

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر و تهيئة الساحل

Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral



THESE DE DOCTORAT EN SCIENCES

Filière : Hydrobiologie marine et continentale

Spécialité : Sciences de la Mer

---

**Elaboration du statut écologique des eaux  
côtières algériennes par la mise en œuvre d'un  
indice basé sur le bioindicateur *Posidonia oceanica***

---

Présentée par :

**SENGOUGA Amina**

Soutenue le 07 / 04 / 2026, devant le jury suivant :

M. REFES Wahid	Professeur (ENSSMAL)	Président
Mme LOUANCHI Ferial	Professeure (ENSSMAL)	Directrice de thèse
M. DERBAL Farid	Professeur (UBMA)	Examineur
M. BOUDJENAH Mustapha	Maître de Recherche A (CNRDPA)	Examineur
Mme BAHBAH Lamia	Maître de Conférences A (ENSSMAL)	Examinatrice
Mme OUAFI Leila	Maître de Conférences A (ENSSMAL)	Examinatrice
Mme BOUMAZA Salima	Maître de Conférences A (ENSSMAL)	Invitée
M. SEMROUD Rachid	Professeur (ENSSMAL)	Invité



## Remerciements

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mon premier directeur de thèse, Prof. Semroud Rachid, pour son encadrement initial, ses orientations cruciales et le socle scientifique qu'il a posé pour ce travail.

Je tiens également à exprimer ma profonde gratitude au Dr Boumaza Salima, qui a inspiré et suivi ce travail pas à pas jusqu'à son aboutissement. Ses conseils avisés, sa grande disponibilité en toutes circonstances et son sens critique ont considérablement enrichi cette thèse. Je lui témoigne toute ma reconnaissance pour son aide, sa confiance et son soutien constant.

Je tiens à exprimer ma vive gratitude à la prof. Louanchi Ferial, qui a accepté de prendre le relais de cette direction de thèse avec une grande bienveillance. Je la remercie pour sa confiance et son soutien lors de cette phase finale et pour avoir permis l'aboutissement de ce projet.

Mes vifs remerciements vont au prof. Refes Wahid, qui me fait l'honneur de présider ce jury de soutenance.

Je remercie également le prof. Derbal Farid et les Dr Bahbah Lamia, Ouafi Leila et Boudjenah Mustapha d'avoir accepté de participer à ce jury en qualité d'examineurs. Leurs disciplines respectives, qui convergent ici autour des enjeux de cette étude, apporteront sans nul doute un éclairage précieux et de nouvelles perspectives à mes recherches.

Je remercie tout particulièrement Ali Misraoui, pour sa contribution déterminante, son soutien, sa disponibilité, son aide précieuse et ses encouragements constants. Qu'il trouve ici l'expression de ma profonde gratitude.

Je remercie également, M. Boukortt Redouane, l'équipe de la ferme Cultmare et les membres des clubs de plongée sous-marine : El Mordjane, CRRH, Scubapro, Nautilus Hafir, Water Land Club et Déca Palm Club, pour leur inestimable contribution lors du travail de terrain.

J'adresse mes remerciements aux membres de l'équipe de recherche « Environnement et Écosystèmes côtiers » du prof. Semroud Rachid, avec qui j'ai eu le plaisir de travailler dans un environnement empreint de confiance, de sérénité et de riches échanges scientifiques.

Mes chaleureux remerciements vont également à mes collègues et amis Mehdi Keraghel, Malik Ait Kaci, Mohamed Zerrouki, Yacine Megartsi, Housseyn Otmani et Nabila Edalia pour leur aide précieuse et leur soutien constant.

Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance et ma gratitude infinie à mes parents pour leur soutien inestimable et les sacrifices constants qui m'ont permis de mener à bien ce parcours.

À mon père, qui m'a enseigné dès l'enfance « *les études n'ont pas de fin* » : je lui dois aujourd'hui ma persévérance.

À ma mère, pour son amour inconditionnel et ses multiples sacrifices : je lui dois la force qui m'a portée à chaque étape de ce long parcours.

Sans vous, ce travail n'aurait pas pu aboutir. MERCI !

À ma sœur et son mari, je témoigne toute mon affection pour leurs encouragements constants et leur soutien si précieux, qui m'ont été essentiels tout au long de ce travail.

À mes chers enfants  
À mon cher neveu

## Résumé

*Posidonia oceanica*, espèce ingénieuse emblématique de la Méditerranée, est largement reconnue pour son fort potentiel bioindicateur et sa sensibilité aux pressions anthropiques. Cette étude vise à évaluer le statut écologique des eaux côtières algériennes, au niveau de huit stations, par le biais de l'élaboration d'un nouvel indice multi-métrique : Multi-metric Index for the Algerian coast based on *Posidonia oceanica* (MIAPo). La méthodologie intègre la quantification des activités anthropiques (artificialisation côtière, population côtière, agriculture, exutoires et volumes d'eaux usées non traitées, oueds, industries et pêche) au moyen de l'imagerie satellitaire et de données officielles afin d'établir un gradient de pressions par le calcul d'un indice de pressions (IP). Elle intègre également la caractérisation multi-échelle des herbiers, combinant des descripteurs de population, de communauté associée et des biomarqueurs biochimiques et cellulaires (le taux d'azote et la densité des cellules à tannins foliaires). Les résultats démontrent que l'indice MIAPo est fortement sensible aux pressions anthropiques et permet de discriminer efficacement l'état écologique des stations étudiées, les classant ainsi en trois catégories de qualité : « Très bon », « Bon » et « Moyen », avec des scores EQR allant de 0,44 à 0,86. L'intercalibration de ce nouvel indice avec le PREI (*Posidonia oceanica* Rapid Easy Index), indice normalisé et conforme aux exigences de la DCE (Directive Cadre sur l'Eau), a révélé des résultats globalement comparables ( $r = 0,90$  ;  $p = 0,003$ ). Cette corrélation démontre la fiabilité de cet indice pour évaluer la qualité des eaux côtières algériennes, tout en offrant une sensibilité améliorée aux pressions anthropiques grâce à l'intégration de biomarqueurs biochimiques et cellulaires ( $r = -0,96$  ;  $p = 0,002$  pour le MIAPo et  $r = -0,88$  ;  $p = 0,02$  pour le PREI). Néanmoins, la généralisation de cet outil nécessite une autre phase de validation complémentaire, dans des contextes environnementaux et des types d'herbiers plus diversifiés, afin de consolider la définition de ses conditions de référence et d'affiner sa sensibilité aux pressions anthropiques locales.

**Mots clés :** *Posidonia oceanica*, Méditerranée, Bioindication, Statut écologique, Pressions anthropiques, Indice multi-métrique, Cellules à tannins.

## Abstract

*Posidonia oceanica*, an emblematic ecosystem-engineering species of the Mediterranean Sea, is widely recognized for its strong bioindicator potential and its sensitivity to anthropogenic pressures. This study aims to assess the ecological status of Algerian coastal waters at eight stations through the development of a new multi-metric index: the **Multi-metric Index for the Algerian coast based on *Posidonia oceanica* (MIAPo)**. The methodology integrates the quantification of anthropogenic activities (coastal artificialization, coastal population, agriculture, untreated wastewater outfalls and volumes, rivers, industries and fishing) using satellite imagery and official data to establish a pressure gradient through the calculation of a Pressure Index (PI). It further integrates a multi-scale characterization of seagrass meadows is carried out, combining descriptors from population and associated community levels with biochemical and cellular biomarkers (leaf nitrogen content and tannin cells density). The results demonstrate that the MIAPo index is highly sensitive to anthropogenic pressures and effectively discriminates the ecological status of the studied stations, thereby classifying them into three quality categories: « Very good », « Good », and « Moderate » with EQR scores ranging from 0.44 to 0.86. Intercalibration of this new index with the PREI (*Posidonia oceanica* Rapid Easy Index), a standardized index compliant with the requirements of the Water Framework Directive, revealed overall comparable results ( $r = 0.90$ ;  $p = 0.003$ ). This correlation confirms the reliability of MIAPo for assessing the quality of Algerian coastal waters, while providing enhanced sensitivity to anthropogenic pressures through the integration of biochemical and cellular biomarkers ( $r = -0.96$ ;  $p = 0.002$  for MIAPo, and  $r = -0.88$ ;  $p = 0.02$  for PREI). Nevertheless, the broader application of this tool requires an additional validation phase across more diverse environmental contexts and seagrass meadow types, in order to consolidate the definition of its reference conditions and refine its sensitivity to local anthropogenic pressures.

**Keywords:** *Posidonia oceanica*, Mediterranean, Bioindication, Ecological status, Anthropogenic pressures, Multi-metric index, Tannin cells.

## الملخص

تعتبر بوسيدونيا أوسيانিকা، نبات بحري رمزي في البحر الأبيض المتوسط، كما انها تعرف على نطاق واسع بفعاليتها الكبيرة كمؤشر بيولوجي وحساسيتها للضغوط البشرية، مما يجعلها أداة مناسبة لتقييم الحالة البيئية للمياه الساحلية. تهدف هذه الدراسة إلى تقييم الحالة البيئية للمياه الساحلية في ثماني محطات على طول الساحل الجزائري من خلال تطوير مؤشر متعدد المقاييس مُكيّف خصيصًا للساحل الجزائري: مؤشر متعدد المقاييس للساحل الجزائري باستعمال بوسيدونيا أوسيانিকা (MIAPo). تعتمد المنهجية اولا على تقييم الضغوط البشرية باستخدام مؤشر الضغط (IP)، والتحليل متعدد المستويات للحلة الصحية لمروج البوسيدونيا، ثم انشاء المؤشر MIAPo والتحقق من فعاليته من خلال علاقته بالضغط البشري ومقارنته بمؤشر PREI. تُبرز النتائج عدة عناصر رئيسية. فقد أدى قياس الضغوط البشرية إلى حساب مؤشر الضغط الذي يدمج تعميم وتصنيع الأراضي الساحلية والنمو الديموغرافي والزراعة ومياه الصرف غير المعالجة والوديان والأنشطة الصناعية والصيد. أظهرت نتائج مؤشر MIAPo، الذي يدمج عدة مستويات مقياسية: التجمعات والاصناف المنتسبة والمعايير البيوكيميائية والخلوية – وخاصة خلايا التانين – ارتباطًا وثيقًا بالضغوط البشرية وقدرة فعالة على تمييز الحالة البيئية للمحطات، مما يسمح بتصنيفها إلى ثلاث فئات للحالة البيئية: "جيدة جدًا"، و"جيدة"، و"متوسطة"، مع قيم EQR تتراوح بين 0.44 و0.86. وأظهرت المقارنة مع مؤشر PREI نتائج متقاربة بشكل عام مع حساسية أكبر للضغوط البشرية بالنسبة لـ MIAPo. كما سمح التطبيق المشترك للمؤشرات والمقاييس المتعددة بتحديد تدهور واضح للمروج في محطة الجميلة، ويرجع ذلك أساسًا إلى شدة الضغوط البشرية في المنطقة. ومع ذلك، فإن تعميم هذا المؤشر يستلزم مرحلة إضافية من التحقق التكميلي، في سياقات بيئية وأنواع مروج بحرية أكثر تنوعًا، وذلك من أجل تعزيز تحديد شروطها المرجعية وتحسين علاقتها تجاه الضغوطات البشرية المحلية. »

**الكلمات المفتاحية:** بوسيدونيا أوسيانিকা، البحر الأبيض المتوسط، المؤشرات البيولوجية، الحالة البيئية، الضغوط البشرية، مؤشر متعدد المقاييس، خلايا التانين.

# Sommaire

<b>Liste des figures</b> .....	<b>i</b>
<b>Liste des tableaux</b> .....	<b>iv</b>
<b>Liste des abréviations</b> .....	<b>vi</b>
<b>Introduction</b> .....	<b>2</b>
Objectifs de l'étude .....	5
<b>Chapitre 1. Synthèse bibliographique</b> .....	<b>8</b>
1.1 <i>Posidonia oceanica</i> : distribution et biologie .....	8
1.2 Rôles des herbiers à <i>P. oceanica</i> .....	11
1.3 Impact des pressions anthropiques sur les herbiers à <i>P. oceanica</i> : Etat des lieux et outils d'évaluation .....	13
1.4 <i>P. oceanica</i> : Élément de Qualité Biologique (EQB) .....	17
<b>Chapitre 2. Matériel et méthodes</b> .....	<b>22</b>
2.1 Présentation de la zone d'étude et description des stations .....	22
2.1.1 Stations de la wilaya de Tipaza .....	22
2.1.1.1 Commune de Tipaza : Chenoua et Kouali .....	22
2.1.1.2 Commune d'Aïn Tagouraït : Aïn Tagouraït .....	24
2.1.1.3 Commune de Bou Ismaïl : Bou Ismaïl .....	24
2.1.2 Stations de la wilaya d'Alger .....	25
2.1.2.1 Commune d'Aïn Benian : El Djamila et Aïn Benian .....	25
2.1.2.2 Commune de Raïs Hamidou : Raïs Hamidou .....	25
2.1.2.3 Commune de Réghaïa : Agueli .....	26
2.2 Evaluation des pressions anthropiques .....	26
2.2.1 Acquisition des données .....	27

2.2.2	Calcul de l'indice de pressions (IP) .....	29
2.3	Prélèvements des échantillons de <i>P. oceanica</i> .....	31
2.4	Caractérisation multi-échelle des herbiers à <i>P. oceanica</i> .....	33
2.4.1	A l'échelle de la population .....	33
2.4.1.1	Profondeur de la limite inférieure .....	33
2.4.1.2	Typologie de la limite inférieure.....	33
2.4.1.3	Densité des faisceaux.....	35
2.4.1.4	Leaf Area Index (LAI).....	35
2.4.2	A l'échelle individuelle : biométrie foliaire.....	36
2.4.3	A l'échelle de la communauté associée : indice épiphytique.....	38
2.4.4	A l'échelle cellulaire : densité des cellules à tannins.....	39
2.4.4.1	Dénombrement des cellules à tannins.....	39
2.4.5	A l'échelle biochimique : taux d'azote dans les feuilles.....	41
2.4.5.1	Prétraitement des échantillons .....	41
2.4.5.2	Dosage du taux d'azote foliaire .....	41
2.5	Elaboration de l'indice multi-métrique MIAPo.....	43
2.5.1	Choix des descripteurs .....	43
2.5.2	Définition des conditions de références .....	45
2.5.3	Calcul du ratio de qualité écologique (EQR) pour l'indice MIAPo .....	45
2.6	Application de l'indice PREI.....	46
2.7	Analyses statistiques des données .....	47
<b>Chapitre 3. Résultats et discussion .....</b>		<b>50</b>
3.1	Évaluation des pressions anthropiques : l'indice de pressions (IP).....	50
3.2	Caractérisation multi-échelle des herbiers à <i>P. oceanica</i> .....	53
3.2.1	A l'échelle de la population .....	53
3.2.1.1	Profondeur et type de limite inférieure .....	53

3.2.1.2	Densité des faisceaux.....	54
3.2.1.3	Leaf area index (LAI) .....	57
3.2.2	A l'échelle individuelle.....	58
3.2.2.1	Nombre, longueur, largeur, épaisseur et surface des feuilles .....	58
3.2.2.2	Biomasse foliaire .....	62
3.2.2.3	Surface foliaire spécifique (Specific Leaf Area : SLA).....	63
3.2.2.4	Coefficient A.....	64
3.2.3	A l'échelle de la communauté associée : indice épiphytique.....	65
3.2.4	A l'échelle cellulaire : densité des cellules à tannins.....	66
3.2.4.1	Variabilité le long de l'axe foliaire vertical.....	66
3.2.4.2	Variabilité selon le rang des feuilles dans le faisceau.....	66
3.2.4.3	Variabilité inter-stations.....	67
3.2.5	A l'échelle biochimique : taux d'azote dans les feuilles.....	69
3.2.5.1	Variabilité inter-tissus.....	69
3.2.5.2	Variabilité inter-station .....	71
3.2.6	Analyse bi- et multivariée des corrélations entre les descripteurs de <i>P. oceanica</i> .....	74
3.3	Évaluation du statut écologique : élaboration de l'indice MIAPo et intercalibration avec le PREI.....	80
3.3.1	Évaluation du statut écologique à travers l'élaboration de l'indice MIAPo.....	80
3.3.2	Réponses de l'indice MIAPo et ses descripteurs aux pressions anthropiques .....	85
3.3.3	Évaluation du statut écologique <i>via</i> le PREI et intercalibration avec MIAPo.....	89
	<b>Conclusion et perspectives.....</b>	<b>95</b>
	<b>Références bibliographiques .....</b>	<b>102</b>

**Annexes ..... i**

Annexe I..... i

Annexe II ..... v

Annexe III ..... vii

Annexe IV ..... ix

Annexe V ..... xi

## Liste des figures

- Figure 1. Répartition géographique des herbiers à *P. oceanica* le long du littoral méditerranéen occidental (d'après Telesca *et al.*, 2015, modifiée)..... 9
- Figure 2. Représentation schématique de (A) *P. oceanica* et (B) de sa « matte » (d'après Boudouresque et Meinesz, 1982). ..... 10
- Figure 3. Coupe transversale du limbe d'une feuille adulte de *P. oceanica* montrant : (1) les épidermes supérieur et inférieur ; (2) les cellules parenchymateuses ; (3) un faisceau vasculaire et (4) des cellules à tannins (Photo : Sengouga. A)..... 11
- Figure 4. Carte de la zone d'étude indiquant les communes et la localisation des stations d'herbiers à *P. oceanica* étudiés..... 27
- Figure 5. Cartographie de la commune d'Aïn Benian réalisée par imagerie satellitaire pour la quantification des pressions anthropiques sur la station d'El Djamila : surfaces artificialisées et agricoles, proximité de l'embouchure de l'oued Ben Messous, du port de pêche d'El Djamila et de la zone d'activité d'Aïn Benian. .... 29
- Figure 6. Prélèvement des faisceaux orthotropes de *P. oceanica* (Photo : Boukortt. R). ..... 32
- Figure 7. Typologie des limites inférieures : (1) limite progressive ; (2) limite brusque ; (3) limite érosive ; (4) limite régressive (d'après Pergent *et al.* 1995). ..... 34
- Figure 8. Mesure de la densité des faisceaux de *P. oceanica* par la méthode du quadrat (40 x 40 cm) (Photo : Boukortt. R)..... 35
- Figure 9. Typologie des feuilles de *P. oceanica* selon leur stade de développement (d'après Pergent *et al.* 2008) (Photo : Sengouga. A)..... 37
- Figure 10. (A) Parties foliaires de *P. oceanica* utilisées pour le dénombrement des cellules à tannins (flèches noires) : basale, centrale et apicale. (B) Coupes transversales observées en microscopie optique (barre d'échelle = 50  $\mu$ m ; Grossissement : 20X) (d'après Boumaza *et al.*, 2022)..... 40
- Figure 11. Illustrations photographiques de limites inférieures coïncidant avec celles du substrat rocheux (Photos : Boukortt. R et Sengouga. A)..... 55
- Figure 12. Densité des faisceaux de *P. oceanica* (moyenne  $\pm$  SE) dans les stations étudiées. Les classes sont définies selon l'UNEP/MAP-RAC/SPA (2015) (rouge : densité mauvaise ; orange : densité médiocre) et Pergent *et al.* (1995) (DA : densités anormales et DSI : densités

subnormales inférieures). Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc SNK).....	57
Figure 13. Leaf area index (LAI) (moyenne $\pm$ SE) au niveau des stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc de Tukey).....	58
Figure 14. Biométrie foliaire (moyenne $\pm$ SE) au niveau des différentes stations étudiées : (A) nombre, (B) longueur, (C) largeur, (D) épaisseur et (E) surface des feuilles. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (tests post-hoc SNK ou de Tukey).....	62
Figure 15. Biomasse foliaire (moyenne $\pm$ SE) au niveau des stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc SNK). ....	63
Figure 16. Surface foliaire spécifique (SLA) (moyenne $\pm$ SE) au niveau des stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc SNK).....	64
Figure 17. Coefficient A (moyenne $\pm$ SE) au niveau des stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc SNK). ....	64
Figure 18. Indice épiphytique (moyenne $\pm$ SE) au niveau des stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc SNK). ....	65
Figure 19. Densité des cellules à tannins (moyenne $\pm$ SE) selon : (A) l'axe foliaire, (B) le rang de la feuille et (C) les stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc SNK).....	68
Figure 20. Taux d'azote (moyenne $\pm$ SE) selon le type de tissu foliaire. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc SNK). ....	70
Figure 21. Taux d'azote dans les différents types de tissus foliaires (moyenne $\pm$ SE) au niveau des stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (tests post-hoc de Tukey et SNK).....	70
Figure 22. Taux d'azote foliaire (moyenne $\pm$ SE) au niveau des stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc de Tukey). ....	74
Figure 23. Classification hiérarchique ascendante (CHA) des descripteurs de <i>P. oceanica</i> étudiés, basée sur l'analyse en composantes principales (ACP).....	79
Figure 24. Analyse en composantes principales (ACP) des descripteurs de <i>P. oceanica</i> utilisés pour l'indice MIAPo (contributions au premier axe entre parenthèses).....	83

Figure 25. (A) Ordination des stations étudiées le long du premier axe de l'analyse en composantes principales (ACP) appliquée aux descripteurs de l'indice MIAPo, (B) Classification hiérarchique ascendante des stations étudiées (CHA). Les trois clusters identifiés correspondent aux statuts écologiques obtenus via l'indice MIAPo.....	84
Figure 26. Illustrations photographiques d'herbiers présentant un statut écologique : (A) «Très bon » (Kouali) et (B) « Moyen » (El Djamila) (Photos : Boukortt. R). .....	85
Figure 27. Relation entre l'indice de pressions (IP) et les scores d'EQR du MIAPo (moyennes agrégées par commune) ( $r = -0,96 ; p = 0,002$ ).....	88
Figure 28. Relation entre l'indice de pressions (IP) et les scores d'EQR du PREI (moyennes agrégées par commune) ( $r = -0,88 ; p = 0,02$ ).....	90
Figure 29. Classification du statut écologique des stations en fonction des EQR des indices MIAPo et PREI .....	91
Figure 30. Relation entre les scores EQR du PREI et les scores EQR du MIAPo ( $r = 0,90 ; p = 0,003$ ).....	91

## Liste des tableaux

Tableau 1. Synthèse de quelques méthodes d'évaluation des pressions anthropiques sur les herbiers à <i>P. oceanica</i> . .....	16
Tableau 2. Echelle d'interprétation des EQR des indices pour la qualité des masses d'eau côtières selon la DCE (2000/60/CE, DCE). .....	18
Tableau 3. Principaux indices multi-métriques basés sur <i>P. oceanica</i> pour l'évaluation de la qualité des masses d'eau méditerranéennes (DCE) (Sengouga <i>et al.</i> , 2025). .....	19
Tableau 4. Activités anthropiques considérées, leurs indicateurs et les sources d'acquisition des données. ....	28
Tableau 5. Définition des seuils de pressions extrêmes (nulle vs élevée) par type d'activité anthropique. ....	30
Tableau 6. Grille de notation et standardisation des pressions anthropiques sur une échelle de score (1 à 5) .....	31
Tableau 7. Stations étudiées : localisation et calendrier des prélèvements et des mesures <i>in situ</i> . .....	32
Tableau 8. Descripteurs utilisés pour les indices MIAPo et PREI, classés selon les échelles adoptées et leurs réponses aux pressions anthropiques. ....	44
Tableau 9. Test de redondance des descripteurs de l'indice MIAPo. Les coefficients de corrélation de rang de Spearman ( $\rho$ ) et les valeurs de $p$ sont présentés respectivement au-dessus et au-dessous de la diagonale formée par les cellules grisées. ....	44
Tableau 10. Scores attribués à chaque activité anthropique et les indices de pressions (IP) calculés par commune. ....	52
Tableau 11. Epaisseur (moyenne $\pm$ SE) des feuilles de <i>P. oceanica</i> par rang dans différentes régions foliaires (apicale, centrale et basale). ....	60
Tableau 12. Densité des cellules à tannins (moyenne $\pm$ SE) dans les feuilles de <i>P. oceanica</i> par rang et dans différentes régions foliaires (apicale, centrale et basale). ....	67
Tableau 13. Synthèse bibliographique des taux d'azote des feuilles de <i>P. oceanica</i> dans différentes régions de la Méditerranée, pour des conditions saisonnières et des profondeurs similaires à celles de la présente étude (valeurs comparables en gras). ....	73

Tableau 14. Analyse de corrélation entre les descripteurs de <i>P. oceanica</i> . Les coefficients de corrélation de rang de Spearman ( $\rho$ ) et les valeurs de $p$ sont présentés respectivement au-dessus et au-dessous de la diagonale formée par les cellules grisées. Les corrélations significatives sont indiquées en gras. ....	78
Tableau 15. Contributions des descripteurs de <i>P. oceanica</i> aux deux axes principaux de l'ACP (PCI et PCII).....	80
Tableau 16. Valeurs (moyennes $\pm$ SE) des descripteurs de <i>P. oceanica</i> sélectionnés pour le calcul du MIAPo et valeurs de $p$ issues des tests ANOVA à un facteur et Kruskal-Wallis appliqués à ces descripteurs pour les stations étudiées. ....	82
Tableau 17. Contributions sur le premier axe de l'ACP et scores EQR obtenus au niveau de chaque station par le MIAPo. ....	83
Tableau 18. Corrélations entre l'IP et les descripteurs utilisés pour MIAPo et PREI (respectivement indiqués par les exposants « M » et « P »). Les corrélations de rang de Spearman ( $\rho$ ) significatives ( $p < 0,05$ ) sont en gras. ....	88
Tableau 19. Scores des EQR et statuts écologiques issus de l'indice PREI pour chaque station étudiée .....	90

## Liste des abréviations

<b>ACP</b>	: Analyse en Composantes Principales
<b>ANOVA</b>	: Analyse de la Variance
<b>BiPo</b>	: Biotic Index based on <i>Posidonia oceanica</i>
<b>CAR/ASP</b>	: Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées
<b>CFR</b>	: Calidad de Fondos Rocosos (Qualité des Fonds Rocheux)
<b>CHA</b>	: Classification Hiérarchique Ascendante
<b>CI</b>	: Indice de Conservation
<b>DA</b>	: Densités Anormales
<b>DCE</b>	: Directive Cadre sur l'Eau
<b>DBO</b>	: Demande Biochimique en Oxygène
<b>DCO</b>	: Demande Chimique en Oxygène
<b>DCSMM</b>	: Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin
<b>DMAC</b>	: Différence Moyenne Absolue de Classes
<b>DPRH</b>	: Direction de la Pêche et des Ressources Halieutiques
<b>DPA</b>	: Direction de la Pêche et de l'Aquaculture
<b>DSI</b>	: Densités Subnormales Inférieures
<b>E/L</b>	: Rapport entre la biomasse épiphytique et la biomasse des feuilles
<b>EQB</b>	: Eléments de Qualité Biologique
<b>EQR</b>	: Ecological Quality Ratio
<b>GIZC</b>	: Gestion Intégrée des Zones Côtières
<b>HDO</b>	: Hypothèse de Défense Optimale
<b>IP</b>	: Indice de Pressions
<b>IMAP</b>	: Programme National de Surveillance et d'Evaluation Intégrées
<b>K-W</b>	: Kruskal-Wallis
<b>LAI</b>	: Leaf Area Index
<b>MEER</b>	: Ministère de l'Environnement et des Energies Renouvelables
<b>MIAPo</b>	: Multi-metric Index for the Algerian coast based on <i>P. oceanica</i>
<b>N/P</b>	: Azote/Phosphore
<b>ONS</b>	: Office National des Statistiques
<b>PAC</b>	: Programme d'Aménagement Côtier
<b>PACA</b>	: Provence-Alpes-Côte d'Azur

- PAM** : Plan d'Action Méditerranéen
- PAN** : Plan d'Action National
- PAP** : Programme d'Actions Prioritaires
- PCI** : Premier axe de l'ACP
- PCII** : Deuxième axe de l'ACP
- PNUE** : Programme des Nations Unies pour l'Environnement
- POMI** : *Posidonia oceanica* Multivariate Index
- PoSte** : System for coastal water classification using *P. oceanica*
- PREI** : *Posidonia oceanica* Rapid Easy Index
- P<sub>s</sub>** : Poids sec
- RSP** : Réseau de Surveillance Posidonies
- SE** : Erreur Standard
- SEAM** : Sarl d'Élevage Aquacole Méditerranée
- SEAAL** : Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger
- SI** : Indice de Substitution
- SLA** : Specific Leaf Area (Surface foliaire spécifique)
- SNK** : Test de Student-Newman-Keuls
- STEP** : Station d'épuration des eaux usées
- UTM** : Universal Transverse Mercator
- WGS** : World Geodetic System

# **Introduction**

## Introduction

Les zones côtières méditerranéennes sont confrontées à de multiples pressions dues au développement des activités humaines, qu'elles soient terrestres ou maritimes. Parmi celles-ci figurent l'artificialisation du littoral, les techniques de pêche non durables, l'aquaculture intensive, le ruissellement provenant de l'agriculture et la pollution d'origine industrielle (PNUE-PAM-CAR/ASP, 2010). Les effets conjugués de ces activités sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes côtiers se manifestent par la fragmentation et la dégradation des habitats et l'érosion de la biodiversité, l'altération des réseaux trophiques et l'introduction d'espèces allogènes (Gibson *et al.*, 2007 ; Amara, 2010 ; Claudet et Fraschetti, 2010 ; Costello *et al.*, 2010 ; Holon, 2015). En outre, le dérèglement climatique, à l'échelle globale, est à même d'exacerber les effets délétères de ces pressions, réduisant ainsi la résilience des écosystèmes côtiers (Amara, 2010 ; PNUE-PAM-CAR/ASP, 2010).

