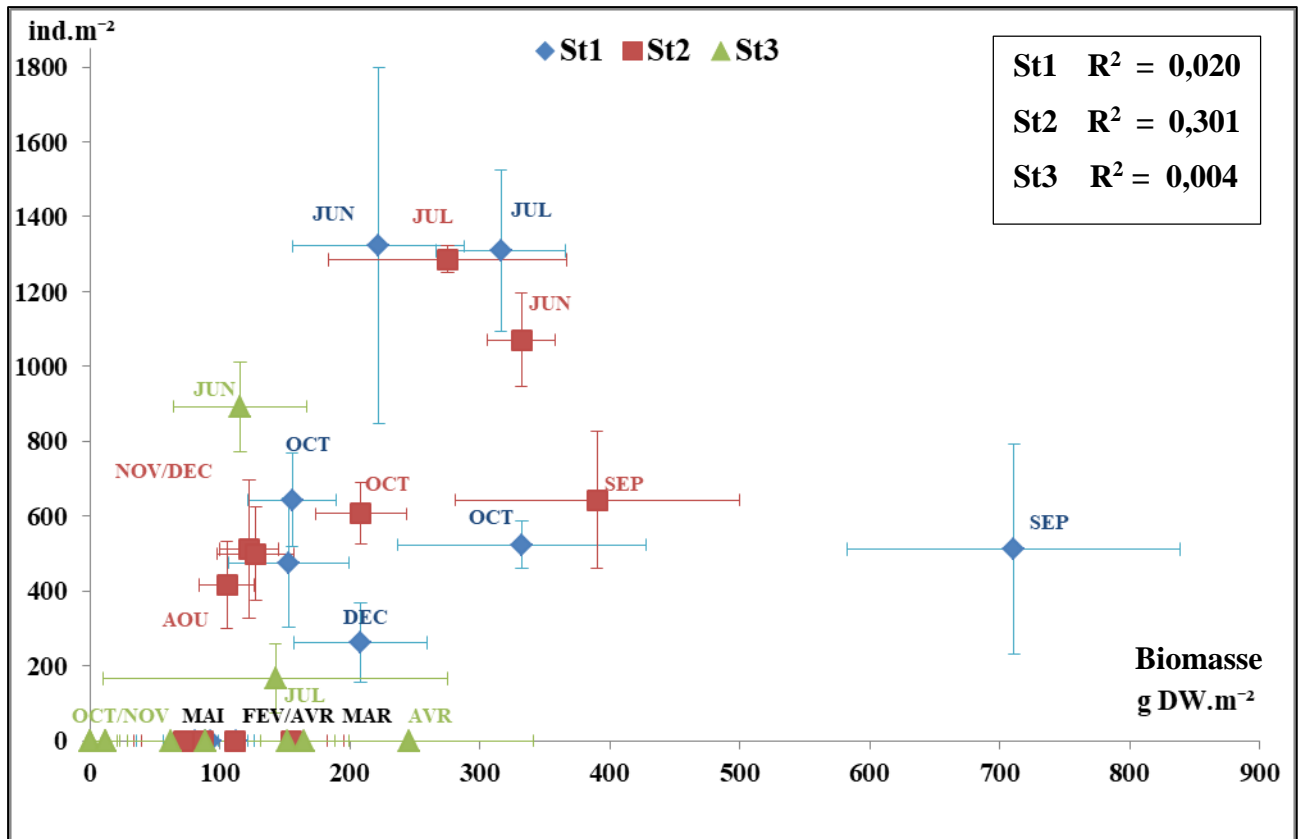


Figure 12 Annexe: Variation spatio-temporelle de la densité d' *Arcuatula senhousia* (ind.m^{-2}) en fonction de la biomasse épigée et hypogée de *Zostera noltei* (g DW.m^{-2})