Les herbiers à *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile figurent parmi les écosystèmes côtiers pour lesquels les activités humaines ont généré une situation de grande instabilité, malgré les nombreux services écologiques et économiques qu'ils offrent (Chapman *et al.*, 2009). Ces derniers incluent la production d'oxygène, la capture et la séquestration du carbone – contribuant ainsi à l'atténuation du changement climatique –, la protection contre l'érosion côtière ainsi que l'habitat et le refuge pour une multitude d'espèces – dont des espèces d'intérêt pour les pêcheries (Barbier *et al.*, 2011 ; Caparrós-Martínez *et al.*, 2025).

L'évaluation des activités humaines responsables de cette instabilité peut se faire en fonction de leurs effets directs ou indirects. Les impacts indirects concernent notamment les activités qui influencent la qualité et/ou la clarté de l'eau (e.g. nutriments et sédiments issus du ruissellement et des rejets des eaux usées) limitant la transmission de la lumière dans la colonne d'eau et entravant par conséquent la photosynthèse – essentielle pour la survie des herbiers à *P. oceanica* (Short et Wyllie-Echeverria, 1996). Quant aux impacts directs, ils résultent des aménagements gagnés sur la mer (e.g. digues et épis), des techniques de pêche destructrice (chalutage et dragage) et de la navigation récréative (ancrages et hélices) qui sont à l'origine des principaux dommages physiques aux herbiers à *P. oceanica* (Meinesz et Laurent, 1978 ; Boudouresque *et al.*, 2006).

La conjugaison de l'ensemble de ces pressions est à l'origine de la régression des herbiers à *P. oceanica*. A l'échelle du bassin méditerranéen, la perte de surface est estimée à 34 % au cours des 50 dernières années (Telesca *et al.*, 2015). Les diminutions des surfaces

d'herbiers ont eu pour conséquences un appauvrissement des services écosystémiques clés, notamment le soutien de la biodiversité et le stockage du carbone (Riera *et al.*, 2025), les transformant en source de carbone potentiel (Egea *et al.*, 2023). Bien que certaines régions aient montré des signes de recolonisation après des efforts de gestion et de conservation (Dunic *et al.*, 2021 ; Bockel *et al.*, 2024), ces processus ne se produisent pas de façon systématique. Marbà *et al.* (2004) estiment qu'ils prendraient plusieurs siècles, principalement à cause du faible succès de leur reproduction sexuée (0,002-0,04 m<sup>2</sup>/an, en termes de recouvrement, des années de floraison remarquable, selon Díaz-Almela *et al.* (2008) et de leur lente propagation clonale (Boudouresque *et al.*, 2009 ; Pergent-Martini *et al.*, 2024).

Face à ces constats, des politiques environnementales dédiées au suivi et la préservation des herbiers à *P. oceanica* sont devenues un enjeu majeur pour les pays du pourtour méditerranéen. Elles reposent, entre autres, sur des mesures de gestion intégrée destinées à réduire les pressions anthropiques s'exerçant sur ces écosystèmes (Mtwana Nordlund *et al.*, 2016 ; Ruiz-Frau *et al.*, 2017). Selon Roca *et al.* (2016), diverses stratégies de suivi peuvent être appliquées en fonction des objectifs de gestion : (1) le suivi global des écosystèmes soumis à de multiples pressions, (2) l'évaluation de l'état écologique du milieu, (3) l'appréciation des impacts au moyen d'indicateurs de stress associés à des pressions spécifiques, et (4) la mesure de la résilience ainsi que de l'efficacité des actions de gestion mises en œuvre.

Sur le plan régional, la promotion de ce type de gestion intégrée et adaptative des activités humaines est portée par les Directives européennes : Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE, DCE) et la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (2008/56/CE, DCSMM). Elles ont pour objectif de préserver le bon état écologique des masses d'eau côtières européennes, en se basant sur la surveillance des « Eléments de Qualité Biologique » (EQB) tels que le phytoplancton, les macrophytes, les macroinvertébrés benthiques et l'ichtyofaune (Borja *et al.*, 2013 ; Chauvin *et al.*, 2021). Ces EQB sont définis en relation avec les pressions anthropiques, notamment l'enrichissement en matière organique ou en nutriments (eutrophisation), l'augmentation de la turbidité ou de la sédimentation, ainsi que les dommages physiques (Le Moal, 2012), offrant une approche intégrée de l'évaluation écologique, complémentaire aux paramètres physico-chimiques, qui ne rendent compte que d'un état ponctuel de l'eau et qui demeurent insuffisants pour révéler les stress cumulatifs ou chroniques (Armijos-Arcos *et al.*, 2025).

À l'échelle locale, l'Algérie qui possède un littoral riche et diversifié, abritant des écosystèmes de grande valeur écologique, met en avant une gestion intégrée et adaptative des

activités humaines soutenue par des dispositifs telles que la Stratégie nationale de Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC), le Plan d'Action National (PAN) de lutte contre les pollutions marines provoquées par des activités anthropiques menées à terre ou le Programme National de Surveillance et d'Evaluation Intégrées (IMAP) développé en cohérence avec la DCSMM et ayant comme objectif d'atteindre le « Bon état écologique » (MEER, 2022). En outre, plusieurs efforts de recherche ont été entrepris afin de surveiller l'état écologique des eaux côtières algériennes, en considérant différents EQB (Boumaza *et al.*, 2015 ; Sengouga *et al.*, 2019 ; Boudjenah *et al.*, 2019 ; Bahbah *et al.*, 2020 ; Hamza-Smatti *et al.*, 2024).

Nonobstant leur valeur écologique, les herbiers à *P. oceanica* sont considérés comme des indicateurs clés de l'état de santé des écosystèmes marins en raison de leur large distribution, de leur sédentarité et de leur sensibilité aux conditions environnementales, conformément aux deux directives européennes (DCE et DCSMM). C'est à ce titre, que des indices synthétiques basés sur *P. oceanica*, en tant qu'EQB, ont été mis en œuvre pour évaluer l'état de santé de l'environnement côtier. Les indices validés à ce jour à l'échelle européenne, basés sur des descripteurs de *P. oceanica*, sont le *P. oceanica* Rapid Easy Index (PREI) (conforme à la DCE) et le Biotic index based on *P. oceanica* (BiPo) (conforme à la DCSMM) (Bissery *et al.*, 2023 ; de Bettignies *et al.*, 2025). Les descripteurs pris en compte pour le calcul du PREI ont été sélectionnés pour répondre à un large spectre de perturbations : principalement la turbidité et l'eutrophisation, et dans une moindre mesure l'ancrage, le chalutage, les modifications de l'hydrodynamisme et les dépôts sédimentaires, ainsi que l'augmentation de la pression de broutage (Gobert *et al.*, 2009 ; de Bettignies *et al.*, 2025). Pour le BiPo, les pressions anthropiques considérées sont l'aménagement et l'occupation des sols, les activités industrielles, les apports fluviaux et les infrastructures portuaires (Lopez y Royo *et al.*, 2009b).

Par ailleurs, les études portant sur l'intercalibration et la comparaison de ces deux indices sont rares, et les résultats obtenus s'avèrent relativement mitigés. En effet, si certains travaux montrent une bonne corrélation entre les pressions anthropiques et les indices BiPo et PREI (Pergent *et al.*, 2008a ; Gerakaris *et al.*, 2017 ; Tursi *et al.*, 2022), d'autres, soulignent des divergences selon le gradient de pression étudié (Boumaza *et al.*, 2015 ; Oprandi *et al.*, 2021). Ces résultats soulignent combien les diverses méthodes employées sont tributaires des conditions locales – biotiques et abiotiques – dans lesquelles elles sont appliquées, ainsi que des pressions anthropiques considérées. Par conséquent, dans le contexte d'une évaluation de la qualité des eaux côtières basée sur *P. oceanica*, il est indispensable de mener davantage de

recherches afin d'initier des processus d'intercalibration à l'échelle méditerranéenne et, à terme, d'harmoniser ces méthodes pour assurer leur cohérence et leur fiabilité.

### Objectifs de l'étude

Bien que la mise au point d'outils utilisant *P. oceanica* pour caractériser les masses d'eau côtières méditerranéennes ait connu un essor spectaculaire ces deux dernières décennies, en particulier grâce à la mise en œuvre de la DCE, cette approche n'a pas mobilisé une importante communauté scientifique en Algérie, où les études sont pratiquement absentes (Boumaza *et al.*, 2015 ; Bentaallah, 2017 ; Sengouga *et al.*, 2019).

Le présent travail de thèse se veut, d'une part, une contribution au développement de nouveaux indices multiparamétriques basés sur *P. oceanica*, à l'échelle de la Méditerranée, à travers la mise en œuvre d'un nouvel indice : **Multi-metric Index for the Algerian coast based on *P. oceanica* (MIAPo)** ». Il s'inscrit, d'autre part, dans l'effort d'intercalibration en utilisant un indice largement éprouvé sur la rive nord de la Méditerranée : le PREI (Gobert *et al.*, 2009). Ce dernier a été initialement appliqué par Boumaza *et al.* (2015) dans la baie de Bou Ismaïl, concomitamment à l'indice BiPo (Lopez y Royo *et al.*, 2009b). Les résultats obtenus avaient montré la pertinence de son application dans ce secteur, mettant en évidence une meilleure corrélation avec les conditions environnementales comparativement à l'indice BiPo.

### La présentation de ce travail de thèse est articulée autour de 5 parties :

1. L'**introduction** rappelle le contexte dans lequel s'insère cette étude et définit les objectifs de ce travail.
2. Le **chapitre 1** présente une synthèse bibliographique concernant la compréhension actuelle du fonctionnement biologique et écologique de *P. oceanica*, sa sensibilité face aux pressions anthropiques, son potentiel en tant que bioindicateur et, enfin, son utilisation dans l'élaboration d'indices synthétiques pour évaluer l'état de l'environnement côtier.
3. Le **chapitre 2** présente le matériel et les méthodes. Il décrit d'abord les différentes stations de la zone côtière concernées par cette étude, puis il détaille la méthode d'évaluation des pressions anthropiques affectant l'état de santé des herbiers à *P. oceanica*. Dans un troisième temps, les diverses méthodes d'analyse – *in situ* et en laboratoire – sont présentées suivant une approche multi-échelle : populationnelle, individuelle, communauté associée, cellulaire

et biochimique. Enfin, les procédures d'élaboration de l'indice MIAPo, l'application de l'indice PREI et les analyses statistiques des données sont détaillées.

4. Le **chapitre 3** présente les résultats et les discussions, divisée en trois sections :
  - La première section présente l'évaluation des pressions anthropiques à travers la quantification des activités identifiées et le calcul de l'indice de pressions (IP) pour chacune des stations étudiées.
  - La seconde section traite de la caractérisation multi-échelle des herbiers étudiés. Pour chaque descripteur, les variations spatiales sont décrites afin de dégager les tendances liées au gradient de pression. Par ailleurs, les relations entre ces descripteurs sont analysées à l'aide de méthodes bivariées et multivariées.
  - La troisième section détaille l'élaboration de l'indice MIAPo, basée sur les descripteurs de *P. oceanica* les plus pertinents. Elle présente ensuite une évaluation de sa performance face aux pressions anthropiques, ainsi que son intercalibration avec l'indice PREI.
5. Le **chapitre Conclusion et perspectives** synthétise les résultats clés obtenus, met en exergue l'importance de l'approche multi-métrique pour évaluer l'état écologique des herbiers à *P. oceanica* de la côte algérienne, et envisage son application dans le contexte du suivi de l'environnement côtier.

# **Chapitre 1**

## **Synthèse bibliographique**

## Chapitre 1. Synthèse bibliographique

### 1.1 *Posidonia oceanica* : distribution et biologie

*Posidonia oceanica* est une magnoliophyte endémique du bassin méditerranéen qui forme des herbiers sur la majeure partie de ses côtes, s'étendant longitudinalement de la mer d'Alboran à l'ouest jusqu'à la côte orientale de la Turquie à l'est (Tutar *et al.*, 2022 ; Azcárate-García *et al.*, 2023). Cette espèce se développe sur différents substrats, comme les fonds rocheux et sableux, mais elle est absente des zones affectées par les estuaires où il y a une importante accumulation de sédiments fins et d'eau douce (Procaccini *et al.*, 2003 ; Vacchi *et al.*, 2017).

Les études de Telesca *et al.* (2015) et Traganos *et al.* (2022) fournissent les données les plus actuelles concernant la répartition des herbiers à *P. oceanica* le long des côtes méditerranéennes. Leurs bases méthodologiques sont différentes : les premiers s'appuient sur des données de la littérature (1971-2011), alors que les seconds exploitent des données satellitaires, traitées à l'aide d'un algorithme d'apprentissage automatique entraîné et validé par des données de terrain (2015-2019). L'étude de Traganos *et al.* (2022) a considérablement comblé le vide d'informations concernant la distribution des herbiers à *P. oceanica* sur la côte algérienne (+84 %), en comparaison avec l'étude de Telesca *et al.* (2015). Toutefois, nous avons jugé opportun de compléter la carte réalisée par ces derniers concernant le littoral algérien, à partir d'une compilation de données basées sur des coordonnées géographiques provenant d'une revue bibliographique (Annexe I) – que nous avons voulu aussi exhaustive que possible – englobant des données open source, des informations issues de la littérature grise et des vérités-terrain (Figure 1). Néanmoins, des efforts sont encore nécessaires afin d'établir une cartographie complète de la distribution des herbiers à *P. oceanica* à l'échelle nationale, et cette première approche constituera un référentiel pour la bancarisation des données relatives à la distribution des herbiers sur nos côtes.

Les herbiers à *P. oceanica* sont généralement denses et monospécifiques depuis les eaux peu profondes jusqu'à 40-45 m, dans des zones où la clarté de l'eau est élevée (Procaccini *et al.*, 2003). L'extension bathymétrique maximale des herbiers à *P. oceanica* représente la limite entre les deux étages benthiques infralittoral et circalittoral (Collignon, 1991) ; elle est généralement influencée par la turbidité (Peres et Picard, 1975 ; Meinesz et Laurent, 1978 ; Pergent *et al.*, 1995), la pollution par les eaux usées et l'augmentation de la température (Bockel *et al.*, 2024).

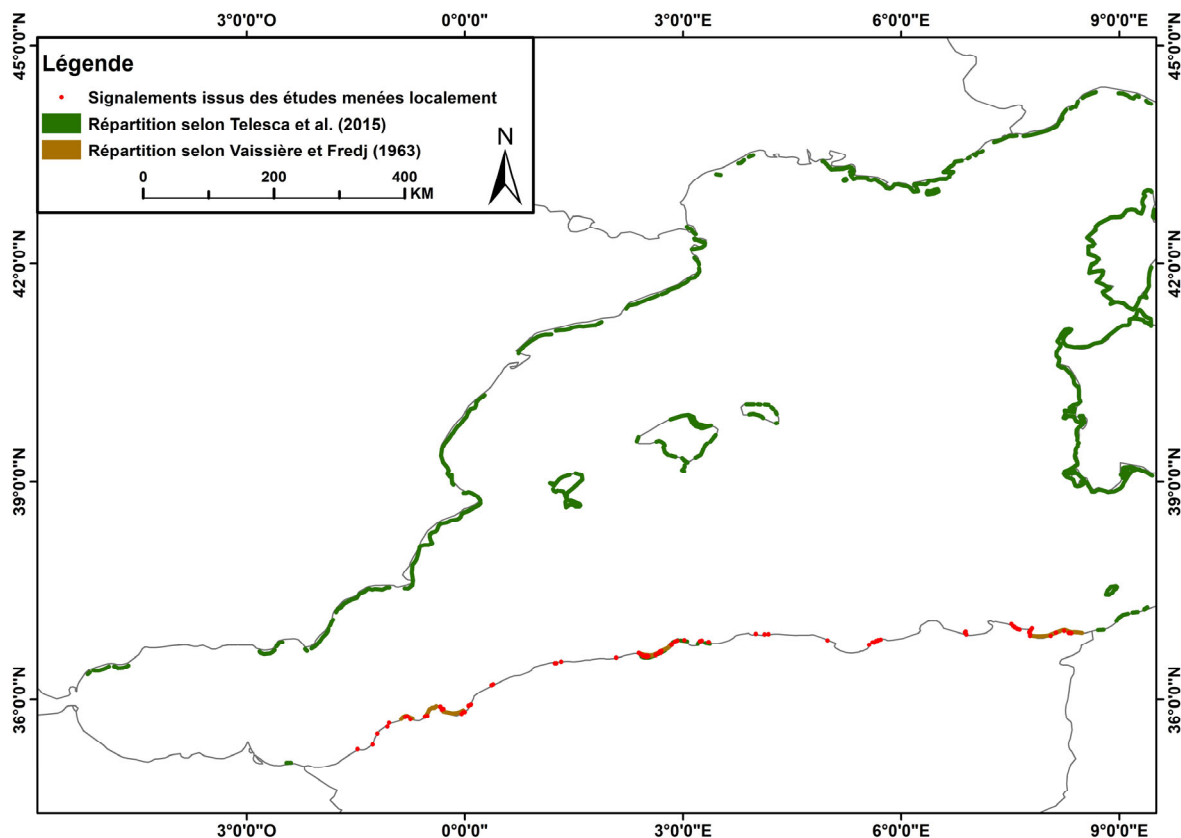


Figure 1. Répartition géographique des herbiers à *P. oceanica* le long du littoral méditerranéen occidental (d'après Telesca *et al.*, 2015, modifiée).

*P. oceanica* est constituée de faisceaux de feuilles rubanées, de racines et de rhizomes (Figure 2A), qui permettent à la plante un développement à la fois vertical, – rhizomes orthotropes – en raison de la compétition pour l'accès à la lumière, et horizontal – rhizomes plagiotropes – en raison de la compétition pour l'espace (Boudouresque et Meinesz, 1982). Selon la disponibilité de l'espace et de la lumière, les rhizomes peuvent alterner entre croissance orthotrope et plagiotrope ; la première est généralement moins active (1,1 cm/an) comparée à la seconde (7,4 cm/an) (Caye, 1982). La pérennité des rhizomes permet l'édification d'une structure relativement solide et cohésive dénommée « matte » (Figure 2 B). Elle correspond à l'enchevêtrement des rhizomes et des racines, plus ou moins colmatés par les sédiments. Les parties sénescentes de la plante - écailles et rhizomes - sont peu putrescibles, ce qui contribue à la compacité et à la longévité de la « matte » (Boudouresque *et al.*, 2006).

A l'instar des magnoliophytes marines, *P. oceanica* se reproduit tant par voie sexuée qu'asexuée (Procaccini *et al.*, 1996). La reproduction asexuée se produit par la multiplication végétative des rhizomes et bouturage naturel de rhizomes détachés à la plante lors des tempêtes. Elle constitue la principale voie de propagation de *P. oceanica* et paraît essentielle pour la stabilité physique et la résilience des herbiers (Buia et Mazzella, 1991 ; Pergent-Martini et Le

Ravallec, 2007). Tandis que la reproduction sexuée de la plante se fait à travers la germination de graines (Boudouresque *et al.*, 2006 ; Pergent-Martini et Le Ravallec, 2007), ce qui contribue à sa propagation sur de grandes distances, augmentant ainsi sa diversité génétique (Buia et Mazzella, 1991). Toutefois, cette germination est tributaire à la fois des conditions du substrat et des facteurs physicochimiques, permettant rarement la formation de nouveaux individus selon Pergent-Martini et Le Ravallec (2007).

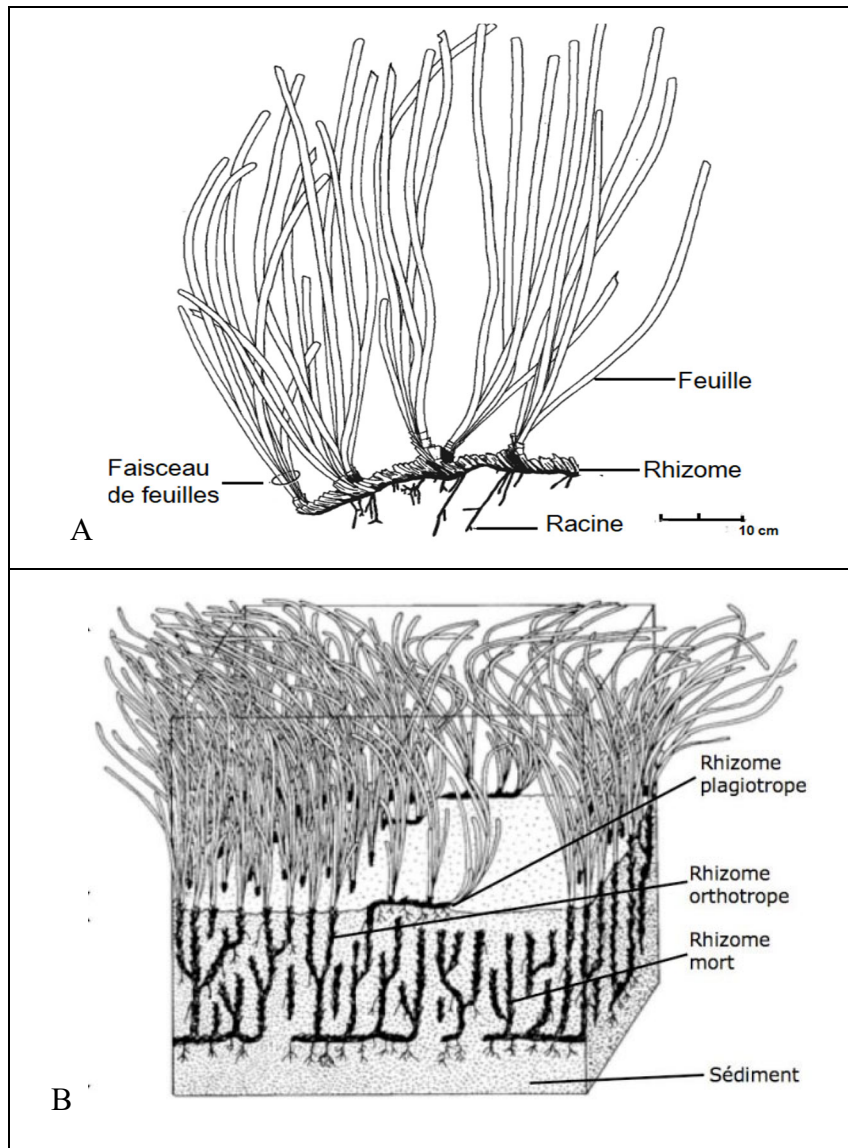


Figure 2. Représentation schématique de (A) *P. oceanica* et (B) de sa «matte» (d'après Boudouresque et Meinesz, 1982).

Sur le plan histologique, les limbes des feuilles sont constitués d'épidermes monocouches, supérieur et inférieur, comprenant un mésophylle composé de 5 à 6 couches de grandes cellules parenchymateuses photosynthétiques, des espaces aériens étroits et des

faisceaux vasculaires régulièrement espacés dans la partie médiane du mésophylle. Les cellules épidermiques sont de plus petite taille que celles du mésophylle, allongées radialement et renfermant des chloroplastes denses, à l'inverse des cellules du mésophylle, où les chloroplastes apparaissent très dispersés (Colombo *et al.*, 1983). En outre, des cellules spécialisées dans la séquestration des composés phénoliques appelées cellules à tannins (Pellegrini et Pellegrini, 1993; Pergent *et al.*, 2008b ; Boumaza *et al.*, 2022) sont disséminées entre les cellules parenchymateuses (Figure 3).

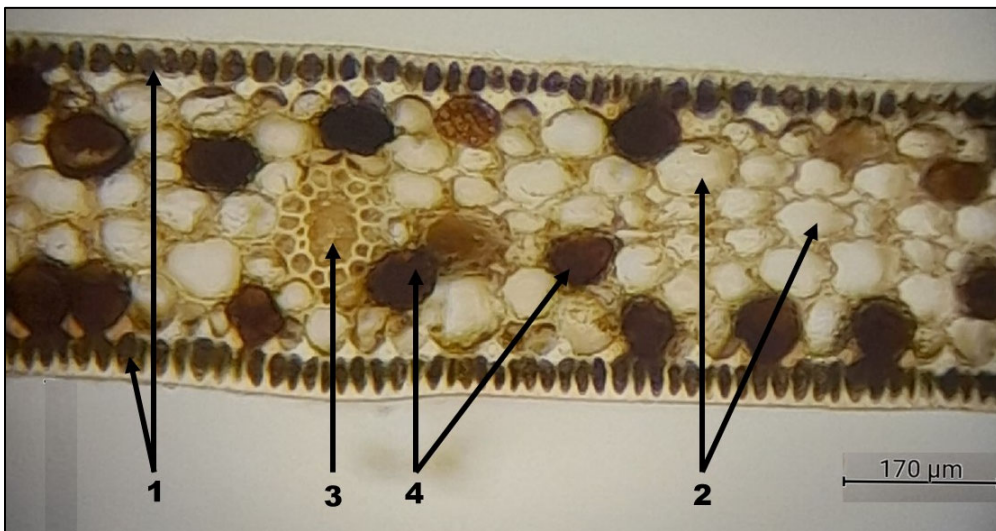


Figure 3. Coupe transversale du limbe d'une feuille adulte de *P. oceanica* montrant : (1) les épidermes supérieur et inférieur ; (2) les cellules parenchymateuses ; (3) un faisceau vasculaire et (4) des cellules à tannins (Photo : Sengouga. A).

## 1.2 Rôles des herbiers à *P. oceanica*

L'herbier à *P. oceanica* est considéré comme un écosystème pivot, de part de sa fonction d'ingénieur d'écosystèmes et des importantes surfaces qu'il occupe au niveau du littoral méditerranéen (Boudouresque *et al.*, 2009). Les rôles des herbiers dans les équilibres physiques et écologiques du littoral et les services écosystémiques qui en découlent, sont :

En termes d'équilibres écologiques, l'herbier représente l'un des écosystèmes les plus productifs de Méditerranée (Duarte et Chiscano, 1999 ; Koopmans *et al.*, 2020). Cette production primaire, estimée entre 60 et 705 g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> (Pergent *et al.*, 2012), est issue à la fois des feuilles et de leurs épiphytes – cette dernière étant facilement utilisable par les herbivores. Seule une infime partie de cette production primaire (10%) est consommée par les herbivores et la majorité est soit stockée dans la matre ou exportée vers d'autres écosystèmes

(50%), où elle sert de base à de nombreux réseaux trophiques (Pergent *et al.*, 2012). L'herbier offre des conditions favorables aux communautés marines méditerranéennes car il fournit habitat, nourriture et protection, créant ainsi un hotspot de biodiversité. Ses communautés sont très diversifiées, composées d'espèces sessiles – grâce aux longues feuilles et rhizomes qui augmentent la surface de fixation disponible – et d'espèces vagiles, dont plusieurs d'intérêt commercial (Capasso *et al.*, 2024). *P. oceanica* joue également un rôle crucial dans l'oxygénation de l'eau grâce à la photosynthèse, et bien que cet oxygène soit partiellement utilisé pour leur dégradation, les volumes générés au niveau des feuilles et des épiphytes sont largement supérieurs aux besoins respiratoires de l'écosystème, contribuant ainsi à l'oxygénation de la colonne d'eau. Enfin, l'herbier fait partie des « systèmes côtiers de carbone bleu » (Monnier *et al.*, 2022 ; Gattuso *et al.*, 2023) capables de séquestrer et de stocker des quantités considérables de carbone pendant des siècles, voire des millénaires. Cela le rend comparable à plusieurs écosystèmes terrestres jugés efficaces pour le stockage du carbone issu des activités humaines (Apostolaki *et al.*, 2024). En effet, à travers son activité photosynthétique, *P. oceanica* fixe une quantité de carbone qui fluctue entre 33,5 et 426,6 g C·m<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup> dans les limbes, les écailles et les rhizomes, ce qui contribue à une fixation globale de 1 302 tonnes C. ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> (Pergent-Martini *et al.*, 2021).

En termes d'équilibres physiques, l'herbier joue un rôle important dans l'atténuation de l'hydrodynamisme dû aux vagues et aux courants (Infantes *et al.*, 2012 ; Capasso *et al.*, 2024). En effet, la canopée de *P. oceanica* augmente la dissipation d'énergie par rapport aux fonds non végétalisés (Gacia *et al.*, 1999). Cet amortissement hydrodynamique est directement impliqué dans l'équilibre sédimentaire et améliore la stabilité des sédiments en réduisant significativement leur remise en suspension. En comparant avec des fonds dépourvus d'herbier, la protection des sédiments contre l'érosion est plus de trois fois supérieure (Gacia et Duarte, 2001) et peut même aller jusqu'à quinze fois, dans des conditions de forte énergie (Gacia *et al.*, 1999). En outre, la présence d'un herbier à *P. oceanica* en zone côtière, génère des accumulations de feuilles mortes et parfois des fragments de rhizomes sur le rivage, connues sous le nom de « banquettes » (Vacchi *et al.*, 2017). Ces dernières peuvent atteindre 2,5 m d'épaisseur et jouent un rôle essentiel dans la protection du littoral contre l'érosion, en particulier lors des tempêtes hivernales, et contribuent aussi à la formation des dunes et à l'installation de la végétation psammophile (Rotini *et al.*, 2020).

En termes de services écosystémiques rendus par les herbiers à *P. oceanica*, les travaux de Vassallo *et al.* (2013), Campagne *et al.* (2015), El Zrelli *et al.* (2020) et Scanu *et al.* (2022)

fournissent des évaluations monétaires très disparates en raison des différentes méthodologies adoptées et des services considérés. A titre d'exemple, dans les eaux françaises, Campagne *et al.* (2015) ont estimé une valeur économique des herbiers à *P. oceanica* comprise entre 25,3 et 45,9 millions d'euros par an, soit entre 284 et 514 euros par hectare et par an. Par ailleurs, les estimations financières peuvent être abordées en termes de perte des services écosystémiques suite au déclin des herbiers à *P. oceanica*, notamment dans le Golfe de Gabès, où El Zrelli *et al.* (2020) ont enregistré une baisse des débarquements de la pêche côtière locale, estimée à plus de 750 millions d'euros entre 1990 et 2014. De même, une régression de 7,5 ha en un an dans la baie de Sant'Amanza (Corse) a engendré une perte des services écosystémiques évaluée à 4,72 millions d'euros par an (Pergent-Martini *et al.*, 2022).

### **1.3 Impact des pressions anthropiques sur les herbiers à *P. oceanica* : Etat des lieux et outils d'évaluation**

Les herbiers à *P. oceanica* sont particulièrement vulnérables aux impacts humains cumulatifs tant terrestres que marins ; ils sont à l'origine de leur régression à l'échelle de la Méditerranée, en termes de surfaces occupées et de vitalité. Si les événements, d'origine naturelle, sont parfois responsables de pertes importantes d'herbiers marins (e.g. hydrodynamisme), les activités humaines sont reconnues comme un facteur important de dégradation des écosystèmes d'herbiers marins (Short et Wyllie-Echeverria, 1996; Duarte et Hemminga, 2000 ; Waycott *et al.*, 2009).

Plusieurs activités humaines affectent les herbiers à *P. oceanica*, en induisant des modifications du milieu : (i) l'urbanisation et l'artificialisation du littoral, augmentent la sédimentation, la turbidité et les apports en nutriments, (ii) la densité de la population côtière et les activités liées au secteur touristique, contribuent à la pollution issue des effluents urbains (apports en matières organiques, produits chimiques et diminution locale de la salinité), (iii) les activités industrielles, à travers les rejets qu'elles génèrent, sont responsables de la contamination du milieu par les métaux lourds, les détergents et les hydrocarbures, (iv) le ruissellement agricole est responsable d'apports en nutriments, en métaux lourds et en pesticides (Duarte, 2002 ; Balestri *et al.*, 2004 ; Holon *et al.*, 2015; El Zrelli *et al.*, 2017), (v) le dessalement de l'eau de mer et les rejets de saumure qu'il génère, entraînent une augmentation de la salinité locale et modifient la chimie des sédiments marins (Morelle-Hungría et Serra-Palao, 2023), (vi) l'activité aquacole, particulièrement la pisciculture, contribue à la pollution et à l'eutrophisation tout en provoquant une réduction significative de l'intensité lumineuse (Pérez *et al.*, 2008), (vii) le changement climatique pourrait accentuer la régression des herbiers

à *P. oceanica* en raison de l'élévation de la température de surface de la mer, de la montée du niveau marin et de l'introduction d'espèces exotiques, cette dernière étant principalement favorisée par le trafic maritime (Pergent *et al.*, 2014 ; Litsi-Mizan *et al.*, 2023), (viii) les activités liées à la pêche et à la plaisance, notamment le mouillage des embarcations ainsi que certaines pratiques de pêche (chalutage et dragage), peuvent engendrer une remise en suspension des sédiments et une altération de la qualité de l'eau (Boudouresque *et al.*, 2012 ; McDonald *et al.*, 2023), (ix) la construction d'ouvrages côtiers peut modifier l'hydrodynamisme et les flux sédimentaires, entraînant une augmentation de la turbidité et une réduction de la disponibilité lumineuse (Holon *et al.*, 2015).

L'impact de ces activités anthropiques sur les herbiers à *P. oceanica* peut se traduire par des réponses structurelles, morphologiques et physiologiques: (i) l'artificialisation et la densification démographique du littoral induisent une perte de recouvrement et de densité, une augmentation de la charge épiphytique, la formation de matte morte, voire une destruction directe liée aux aménagements côtiers (Ruiz et Romero, 2003 ; Boudouresque *et al.*, 2012 ; Holon, 2015 ; Holon *et al.*, 2018), (ii) les apports agricoles et les rejets d'eaux usées favorisent la prolifération et la modification des assemblages épiphytiques, une réduction de la croissance et de la production foliaire, et, à terme, une régression des herbiers (Waycott *et al.*, 2009 ; Balata *et al.*, 2010 ; Holon *et al.*, 2018 ; Schohn *et al.*, 2025), (iii) les activités de pêche, incluant le chalutage, l'ancrage et les infrastructures portuaires, entraînent une fragmentation des herbiers, une diminution de leur superficie et de leur densité, une formation de matte morte ainsi qu'une altération de la croissance des rhizomes et des feuilles (Boudouresque *et al.*, 2009, 2012 ; Abadie *et al.*, 2016, 2017 ; Holon *et al.*, 2018 ; Tiano *et al.*, 2019 ; McDonald *et al.*, 2023), (vi) les rejets industriels provoquent une perte de vitalité marquée, associée, à l'augmentation de la charge épiphytique et à la réduction de la croissance foliaire et du recouvrement des herbiers (Darmoul *et al.*, 1980 ; Boudouresque *et al.*, 2009 ; Holon *et al.*, 2018), (v) les apports fluviaux et les activités de pisciculture contribuent à la diminution de la productivité et à la dégradation de la croissance foliaire, ainsi qu'à l'augmentation de la charge épiphytique (Pérez *et al.*, 2008 ; Boudouresque *et al.*, 2012).

De manière générale, la majorité de ces activités anthropiques engendrent un enrichissement du milieu qui peut provoquer une réduction du recouvrement de l'herbier allant jusqu'à 67 %, ainsi qu'une augmentation de la biomasse des épiphytes (Helber *et al.*, 2021), entraînant l'altération de la structure des herbiers (Jiménez-Casero *et al.*, 2023).

L'évaluation des pressions anthropiques sur les herbiers à *P. oceanica* est un exercice complexe (Borja *et al.*, 2024), car une même activité peut générer plusieurs types de pressions et une même pression peut résulter de différentes activités (La Rivière *et al.*, 2015). En outre, les herbiers sont rarement soumis à une pression unique, mais plutôt à des pressions concomitantes dont les interactions peuvent être additives, synergiques ou antagonistes, compliquant ainsi leur quantification et leur interprétation (Clarke Murray *et al.*, 2014 ; Schohn *et al.*, 2025). De même, l'identification d'une pression responsable d'une réponse biologique observée reste souvent difficile (Poikane *et al.*, 2020), d'autant que de nombreuses approches présentent encore des limites, notamment le double comptage ou la confusion des impacts (Lonsdale *et al.*, 2020).

Les méthodes développées pour l'évaluation des pressions anthropiques vont des modélisations globales et régionales (Halpern *et al.*, 2008 ; Micheli *et al.*, 2013) aux approches prédictives des impacts cumulés appliquées pour des écosystèmes particuliers, tels que l'herbier à *P. oceanica* (Holon *et al.*, 2018), ou s'appuient sur des indices d'anthropisation calculés dans le cadre de l'élaboration d'indicateurs de qualité écologique utilisant des EQB. Ces démarches reposent sur l'établissement d'indices de pressions anthropiques permettant de relier les variables biologiques aux activités humaines (Romero *et al.*, 2007 ; Gobert *et al.*, 2009 ; Lopez y Royo *et al.*, 2009a). Plusieurs activités anthropiques sont communes aux différents indices (urbanisation, agriculture, industries, pêche, etc.) ; seuls les critères de calcul et les unités d'agrégation des données diffèrent (Tableau 1).

La diversité des approches résulte du fait que certaines zones marines et certaines catégories de pressions demeurent peu documentées, en raison du manque de données précises ou actualisées (Borja *et al.*, 2024). En effet, les informations disponibles sont soit fournies à grande échelle mais restent imprécises, soit acquises à fine échelle mais demeurent fragmentaires et méthodologiquement hétérogènes (Holon *et al.*, 2015). Ce déficit de données fiables et accessibles limite l'évaluation des impacts cumulés et l'identification des zones vulnérables, soulignant la nécessité de renforcer la collecte et l'intégration des données pour produire des analyses plus robustes.

Tableau 1. Synthèse de quelques méthodes d'évaluation des pressions anthropiques sur les herbiers à *P. oceanica*.

	<b>Romero <i>et al.</i> (2007)</b>	<b>Gobert <i>et al.</i> (2009)</b>	<b>Lopez y Royo <i>et al.</i> (2009a)</b> (imagerie satellitaire)	<b>Lopez y Royo <i>et al.</i> (2009a)</b> (données de recensement)
<b>Unité d'agrégation de données</b>	Segment du littoral	Non précisé	Carré de 25 km × 25 km	Unité administrative : commune
<b>Artificialisation du littoral</b>			Présence / Absence de structures artificielles	Densité de population
<b>Construction sur le linéaire côtier</b>	ha / km littoral Linéaire artificialisé (km·km <sup>-1</sup> )		% de littoral urbanisé	
<b>Rechargement des plages</b>	Km rechargé / km littoral			
<b>Effluents urbains</b>	DCO/ jour/ km	Non précisé		
<b>Agriculture</b>	ha / km littoral	Surface et type	% de littoral agricole	
<b>Tourisme</b>	Km (Hôtels et aires de camping) / Littoral	Nombre (camping, marina); flux touristiques		
<b>Pêche</b>	Milliers d'euros captures/km de côte	Pêche, flotte, port, emploi, type d'activité		
<b>Ports récréatifs / de pêche / commerciaux et industriels</b>	Nombre d'amarres par km de littoral	Trafic portuaire, type d'activités	Type et distance au site (km)	
<b>Transport maritime</b>				Marchandises et passagers/port
<b>Activité industrielle</b>		Type et surface	Distance au site (km)	
<b>Pisciculture</b>		Nombre et production		
<b>Rivière</b>			Distance au site (km)	
<b>Démographie côtière</b>		Non précisé		Habitants / km <sup>2</sup>
<b>Charges organiques et nutritives potentielles</b>				Population résidente, nombre d'employés en industrie, nombre d'animaux d'élevage, superficie agricole, quantités d'engrais vendues

#### 1.4 *P. oceanica* : Élément de Qualité Biologique (EQB)

*P. oceanica* est largement utilisée comme EQB dans le cadre de la DCE (DCE, 2000/60/CE), en raison de ses nombreuses caractéristiques : sa sensibilité à la pollution et aux perturbations d'origine anthropique, sa large distribution sur l'ensemble du littoral méditerranéen, sa facilité d'identification et de prélèvement, son exposition directe à la pollution côtière, sa sédentarité et sa grande longévité (Semroud, 1993 ; Pergent *et al.*, 1995 ; Procaccini *et al.*, 2003 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005 ; Boudouresque *et al.*, 2006 ; Richir *et al.*, 2015).

L'utilisation de *P. oceanica* comme EQB prend tout son sens dans le contexte actuel de dégradation accélérée des zones côtières méditerranéennes, soumises à de fortes pressions anthropiques agissant de manière cumulative ou synergique avec d'autres facteurs de stress à grande échelle, tels que les vagues de chaleur, les modifications de la circulation thermohaline et l'acidification des océans (Ghedini *et al.*, 2013 ; Di Camillo *et al.*, 2023 ; Li *et al.*, 2024). Cette dégradation, caractérisée par la perte de la biodiversité, la destruction des habitats et la détérioration de la qualité des eaux, entraîne une altération des services écosystémiques et des pertes économiques conséquentes (Holon, 2015).

Aujourd'hui, les gestionnaires privilégient des politiques qui encouragent l'instauration de systèmes de surveillance environnementale continus, à la fois performants et économiquement viables. Dans ce contexte, l'accent est mis sur des outils d'évaluation simples, reproductibles, sensibles aux pressions anthropiques et peu coûteux (Hering *et al.*, 2006 ; Stoddard *et al.*, 2008). C'est à ce titre, que de nombreuses études utilisent des bioindicateurs à tous leurs niveaux d'organisation biologique, des échelles biochimiques ou métaboliques jusqu'aux propriétés de communautés complexes, ou élaborent des indices biotiques en intégrant les caractéristiques pertinentes de l'écosystème en une mesure unique, laquelle fournit une expression globale de l'intégrité biotique (Karr, 1991 ; Martínez-Crego *et al.*, 2010a).

Parmi les initiatives menées en Méditerranée, figure la mise en œuvre de plusieurs indices basés sur des descripteurs de *P. oceanica* pour évaluer l'état écologique des eaux côtières. Ces indices établis conformément à la DCE, répondent à plusieurs critères spécifiques, notamment : (i) l'expression de l'état écologique – désignée sous le vocable de l'Ecological Quality Ratio (EQR) – sous la forme d'une valeur numérique allant de 0 (Mauvais) à 1 (Très bon) ; (ii) la démonstration d'une relation significative entre l'EQR et les pressions anthropiques ; et (iii) l'emploi d'une échelle standardisée comportant cinq classes d'état

écologique, matérialisées par un code couleur, illustrant une dégradation progressive de la qualité des masses d'eau : Très bon (bleu), Bon (vert), Moyen (jaune), Médiocre (orange) et Mauvais (rouge) (Tableau 2).

La comparaison des méthodologies adoptées pour le calcul de ces indices multi-métriques met en évidence des différences concernant : le nombre et l'échelle des descripteurs, la profondeur d'échantillonnage, la méthode d'agrégation, la définition des conditions de référence et les pressions anthropiques considérées (Tableau 3). En effet, certains indices, comme le POMI, intègrent un large éventail de descripteurs combinés *via* des analyses multivariées, ce qui lui confère une richesse d'information écologique, cela requiert des données complexes et un travail de terrain étendu. À l'inverse, le BiPo et le PREI apparaissent comme les outils les plus largement adoptés pour l'évaluation de la qualité des eaux, en raison de leurs protocoles rapides, de leur facilité d'utilisation et de leur faible coût (Tableau 3). Par ailleurs, la performance de ces indices semble dépendre du nombre d'échelles d'organisation considérées, comme l'ont montré Bennett *et al.* (2011) et Mascaró *et al.* (2012).

En raison de la nature complexe des habitats à herbiers marins, de nombreuses études recommandent l'utilisation conjointe de plusieurs indices dérivés de descripteurs variés afin d'évaluer l'état écologique des herbiers à *P. oceanica* (Montefalcone *et al.*, 2006 ; Martínez-Crego *et al.*, 2010 ; Lopez y Royo *et al.*, 2011; Güreşen *et al.*, 2020 ; Mancini *et al.*, 2020 ; Tursi *et al.*, 2022). L'adoption de cette approche a permis l'élargissement de leur champ d'application et a généré une tendance croissante à planifier la gestion des eaux côtières à l'échelle de vastes zones géographiques, ce qui a ensuite attiré l'attention des chercheurs sur la nécessité d'ajustements méthodologiques, qui tiennent compte des spécificités locales, afin de garantir une robustesse face à la variabilité géographique (Martínez-Crego *et al.*, 2010a).

Tableau 2. Echelle d'interprétation des EQR des indices pour la qualité des masses d'eau côtières selon la DCE (2000/60/CE, DCE).

EQR	Statut écologique	Code couleur
1,000 – 0,775	Très bon	Bleu
0,774 – 0,550	Bon	Vert
0,549 – 0,325	Moyen	Jaune
0,324 – 0,100	Médiocre	Orange
0,100 – 0,000	Mauvais	Rouge

Tableau 3. Principaux indices multi-métriques basés sur *P. oceanica* pour l'évaluation de la qualité des masses d'eau méditerranéennes (DCE) (Sengouga *et al.*, 2025).

Indices	Regions of development and other application regions	Methods	Descriptors and depths	Reference conditions	Pressure tested
PoSte system for coastal water classification using <i>P. oceanica</i>	<b>Italy</b> (Buia <i>et al.</i> , 2004) Catalonia (Spain) and Corsica (France) Ischia (Italy) (Lopez y Royo <i>et al.</i> , 2011)	Combination of 5 metrics in a data warehouse	<u>At intermediate depth (15m)</u> Shoot density, intermediate leaf width, leaf production, rhizome production, rhizome elongation.	Existing pristine/undisturbed stations	/
POMI: <i>Posidonia oceanica</i> Multivariate Index	<b>Catalonia (Spain)</b> (Romero <i>et al.</i> , 2007) Catalonia (Spain) and Corsica (France) (Lopez y Royo <i>et al.</i> , 2011); Saronikos (Greece) (Gerakaris <i>et al.</i> , 2017) <b>POMI 9: Catalonian (Spain)</b> (Bennett <i>et al.</i> , 2011) <b>POMI 5: Catalonia, Balearic Islands and Croatia</b> (Mascaró <i>et al.</i> , 2012)	Combination of 14 metrics using PCA	<u>At intermediate depth (15m)</u> Shoot density <sup>9</sup> , meadow cover <sup>9,5</sup> , percentage of plagiotropic rhizomes, shoot leaf area <sup>9,5</sup> , percentage of foliar necrosis <sup>9</sup> , N and P rhizomes content, sucrose rhizomes content <sup>9,5</sup> , $\delta^{15}\text{N}$ <sup>9,5</sup> and $\delta^{34}\text{S}$ <sup>9</sup> isotopic ratio in rhizomes, N epiphyte content <sup>9,5</sup> , Cu, Pb <sup>9</sup> and Zn in rhizomes.	A composite station from existing values and expert judgment	Coastline constructions, beach regeneration, urban sewage, agricultural and urban soil use, tourism, fishing, recreational, fishing and commercial and industrial harbors
CS Valencian	<b>Valencia (Spain)</b> (Fernández Torquemada <i>et al.</i> , 2008) Saronikos Gulf (Greece) (Gerakaris <i>et al.</i> , 2017) Tremiti Islands (Italy) (Tursi <i>et al.</i> , 2022a)	Combination of 9 metrics using PCA	<u>At intermediate depth (14-17m)</u> Shoot density, meadow cover, dead matte cover, percentage of plagiotropic rhizomes, rhizome baring/burial, shoot leaf area, percentage of foliar necrosis, herbivore pressure, leaf epiphyte biomass.	Virtual reference station from existing values and expert judgment	Coastal constructions, beach regeneration, urban and industrial sewage, rivers and channels, agricultural soil use

BiPo:	<b>Corsica (France)</b> (Lopez y Royo <i>et al.</i> , 2010a)	Normalization and combination by averaging 4 metrics	<u>At the lower limit</u> Lower limit depth and type <u>At intermediate depth (15m)</u> Shoot density, shoot length	Virtual reference station from existing values	Land use, industrial activity, river discharges, port activities and coastal planning.
Biotic Index using the seagrass <i>Posidonia oceanica</i>	Catalonia (Spain), Corsica (France), Ischia (Italy)(Lopez y Royo <i>et al.</i> , 2011) Corsica (France) (Pergent <i>et al.</i> , 2015) Tipaza, Algiers (Algeria) (Boumaza <i>et al.</i> , 2015) Mostaganem and Oran (Algeria) (Bentaallah, 2017) Saronikos Gulf (Greece) (Gerakaris <i>et al.</i> , 2017) Vasiliko (Cyprus) (Kletou <i>et al.</i> , 2020) Gökçeada (Turkey) (Güreşen <i>et al.</i> , 2020) Gökçeada (Turkey) and Corsica (France) (Güreşen <i>et al.</i> , 2020b) Tremiti Islands (Italy)(Tursi <i>et al.</i> , 2022a)				
PREI: <i>Posidonia</i> Rapid Easy Index	<b>Corsica and PACA</b> (Gobert <i>et al.</i> , 2009) Italia (Rende <i>et al.</i> , 2011 ; Rigo <i>et al.</i> , 2019; Oprandi <i>et al.</i> , 2021) Tipaza, Algiers (Algeria) (Boumaza <i>et al.</i> , 2015) Saronikos Gulf (Greece) (Gerakaris <i>et al.</i> , 2017) Liguria (Italy) (Mancini <i>et al.</i> , 2020) Vasiliko (Cyprus) (Kletou <i>et al.</i> , 2020) Sicily(Bellissimo <i>et al.</i> , 2020) Tremiti Islands (Italy) (Tursi <i>et al.</i> , 2022a)	Normalization and combination by averaging 5 metrics	<u>At the lower limit</u> Lower limit depth and type <u>At intermediate depth (15m):</u> Shoot density, shoot leaf area, ratio between epiphytic and leaf biomass	A composite station from existing values and modeling	Fish farming, industrial development, agriculture, tourism, fishing, commercial ports and urbanization

Note : Les exposants 9 et 5 désignent respectivement les descripteurs conservés dans les versions réduites POMI-9 et POMI-5

# **Chapitre 2**

## **Matériel et méthodes**

## Chapitre 2. Matériel et méthodes

Le présent chapitre regroupe les éléments méthodologiques nécessaires à la réalisation de cette étude, notamment l'établissement du lien entre pressions anthropiques et l'état écologique des herbiers à *P. oceanica*. Dans un premier temps, une présentation des stations selon leur appartenance territoriale (commune) est adoptée pour faciliter l'étape suivante, qui consiste à quantifier les activités anthropiques affectant les herbiers à *P. oceanica*, à travers le calcul d'un indice de pressions (IP). Par la suite, il détaille les approches mises en œuvre sur le terrain et au laboratoire pour l'étude des différents descripteurs de *P. oceanica* observés à différentes échelles : population, individu, communauté associée, cellulaire et biochimique. Enfin, il présente les différentes étapes mises en œuvre pour l'élaboration de l'indice multi-métrique MIAPo et son intercalibration avec le PREI. Cette section méthodologique se termine par l'exposé des outils d'analyse statistique retenus pour le traitement des données.

### 2.1 Présentation de la zone d'étude et description des stations

La zone d'étude comprend huit stations sélectionnées le long du littoral algérois, depuis le Cap El Hamouche à l'ouest de la baie de Bou Ismaïl jusqu'à l'île Agueli à l'ouest de la baie de Zemmouri. Ces stations appartiennent à deux entités administratives : la wilaya de Tipaza (Chenoua, Kouali, Ain Tagouraït et Bou Ismaïl) et la wilaya d'Alger (El Djamila, Aïn Benian, Raïs Hamidou et Agueli) (Figure 4).

La wilaya d'Alger se distingue par une densité de population marquée, accompagnée d'une concentration des activités économiques, notamment dans le secteur tertiaire (Hadjiedj, 1997 ; PNUE/PAM/CAR PAP, 2006 ; Haouchine *et al.*, 2015 ; Lakahal, 2019). Les données de l'ONS (2013) confirment, par ailleurs, la polarisation de ces activités au niveau de sa frange littorale. Tandis que la wilaya de Tipaza est reconnue pour son important potentiel agricole et forestier ainsi que pour ses vocations touristiques et halieutiques (PNUE/PAM/CAR PAP, 2006 ; Bakalem *et al.*, 2009 ; Mangos et Claudot, 2013 ; Haouchine *et al.*, 2015).

#### 2.1.1 Stations de la wilaya de Tipaza

##### 2.1.1.1 Commune de Tipaza : Chenoua et Kouali

La commune de Tipaza est située sur la côte centre-nord de l'Algérie, à environ 70 km à l'ouest d'Alger. Sa façade maritime, caractérisée par une alternance de plages, de falaises et de zones rocheuses, présente un potentiel naturel remarquable. A ce titre, l'aire marine et

littorale des Anses de Kouali - Mont Chenoua, qui couvre une large partie du littoral communal, a été classée aire protégée en 2017 par arrêté de la Wilaya (arrêté n° 1023 du 20 juillet 2017) (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2021). Destination touristique très prisée, la commune abrite un port de pêche et de plaisance, des complexes touristiques (complexe CET, Corne d'or) et un site archéologique romain classé au patrimoine mondial. Elle est traversée par l'oued Nador, un cours d'eau à écoulement quasi permanent, qui reçoit les effluents d'eaux usées des localités situées en amont (Bouderbala *et al.*, 2021). Bien qu'une station d'épuration des eaux usées (STEP) soit opérationnelle à Chenoua depuis 2008, son effluent traité, rejeté dans l'oued Nador puis en mer, s'avère non conforme aux normes de rejet en milieu récepteur définies par la réglementation algérienne (Benaziza *et al.*, 2023).

La première station (Chenoua), est située dans le secteur ouest de la commune à l'extrémité occidentale de la baie de Bou Ismaïl (Cap El Hamouche), au pied du Mont Chenoua. Les principales pressions exercées sur le milieu marin incluent les rejets directs en mer, la fréquentation estivale, l'extraction de sable des plages et les activités de pêche, qui contribuent à la dégradation des herbiers marins (PNUE/PAM/CAR PAP, 2006). Récemment, la frange côtière a connu une extension progressive de l'urbanisation, incluant des constructions non planifiées à usage saisonnier (Nouri et Ozer, 2014 ; Khettab, 2019). Cette évolution s'est accompagnée d'une augmentation des rejets urbains non traités.

La seconde station (Kouali) est située dans le secteur est, où la plateforme côtière rocheuse formant des anses et des criques est fortement creusée en lapiaz (Betrouni, 2021). Le domaine littoral émergé est caractérisé par des bioconstructions remarquables : des trottoirs à vermet (*Dendropoma petraeum* et *Vermetus triqueter*) et des bourrelets de rhodobiontes à *Corallina elongata* (Zahaf et Karali, 2010). La station se trouve au large de la plage Kouali, une anse abritée marquée par la présence d'un récif barrière à *P. oceanica* avec un lagon occupé par *Cymodocea nodosa*. La pression anthropique se limite principalement à une surfréquentation estivale, à la proximité de l'oued Nador et à des rejets sporadiques d'eaux usées, drainés par le cours d'eau central, et ce, depuis 2010. Ces derniers pourraient être, en partie, à l'origine de la régression du récif barrière à *P. oceanica*, estimée à 40%, selon Bamahammed et Naimi (2012). L'herbier qui s'y développe figure parmi les plus productifs de Méditerranée (Boumaza et Semroud, 2000) et la zone a été classée en « Très Bon » ou « Bon » état écologique (Boumaza *et al.*, 2015 ; Sengouga, 2017 ; Sengouga *et al.*, 2019). Autrefois entourée de terres agricoles, cette zone subit désormais une artificialisation marquée par de nouveaux aménagements récréatifs. Enfin, une nouvelle activité liée à la mise en service, peu

après notre échantillonnage, d'une ferme conchylicole (Cultmar), à 1 km à l'est, est susceptible d'impacter le milieu à terme.

### 2.1.1.2 Commune d'Aïn Tagouraït : Aïn Tagouraït

La commune d'Aïn Tagouraït est située à environ 15 km à l'est de la ville de Tipaza. Il s'agit d'une commune agricole peu urbanisée. La côte est rocheuse, découpée en anses et en criques et présente des trottoirs à vermetes très développés, similaires à ceux de Kouali (Bakalem, 2003; Zahaf et Karali, 2010). La station choisie est située à environ 100 m des filières de moules de la ferme aquacole SEAM (Sarl d'Élevage Aquacole Méditerranéen), spécialisée dans la mytiliculture et produisant environ 50 tonnes de moules par an depuis l'année 2000. Une pisciculture en cages flottantes a été mise en place en 2016 au large de ces filières, à environ 1 km au nord-ouest. Elle a commencé sa production peu après notre échantillonnage.

### 2.1.1.3 Commune de Bou Ismaïl : Bou Ismaïl

La commune de Bou Ismaïl est située à 45 km à l'ouest d'Alger et à 25 km à l'est du chef-lieu de la wilaya de Tipaza. C'est une commune densément peuplée, dont le littoral est fortement artificialisé et dégradé. En outre, la commune présente un fort potentiel agricole et touristique. Elle est également soumise à plusieurs sources de pollution d'origine anthropique, parmi lesquelles figurent les activités de pêche, les rejets d'eaux usées directement dans le milieu marin, ainsi que la présence de nombreuses digues de protection du littoral. La commune accueille des activités industrielles dont les rejets finissent en mer, souvent sans traitement préalable (Inal *et al.*, 2019 ; Belhouchet *et al.*, 2024). Les principales industries répertoriées relèvent de la papeterie, de la céramique et de la production pharmaceutique (Wilaya de Tipaza, n.d.). Ces types d'industries sont à l'origine de rejets chargés en colorants (Shafeeyan, 2024), d'apports d'argile en mer par lessivage (Turner, 2019) et d'eaux usées riches en éléments chimiques (Luo, 2025), respectivement. En témoignent les teneurs élevées en mercure mesurées dans les écailles et les rhizomes de *P. oceanica* dans cette région (Amarouche, 2005).

La station choisie se situe à environ 600 m au large du réseau collecteur de la ville, qui draine une grande partie de cette pollution industrielle et urbaine (Inal *et al.*, 2019). Signalons par ailleurs, qu'une station d'épuration des eaux usées a été mise en service en 2019, ce qui, à terme, aura une incidence salvatrice sur les écosystèmes. Cette mesure devrait améliorer la qualité écologique du milieu côtier et atténuer les pressions sur les herbiers à *P. oceanica*.

## 2.1.2 Stations de la wilaya d'Alger

### 2.1.2.1 Commune d'Aïn Benian : El Djamila et Aïn Benian

La commune d'Aïn Benian est l'une des communes maritimes les plus importantes de l'Algérois. Située à 16 km de la capitale, son littoral se caractérise par un port de pêche et de plaisance, une plage artificielle et de nombreuses plages ouvertes à la baignade, très fréquentées en période estivale. La zone est également marquée par une urbanisation dense et une activité touristique intense, auxquelles s'ajoute une zone d'activité d'une superficie de 9,4 ha, regroupant des secteurs tels que le textile, la construction métallique, l'agroalimentaire, la cosmétique et l'industrie pharmaceutique (Betouche Tihal, 2014 ; Wilaya d'Alger, 2020). Le littoral ouest de la commune est influencé par l'oued Beni Messous, qui reçoit les eaux usées domestiques des communes avoisinantes (Beni Messous, Chéraga, Dély Ibrahim et Bouzaréah) et subit une pollution liée aux activités agricoles, aux rejets hospitaliers et aux activités industrielles (agroalimentaires, métallurgiques, tanneries et pharmaceutiques), sources d'apports en métaux lourds et en résidus médicamenteux (Djouadi *et al.*, 2017). Avant leur rejet en mer, les eaux de cet oued sont traitées par une STEP située en amont immédiat de son embouchure, réduisant significativement la pollution organique et les métaux lourds (Djemil *et al.*, 2018) et contribuant plus modestement à la réduction de la pollution pharmaceutique (Kermia *et al.*, 2016) ainsi que de la contamination bactérienne (Hamaidi *et al.*, 2014).

Deux stations sont étudiées dans cette commune : (i) El Djamila, située à l'extrémité est de la petite baie d'El Djamila, à environ 700 m au large du port de pêche et de plaisance, et (ii) Aïn Benian, située à l'est du Ras Acrata, à l'extérieur de la petite baie d'El Djamila, dans un secteur exposé à l'hydrodynamisme, au large d'une frange littorale fortement urbanisée, en arrière de laquelle s'étendent des terres agricoles.

### 2.1.2.2 Commune de Raïs Hamidou : Raïs Hamidou

La commune de Raïs Hamidou est une commune côtière située à l'ouest de la baie d'Alger ; elle fait partie du tissu urbain dense de la capitale. Son littoral, bien que relativement restreint, est caractérisé par une forte urbanisation, une importante activité de pêche – notamment exercée par les petits métiers – et la présence d'un abri de pêche ayant fait l'objet de travaux d'aménagement entre 2012 et 2018, visant à accroître sa capacité d'accueil en tant que port de pêche et de plaisance (DPRH d'Alger, 2019). La zone est également soumise à une pollution marine significative, principalement liée aux rejets directs en mer d'eaux usées non traitées, ainsi qu'à l'influence de la cimenterie de Raïs Hamidou. Cet établissement, l'un des

plus importants d'Algérie, avec une capacité de production estimée à 400 000 tonnes de ciment par an (Benhabiles, 1993), constitue une source potentielle de contamination par les métaux-traces et favorise l'eutrophisation du milieu marin comme rapporté par Chen *et al.* (2010). En effet, Guendouzi *et al.* (2015) ont mis en évidence des concentrations élevées de zinc (Zn) et de plomb (Pb) dans les sédiments, les rhizomes de *P. oceanica* et les gonades de *Paracentrotus lividus* dans cette région. La station choisie est localisée au nord-est du port, directement exposée à la cimenterie.

### 2.1.2.3 Commune de Réghaïa : Aguelli

La commune de Réghaïa est située à l'extrémité est de la wilaya d'Alger. Cette région est caractérisée par une forte urbanisation et par la présence de la plus importante zone industrielle de la wilaya, s'étendant sur près de 990 ha et regroupant environ 200 unités industrielles (CAR/ASP - PNUE/PAM, 2015), principalement actives dans les secteurs sidérurgique, métallurgique, mécanique, électrique et électronique (Bouder, 2003). Son littoral abrite un lac inscrit depuis 2002 sur la liste des zones humides d'importance internationale de la Convention de Ramsar et possède un patrimoine écologique marin remarquable, ayant motivé son inscription dans un processus de classement en aire marine protégée (Khelil *et al.*, 2019). Le lac est relié directement à la mer *via* un chenal et est alimenté par deux oueds: l'oued El Biar et l'oued Réghaïa, avec un système d'assainissement assurant la collecte des eaux usées du bassin versant (CAR/ASP - PNUE/PAM, 2015). Néanmoins, le lac constitue toujours une source potentielle de contamination chimique et microbiologique des eaux marines (Bouhezila *et al.*, 2020). La station étudiée se trouve à proximité de l'îlot Aguelli, également connu sous le nom de Hadjret Bounatah, à environ 1 km de la plage de Réghaïa.

## 2.2 Evaluation des pressions anthropiques

Dans le cadre de cette étude, nous avons évalué les pressions exercées sur les stations à travers la quantification de huit activités anthropiques (Tableau 4), sélectionnées pour leur impact avéré sur la santé des herbiers à *P. oceanica* (§1.3). Par ailleurs, l'identification aisée de ces activités sur les images satellitaires, combinée à l'accessibilité des informations issues des bases de données officielles, a constitué un facteur clé de leur intégration dans cette étude (Mclaughlin et Cooper, 2010).

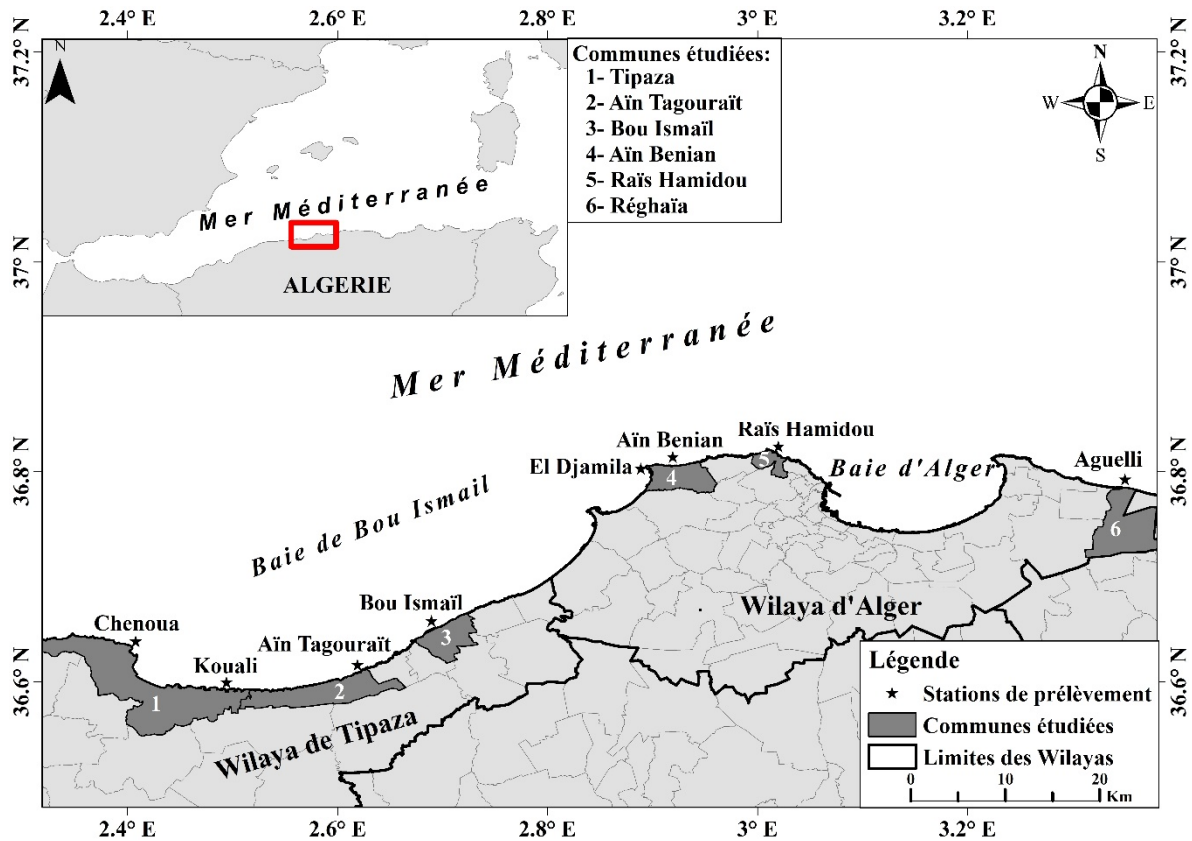


Figure 4. Carte de la zone d'étude indiquant les communes et la localisation des stations d'herbiers à *P. oceanica* étudiés.

### 2.2.1 Acquisition des données

Les activités anthropiques ont été quantifiées à l'échelle de la commune correspondant à chaque station, en tenant compte, d'une part, de la proximité de nos stations par rapport au littoral (600 m de distance moyenne) et, d'autre part, de l'agrégation des données issues des organismes officiels à cette échelle. Cette démarche s'avère nécessaire dans le cadre d'une gestion intégrée, permettant aux communes du littoral algérois d'assurer un suivi global de l'état écologique du milieu côtier. Elle repose sur l'utilisation des herbiers à *P. oceanica* comme indicateurs de stress associé à des pressions spécifiques, permettant ainsi de mesurer la résilience ainsi que l'efficacité des actions de gestion. Cette approche s'inscrit dans les recommandations du Programme d'Aménagement Côtier de la zone côtière algéroise (CAR/ASP - PNUE/PAM, 2015).

D'un côté, des images satellitaires à très haute résolution spatiale (0,5 m), issues de Google Earth Pro (datées de 2018), ont été utilisées. Elles ont permis de mesurer les distances entre les stations et les divers points d'impact (ports de pêche, embouchures des oueds, zones

industrielles ou d'activités), ainsi que de calculer les surfaces artificialisées, agricoles et totales des communes concernées (Figure 5). Pour assurer une représentation précise, ces images ont été projetées dans le système de coordonnées WGS 1984 UTM zone 31N et géoréférencées avec ArcGIS (10.4.1).

D'un autre côté, les données complémentaires ont été fournies par les organismes officiels. Celles-ci concernent la présence de zones industrielles et de zones d'activités, la démographie côtière, le nombre de navires de pêche par port, le nombre d'exutoires, ainsi que le pourcentage du volume d'eaux usées non raccordé au réseau d'assainissement.

Tableau 4. Activités anthropiques considérées, leurs indicateurs et les sources d'acquisition des données.

<b>Activité anthropique</b>	<b>Indicateur</b>	<b>Source d'acquisition des données</b>
Artificialisation de la côte	Pourcentage de la surface urbanisée par rapport à la surface communale	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Google Earth Pro</li> </ul>
Démographie côtière	Pourcentage de la démographie communale par rapport à celle de la wilaya	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Site web de la wilaya de Tipaza</li> <li>• Wilaya d'Alger</li> </ul>
Agriculture	Pourcentage de la surface agricole par rapport à la surface communale	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Google Earth Pro</li> </ul>
Pêche	Nombre de navires de pêche par port lorsque ce dernier est localisé à une distance de moins de 10 km	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Site web de la wilaya de Tipaza</li> <li>• Direction de la Pêche et des Productions Halieutiques de la wilaya d'Alger</li> </ul>
Exutoires	Nombre de points de rejets sauvages en mer par commune	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Commissariat National du Littoral-Tipaza</li> <li>• Etablissement de l'hygiène urbaine et de la protection de l'environnement de la wilaya d'Alger</li> </ul>
Eaux usées non traitées	Pourcentage du volume d'eaux usées non raccordé au réseau d'assainissement par commune	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Site web de la wilaya de Tipaza</li> <li>• Wilaya d'Alger</li> </ul>
Oueds	Distance entre la station et l'embouchure de l'oued	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Google Earth Pro</li> </ul>
Industrie	Distance à la zone industrielle ou la zone d'activité	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ministère de l'Industrie et de la Production pharmaceutique</li> <li>• Google Earth Pro</li> </ul>

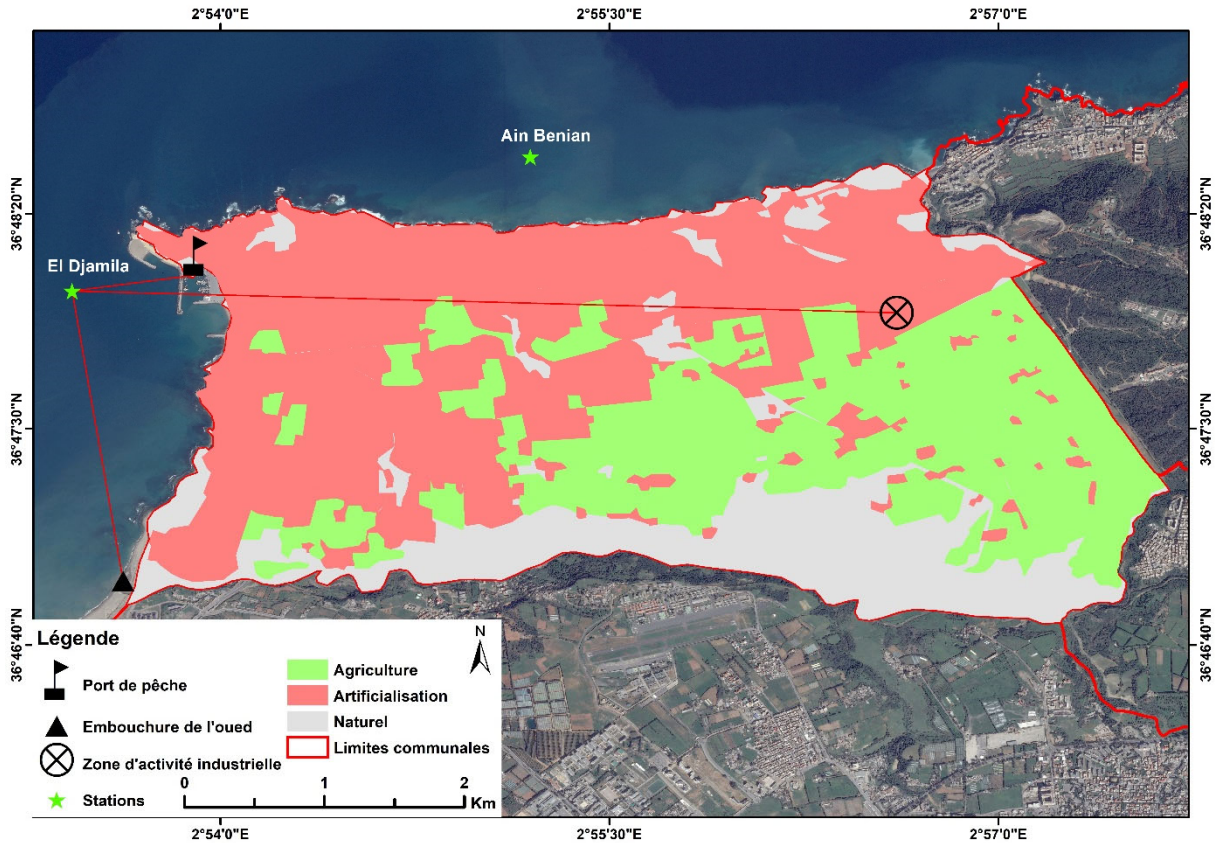


Figure 5. Cartographie de la commune d'Aïn Benian réalisée par imagerie satellitaire pour la quantification des pressions anthropiques sur la station d'El Djamilia : surfaces artificialisées et agricoles, proximité de l'embouchure de l'oued Ben Messous, du port de pêche d'El Djamilia et de la zone d'activité d'Aïn Benian.

### 2.2.2 Calcul de l'indice de pressions (IP)

La méthode mise en œuvre pour la détermination de l'indice de pressions (IP) est inspirée de travaux relatifs à la vulnérabilité des zones côtières et des cours d'eau de Leopold (1969), Bodéré *et al.* (1991), Hallegouët *et al.* (1997), Larid (2002) et McLaughlin *et al.* (2002). Elle consiste à attribuer à chacune des activités anthropiques considérées un score variant entre 1 (aucune pression humaine) à 5 (pression humaine intense), puis à les combiner pour calculer l'indice de pressions (IP) (Tableau 5).

La première étape correspond à la normalisation des pressions en définissant les « conditions de pression nulle » et les « conditions de pression élevée » :

- (i) **Concernant les activités quantifiées en pourcentage** (artificialisation de la côte, démographie côtière, agriculture et eaux usées non traitées) : les « conditions de pression élevée » correspondent à 100 %, tandis que les « conditions de pression nulle » correspondent à une valeur arbitraire comprise entre 0 et 5 %, conformément à la proposition de Larid (2002).

- (ii) **Concernant les activités exprimées en distances** (industrie, oueds et port de pêche) : selon les recommandations de Comeleo *et al.* (1996) ; Lopez y Royo *et al.* (2009a) et Parravicini *et al.* (2012), on attribue les « conditions de pression élevée » à 0 km, tandis que les « conditions de pression nulle » correspondent à une distance supérieure à 10 km.
- (iii) **Concernant les activités exprimées en nombre** (navires de pêche et exutoires), une valeur arbitraire de 0 représente les « conditions de pression nulle », tandis que la valeur maximale observée correspond à des « conditions de pression élevée » (Nardo *et al.*, 2008 ; Singh *et al.*, 2012).

La seconde étape consiste à catégoriser les valeurs de chaque activité sur une échelle de pressions, en divisant l'intervalle entre les deux conditions extrêmes en cinq classes d'amplitude égale (Tableau 6). L'indice de pressions (IP), indique une pression anthropique élevée lorsque sa valeur tend vers 1 ; il est déterminé comme suit :

$$IP = \frac{\sum_1^N S_n}{5 \cdot \sum_1^N A_n} \dots\dots\dots (1)$$

Avec :

$S_n$  est le score attribué à chaque pression, variant de 1 à 5 ;

$A_n$  est le nombre total d'activités prises en compte.

Tableau 5. Définition des seuils de pressions extrêmes (nulle vs élevée) par type d'activité anthropique.

Activité anthropique	Unité de mesure	« Conditions de pression nulle »	« Conditions de pression élevée »
Artificialisation de la côte	<b>Pourcentage (%)</b>	≤ 5 %	100%
Démographie côtière			
Agriculture			
Eaux usées non traitées			
Industrie	<b>Distance (km)</b>	≥ 10 km	0 km
Oueds			
Pêche	<b>Nombre</b>	0	339
Exutoires		0	11

Tableau 6. Grille de notation et standardisation des pressions anthropiques sur une échelle de score (1 à 5)

Activités anthropiques ( $A_n$ )	Scores ( $S_n$ )				
	1	2	3	4	5
Artificialisation de la côte (%)	< 5	5-28,7	28,8-52,5	52,6 -76,2	76,3-100
Démographie côtière (%)					
Agriculture (%)					
Eaux usées non traitées (%)					
Pêche (nombre)	< 84	84-168	169-253	254-338	$\geq 339$
Exutoires (nombre)	< 3	3-5	6-8	9-10	$\geq 11$
Industrie (Km)	> 10	10-7,6	7,5-5,1	5-2,5	$\leq 2,4$
Oueds (Km)					

Note : La valeur 1 correspond à une pression négligeable (état de référence), tandis que la valeur 5 indique une pression maximale sur les herbiers à *P. oceanica*

### 2.3 Prélèvements des échantillons de *P. oceanica*

L'échantillonnage de *P. oceanica* et les mesures *in situ* ont été effectués entre juillet et août 2018, à une profondeur intermédiaire d'environ 12 m, afin d'éviter les variations liées aux facteurs saison et profondeur (Tableau 7). Le choix de la profondeur intermédiaire a été effectué en tenant compte des recommandations de la DCE, qui préconise de sélectionner cette profondeur en fonction de l'extension bathymétrique maximale des herbiers à *P. oceanica* dans la zone géographique étudiée : plus l'extension bathymétrique est faible, plus la profondeur intermédiaire l'est également (Blouet *et al.*, 2011)

Pour réaliser les analyses au laboratoire, une trentaine de rhizomes orthotropes ont été prélevés au niveau de chaque station, en plongée en scaphandre autonome (Figure 6), à une distance d'environ un mètre les uns des autres pour éviter le prélèvement d'individus issus d'un même rhizome plagiotrope, conformément au protocole défini par Pergent (1987). En outre, pour réduire l'impact des méthodes d'échantillonnage destructives (Buia *et al.*, 2004 ; Rotini *et al.*, 2013 ; PNUE-PAM-CAR/ASP, 2019), nous avons adopté un effort d'échantillonnage relativement restreint, considéré comme suffisant : 15 faisceaux pour l'étude de la biométrie foliaire et de la biomasse des feuilles et de leurs épiphytes (Pergent *et al.*, 1995 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005), 9 faisceaux pour le dosage du taux d'azote foliaire (Delgado *et al.*, 1999 ; Fourqurean *et al.*, 2007 ; Leoni *et al.*, 2007 ; Scartazza *et al.*, 2017) et 5 faisceaux pour le dénombrement des cellules à tannins foliaires (Boumaza *et al.*, 2022).

Les rhizomes collectés sont transportés au laboratoire dans une glacière. Les faisceaux destinés à l'analyse des taux d'azote foliaire sont immédiatement traités (§ 2.4.5.1) dès l'arrivée au laboratoire. Les rhizomes destinés aux analyses morphométriques et de biomasse (feuilles et épiphytes) sont conservés dans de l'eau de mer formolée à 10 %, et ceux destinés au dénombrement des cellules à tannins sont conservés dans de l'éthanol (95%), comme recommandé par (Dumay, 2002).



Figure 6. Prélèvement des faisceaux orthotropes de *P. oceanica* (Photo : Boukortt. R).

Tableau 7. Stations étudiées : localisation et calendrier des prélèvements et des mesures *in situ*.

Wilaya	Station	Date	Coordonnées géographiques
Tipaza	Chenoua	11/07/2018	36° 38.533' N - 02° 23.508' E
	Kouali	12/07/2018	36° 35.677' N - 02° 29.707' E
	Aïn Tagouraït	26/07/2018	36° 36.977' N - 02° 37.489' E
	Bou Ismaïl	10/07/2018	36° 39.363' N - 02° 41.529' E
Alger	El Djamila	23/07/2018	36° 48.244' N - 2° 53.411' E
	Aïn Benian	06/08/2018	36° 48.553' N - 02° 55.195' E
	Raïs Hamidou	20/07/2018	36°49.143' N - 03°01.178' E
	Aguelli	22/07/2018	36° 47.527' N - 03° 21.252' E

## 2.4 Caractérisation multi-échelle des herbiers à *P. oceanica*

Dans le but d'évaluer l'état de santé des herbiers à *P. oceanica* étudiés, nous avons considéré un ensemble de descripteurs à différentes échelles : population, individu, communauté associée, cellulaire et biochimique.

### 2.4.1 A l'échelle de la population

#### 2.4.1.1 Profondeur de la limite inférieure

La profondeur de la limite inférieure de l'herbier à *P. oceanica* est couramment utilisée comme indicateur de la transparence des eaux côtières : des eaux claires permettent à l'herbier de coloniser des profondeurs plus importantes, tandis qu'une turbidité élevée restreint son extension aux zones superficielles. Cette turbidité peut résulter de divers facteurs, notamment l'enrichissement en nutriments, la sédimentation, les rejets d'émissaires (Meinesz et Laurent, 1978 ; Pergent *et al.*, 1995 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005 ; Descamp *et al.*, 2011 ; Tursi *et al.*, 2022). *In situ*, cette limite est déterminée à l'aide d'un profondimètre électronique au niveau de l'herbier continu, sans tenir compte des touffes isolées en amont de celui-ci, comme préconisé par Pergent *et al.* (1995).

#### 2.4.1.2 Typologie de la limite inférieure

Le type de limite inférieure de l'herbier à *P. oceanica* fournit des indications sur sa dynamique, influencée à la fois par la transparence de l'eau, l'intensité de l'hydrodynamisme et la nature du substrat (Meinesz et Laurent, 1978 ; Pergent *et al.*, 1995 ; Buia *et al.*, 2004 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005 ; Boumaza, 2015). Elle a été déterminée visuellement *in situ*, ainsi qu'à l'aide d'enregistrements vidéo le long de la limite inférieure, conformément à la méthode décrite par Pergent *et al.* (1995), qui permet de distinguer quatre types de limite inférieure (Figure 7) :

(i) Les limites progressives caractérisées par la présence de rhizomes horizontaux parallèles à la direction de la pente ; l'herbier colonise des substrats plus profonds sans, toutefois, édifier une matte. Elles traduisent, en principe, une amélioration de la transparence des eaux ;

(ii) Les limites brusques, caractérisées par la présence de rhizomes partiellement verticaux, sans édification de matte, ni présence de matte morte. Elles correspondent souvent à une stabilisation des conditions du milieu, notamment la transparence des eaux et la nature du substrat ;

(iii) Les limites érosives, caractérisées par la présence de petits tombants de matte, résultent de courants de fond qui érodent l'herbier et empêchent toute progression, l'hydrodynamisme semble être à l'origine de ces types de limite ;

(iv) Les limites régressives, caractérisées par la présence de mattes mortes accompagnées de quelques faisceaux témoins en aval de la limite. Elles reflètent un recul de l'herbier, généralement associé à une augmentation de la turbidité moyenne des eaux.

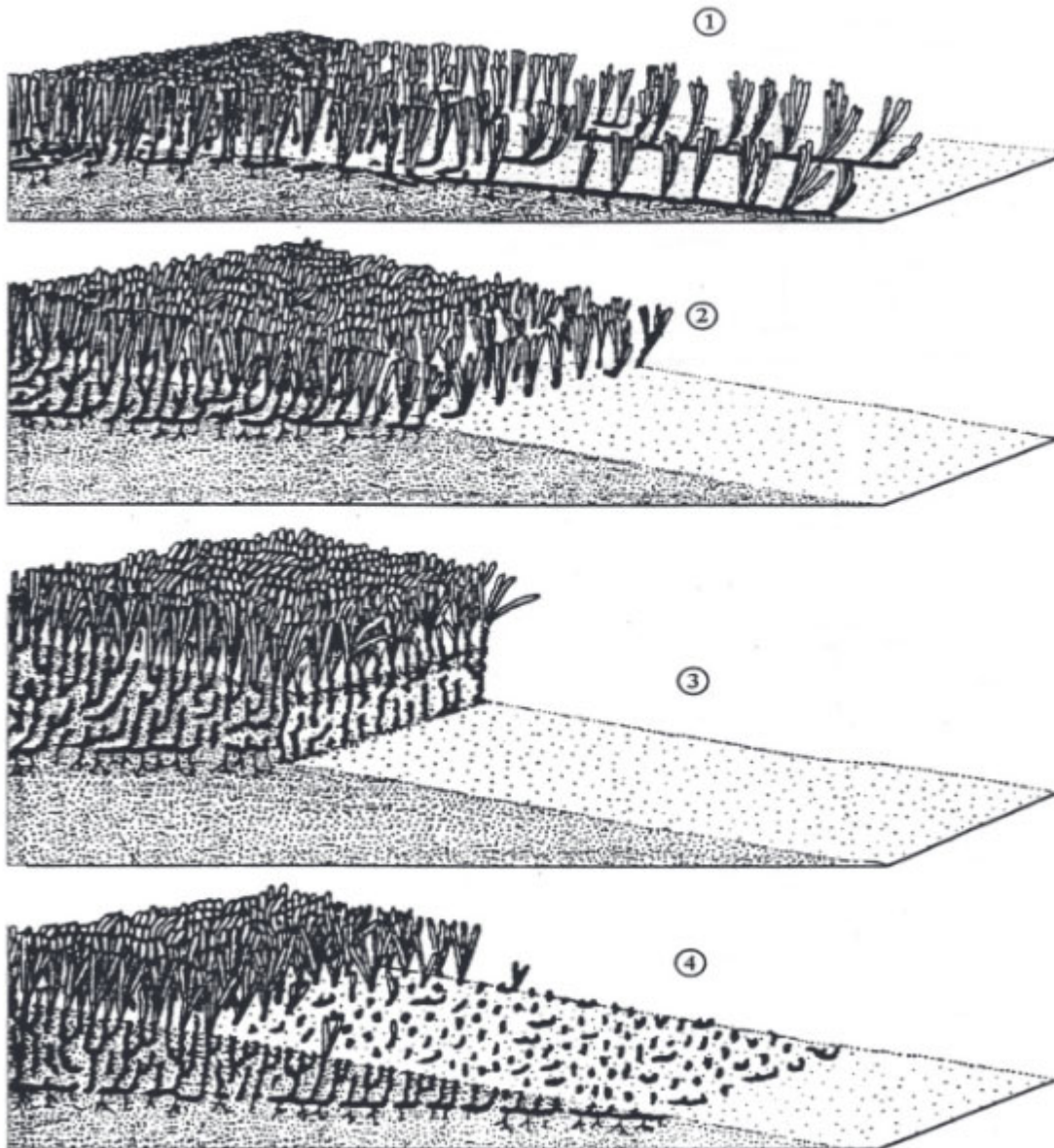


Figure 7. Typologie des limites inférieures : (1) limite progressive ; (2) limite brusque ; (3) limite érosive ; (4) limite régressive (d'après Pergent *et al.* 1995).

### 2.4.1.3 Densité des faisceaux

La densité des faisceaux, définie comme le nombre de faisceaux par unité de surface (faisceaux.m<sup>-2</sup>), constitue un descripteur pertinent de l'état de santé des herbiers à *P. oceanica* (Buia *et al.*, 2004). Ce descripteur, sensible aux variations de la turbidité de l'eau, est une composante clé des indices écologiques actuels (Lopez y Royo *et al.*, 2010b ; Bartolini *et al.*, 2025). Pour cette étude, la densité a été estimée *in situ* par le comptage de 10 quadrats de 0,16 m<sup>2</sup> (Figure 8), placés aléatoirement au sein de l'herbier conformément au protocole de Pergent *et al.* (2005).



Figure 8. Mesure de la densité des faisceaux de *P. oceanica* par la méthode du quadrat (40 x 40 cm) (Photo : Boukortt. R).

### 2.4.1.4 Leaf Area Index (LAI)

Le Leaf Area Index, exprimé par m<sup>2</sup> de feuilles par m<sup>2</sup> de substrat (m<sup>2</sup>.m<sup>-2</sup>), constitue un des indicateurs les plus pertinents pour refléter l'état de santé de l'herbier. Il traduit la capacité photosynthétique de l'herbier et sa réponse adaptative aux variations de la qualité de l'eau, notamment la transparence (turbidité), ainsi qu'aux altérations physiques d'origine anthropique (Zupo *et al.*, 1997 ; Koçak *et al.*, 2011 ; Helber *et al.*, 2021 ; Tursi *et al.*, 2022 ; Vidaković-Cifrek *et al.*, 2024). Il est calculé en multipliant la densité de l'herbier par la surface moyenne des feuilles par faisceau – exprimés toutes deux par m<sup>2</sup> (§ 2.4.2) (Buia *et al.*, 2004 ; Pergent *et al.*, 1995).

### 2.4.2 A l'échelle individuelle : biométrie foliaire

Les descripteurs relevant de l'échelle individuelle fournissent des informations pertinentes sur l'état physiologique de *P. oceanica* et sur ses conditions de croissance, notamment à travers la biométrie foliaire, qui constitue l'un des descripteurs les plus couramment utilisés dans les programmes de surveillance (Buia *et al.*, 2004 ; Lopez y Royo *et al.*, 2010b). Pour chaque station, les faisceaux foliaires, soigneusement rincés, sont détachés du rhizome et les feuilles sont ensuite triées selon leur ordre d'insertion distique, conformément au protocole de Giraud (1979), qui distingue trois catégories de feuilles en fonction de leur âge et en se basant sur leurs variations morphologiques (Figure 9) :

1. Feuilles adultes, ayant une base (ou pétiole) supérieure ou égale à 2 mm ;
2. Feuilles intermédiaires, sans base ou ayant une base inférieure ou égale à 2 mm ;
3. Feuilles juvéniles, sans base et de longueur maximale de 50 mm

Dans cette étude, seules les feuilles adultes et intermédiaires sont prises en compte. Les descripteurs relatifs à la biométrie des feuilles sont déterminés selon le protocole de Pergent et Pergent-Martini (1988), ce qui permet de calculer:

- Le nombre moyen de feuilles par faisceau ;
- La longueur moyenne des feuilles par faisceau (mm) ;
- La largeur moyenne des feuilles par faisceau (mm) ;
- Le « Coefficient A » (Giraud, 1977) représente le pourcentage de feuilles ayant perdu leur apex. Il apporte des estimations sur l'intensité du broutage par les herbivores ainsi que l'influence de l'hydrodynamisme. En effet, la perte des apex peut résulter de l'action mécanique des vagues lors des tempêtes hivernales et précoces du printemps (Pergent et Pergent-Martini, 1988 ; Gobert, 2002 ; Fernández-Torquemada *et al.*, 2005) ;
- La surface foliaire par faisceau ( $\text{cm}^2 \cdot \text{faisceau}^{-1}$ ) est un descripteur synthétique de la physiologie de la plante. Elle correspond à la somme des surfaces de toutes les feuilles d'un faisceau (mesurées sur une seule face). Ce paramètre est particulièrement robuste puisqu'il intègre l'ensemble des descripteurs biométriques : la longueur, la largeur et le nombre des feuilles par faisceau ;
- La Surface Foliaire Spécifique « SLA » est un descripteur morphologique représentant le rapport entre la surface foliaire et le poids sec correspondant ( $\text{cm}^2 \cdot \text{g}^{-1} P_s$ ) (voir protocole § 2.4.3) (Agius *et al.*, 2023). Classiquement utilisé pour analyser les relations photosynthèse-azote chez les végétaux terrestres et les magnoliophytes marines (Olesen

*et al.*, 2002 ; Enríquez *et al.*, 2004 ; Nicastro *et al.*, 2015 ; de Ávila Silva *et al.*, 2021), ce descripteur est employé ici pour évaluer sa corrélation avec les teneurs en azote foliaire. L'objectif est de valider le SLA comme indicateur biométrique simplifié de l'enrichissement du milieu en azote.



Figure 9. Typologie des feuilles de *P. oceanica* selon leur stade de développement (d'après Pergent *et al.* 2008) (Photo : Sengouga. A).

### 2.4.3 A l'échelle de la communauté associée : indice épiphytique

Les études des communautés associées aux herbiers à *P. oceanica* constituent une approche pertinente pour l'évaluation de la qualité écologique des masses d'eau côtières. Parmi les aspects communautaires les plus fréquemment pris en compte lors du biomonitoring des herbiers à *P. oceanica* figure la communauté des épiphytes, à travers ses dimensions qualitatives et quantitatives, ainsi que ses caractéristiques chimiques et biochimiques (Pergent *et al.*, 1999 ; Piazzini *et al.*, 2004 ; Leoni *et al.*, 2006 ; Balata *et al.*, 2010 ; Martínez-Crego *et al.*, 2010b). Les feuilles de *P. oceanica* abritent une communauté épiphyte riche en espèces (Chlorophytes, Hétérokontophytes, Rhodophytes, Cnidaires, Annélides, Bryozoaires, *etc.*) (Giovannetti *et al.*, 2010), contribuant d'une manière substantielle à la production primaire des écosystèmes à *P. oceanica* (Libes, 1986). La charge en épiphytes augmente considérablement au niveau des feuilles adultes (Cebrian *et al.*, 1999), atteignant une biomasse maximale entre la fin du printemps et la fin de l'été, période caractérisée par des conditions favorables de lumière et de température ; cette dynamique est principalement contrôlée par la disponibilité des nutriments (Lepoint *et al.*, 1999 ; Prado *et al.*, 2008 ; Boumaza *et al.*, 2014). Plusieurs études mettent en évidence une relation positive entre l'enrichissement du milieu en nutriments et l'accumulation de la biomasse épiphytique sur les feuilles de *P. oceanica*. Une telle augmentation peut indiquer un processus d'eutrophisation (Balata *et al.*, 2008, 2010 ; Scarcelli *et al.*, 2025), ce qui confère aux épiphytes le rôle d'indicateur précoce des altérations environnementales, indispensable aux dispositifs de suivi et de gestion des herbiers à *P. oceanica* (Ruiz et Romero, 2001; Giovannetti *et al.*, 2010).

Les faisceaux utilisés pour la biométrie foliaire servent également à l'estimation de la biomasse des épiphytes. Pour chaque faisceau, les deux faces de chaque feuille sont minutieusement grattées à l'aide d'une lame de rasoir (Dauby et Poulicek, 1995). Les feuilles et les épiphytes ainsi récoltés sont ensuite séchés dans une étuve pendant 72 heures à 70 °C, pesés à l'aide d'une balance de précision (Denver Instrument M-220 D, précision : 0,1 mg), et la biomasse est alors exprimée en mg de poids sec (mg P<sub>s</sub>) par faisceau. La charge des épiphytes est calculée comme : (i) le rapport entre le poids moyen des épiphytes et la surface foliaire moyenne par faisceau (mg P<sub>s</sub> · cm<sup>-2</sup>) et (ii) le rapport entre la biomasse des épiphytes et celle des feuilles par faisceau (E/L) (mg.mg<sup>-1</sup> P<sub>s</sub>).

#### 2.4.4 A l'échelle cellulaire : densité des cellules à tannins

Les cellules à tannins sont spécialisées dans la séquestration des composés phénoliques (Cariello et Zanetti, 1979 ; McMillan, 1984 ; Pergent, 1988; Pellegrini et Pellegrini, 1993 ; Dumay *et al.*, 2004 ; Pergent *et al.*, 2008; Castellano *et al.*, 2012). De nombreuses études ont mis en évidence une corrélation entre le nombre de cellules à tannins et la teneur de ces composés phénoliques au niveau des feuilles de *P. oceanica* (De Villèle et Verlaque, 1995 ; Dumay *et al.*, 2004). Ils sont aussi considérés comme des biomarqueurs de la qualité environnementale et semblent subir une augmentation face aux contaminants chimiques et organiques (Agostini *et al.*, 1998 ; Ferrat *et al.*, 2003, 2012 ; Astudillo-Pascual *et al.*, 2021). Quant aux cellules à tannins, leur abondance tend à augmenter dans certains cas en réponse à des conditions de stress, tels que les rejets d'effluents (Pergent, 1988 ; Boumaza *et al.*, 2012, 2022) et les situations de compétition interspécifique avec *Caulerpa taxifolia* var. *distichophylla* et *Caulerpa cylindracea* (De Villèle et Verlaque, 1995 ; Dumay *et al.*, 2004).

##### 2.4.4.1 Dénombrement des cellules à tannins

Les faisceaux destinés au dénombrement des cellules à tannins sont disséqués et les feuilles sont classées en fonction de leur rang d'insertion au sein du faisceau (Figure 9). Cette démarche est nécessaire afin de mettre en évidence la variabilité de la densité des cellules à tannins en fonction du stade de développement des feuilles – correspondant aux rangs qu'elles occupent dans le faisceau. Pour chaque feuille, des coupes transversales sont effectuées, manuellement à l'aide d'une lame de rasoir, dans 3 régions différentes (Figure 10 A) : la partie basale des feuilles, à environ 3 cm au-dessus de la gaine, où le tissu est blanc verdâtre, la partie centrale de la feuille, où le tissu est vert et enfin la partie apicale des feuilles à environ 2 à 3 cm de l'apex où le tissu est généralement recouvert d'épiphytes abondants, particulièrement au niveau des feuilles âgées. Au total, 539 coupes transversales ont été réalisées. La répartition de ces cellules à tannins n'étant pas homogène sur la surface de la coupe – elles sont souvent plus abondantes aux deux extrémités – leur dénombrement a été effectué sur l'ensemble de la surface de la coupe transversale (Boumaza *et al.*, 2022), sous microscope (ZEISS Axio Lab.a1), préalablement étalonné, au grossissement x20. Les cellules à tannins sont facilement reconnaissables à leur teinte brune et à leur forme arrondie ou ovoïde (Figure 10 B).

La surface de la coupe transversale, exprimée en mm<sup>2</sup>, est estimée en multipliant la largeur de la feuille par son épaisseur, mesurée au centre de la coupe, en considérant que les sections transversales sont approximativement rectangulaires comme rapporté par de los Santos *et al.* (2016). La densité des cellules à tannins des feuilles de *P. oceanica* est alors exprimée en

nombre de cellules.mm<sup>-2</sup>. Par ailleurs, et afin d'éviter de biaiser nos interprétations nous avons occulté les données relatives aux feuilles occupant le rang 7 dont la morphologie ne permet pas une telle approximation. En outre, elles sont trop peu représentées au sein des faisceaux pour être retenues dans les traitements statistiques (Boumaza *et al.*, 2022).

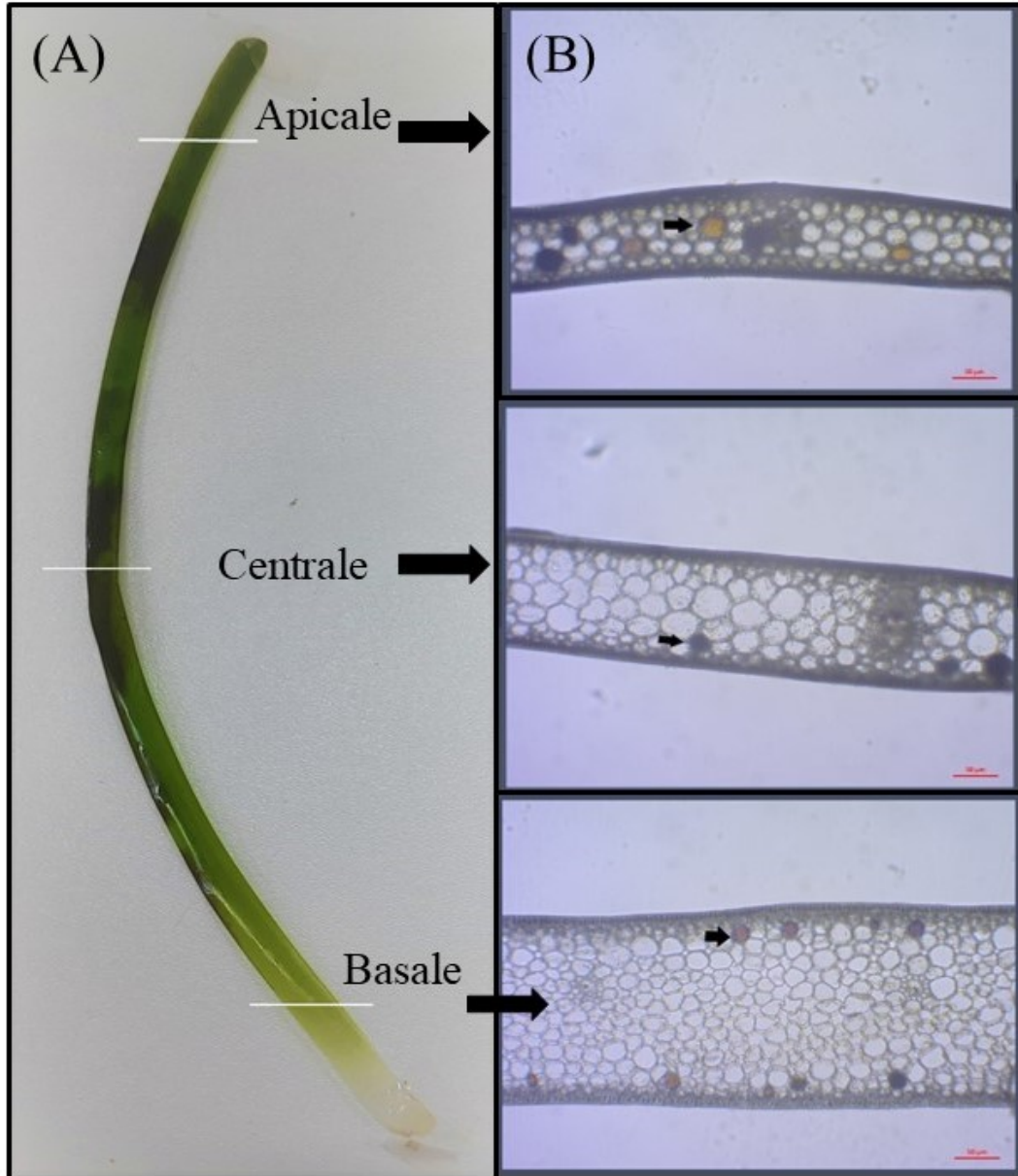


Figure 10. (A) Parties foliaires de *P. oceanica* utilisées pour le dénombrement des cellules à tannins (flèches noires) : basale, centrale et apicale. (B) Coupes transversales observées en microscopie optique (barre d'échelle = 50 µm ; Grossissement : 20X) (d'après Boumaza *et al.*, 2022)

### 2.4.5 A l'échelle biochimique : taux d'azote dans les feuilles

Les approches biochimiques constituent des indicateurs efficaces du stress physiologique des plantes et des perturbations environnementales. Elles ont la capacité d'anticiper les réponses aux niveaux individuel et populationnel, bien qu'elles nécessitent un niveau de compétence en laboratoire légèrement plus élevé que celui exigé pour les approches biométriques, populationnelles ou communautaires (Rotini *et al.*, 2013 ; Cozza *et al.*, 2019). Dans la présente étude, nous avons choisi de doser le taux d'azote foliaire, descripteur à même de refléter l'enrichissement du milieu en nutriments (Leoni *et al.*, 2007 ; Jiménez-Casero *et al.*, 2023). Grâce à ses racines, *P. oceanica* assimile l'azote depuis l'eau interstitielle et, par le biais de ses feuilles, l'azote présent dans la colonne d'eau, en complément des processus de résorption et de recyclage interne (Lepoint, 2001). Cette assimilation est tributaire de l'âge des tissus, de la saison, de la disponibilité de la lumière et de celle de l'azote (Kraemer *et al.*, 1997; Lepoint, 2001). Les taux d'azote dans les tissus foliaires sont plus élevés que ceux mesurés dans les rhizomes et les racines (Lepoint, 2001) et sont susceptibles de refléter la disponibilité en azote pour la plante (Invers *et al.*, 2004 ; Leoni *et al.*, 2006; Vela, 2006). Ainsi, plusieurs études ont mis en évidence l'utilisation des taux d'azote foliaire chez *P. oceanica* comme indicateur des enrichissements d'origine anthropique ou expérimentale en Méditerranée (Alcoverro *et al.*, 1997; Invers *et al.*, 2004; Terrados et Pons, 2008; Jiménez-Casero *et al.*, 2023).

#### 2.4.5.1 Prétraitement des échantillons

Les faisceaux destinés au dosage de l'azote foliaire (n = 9) sont répartis en trois lots de trois faisceaux. Les feuilles, préalablement séparées en limbes de feuilles adultes, bases de feuilles adultes et limbes de feuilles intermédiaires, sont rincées à l'eau distillée, débarrassées de leurs épiphytes, puis conservées à -18 °C dans des sacs en plastique avant la lyophilisation (72 h, lyophilisateur modèle SHAI, BETA-1-8). La matière lyophilisée est ensuite broyée en poudre et conservée à l'abri de l'humidité à l'aide de gel de silice jusqu'à l'analyse chimique (Barbarino et Lourenço, 2009).

#### 2.4.5.2 Dosage du taux d'azote foliaire

Le dosage du taux d'azote total dans les feuilles de *P. oceanica* a été effectué selon la méthode de Kjeldahl, une méthode classique et fiable, déjà mise en œuvre et validée pour des échantillons de magnoliophytes marines (Duarte, 1990 ; Dawson et Dennison, 1996 ; Udy et Dennison, 1997 ; Walker *et al.*, 2004 ; Zhang *et al.*, 2011 ; Barbarino et Lourenço, 2009). Pour ce faire, deux à trois sous-échantillons (0.2 g) de chaque aliquote de matière broyée ont été

utilisés. Afin d'éviter d'éventuelles erreurs analytiques, un sous-échantillon supplémentaire a été analysé en cas de divergence évidente entre les mesures des répliqués.

Le dosage de l'azote foliaire selon la méthode de Kjeldahl se déroule en trois étapes essentielles détaillées par Singh *et al.* (2020) : digestion, distillation, et titration.

**i. Digestion :**

Les sous-échantillons (0,2 g) sont digérés dans des matras avec 1 g d'un mélange catalytique (sulfate de potassium, sulfate de cuivre et poudre de sélénium dans un rapport 100 :10 :1) et de 5 ml d'acide sulfurique concentré (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), dans un minéralisateur Kjeldahl (Inkjel M Behr LaborTechnik D-40599 Dusseldorf). Un blanc est préparé dans les mêmes conditions sans échantillon. La digestion est réalisée à 410 °C pendant environ deux heures, jusqu'à obtention d'une solution limpide.

**ii. Distillation :**

Après digestion, l'azote transformé en ammoniac est distillé dans une unité de distillation (Behr Labor- Technik 412 40). Le distillat est capté dans une solution d'acide borique à 2 %, préalablement enrichie en indicateur de Tashiro. Une solution de NaOH est injectée pour libérer l'ammoniac, la distillation dure environ 6 mns. Un blanc est également distillé avec chaque série de 5 échantillons et l'appareil est rincé avant chaque opération de distillation.

**iii. Titration :**

Le distillat recueilli est titré à l'aide d'une solution d'acide sulfurique standardisée (0.1 M) (Annexe II). Le volume d'acide nécessaire au changement de couleur (point équivalent) est enregistré pour calculer le taux d'azote dans l'échantillon, exprimé en pourcentage du poids sec (% Ps), selon la formule suivante :

$$N\% = 1.401 \times N \times (V - V_0) / P \dots (2)$$

avec :

$V_0$  : volume de titrage à blanc en ml ;

$V$  : volume de titrage de l'échantillon en ml ;

$N$  : normalité de l'acide sulfurique standardisé ;

$P$  : poids de l'échantillon en g de poids sec.

Le chlorure d'ammonium a été utilisé comme étalon et analysé avec chaque série de 6 échantillons. Les tests ont donné une racine de l'erreur quadratique moyenne (Root Mean Square Error) de 0,02 % du poids sec.

## 2.5 Elaboration de l'indice multi-métrique MIAPo

Dans cette étape, l'indice multi-métrique MIAPo (Multi-metric Index for the Algerian coast based on *P. oceanica*), inspiré des indices mis en œuvre dans la rive nord de la Méditerranée (Tableau 3), est élaboré. La première étape a consisté à sélectionner les descripteurs de *P. oceanica* les plus pertinents et les non redondants, puis à définir les conditions de référence, et enfin à procéder à la combinaison des descripteurs afin de calculer le ratio de qualité écologique (EQR) pour l'indice MIAPo. Par la suite, la robustesse de l'indice développé a été vérifiée d'une part, en analysant sa corrélation avec l'indice de pressions (IP) et d'autre part, en le comparant avec le PREI (*Posidonia oceanica* Rapid Easy Index), un indice déjà appliqué et approuvé pour la même région.

### 2.5.1 Choix des descripteurs

Le choix des descripteurs représente une étape déterminante dans le processus de développement d'un indice multi-métrique, en ce qu'elle conditionne la pertinence et la fiabilité de l'interprétation des réponses biologiques aux perturbations environnementales (Stoddard *et al.*, 2008 ; Hawkins *et al.*, 2010).

Le choix des descripteurs a reposé sur leur capacité à distinguer efficacement les stations les moins perturbées des plus perturbées (Stoddard *et al.*, 2008) d'une part, et sur les recommandations de Martínez-Crego *et al.* (2010a) et Romero *et al.* (2016) qui ont souligné l'importance d'intégrer des descripteurs de différentes échelles : (i) population et communauté (bien qu'ils présentent des temps de réponse plus longs, ils offrent une vision plus intégrée et sont particulièrement adaptés à l'évaluation de l'intégrité des écosystèmes) et (ii) cellulaire et biochimique (plus sensibles aux pressions environnementales et caractérisés par des réponses rapides, ce qui en fait d'excellents indicateurs précoces).

Un total de cinq descripteurs représentatifs des échelles citées précédemment a été retenu pour la conception du MIAPo (Tableau 8). Dans le but de garantir l'indépendance informative des descripteurs sélectionnés, un test de redondance a été mené en appliquant une analyse de corrélation de rang de Spearman. Le seuil de corrélation de 0,71 a été retenu pour éliminer les descripteurs redondants comme préconisé par Stoddard *et al.* (2008) (Tableau 9).

Tableau 8. Descripteurs utilisés pour les indices MIAPo et PREI, classés selon les échelles adoptées et leurs réponses aux pressions anthropiques.

Echelle	Descripteurs	MIAPo	PREI	Réponses
Communauté associée	Biomasse épiphytique des feuilles (E/L) (mg.mg)		X	Augmentation
	Indice épiphytique (mg.cm <sup>-2</sup> )	X		Augmentation
Population	Densité des faisceaux (Nbfaisceaux.m <sup>-2</sup> )		X	Diminution
	Leaf Area Index (LAI) (m <sup>2</sup> .m <sup>-2</sup> )	X		Diminution
	Type de limite inférieure		X	Modification du type
	Profondeur de la limite inférieure (m)	X	X	Diminution
Individuel	Surface foliaire (cm <sup>2</sup> .faisceau <sup>-1</sup> )		X	Diminution
Cellulaire	Densité des cellules à tannins (cellules.mm <sup>-2</sup> )	X		Augmentation
Biochimique	Taux d'azote foliaire (% Ps)	X		Augmentation

Tableau 9. Test de redondance des descripteurs de l'indice MIAPo. Les coefficients de corrélation de rang de Spearman ( $\rho$ ) et les valeurs de  $p$  sont présentés respectivement au-dessus et au-dessous de la diagonale formée par les cellules grisées.

		Coefficients de corrélation de rang de Spearman ( $\rho$ )				
		Indice épiphytique	Leaf Area Index (LAI)	Profondeur de la limite inférieure	Taux d'azote foliaire	Densité des cellules à tannins
Valeurs de $p$	Indice épiphytique		-0,52	-0,19	0,50	0,45
	Leaf Area Index (LAI)	0,18		0,49	-0,12	-0,02
	Profondeur de la limite inférieure	0,65	0,22		-0,37	-0,44
	Taux d'azote foliaire	0,20	0,78	0,36		0,43
	Densité des cellules à tannins	0,26	0,95	0,27	0,29	

### 2.5.2 Définition des conditions de références

La définition des conditions de référence constitue une étape cruciale pour une évaluation fiable du statut écologique des écosystèmes marins, basée sur le calcul d'indices biotiques (Borja *et al.*, 2012). L'approche la plus pertinente pour définir les conditions de référence consiste à s'appuyer sur des sites exempts ou peu affectés par les pressions anthropiques. Néanmoins, cela constitue souvent un défi, car dans la majorité des régions côtières, les zones exemptes de toute influence anthropique sont extrêmement rares (Romero *et al.*, 2016).

Au regard de ces considérations, la projection de chaque station d'étude sur l'axe reliant les conditions optimales (représentées par une « station hypothétique optimale ») aux conditions dégradées (représentées par une « station hypothétique mauvaise ») a été réalisée conformément à l'approche décrite par Romero *et al.* (2007). Les valeurs associées à ces deux stations correspondent aux limites supérieure et inférieure de l'intervalle du descripteur considéré.

La « station hypothétique optimale » est définie par la moyenne des deux valeurs les plus élevées ou les plus faibles des descripteurs, en fonction de leur tendance à augmenter ou à diminuer en réponse aux pressions anthropiques (Tableau 8). La « station hypothétique mauvaise » est définie en utilisant la procédure inverse. Dans le cas de la profondeur de la limite inférieure, les valeurs maximales et minimales observées dans la zone géographique prospectée sont utilisées pour élaborer ces « stations hypothétiques ».

### 2.5.3 Calcul du ratio de qualité écologique (EQR) pour l'indice MIAPo

Selon la DCE, la classification de l'état écologique est basée sur l'écart entre le statut de l'EQB et son statut potentiel dans les conditions de référence. Cet état écologique est exprimé à l'aide d'une échelle allant de 1 (conditions optimales) à 0 (mauvaises conditions) où l'EQB est gravement affecté ou absent. Le rapport entre l'état d'un EQB obtenu au niveau d'une station et celui dans les conditions de référence est appelé Ratio de Qualité Ecologique (EQR).

Afin de garantir la comparabilité des valeurs du MIAPo avec celles des indices développés dans le cadre de la DCE, notamment l'indice PREI, l'EQR du MIAPo a été estimé par normalisation des données sur l'échelle allant de 0 à 1. Une valeur arbitraire de 0,1 a été retenue pour définir la limite inférieure correspondant au statut « mauvais », et l'intervalle restant, de 0,1 à 1, a été subdivisé en quatre classes égales, conformément aux exigences de la DCE (Romero *et al.*, 2007 ; Gobert *et al.*, 2009).

L'EQR a été calculé selon la méthodologie décrite par Romero *et al.* (2007) ; Oliva *et al.* (2012) et García-Marín *et al.* (2013) pour l'élaboration de leurs indices. Ainsi, la combinaison des descripteurs du MIAPO en une seule échelle a été réalisée grâce à une Analyse en Composantes Principales (ACP) basée sur la matrice de corrélation pour tenir compte des différences dans les échelles de mesure de ces différents descripteurs (Legendre et Legendre, 1998). Les deux stations hypothétiques correspondant aux conditions extrêmes (optimales et mauvaises) ont été incluses comme objets supplémentaires à l'ACP et l'EQR a été calculé comme suit :

$$EQR'_x = (CI_x - CI_{mauvaise}) / (CI_{optimale} - CI_{mauvaise}) \dots (3)$$

$$EQR_x = (EQR'_x + 0,11) / (1 + 0,10) \dots (4)$$

avec :

$CI$  : contribution sur la première composante de l'ACP;

$EQR_x$  : ratio de qualité écologique de la station  $x$ ;

$CI_x$  : contribution de la station  $x$ ;

$CI_{optimale}$  : contribution de la station hypothétique optimale ;

$CI_{mauvaise}$  : contribution de la station hypothétique mauvaise.

Cette démarche permet ainsi de normaliser l'EQR du MIAPO, selon l'échelle exigée par la DCE, qui prévoit une classification de l'état écologique en cinq classes : Très bon, Bon, Moyen, Médiocre et Mauvais (Tableau 2).

## 2.6 Application de l'indice PREI

Le PREI, développé par Gobert *et al.* (2009), prend en compte les descripteurs suivants : type et profondeur de la limite inférieure, densité des faisceaux, surface foliaire et rapport de la biomasse des épiphytes sur celle des feuilles (E/L).

Les conditions de référence pour la génération de l'indice PREI sont définies par Gobert *et al.* (2009) : pour la densité des faisceaux et la surface foliaire, elles correspondent à la moyenne des trois valeurs les plus élevées (après avoir éliminé la valeur maximale) ; pour l'E/L, elle correspond à la valeur 0 (en considérant que les herbiers dans les conditions optimales ont

des feuilles non épiphytées) ; pour la limite inférieure, elle correspond à la valeur maximale enregistrée dans les stations étudiées.

Pour le calcul de l'EQR de l'indice PREI, un indice EQR' est d'abord considéré, intégrant la moyenne des différents descripteurs mesurés au niveau de chacune des stations, il est défini à partir de la formule suivante :

$$\text{EQR}' = (\text{N}_{\text{densité}} + \text{N}_{\text{surf foliaire}} + \text{N}_{(E/L)} + \text{N}_{\text{limite inf.}}) / 3,5 \dots (5)$$

Avec :

$\text{N}_{\text{densité}} = (\text{densité de la station} - \text{densité de la classe mauvaise}) / (\text{densité de référence} - \text{densité de la classe mauvaise})$

$\text{N}_{\text{surf foliaire}} = (\text{surface foliaire de la station} - \text{surface foliaire de la classe mauvaise}) / (\text{surface foliaire de référence} - \text{surface foliaire de la classe mauvaise})$

$\text{N}_{(E/L)} = [1 - (E/L)] \times 0,5$

$\text{N}_{\text{limite inf}} = (\text{limite inférieure de la station} - \text{limite inférieure de la classe mauvaise}) / (\text{limite inférieure de référence} - \text{limite inférieure de la classe mauvaise}).$

La limite inférieure de la station est corrigée en tenant compte de son type :

$\text{N}' = \text{profondeur mesurée (limite brusques)} ; \text{profondeur mesurée} + 3 \text{ (limite progressive)} ; \text{profondeur mesurée} - 3 \text{ (limite régressive)}.$

L'EQR de l'indice PREI est calculé comme suit :

$$\text{EQR} = (\text{EQR}' + 0,11) / (1 + 0,10) \dots (6)$$

## 2.7 Analyses statistiques des données

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide des logiciels libres R (R4.2.0) et R-studio (2022.02.3 ; Build 492) et tous les tests sont effectués à un seuil de signification de 95 %.

*Comparaisons entre stations* : Les tests de Shapiro-Wilk et de Bartlett sont mis en œuvre pour tester la normalité des distributions et l'homogénéité des variances, respectivement. Dans les cas où les conditions d'application des tests paramétriques sont vérifiées, une ANOVA à un facteur a été utilisée pour tester les différences, pour chaque descripteur mesuré, entre les stations. Dans le cas contraire, un test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été utilisé. Lorsque des différences significatives sont décelées, le test de Student-Newman-Keuls (SNK) est utilisé

pour situer les différences entre stations, en non-paramétrique et celui de Tukey en paramétrique.

*Analyse bivariée* : Des corrélations ont été menées pour explorer les relations entre les descripteurs de *P. oceanica*, évaluer la redondance entre les descripteurs utilisés pour l'élaboration du MIAPo, comparer les EQR du MIAPo et du PREI, et tester leur capacité à refléter l'intensité des pressions anthropiques. Les corrélations ont été estimées à l'aide du coefficient de corrélation de Pearson ( $r$ ) lorsque les conditions d'application des tests paramétriques étaient remplies. Dans le cas contraire, le coefficient de corrélation de rang de Spearman ( $\rho$ ), non paramétrique, a été utilisé (Sheskin, 2003). Dans la mesure où les pressions anthropiques ont été estimées à l'échelle communale, les EQR et les descripteurs des stations situées dans une même commune ont préalablement été agrégés par moyenne.

*Analyse multivariée* : Une Analyse en Composantes Principales (ACP) utilisant la matrice de corrélation, suivie d'une Classification Hiérarchique Ascendante (CHA) fondée sur la distance euclidienne et le critère de Ward, a été appliquée afin d'identifier des groupes de descripteurs présentant des réponses similaires aux conditions environnementales. L'ACP a été également utilisée pour la combinaison et la normalisation des descripteurs de l'indice MIAPo, suivie d'une CHA afin de vérifier si l'ordination des stations étudiées le long du premier axe de l'ACP reflétait bien l'état de santé des herbiers.

*Comparaison quantitative des indices* : Une analyse de la Différence Moyenne Absolue de Classes (DMAC) a été utilisée pour la comparaison qualitative du MIAPo avec le PREI. Cette analyse tient compte de l'écart de classe obtenu et du nombre total de classes possibles entre les évaluations. Ainsi, une valeur de 0 est attribuée aux stations classées dans la même catégorie par les deux indices, une valeur de 1 aux stations présentant un écart d'une classe, 2 pour un écart de deux classes, et ainsi de suite. Le degré de concordance est calculé en faisant la moyenne de ces écarts et un seuil de 0,5 indique une comparabilité suffisante entre les indices (Lopez y Royo *et al.*, 2011).

# **Chapitre 3**

## **Résultats et discussion**

## Chapitre 3. Résultats et discussion

Ce chapitre s'articule autour de trois axes principaux. En premier lieu, les activités anthropiques exercées sur les stations étudiées sont évaluées selon leur appartenance territoriale, par la détermination d'un indice de pressions (IP), convertissant les activités anthropiques en scores quantifiables. Dans un second temps, une caractérisation multi-échelle des herbiers à *P. oceanica* est réalisée afin de mesurer la réponse des différents descripteurs face à ces pressions, au moyen d'analyses bivariées et multivariées. Enfin, les performances de l'indice MIAPo sont présentées et discutées, notamment à travers sa corrélation avec l'IP et une phase d'intercalibration expérimentale avec l'indice PREI.

### 3.1 Évaluation des pressions anthropiques : l'indice de pressions (IP)

Le tableau 10 présente les scores attribués aux activités anthropiques quantifiées pour chaque commune, ainsi que les indices de pressions (IP), obtenus en agrégeant toutes les pressions en un score unique. Les valeurs de l'indice de pressions, rendent bien compte du caractère perturbé des stations localisées dans la wilaya d'Alger (IP = 0,52) comparativement à celles de la wilaya de Tipaza (IP = 0,45). En effet, la concentration de la population dans l'aire métropolitaine algéroise s'accompagne d'une forte polarisation des activités économiques, notamment du secteur tertiaire, principalement localisées sur la frange littorale (§ 2.1) (Hadjiedj, 1997 ; ONS, 2013).

Les stations de la commune d'Aïn Benian (Aïn Benian et El Djamila), situées dans la wilaya d'Alger, se distinguent par un indice de pressions (IP = 0,60), le plus élevé parmi celles étudiées. Les scores de pressions les plus élevés sont attribués à : l'artificialisation de la côte (54% du territoire communal), la pêche (proximité du port de pêche et de plaisance d'El Djamila, doté d'un bassin de 32 500 m<sup>2</sup> qui accueille une flottille de 339 unités de pêche, au-delà de sa capacité réelle (DPA Alger, 2022)), l'agriculture (32 % du territoire communal), et l'industrie (distance de 2,8 km pour la station d'Aïn Benian et de 4,5 km pour celle d'El Djamila par rapport à la zone d'activité). À cela s'ajoute l'oued Beni Messous, dont l'embouchure se situe à environ 2,6 km de la station d'El Djamila et de 4 km de celle d'Aïn Benian, drainant des apports en produits chimiques issus de l'agriculture et des activités industrielles (§2.1.2.1).

De manière similaire, la station de Bou Ismaïl présente un indice de pressions (IP = 0,52), le plus élevé de la wilaya de Tipaza. Elle correspond, en effet, à la commune la plus industrialisée parmi celles étudiées dans cette wilaya. Les scores les plus marquants sont liés à

l'artificialisation de la côte (49 % du territoire communal) et à l'industrie (2,4 km de la zone d'activité de Bou Ismaïl) dont les eaux usées sont déversées en mer sans traitement préalable, en atteste le score attribué au nombre d'exutoires au niveau de cette commune. Le grand collecteur de la ville de Bou Ismaïl, au large duquel se situe notre station, draine l'essentiel de ces effluents industriels, et a déjà été identifié comme l'une des principales sources de pollution de la région (Inal *et al.*, 2019).

Quant aux valeurs de l'indice de pressions enregistrées au niveau des communes de Tipaza (Chenoua et Kouali) (IP = 0,45) et d'Aïn Tagourait (IP = 0,38) ; elles traduisent une pression anthropique moins marquée au niveau de ces stations.

Pour les stations de la commune de Tipaza, les scores les plus élevés sont liés, d'une part, à la présence d'exutoires, qui en dépit de la présence de la STEP continuent de drainer les eaux usées directement en mer et, d'autre part, à la proximité de l'oued Nador qui traverse cette commune, et dont l'écoulement quasi-continu, draine les eaux usées des localités situées en amont (Bouderbala *et al.*, 2021), insuffisamment traitées par la STEP (Benaziza *et al.*, 2023).

Quant à la commune d'Aïn Tagouraït (IP = 0,38), elle apparaît indemne des pressions anthropiques d'origine terrestres, hormis l'agriculture qui représente le score de pressions le plus élevé (43 % du territoire communal). Cependant, la présence en mer d'une ferme conchylicole constitue une source de pressions susceptibles d'avoir un impact sur l'environnement marin et les herbiers à *P. oceanica*. Une tentative de quantification de cette pression dans le cadre de ce travail, en termes de distance par rapport à la station et/ou de tonnage de production, n'a pas montré de corrélation significative avec les indices MIAPo et PREI ( $p > 0.05$ ). Cette absence de corrélation pourrait résulter de processus de dispersion hydrodynamique et/ou de l'effet temps de réponse de *P. oceanica*, selon Cancemi *et al.* (2003) et Jiménez-Casero *et al.* (2023). Par souci de robustesse, nous avons fait le choix de ne pas intégrer cette pression dans le calcul de l'indice de pressions dans cette étude.

Enfin, au niveau des stations de Raïs Hamidou et Aguelli, situées de part et d'autre de la baie d'Alger, la valeur de l'IP est de 0,48. À Raïs Hamidou, les scores de pression les plus élevés sont attribués à l'industrie (distance d'environ 400 m de la cimenterie de Raïs Hamidou), à la pêche (proximité des ports de Raïs Hamidou et d'Alger ; ce dernier abrite une flottille de 323 unités de pêche (DPA Alger, 2022)) et à l'artificialisation de la côte (53 % du territoire communal).

Quant à la station d’Aguelli, le score de pression anthropique le plus élevé est essentiellement lié à sa proximité avec l’embouchure du lac de Réghaïa (§2.1.2.3), lui-même réceptacle de l’oued El Biar et de l’oued Réghaïa, qui charrient des eaux usées d’origine domestique, agricole et industrielle, partiellement traitées par la STEP du même nom (CAR/ASP - PNUE/PAM, 2015; Bouhezila *et al.*, 2020). Par ailleurs, plus récemment, l’implantation de deux fermes aquacoles en cages flottantes – à 2 km à l’ouest de l’île Aguelli (Google Earth, 2024) –, s’est ajoutée à ces activités anthropiques, posant la question de la compatibilité de ces nouveaux usages avec l’aboutissement du projet de classement comme aire protégée et les objectifs de conservation de la zone (§ 2.1.2.3).

Tableau 10. Scores attribués à chaque activité anthropique et les indices de pressions (IP) calculés par commune.

Scores (S <sub>n</sub> )						
Wilayas	Tipaza			Alger		
Communes	Tipaza	Aïn Tagouraït	Bou Ismaïl	Aïn Benian	Raïs Hamidou	Reghaïa
Stations	Chenoua / Kouali	Aïn Tagouraït	Bou Ismaïl	El Djamila / Aïn Benian	Raïs Hamidou	Aguelli
Artificialisation de la côte	2	1	3	4	4	3
Agriculture	2	3	2	3	1	3
Démographie côtière	1	1	2	1	1	1
Eaux usées non traitées	2	2	2	1	1	1
Pêche	2	2	2	5	4	2
Oueds*	3	1	1	4	1	5
Industrie*	1	2	5	4	5	3
Exutoires	5	3	4	2	2	1
<b>IP</b>	<b>0,450</b>	<b>0,375</b>	<b>0,525</b>	<b>0,600</b>	<b>0,475</b>	<b>0,475</b>

\* Les stations relevant d’une même commune présentent des scores identiques, malgré des distances différentes vis-à-vis des oueds et des industries.

## 3.2 Caractérisation multi-échelle des herbiers à *P. oceanica*

### 3.2.1 A l'échelle de la population

#### 3.2.1.1 Profondeur et type de limite inférieure

La profondeur moyenne des limites inférieures des herbiers à *P. oceanica* étudiés s'étend de 14 m au niveau d'El Djamila à 20 m au niveau de Kouali (voir Annexe III, pour la description des herbiers). Ces extensions bathymétriques sont nettement en deçà de la plupart de celles enregistrées en Méditerranée : 35 m au large de la côte ligure en Italie (Peirano et Bianchi, 1997), 34 m en Provence-Alpes-Côte d'Azur et 41 m en Corse (France) (Gobert *et al.*, 2009) et 24 à 36 m en Croatie (Zubak *et al.*, 2020). Il en est de même pour certaines autres localités en Algérie : 35 m à El Kala (Semroud *et al.*, 2004), 30 m à Aïn Turk (Oran) avec quelques touffes observées à 40 m (Hussein, 2015) et 24 m à Annaba (Lebdjiri *et al.*, 2025). C'est ainsi que les limites inférieures des herbiers étudiés se classent dans les catégories « Médiocre » et « Mauvaise », selon la grille d'évaluation proposée par le PNUE-PAM-CAR/ASP (2009) (Annexe IV). En outre, selon la terminologie de Pergent *et al.* (1995), la majorité des herbiers présentent des limites dites brusques. Seules les limites des herbiers d'El Djamila et de Bou Ismaïl font exception, présentant des limites régressives :

La station d'El Djamila est située à proximité du port de pêche du même nom, qui est caractérisé par un envasement significatif provenant de l'oued Beni Messous et de la plage « Méditerranée », tel que noté par Rabehi et Rahal (2011). Cela a conduit à deux conséquences principales : d'une part un étouffement des rhizomes de *P. oceanica*, et d'autre part, une turbidité importante – que nous avons pu observer lors de nos plongées – limitant ainsi la pénétration de la lumière et le processus de photosynthèse. Ces facteurs confèrent un caractère franchement régressif à la limite inférieure de cet herbier, matérialisé par la présence de matte morte et de touffes isolées lui donnant un aspect discontinu. En effet, les travaux de Semroud *et al.* (1998) et Boumaza et Semroud (2000b), fondés sur la mise en place d'un réseau de surveillance basé sur le modèle RSP, avaient d'ores et déjà mis en évidence une régression de la limite inférieure de l'herbier à proximité du port d'El Djamila.

Au niveau de la station de Bou Ismaïl, le caractère régressif de la limite inférieure, matérialisé par la présence de rhizomes orthotropes dépourvus de faisceaux, pourrait être attribué, d'une part, à l'augmentation de la turbidité liée aux rejets d'effluents urbains et industriels, dans la mesure où ces derniers constituent les pressions ayant le score le plus élevé (Tableau 10). En outre, il convient de noter que l'hydrodynamisme qui règne au niveau de cette

station (baie ouverte de Bou Ismaïl) pourrait s'ajouter aux nuisances liées aux rejets d'effluents. En effet, l'action mécanique des courants et de la houle est à même de favoriser le déchaussement des rhizomes et donc leur arrachage – de nombreux rhizomes arrachés sont régulièrement observés en aval de la limite – conférant ainsi à cette dernière son caractère régressif. Par ailleurs, deux réseaux de surveillance ont été mis en place au niveau de l'herbier à *P. oceanica* de Bou Ismaïl (en 2007 pour la limite inférieure et en 2015 pour la limite supérieure). Ils ont permis de mettre en évidence des signes de dégradation, se traduisant par une régression de sa limite inférieure, ainsi que par une diminution du recouvrement de l'herbier et de la surface foliaire au niveau de la limite supérieure (Boumaza, 2015; Semroud *et al.*, 2015; Sehil, 2022).

Les herbiers à *P. oceanica* étudiés présentent des limites inférieures associées à des substrats rocheux (Figure 11), seul celui d'El Djamila se développe sur substrat meuble (Annexe III). Cette observation a été déjà signalée dans la baie de Bou Ismaïl par Boumaza (2015) et décrite par Clabaut *et al.* (2010) en Corse (France), au nord du Golfe de Tunis (Tunisie) et du Parc National d'El Kala (Algérie), où la limite inférieure de l'herbier coïncide avec celle de la roche, au-delà de celle-ci, le substrat est meuble, remanié par la houle et dépourvu d'herbier. Par conséquent, il apparaît essentiel, d'adopter des classifications régionales, qui tiennent compte des spécificités géographiques des herbiers à *P. oceanica* : topographie, largeur du plateau continental, type de substrat, hydrodynamisme, et de recourir par voie de conséquence à des méthodes d'évaluation adaptées et cohérentes (Oprandi *et al.*, 2021). Le type de limite est en mesure d'apporter des informations sur les conditions du milieu, de façon plus précoce que l'extension bathymétrique de la limite inférieure (Pergent-Martini *et al.*, 2005; Pergent *et al.*, 2008b).

### 3.2.1.2 Densité des faisceaux

La densité des faisceaux de *P. oceanica*, définie par le nombre de faisceaux par m<sup>2</sup> de substrat, révèle des disparités significatives entre les stations étudiées (test de Kruskal-Wallis ;  $p < 0,001$ ), avec un maximum à Bou Ismail et un minimum à El Djamila (SNK ; Figure 12). D'après la classification proposée par l'UNEP/MAP-RAC/SPA (2015), 50 % des stations étudiées correspondent à des herbiers de densité « Médiocre » et 50% à des herbiers de densité « Mauvaise ». Cette tendance est confirmée par la classification de Pergent *et al.* (1995) : 62,5% présentent des densités qualifiées d'« anormales », tandis que les 37,5 % restants sont classés en densité « subnormale inférieure » (Figure 12).

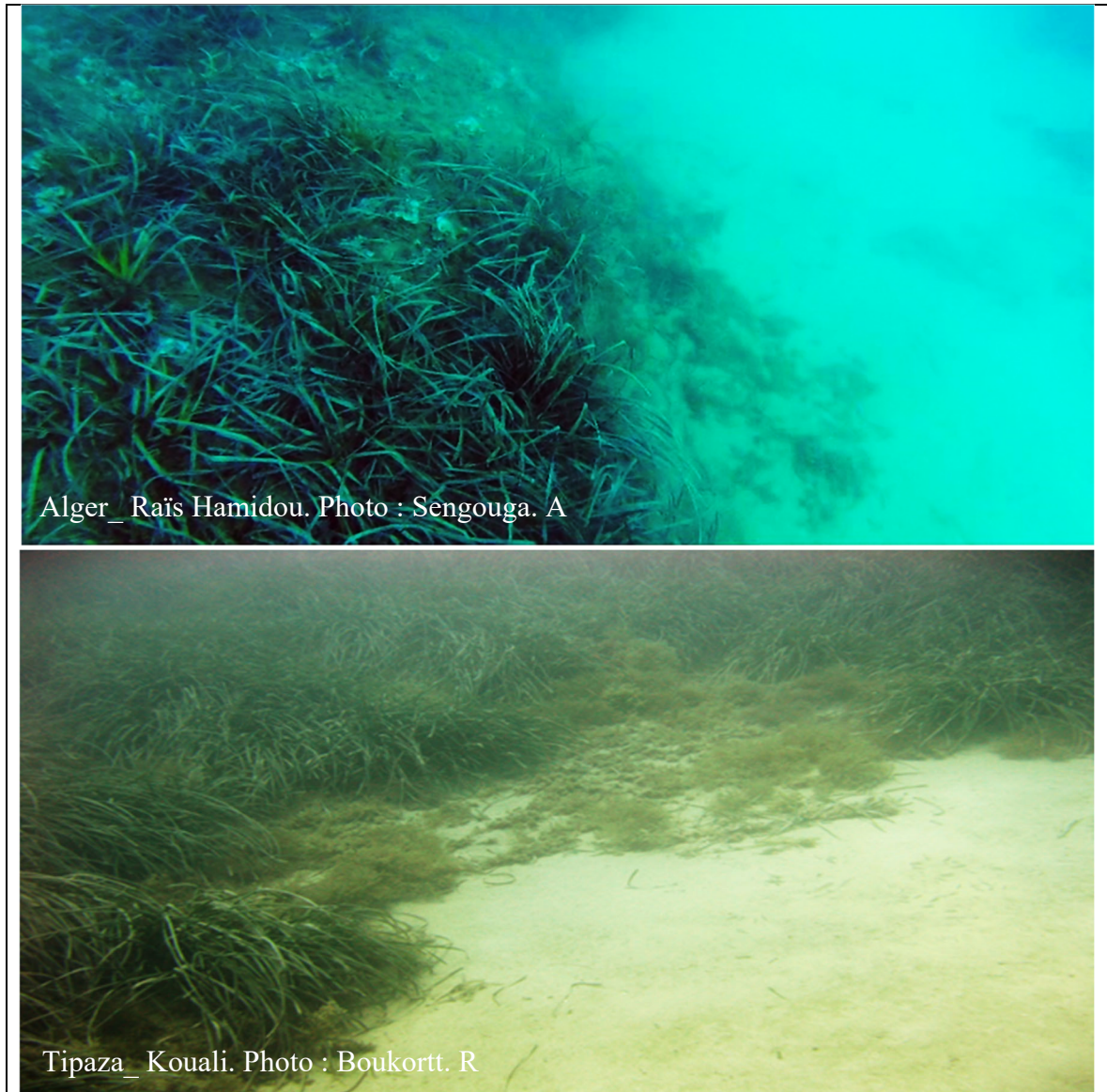


Figure 11. Illustrations photographiques de limites inférieures coïncidant avec celles du substrat rocheux (Photos : Boukortt. R et Sengouga. A).

Ces classifications ne tiennent pas compte de certains facteurs pouvant influencer la densité des herbiers à *P. oceanica*, notamment les caractéristiques du substrat, l'hydrodynamisme et les apports en eau douce (Boudouresque *et al.*, 2006 ; Koçak *et al.*, 2011). En outre, l'interdépendance entre la densité et la biomasse de *P. oceanica* observée par Boumaza (2015) – également bien établie pour les plantes terrestres et marines (Swadling *et al.*, 2025) – est à même d'influencer la densité des herbiers. Gobert (2002), Marbà et Duarte (2003) et Vela (2006) ont démontré que la biomasse épigée de *P. oceanica* est tributaire de la structure de l'herbier ; elle augmente de manière significative à mesure que l'espacement entre les faisceaux s'accroît, entraînant ainsi une diminution de la densité. Les faibles densités

observées au niveau des stations étudiées, notamment à Kouali (considérée comme la station subissant une pression anthropique modérée) pourraient être liées, soit à la nature du substrat et/ou bien à l'augmentation de la biomasse épigée (§3.2.2.2), comme suggéré par Boumaza (2015). Par conséquent, au même titre que pour la typologie des limites inférieures, il serait judicieux d'établir des grilles de lecture tenant compte des spécificités régionales. Enfin, un plan d'échantillonnage hiérarchisé avec un nombre de réplicats adéquat est recommandé afin d'éviter toute interprétation erronée de ce descripteur (Balestri *et al.*, 2004 ; Fernández Torquemada *et al.*, 2008).

Concernant la valeur de densité mesurée au niveau de la station d'El Djamila, elle reflète les pressions anthropiques affectant cette dernière. Celles-ci ont engendré des apports en sédiments fins avec une importante proportion de pélites (données non présentées ici), entraînant des conditions anaérobies et une toxicité par le sulfure d'hydrogène (sédiment noirâtre marqué par une odeur « d'œuf pourri ») au sein de l'herbier, asphyxiant les rhizomes et réduisant l'absorption des nutriments (§3.2.5). Cela a eu pour conséquence la diminution de la santé globale de l'herbier, en termes de densité, de croissance et de biomasse, comme rapporté par Swadling *et al.* (2025). En outre, l'augmentation de la turbidité observée au niveau de cette station, entraînant une diminution de la lumière disponible, pourrait induire un phénomène d'auto-ombrage que la plante compense en diminuant la densité et la longueur de ses feuilles (§ 3.2.2.1).

En ce qui concerne la station de Bou Ismaïl, les valeurs élevées de densité obtenues, comparativement aux autres stations, correspondent aux observations antérieures de Boumaza (2015) en limite supérieure. Cette auteure, avait déjà révélé une distribution en patchiness de l'herbier en réponse aux conditions locales : la concentration en nutriments – suite aux rejets d'effluents – et/ou la nature hétérogène du substrat. Cette structure en patchiness des herbiers, soumis à des pressions anthropiques, a été rapportée dans la littérature par Panayotidis *et al.* (1981) et Balestri *et al.* (2003). Par conséquent, il serait judicieux d'évaluer le recouvrement des herbiers à *P. oceanica* en combinaison avec la densité, afin d'obtenir une meilleure image de la distribution spatiale de ces derniers.

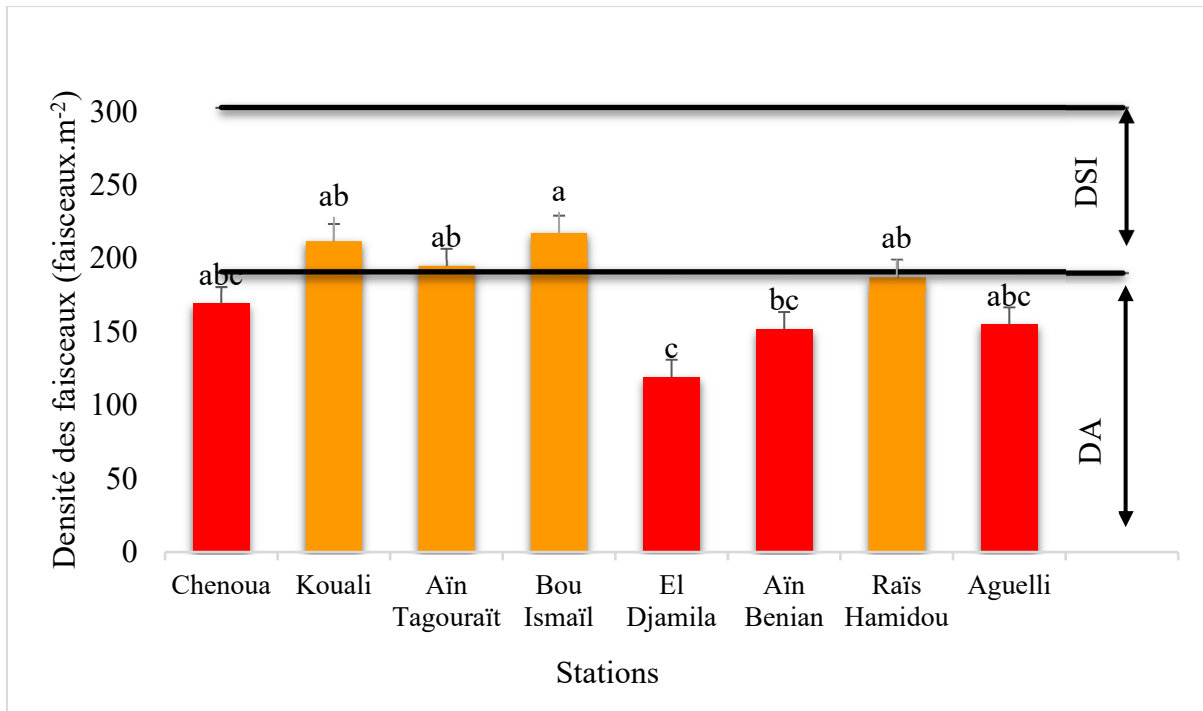


Figure 12. Densité des faisceaux de *P. oceanica* (moyenne  $\pm$  SE) dans les stations étudiées. Les classes sont définies selon l'UNEP/MAP-RAC/SPA (2015) (rouge : densité mauvaise ; orange : densité médiocre) et Pergent *et al.* (1995) (DA : densités anormales et DSI : densités subnormales inférieures). Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc SNK).

### 3.2.1.3 Leaf area index (LAI)

Le leaf area index (LAI), qui tient compte à la fois de la surface des feuilles et de la densité de l'herbier (Buia *et al.*, 2004), varie de façon significative entre les stations (ANOVA ;  $p < 0,05$ ). Le maximum est observé à Kouali ( $7,39 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$ ), tandis que le minimum est révélé à El Djamila ( $2,52 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$ ) (Figure 13). Ces résultats sont attendus au regard de l'ensemble des descripteurs morphométriques et structuraux enregistrés au niveau de ces deux stations, permettant ainsi une évaluation synthétique de la vitalité des herbiers. Helber *et al.* (2021) ont démontré que le LAI constitue un indicateur de stress chez *P. oceanica* et recommandent son utilisation dans le cadre de la surveillance de son état de santé. En outre, Zupo *et al.* (1997) et Vidaković-Cifrek *et al.* (2024) considèrent le LAI comme un descripteur particulièrement pertinent à l'échelle de la population pour discriminer des populations de *P. oceanica* soumises à des conditions d'irradiance contrastées.

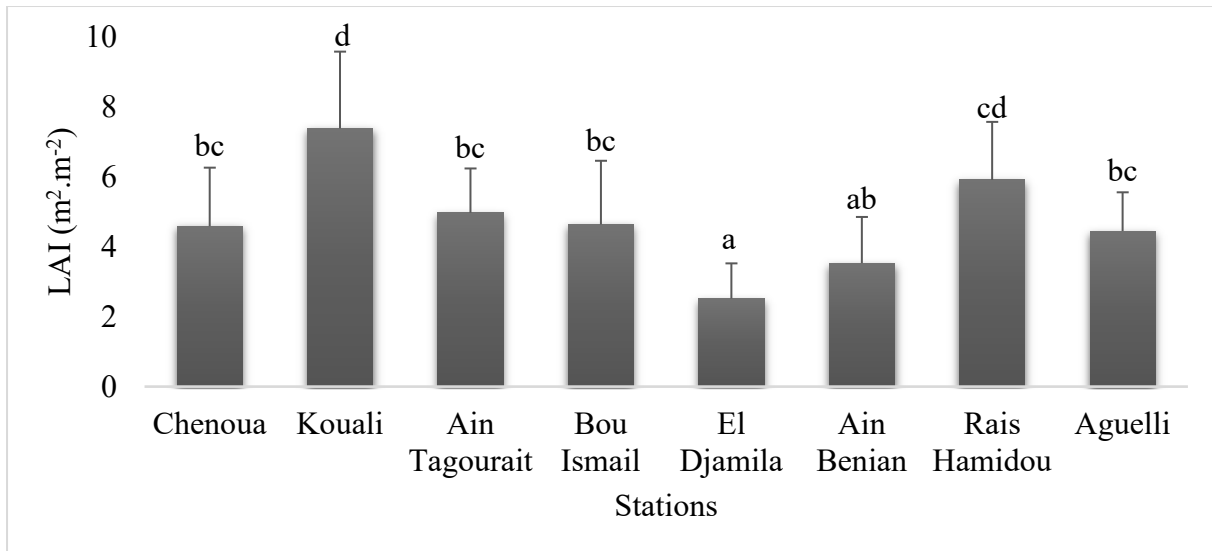


Figure 13. Leaf area index (LAI) (moyenne  $\pm$  SE) au niveau des stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc de Tukey).

### 3.2.2 A l'échelle individuelle

#### 3.2.2.1 Nombre, longueur, largeur, épaisseur et surface des feuilles

L'ensemble des descripteurs morphométriques de *P. oceanica* mesurés, montre une forte variabilité (Kruskal-Wallis ;  $p < 0,001$  ; Figure 14 A, B, C, D et E) en réponse aux différentes conditions environnementales propres à chaque herbier étudié, telle que la disponibilité de la lumière et l'enrichissement du milieu. Les résultats remarquables obtenus concernent l'herbier d'El Djamila, qui s'est, par ailleurs, individualisé à l'échelle populationnelle (§ 3.2.1). En effet, la plante présente des feuilles significativement plus courtes et les moins larges au sein des faisceaux, comparativement au reste des stations. Ce type de réaction concernant la longueur des feuilles de *P. oceanica* face à la diminution de la disponibilité de la lumière est largement rapporté dans la littérature (Dalla Via *et al.*, 1998 ; Ruiz et Romero, 2003 ; Leoni *et al.*, 2006 ; Ben Brahim *et al.*, 2010). En outre, l'augmentation du nombre de feuilles au niveau de cette station et celle de Chenoua – en réponse aux conditions environnementales qui les caractérisent, comme en témoignent les scores attribués aux activités anthropiques à l'origine de l'enrichissement du milieu, notamment le nombre d'exutoires et les volumes d'eaux usées non traitées (Tableau 10) – pourrait constituer une stratégie d'adaptation visant à maximiser la surface foliaire photosynthétique (Dalla Via *et al.*, 1998 ; Mutlu *et al.*, 2022, 2023) et à faire face à l'augmentation de la couverture épiphytique (Scarcelli *et al.*, 2025), comme observé au niveau de la station d'El Djamila (§ 3.2.3).

Un autre résultat intéressant est celui de la largeur des feuilles, dont la valeur la plus importante est enregistrée à la station Agueli ; elle pourrait constituer une réponse aux pressions marquant cette station (Tableau 10). D'une part, la proximité de cette station de l'embouchure du lac de Réghaïa est susceptible d'entraîner, en raison des eaux usées drainées, un enrichissement du milieu à l'origine de cette particularité morphologique, comme signalé par Scarcelli *et al.* (2025) qui suggèrent qu'il s'agit d'une réponse aux actions anthropiques. D'autre part, la présence de nombreux chenaux de sable grossier marqué par des ripple-marks, observés en plongée, témoigne de l'hydrodynamisme qui règne au niveau de cette station. Ces deux facteurs, pourraient être à l'origine de l'augmentation significative de la largeur des feuilles et constitueraient une adaptation pour résister aux conditions hydrodynamiques intenses, selon Semroud (1993) et de los Santos *et al.* (2016). Par ailleurs, la découverte d'une population à « feuilles larges » par Semroud *et al.* (1992) au niveau de la station El Marsa – distante de 9 km environ de la station Agueli – pourrait suggérer que les deux populations de *P. oceanica* sont identiques. En effet, selon McMillan (1978) et Andrews *et al.* (2023), l'examen des variations morphométriques des populations d'herbiers marins peut aider à identifier les écotypes préadaptés à certains stress environnementaux. Toutefois des investigations complémentaires sont requises pour confirmer ou infirmer notre hypothèse, tout particulièrement par l'observation de floraisons.

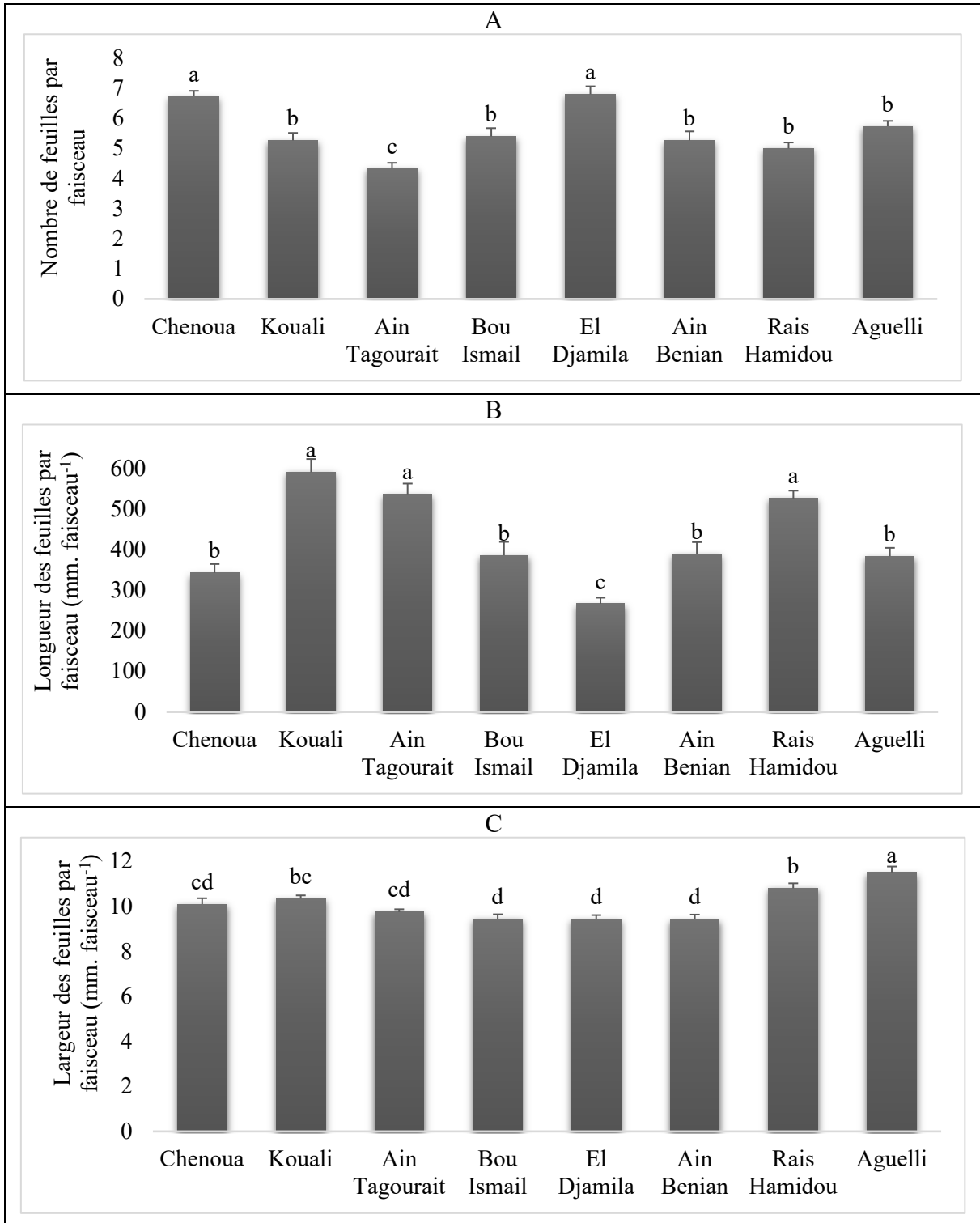
L'épaisseur des feuilles varie naturellement le long de l'axe vertical des feuilles et en fonction de l'âge de ces dernières (Kruskal-Wallis ;  $p < 0,001$  ; Tableau 11) (Colombo *et al.*, 1983; Boumaza *et al.*, 2022). La réduction de l'épaisseur vers l'apex pourrait s'expliquer par la croissance basale des feuilles de *P. oceanica*, qui permet le maintien de la croissance malgré la sénescence des parties apicales (Ruocco *et al.*, 2019), ainsi que par une forte couverture épiphytique dans cette zone, comme rapporté chez *Zostera marina* (Vettori et Marjoribanks, 2021). Cette épaisseur augmente au fur et à mesure du développement foliaire en raison de la division et de l'expansion cellulaires, ainsi que du dépôt croissant de tissus structuraux (de los Santos *et al.*, 2016a). Ce descripteur figure parmi les moins fréquemment utilisés pour l'évaluation de l'état de santé des herbiers à *P. oceanica*. Néanmoins, de récentes études ont permis d'envisager son usage comme descripteur reflétant les conditions de luminosité dans la masse d'eau (Schubert *et al.*, 2018 ; Vidaković-Cifrek *et al.*, 2024). Le minimum d'épaisseur moyenne des feuilles enregistré à Bou Ismaïl ( $0,185 \pm 0,013$  mm), coïncide avec les faibles valeurs de surface foliaire (Figure 14 E) et de biomasse (§ 3.2.2.2), traduisant ainsi des conditions de faible luminosité consécutives aux pressions marquant cette station. Par ailleurs,

Boumaza *et al.* (2022) montrent que ce descripteur ne semble pas directement lié à l'état de santé de l'herbier et que d'autres facteurs, comme l'hydrodynamisme, pourraient expliquer, au moins en partie, la variabilité de l'épaisseur des feuilles, comme rapporté chez *Zostera marina* (Paul et de los Santos, 2019). D'autres investigations sont toutefois nécessaires afin de mieux évaluer ce descripteur dans différents contextes environnementaux.

La surface foliaire est considérée comme un descripteur intégrateur de la vitalité de *P. oceanica* dans la mesure où elle englobe les descripteurs suivants : longueur, largeur et nombre de feuilles (Buia *et al.*, 2004). La comparaison des valeurs obtenues au niveau des différentes stations étudiées montre des différences significatives (ANOVA ;  $p < 0,001$ ). La surface foliaire maximale est enregistrée à Kouali ( $348,73 \pm 26,78 \text{ cm}^2 \cdot \text{faisceau}^{-1}$ ), tandis que les valeurs minimales sont enregistrées à El Djamila ( $211,26 \pm 21,76 \text{ cm}^2 \cdot \text{faisceau}^{-1}$ ) et Bou Ismail ( $213,42 \pm 21,60 \text{ cm}^2 \cdot \text{faisceau}^{-1}$ ) (Figure 14 E). Ces résultats sont attendus, au regard de ceux obtenus précédemment au niveau de ces stations et confirment le caractère intégrateur de ce descripteur, d'ailleurs utilisé en routine comme descripteur de référence reflétant efficacement le développement des feuilles chez *P. oceanica* (Pergent *et al.*, 1995). Les valeurs obtenues au niveau des stations El Djamila et Bou Ismaïl, traduisent une réduction de la vitalité de *P. oceanica* sous l'effet des diverses pressions anthropiques qui s'y exercent (Tableau 10). Plusieurs études portant sur les impacts des rejets d'effluents urbains (Ben Brahim *et al.*, 2010; Boumaza *et al.*, 2014), de l'artificialisation côtière (Fernández Torquemada *et al.*, 2008 ; Rigo *et al.*, 2021) et de la proximité des structures portuaires (Fernández-Torquemada *et al.*, 2005) rapportent des tendances similaires. En revanche, des valeurs similaires à celles de l'herbier de Kouali, déjà observées par Boumaza (1995) et Amarouche (2005) à des profondeurs comparables, traduisent quant à elles, des conditions du milieu propices à la croissance de *P. oceanica* (Boumaza *et al.*, 2014). En effet, cet herbier, qui fait l'objet d'un suivi depuis 1992 (Boumaza, 1995), est identifié comme un herbier de référence dans la baie de Bou Ismaïl (Boumaza et Semroud, 2000a).

Tableau 11. Epaisseur (moyenne  $\pm$  SE) des feuilles de *P. oceanica* par rang dans différentes régions foliaires (apicale, centrale et basale).

	Rang 1	Rang 2	Rang 3	Rang 4	Rang 5	Rang 6
Apicale	$0,17 \pm 0,01$	$0,15 \pm 0,005$	$0,12 \pm 0,005$	$0,12 \pm 0,006$	$0,11 \pm 0,003$	$0,1 \pm 0,003$
Centrale	$0,22 \pm 0,017$	$0,22 \pm 0,02$	$0,19 \pm 0,009$	$0,16 \pm 0,009$	$0,13 \pm 0,008$	$0,1 \pm 0,006$
Basale	$0,52 \pm 0,029$	$0,51 \pm 0,03$	$0,37 \pm 0,03$	$0,21 \pm 0,013$	$0,14 \pm 0,008$	$0,11 \pm 0,011$



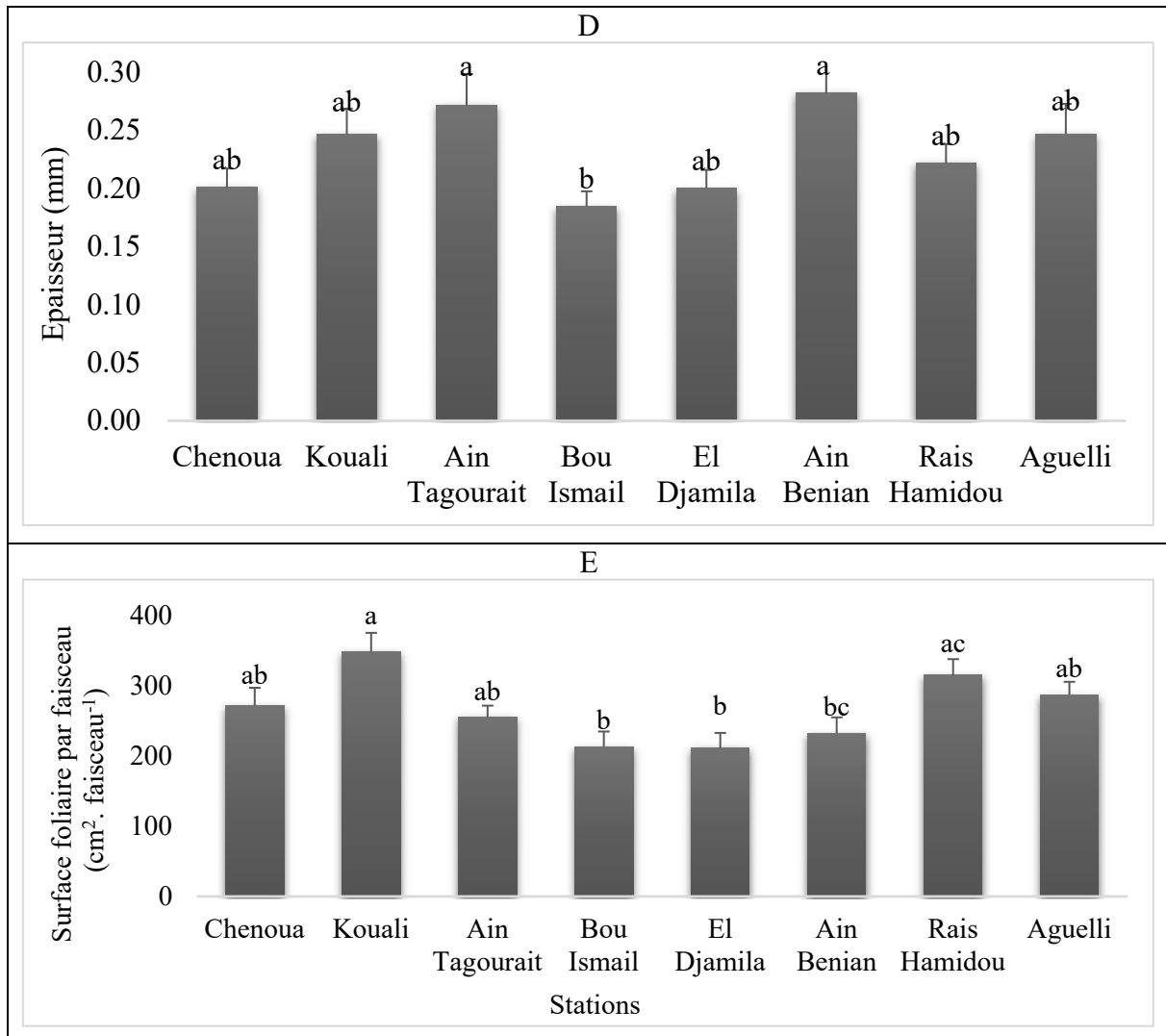


Figure 14. Biométrie foliaire (moyenne  $\pm$  SE) au niveau des différentes stations étudiées : (A) nombre, (B) longueur, (C) largeur, (D) épaisseur et (E) surface des feuilles. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (tests post-hoc SNK ou de Tukey).

### 3.2.2.2 Biomasse foliaire

La biomasse des feuilles a permis de singulariser les stations de Kouali et Bou Ismaïl (Kruskal-Wallis ;  $p < 0.05$  ; Figure 15) avec un maximum obtenu à Kouali ( $1,36 \pm 0,12$  g. faisceau<sup>-1</sup>) et un minimum à Bou Ismaïl ( $0,73 \pm 0,08$  g. faisceau<sup>-1</sup>). Une tendance similaire, concernant la surface foliaire est enregistrée au sein de ces stations (§ 3.2.2.1), ce qui est cohérent avec le fait que, chez *P. oceanica*, la diminution de ces deux descripteurs correspond à une réponse à la limitation de la lumière (Ruiz et Romero, 2001; Ben Brahim *et al.*, 2010; Boumaza *et al.*, 2014). Par ailleurs, Cabaço *et al.* (2013) ont montré qu'une diminution de la biomasse est observée après une exposition à long terme à l'enrichissement, ce qui est cohérent avec le taux d'azote foliaire mesuré à Bou Ismaïl (§ 3.2.5.2).

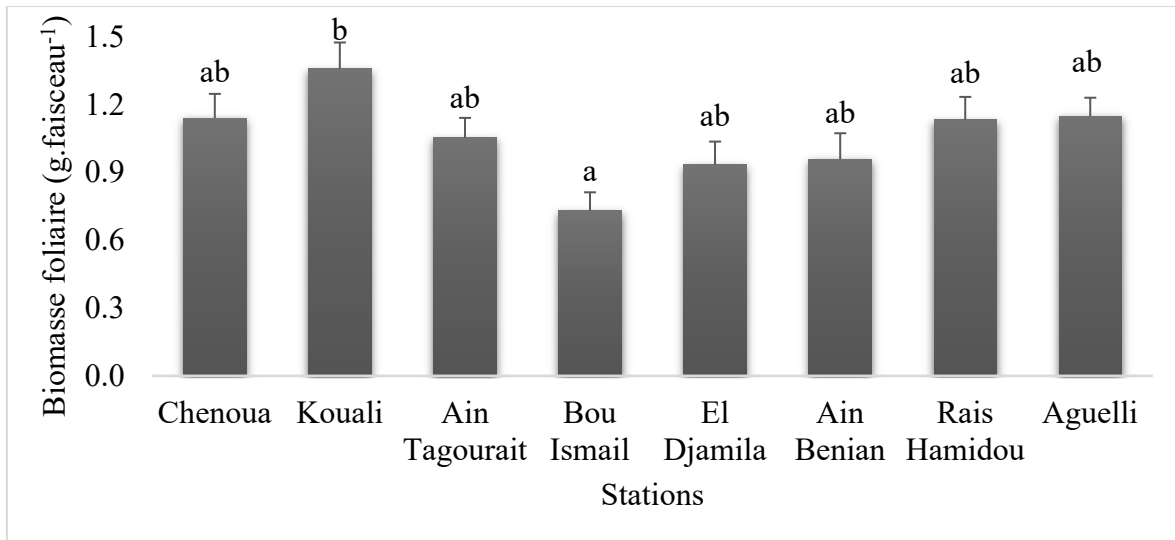


Figure 15. Biomasse foliaire (moyenne  $\pm$  SE) au niveau des stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc SNK).

### 3.2.2.3 Surface foliaire spécifique (Specific Leaf Area : SLA)

La surface foliaire spécifique (SLA), correspondant au rapport de la surface foliaire à la biomasse foliaire, mesurée au niveau des différentes stations, a permis d'individualiser la station de Bou Ismaïl (SNK ; Figure 16), avec un maximum de  $320,13 \pm 32,19 \text{ cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ . Cette valeur est à mettre en lien avec le minimum de biomasse foliaire ( $0,73 \pm 0,08 \text{ g. faisceau}^{-1}$ ) et le minimum d'épaisseur des feuilles ( $0,185 \pm 0,013 \text{ mm}$ ) enregistrés au niveau de cette station. L'augmentation de la SLA constitue une stratégie souvent utilisée par les plantes marines pour capter plus de lumière suite à une augmentation de la profondeur, de la turbidité ou de l'ombrage (Olesen *et al.*, 2002 ; Ralph *et al.*, 2007). Elles réagissent en réduisant l'épaisseur de leurs feuilles, augmentant ainsi leur capacité photosynthétique en captant davantage de photons (Enríquez, 2005 ; McMahon *et al.*, 2013). Par conséquent le maximum enregistré à Bou Ismaïl pourrait être attribué à des conditions de faible luminosité liées au rejets industriels et urbains influençant cette station. Dans le reste des stations, il semble que la biomasse diminue de façon proportionnelle à la surface foliaire et aucune différence significative n'est enregistrée.

La SLA est largement utilisée en écologie végétale terrestre (Cambridge et Lambers, 1998 ; Garnier *et al.*, 2001), mais demeure encore peu exploitée dans l'étude des herbiers marins, alors même que ses variations sont considérées comme un facteur clé pour comprendre certaines réponses photo-climatiques des feuilles (Enríquez, 2005 ; de Los Santos *et al.*, 2012 ; Olivé *et al.*, 2013 ; Schubert *et al.*, 2018) ou comme indicateur de la densité des tissus (Agius *et al.*, 2023).

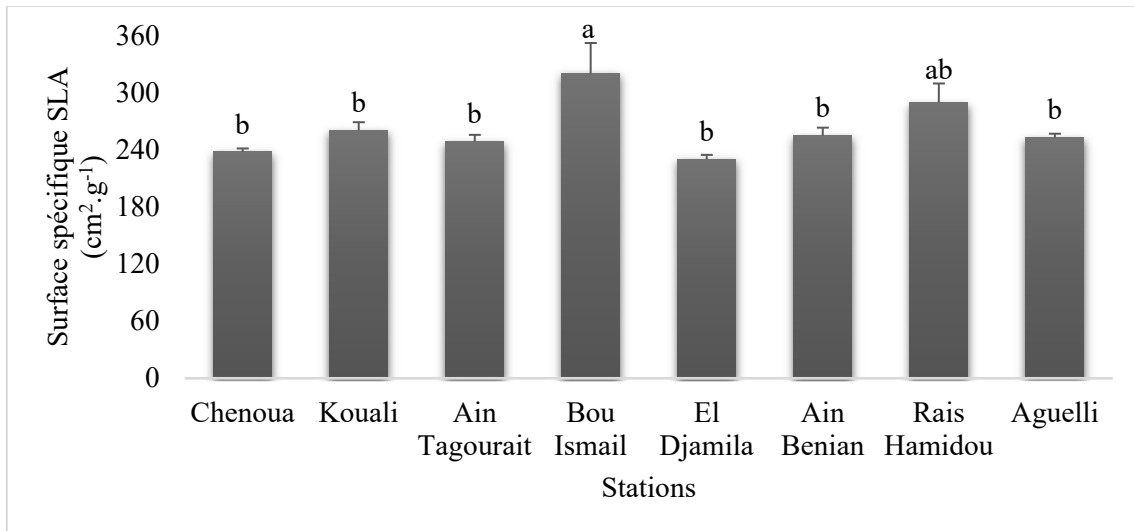


Figure 16. Surface foliaire spécifique (SLA) (moyenne  $\pm$  SE) au niveau des stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc SNK).

### 3.2.2.4 Coefficient A

Le « Coefficient A », qui exprime le pourcentage de feuilles ayant perdu leur apex (feuilles cassées ou broutées), ne montre pas de différences significatives entre les stations étudiées (Kruskal-Wallis ;  $p > 0,05$  ; Figure 17). Cela suggère une faible hétérogénéité spatiale des contraintes mécaniques (hydrodynamisme, particulièrement en été, ce qui correspond à notre période d'échantillonnage) et/ou du broutage par les herbivores *Paracentrotus lividus* et *Sarpa salpa*, dans les herbiers étudiés. En outre, les prélèvements ont été effectués durant la même période et à la même profondeur, ce qui pourrait expliquer le maintien de la proportion entre les feuilles cassées et entières au niveau des stations étudiées.

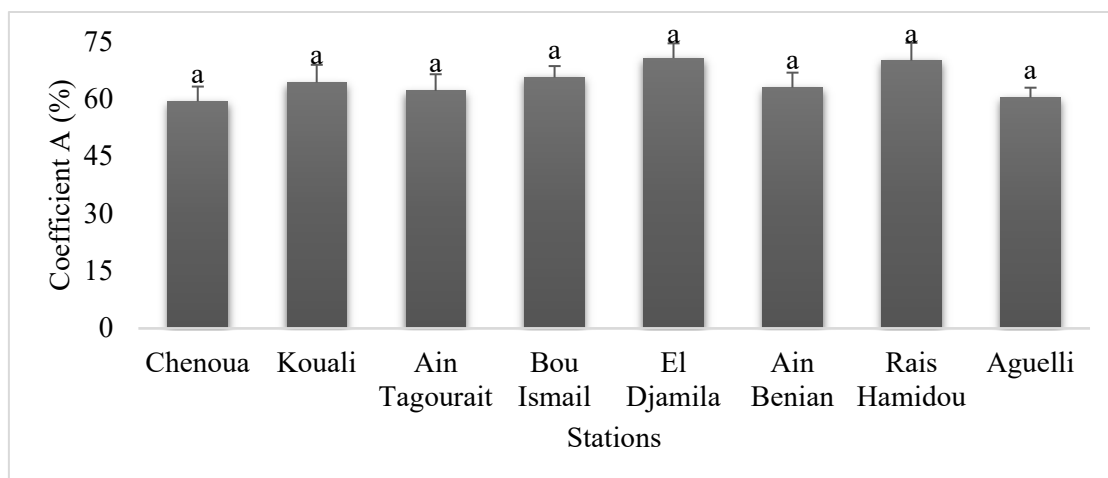


Figure 17. Coefficient A (moyenne  $\pm$  SE) au niveau des stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc SNK).

### 3.2.3 A l'échelle de la communauté associée : indice épiphytique

L'indice épiphytique, correspondant au rapport de la biomasse des épiphytes à la surface des feuilles, varie de façon significative entre les stations étudiées (Kruskal-Wallis ;  $p < 0,001$  ; Figure 18). Le maximum est enregistré à Bou Ismaïl ( $1,83 \pm 0,18 \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$ ) et le minimum à Aïn Tagouraït ( $0,71 \pm 0,1 \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$ ). Le lien entre l'enrichissement du milieu et l'augmentation de l'indice épiphytique au niveau de la station de Bou Ismaïl a été largement mis en évidence dans d'autres sites de la Méditerranée (Darmoul *et al.*, 1980 ; Dimech *et al.*, 2002 ; Cancemi *et al.*, 2003 ; Boudouresque *et al.*, 2009).

La station d'Aïn Tagouraït se distingue par un indice épiphytique minimal ; elle correspond à la station présentant le plus faible indice de pressions (IP= 0,38), en raison notamment de l'absence de certaines pressions à l'origine de l'enrichissement, telles que l'influence des oueds et l'artificialisation du littoral. Néanmoins, la proximité de cette station d'une ferme conchylicole (environ 100 m) – non prise en compte dans l'évaluation des pressions considérées dans ce travail (§ 3.1) – est susceptible d'induire ce type de réponse chez *P. oceanica*. Cela a été observé dans le cas des herbiers de *Thalassia testudinum* et de *Zostera marina*, où les moules semblent réduire la charge épiphytique par la filtration des propagules avant leur installation sur les feuilles (Peterson et Heck, 2001 ; Smith *et al.*, 2018) ou par la diminution des nutriments dans l'eau suite à leur incorporation (Clements et Comeau, 2019). Par ailleurs, ce minimum pourrait également résulter de mécanismes de dispersion induits par l'hydrodynamisme (Cancemi *et al.*, 2003 ; Jiménez-Casero *et al.*, 2023).

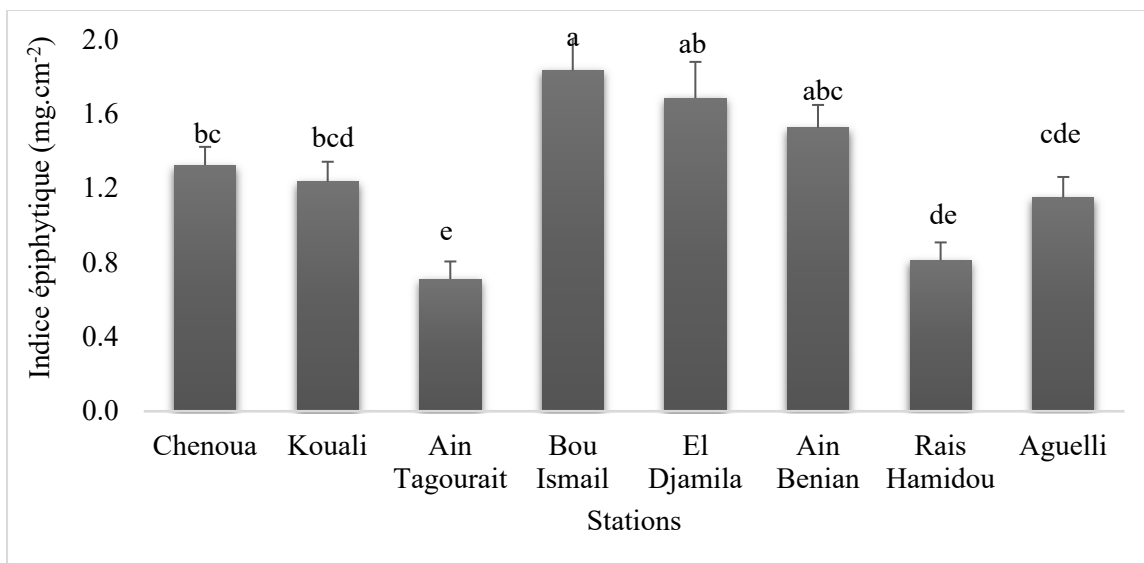


Figure 18. Indice épiphytique (moyenne  $\pm$  SE) au niveau des stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc SNK).

### 3.2.4 A l'échelle cellulaire : densité des cellules à tannins

#### 3.2.4.1 Variabilité le long de l'axe foliaire vertical

La densité moyenne des cellules à tannins (exprimée en nombre de cellules par mm<sup>2</sup>) mesurée le long de l'axe vertical des feuilles présente des différences significatives (Kruskal-Wallis ;  $p < 0,001$ ). Le maximum est enregistré dans les régions apicales, tandis que les régions basale et centrale ne présentent aucune différence significative (Figure 19A ; Tableau 12). Cette tendance déjà rapportée par Cariello et Zanetti (1979) chez *P. oceanica*, peut être interprétée à travers l'Hypothèse de Défense Optimale (HDO) (Rhoades, 1979), selon laquelle les substances de défense, comme les composés phénoliques, se concentrent préférentiellement dans les tissus les plus exposés au broutage, notamment les parties apicales des feuilles.

#### 3.2.4.2 Variabilité selon le rang des feuilles dans le faisceau

La densité moyenne des cellules à tannins présente des différences significatives selon le rang des feuilles (Kruskal-Wallis ;  $p < 0,001$ ). Elle augmente significativement lorsque l'âge des feuilles diminue – c'est-à-dire quand le rang augmente. Le test SNK distingue les rangs 1, 2 et 3 des rangs 4, 5 et 6 (Figure 19 B ; Tableau 12). Plusieurs études ont montré que la concentration en composés phénoliques de *P. oceanica* diminue avec l'âge des feuilles (Cariello et Zanetti, 1979; Agostini *et al.*, 1998 ; Dumay *et al.*, 2004). Etant donné que les composés phénoliques ne remplissent pas uniquement une fonction défensive en tant que métabolites secondaires, mais interviennent également dans la croissance et le développement des plantes (Pratyusha, 2022), il apparaît que leur plus forte concentration dans les jeunes tissus foliaires résulte d'une activité métabolique accrue, laquelle favorise un processus de biosynthèse plus intense (De Villèle et Verlaque, 1995 ; Boumaza *et al.*, 2014). Ces composés phénoliques contribuent de manière significative à l'expansion des parois cellulaires durant la croissance, en agissant comme agents de réticulation des polysaccharides et en renforçant mécaniquement les parois non lignifiées (Preston, 1979). D'autre part, Mannino et Micheli (2020) indiquent que la diminution de la densité des cellules à tannins ne résulte pas uniquement de l'arrêt de leur biosynthèse avec le vieillissement des tissus, car les composés phénoliques peuvent être libérés par exsudation au cours du temps. D'autres études suggèrent que les composés phénoliques se concentrent davantage dans les tissus métaboliquement actifs ; ceux-ci étant essentiels à la vitalité de la plante, ils sont protégés en priorité, ce qui corrobore l'HDO (McCall et Fordyce, 2010 ; Hernán *et al.*, 2022).

### 3.2.4.3 Variabilité inter-stations

Pour l'analyse de la variabilité inter-stations, nous avons calculé la moyenne de la densité des cellules à tannins obtenue, au niveau des trois coupes réalisées au niveau de l'ensemble des feuilles composant les faisceaux ; à l'exception des feuilles de rang 7. La comparaison inter-stations a permis d'individualiser deux stations présentant les valeurs significativement les plus élevées : Chenoua ( $44,54 \pm 8,10$  cellules.mm<sup>-2</sup>) et El Djamila ( $33,17 \pm 6,47$  cellules.mm<sup>-2</sup>) (Figure 19 C). Les valeurs enregistrées au niveau de ces deux stations semblent constituer une réaction de *P. oceanica* aux stress générés par la pression anthropique, particulièrement l'enrichissement du milieu. La station de Chenoua présente le score « exutoire » le plus élevé ( $S_n = 5$ ), en lien avec les récentes extensions urbaines illégales à usage saisonnier sur son littoral (§ 2.1.1.1 ; Tableau 10). Quant à la station d'El Djamila, elle affiche déjà l'IP le plus élevé, cumulant des scores de pressions à l'origine d'un enrichissement, comme en témoigne l'état dégradé de son herbier (§ 3.2.1; 3.2.2 et 3.2.3). Cette observation est cohérente avec les résultats d'études antérieures portant sur l'étude des cellules à tannins au niveau de sites soumis aux rejets d'eaux usées urbaines, notamment dans la baie d'Alger (Boumaza *et al.*, 2012), à Marseille (Pergent, 1988) et sur le littoral calabrais (Cozza *et al.*, 2004). Elle est également en accord avec les travaux de Boumaza *et al.* (2022) qui ont mis en évidence une corrélation négative significative entre l'EQR du PREI et la densité des cellules à tannins, reflétant une relation étroite entre la synthèse des cellules à tannins et la dégradation de la qualité du plan d'eau dans lequel se développe *P. oceanica*. La biosynthèse des composés phénoliques qui composent ces cellules à tannins permettrait aux plantes de mieux s'adapter aux environnements hostiles (Lattanzio, 2013 ; Chowdhary *et al.*, 2021), car ils sont impliqués dans la stratégie des végétaux pour surmonter les facteurs de stress environnementaux abiotiques et biotiques, évitant les dommages cellulaires et tissulaires (Yeshi *et al.*, 2022).

Tableau 12. Densité des cellules à tannins (moyenne  $\pm$  SE) dans les feuilles de *P. oceanica* par rang et dans différentes régions foliaires (apicale, centrale et basale).

	Rang 1	Rang 2	Rang 3	Rang 4	Rang 5	Rang 6
Apicale	22,1 $\pm$ 4,43	29,2 $\pm$ 5,02	32,5 $\pm$ 5,04	36 $\pm$ 3,39	44,4 $\pm$ 3,85	50 $\pm$ 5,91
Centrale	14,4 $\pm$ 3,13	14,4 $\pm$ 2,42	15,1 $\pm$ 3,14	16,1 $\pm$ 2,32	22 $\pm$ 3,62	26,7 $\pm$ 9,2
Basale	13,5 $\pm$ 3,03	13,8 $\pm$ 2,53	15,7 $\pm$ 3	21,5 $\pm$ 3,47	27,6 $\pm$ 4,66	37,6 $\pm$ 10,7

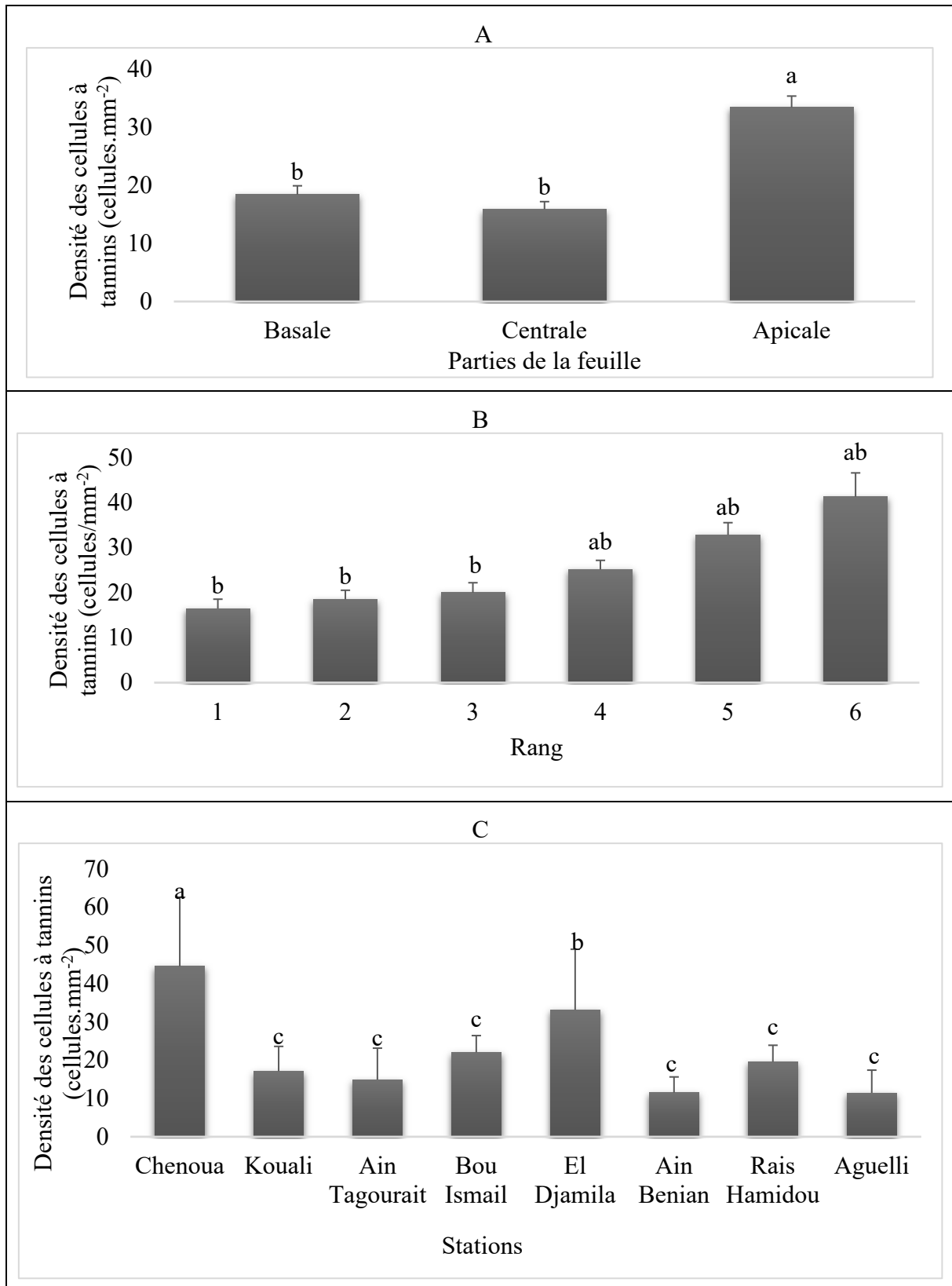


Figure 19. Densité des cellules à tannins (moyenne  $\pm$  SE) selon : (A) l'axe foliaire, (B) le rang de la feuille et (C) les stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc SNK).

### 3.2.5 A l'échelle biochimique : taux d'azote dans les feuilles

#### 3.2.5.1 Variabilité inter-tissus

La comparaison des taux d'azote dans les différents tissus de *P. oceanica* (limbes et bases des feuilles adultes et feuilles intermédiaires) montre des différences significatives (Kruskal-Wallis,  $p < 0,001$ ; Figure 20). Le test SNK révèle que le taux d'azote augmente de la base des feuilles adultes ( $1,67 \pm 0,07$  % P<sub>s</sub>) jusqu'au limbe des feuilles adultes ( $2,01 \pm 0,05$  % P<sub>s</sub>), puis atteint son maximum dans les feuilles intermédiaires ( $2,67 \pm 0,09$  % P<sub>s</sub>).

La faible teneur en azote des bases des feuilles adultes par rapport à celle des limbes adultes et intermédiaires avait déjà été rapportée par d'autres auteurs (Gobert *et al.*, 1995 ; Alcoverro *et al.*, 2000 ; Vela, 2006). Elle est due au fait que les cellules épidermiques des bases foliaires sont dépourvues de chloroplastes (Macic, 2014 ; Kuo *et al.*, 2018), limitant ainsi leur rôle dans le stockage des nutriments. De plus, les bases foliaires sont beaucoup plus lignifiées que les tissus des limbes (Kuo, 1978 ; Kaal *et al.*, 2018). Cette forte lignification, en plus de son rôle mécanique, peut entraîner un effet de dilution des nutriments et ainsi réduire la capacité de stockage de l'azote dans ces tissus. Ce phénomène a également été souligné par de los Santos *et al.* (2012) dans leur comparaison des teneurs dans différents tissus de macrophytes marines, montrant que les tissus les plus riches en fibres présentent généralement des teneurs en azote plus faibles.

Bien qu'aucune corrélation n'ait été mise en évidence entre les teneurs en azote des bases et celles des limbes des feuilles, leurs profils inter-stations présentent une tendance globalement similaire (Figure 21), comme rapporté par Gobert *et al.* (1995), Alcoverro *et al.* (2000) et Vela (2006). Des observations comparables ont également été rapportées pour *Zostera marina* (Xu *et al.*, 2020, 2021) et *Thalassia hemprichii* (Zhang *et al.*, 2011), confirmant que cette tendance caractérise l'ensemble des magnoliophytes marines.

La teneur en azote foliaire diminue avec l'augmentation de l'âge des feuilles (Figure 20). Cette tendance a déjà été rapportée dans plusieurs études antérieures (Pirc et Wollenweber, 1988 ; Alcoverro *et al.*, 2000 ; Peirano *et al.*, 2001 ; Invers *et al.*, 2002, 2004 ; Lepoint *et al.*, 2002 ; Di Carlo, 2004 ; Vela, 2006, 2006 ; de los Santos *et al.*, 2016 ; Hernán *et al.*, 2022). En effet, la translocation de l'azote des feuilles sénescentes vers les tissus plus jeunes, constitue un mécanisme de recyclage permettant de réduire la dépendance de la croissance de la plante aux apports externes (Hemminga *et al.*, 1991, 1991; Lepoint *et al.*, 2002). L'azote est prioritairement mobilisé vers les tissus en croissance, où il participe à la synthèse des

composants photosynthétiques, très concentrés dans les jeunes feuilles, ainsi qu'à la production d'acides aminés indispensables à la formation des enzymes métaboliques impliquées dans les processus de division cellulaire (Chabot et Hicks, 1982; Alcoverro *et al.*, 1998; Hernán *et al.*, 2022). Il contribue également à la synthèse de composés phénoliques assurant la protection des tissus jeunes (Hernán *et al.*, 2022), ce qui est cohérent avec nos résultats montrant l'augmentation de la densité des cellules à tannins chez les jeunes feuilles (Tableau 12). D'autre part, cette tendance s'expliquerait également par la dilution du contenu en azote liée à l'accumulation de composants structuraux tels que la lignine, comme cela a été suggéré dans le cas des bases des feuilles adultes, puisque les feuilles âgées sont plus lignifiées que les jeunes feuilles (Klap *et al.*, 2000 ; Lepoint *et al.*, 2002 ; de los Santos *et al.*, 2016a).

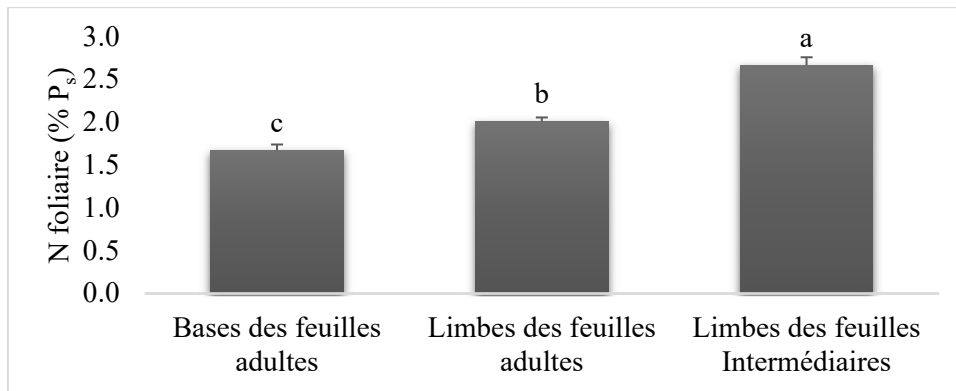


Figure 20. Taux d'azote (moyenne ± SE) selon le type de tissu foliaire. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc SNK).

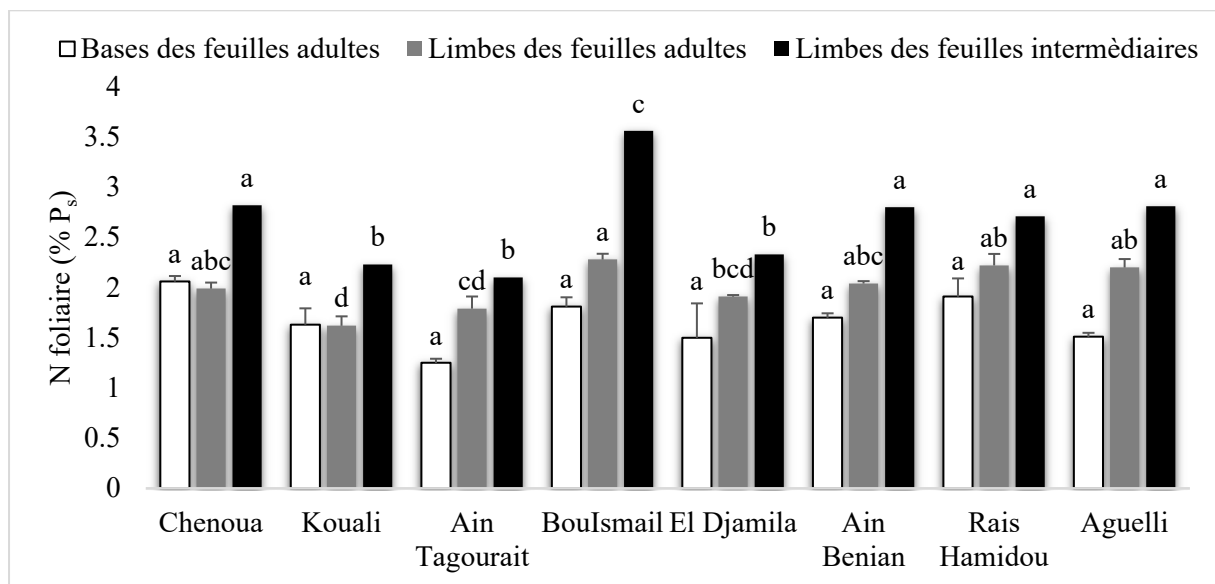


Figure 21. Taux d'azote dans les différents types de tissus foliaires (moyenne ± SE) au niveau des stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (tests post-hoc de Tukey et SNK).

### 3.2.5.2 Variabilité inter-station

Le taux moyen global d'azote contenu dans les feuilles de *P. oceanica* varie de manière significative entre les stations étudiées (Anova,  $p < 0,001$  ; Figure 22). Le test de Tukey a permis de distinguer les stations de Bou Ismaïl, avec un maximum de  $2,55 \pm 0,02$  % P<sub>s</sub> de celles de Kouali et Aïn Tagouraït, avec des minima respectifs de  $1,8 \pm 0,04$  % P<sub>s</sub> et  $1,7 \pm 0,03$  % P<sub>s</sub>. Le reste des stations ne montre pas de différences significatives et la valeur moyenne de l'ensemble des stations est de  $2,17 \pm 0,04$  % P<sub>s</sub>.

Les valeurs moyennes obtenues au niveau des différentes stations sont supérieures au seuil critique de 1,8 % P<sub>s</sub> rapporté par Duarte (1990), seuil qui sert à déterminer si la croissance de *P. oceanica* est limitée par la disponibilité des nutriments dans le milieu. Par conséquent, les valeurs enregistrées suggèrent que la plante dispose de nutriments en quantité suffisante au sein de la zone d'étude. Seule la station d'Aïn Tagouraït fait exception, avec un taux moyen d'azote inférieur à ce seuil (Figure 22). Par ailleurs, aucune valeur inférieure à 1,0 % P<sub>s</sub> n'a été enregistrée, ce qui renforce l'hypothèse que les herbiers étudiés ne se trouvent pas dans une situation critique de limitation en azote, tel qu'énoncé par Duarte (1990).

L'analyse comparative des résultats de notre zone d'étude avec d'autres régions méditerranéennes, présentant des conditions saisonnières et des profondeurs similaires (Tableau 13), indique que la majorité de nos herbiers sont inféodés à des zones considérées comme eutrophes ou soumises à un enrichissement en nutriments. C'est notamment le cas des taux d'azote foliaire mesurés dans une zone eutrophe de la côte nord-est espagnole (Alcoverro *et al.*, 2001), dans les feuilles adultes du site impacté de Baia en Italie (Helber *et al.*, 2021), ainsi qu'à La Spezia, également en Italie (Peirano *et al.*, 2001). Il en est de même, en ce qui concerne les valeurs extrêmes : les moins impactées (Aïn Tagouraït et Kouali) et la plus impactée (Bou Ismaïl) ; elles concordent avec les taux d'azote foliaire rapportés pour les sites présentant les niveaux minimum et maximum d'enrichissement du sédiment : Blanes et à Medes (Espagne), respectivement (Alcoverro *et al.*, 1995 ; Alcoverro *et al.*, 1997b). Concernant, les taux d'azote mesurés dans le reste des stations étudiées, ils apparaissent légèrement supérieurs à la plupart de ceux rapportés dans le Tableau 13.

La variabilité inter-stations du taux d'azote foliaire met en évidence une hétérogénéité spatiale significative, permettant de distinguer les herbiers selon leur degré d'enrichissement, et ce malgré un état général d'enrichissement qui semble caractériser l'ensemble des stations étudiées. Selon Duarte (1990), Ruocco *et al.* (2018) et Helber *et al.* (2021), dans des sites enrichis où les herbiers atteignent un état de « saturation » en azote, un apport supplémentaire

n'entraîne pas nécessairement une augmentation de l'azote foliaire, car les herbiers régulent à la baisse l'absorption pour limiter le coût énergétique et préserver les réserves carbonées.

Nos résultats sont en accord avec les études antérieures ayant montré une augmentation de la teneur en azote foliaire suite à des pressions anthropiques liées à l'enrichissement du milieu (Terrados et Pons, 2008 ; Jiménez-Casero *et al.*, 2023), y compris dans des régions eutrophes (Pazzaglia *et al.*, 2020). En effet, le taux maximal d'azote foliaire obtenu dans l'herbier de Bou Ismaïl est attribué aux impacts d'effluents urbains et industriels influençant la station. Cet enrichissement est déjà reflété par certains descripteurs aux échelles (i) individuelle : diminution de la biomasse, de l'épaisseur et de la surface des feuilles ; (ii) populationnelle : limite inférieure régressive ; et (iii) communautaire : indice épiphytique élevé.

Dans les sites eutrophes, d'une part, la plante mobilise davantage ses réserves de glucides pour faire face à l'excès de nutriments, ce qui la fragilise et accroît sa vulnérabilité (Pazzaglia *et al.*, 2020) ; sa croissance peut également être freinée par des concentrations élevées en ammonium (Ontoria *et al.*, 2019). D'autre part, ces nutriments sont rapidement assimilés par les épiphytes, favorisant leur expansion sur les feuilles de *P. oceanica* (Apostolaki *et al.*, 2011; Helber *et al.*, 2021). Ces derniers entrent en compétition avec les herbiers pour la lumière, ce qui peut entraîner une mortalité par effet d'ombrage (Silberstein *et al.*, 1986; Ruiz et Romero, 2001). Ainsi, les épiphytes apparaissent aussi comme un indicateur pertinent des enrichissements nutritifs (Leoni *et al.*, 2006 ; Castejón-Silvo *et al.*, 2012a, 2012b).

À l'inverse, les taux d'azote foliaire les plus faibles sont enregistrés au niveau des stations d'Aïn Tagouraït et de Kouali, qui présentent les indices de pressions les plus bas. L'ensemble des descripteurs mesurés au niveau de ces stations traduisent un bon état écologique du milieu. En effet, dans les sites les moins enrichis, *P. oceanica* présente un meilleur état de santé et conserve ses réserves de carbone (Pazzaglia *et al.*, 2020). Toutefois, l'activités de conchyliculture à Aïn Tagouraït pourrait également être associée au taux minimal d'azote foliaire observé, les bivalves incorporant les nutriments et contribuant ainsi à l'amélioration de la qualité de l'eau et à la réduction de la biomasse épiphytique (Clements et Comeau, 2019). Cela expliquerait la concordance entre les faibles valeurs d'azote foliaire et de l'indice épiphytique observées au niveau de cette station (Apostolaki *et al.*, 2011; Helber *et al.*, 2021).

Bien que la teneur en azote des feuilles de *P. oceanica* constitue un indicateur pertinent de l'enrichissement du milieu, il est essentiel de prendre en compte la durée et la fréquence d'exposition aux nutriments pour évaluer de manière fiable la réponse physiologique des herbiers. Cette période de réponse est estimée à environ un an d'exposition selon Ruocco *et al.*

(2018). Ainsi, l'identification de teneurs critiques en nutriments assurant une croissance optimale nécessite des travaux expérimentaux approfondis, car ces seuils peuvent varier selon les espèces et les conditions de croissance (Duarte, 1990).

Tableau 13. Synthèse bibliographique des taux d'azote des feuilles de *P. oceanica* dans différentes régions de la Méditerranée, pour des conditions saisonnières et des profondeurs similaires à celles de la présente étude (valeurs comparables en gras).

Référence	Région	Tissus	Période	Prof (m)	N% Ps
Augier <i>et al.</i> (1982)	Port-Cros (France)	Feuilles	Juin	10	1,31
Gobert <i>et al.</i> (1995)	Calvi-Corse (France)	Feuilles	Été	10	0,9
Alcoverro <i>et al.</i> (1995)	Blane (Espagne) <sup>1</sup>	Feuilles	Moyenne annuelle	13	<b>1,87</b>
	Medes (Espagne) <sup>2</sup>			13	<b>2,4</b>
Alcoverro <i>et al.</i> (1997)	Blane (Espagne) <sup>1</sup>	Feuilles	Juillet	13	~1,5
	Medes (Espagne) <sup>2</sup>			13	~2
Peirano <i>et al.</i> (2001)	La Spezia (Italie)	Feuilles adultes	Juin	10	~1,9
		Feuilles intermédiaires		10	~2
Alcoverro <i>et al.</i> (2001)	Côte NE de l'Espagne <sup>3</sup>	Feuilles	Juin	10	<b>1,7</b>
	Menorca (Espagne) <sup>4</sup>	Feuilles		10	1,25
Terrados et Pons, (2008)	Cala St María et L'Olla-Es Burri (Espagne) <sup>5</sup>	Feuilles	Septembre	7	0,8 _ 1,0
	Es Por (Espagne) <sup>6</sup>			7	1,0 _ 1,3
Apostolaki <i>et al.</i> (2009)	Sounion (Grèce) <sup>5</sup>	Limbe de la feuille la plus âgée	Juin	14.5	~0,75
	Sounion (Grèce) <sup>6</sup>			16	~0,8
Helber <i>et al.</i> (2021)	Baia (Italie) <sup>6</sup>	Feuilles du 2nd et 3ème rang	Juin	7_8	<b>1,79</b>
			Septembre	7_8	<b>2,1</b>
	Ischia (Italie) <sup>7</sup>		Juin	7,4_12	1,18
			Septembre	7,4_12	1,02
Stipcich <i>et al.</i> (2023)	Chypre, Grèce et Italie	Feuilles	Juin _ Septembre	10	1,1 _ 1,36
Cette étude : taux par station	Chenoua	Feuilles	Juillet _ Aout	12	2,29
	Kouali				1,83
	Aïn Tagouraït				1,71
	Boulsmail				2,55
	El Djamila				1,91
	Aïn Benian				2,18
	Raïs Hamidou				2,28
	Aguelli				2,17

<sup>1</sup>: minimum de nutriments dans l'eau interstitielle ; <sup>2</sup>: maximum de nutriments dans l'eau interstitielle ; <sup>3</sup> : zone eutrophe ; <sup>4</sup>: zone oligotrophe ; <sup>5</sup>: station de contrôle ; <sup>6</sup> : site impacté ; <sup>7</sup> : site non impacté

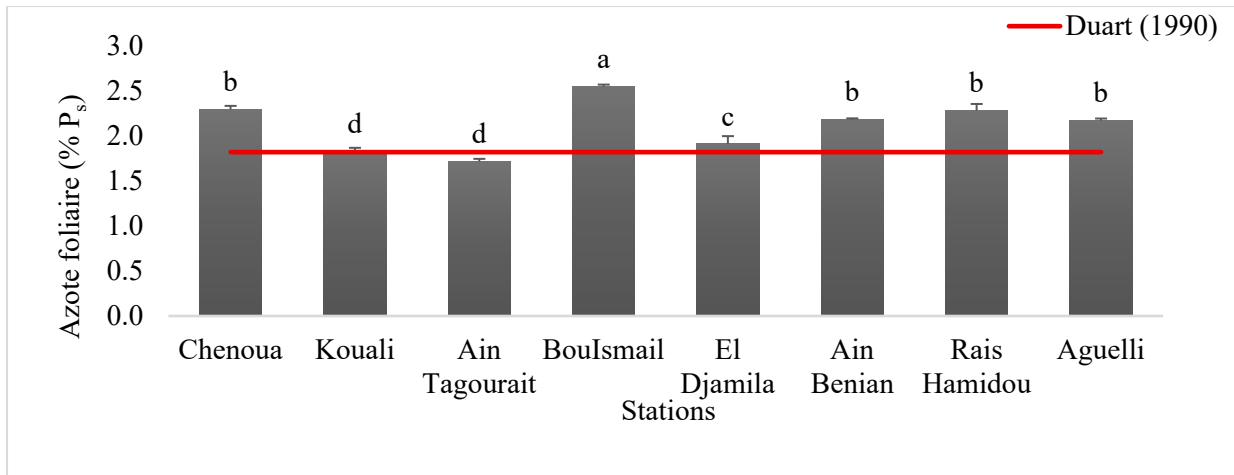


Figure 22. Taux d'azote foliaire (moyenne  $\pm$  SE) au niveau des stations étudiées. Les lettres en minuscules indiquent les groupes homogènes (test post-hoc de Tukey).

### 3.2.6 Analyse bi- et multivariée des corrélations entre les descripteurs de *P. oceanica*

Les résultats de l'analyse de corrélation entre les descripteurs de *P. oceanica* sont présentés dans le Tableau 14. Des corrélations fortes étaient attendues pour les descripteurs dérivés, tels que le LAI. En effet, ce descripteur intègre à la fois la densité et la surface foliaire, cette dernière dépendant de la biométrie des feuilles (longueur et largeur), de même que la biomasse foliaire, directement corrélée à la surface foliaire.

Par ailleurs, d'autres relations significatives ont été identifiées :

- (i) La relation négative entre le nombre et la longueur des feuilles ( $\rho = -0,90$  ;  $p < 0,001$ ), suggère aussi une stratégie adaptative aux conditions de luminosité. Conformément aux travaux de Dalla Via *et al.* (1998) et de Mutlu *et al.* (2022, 2023b), l'augmentation du nombre de feuilles pourrait constituer une réponse spécifique à la turbidité élevée comme discuté pour d'El Djamila (§ 3.2.2.1).
- (ii) La relation négative entre l'épaisseur des limbes et la densité des cellules à tannins ( $\rho = -0,83$  ;  $p < 0,05$ ) suggère que les feuilles les plus fines présentent une densité de cellules à tannins plus élevée. D'une part, Colombo *et al.* (1983) et Olivé *et al.* (2013) rapportent une diminution de l'épaisseur des limbes chez *P. oceanica* comme réponse adaptative à la réduction de la lumière. D'autre part, l'augmentation concomitante de la densité des cellules à tannins en réponse aux pressions anthropiques – responsables de réduction de la transparence des eaux – s'inscrit dans la lignée des conclusions de Boumaza *et al.* (2022). A El Djamila

et Chenoua, l'association des feuilles de faible épaisseur et d'une forte densité de cellules à tannins témoigne d'une réponse morpho-histologique des herbiers face aux contraintes environnementales locales. Par ailleurs, et pour vérifier que cette tendance n'était pas liée à l'augmentation naturelle des cellules à tannins dans les feuilles jeunes plus fines (§ 3.2.4), nous avons testé cette relation séparément pour les feuilles adultes et intermédiaires. La tendance n'est confirmée que pour les feuilles adultes ( $\rho = -0,81$  ;  $p < 0,05$ ), ce qui suggère que cette variation est liée aux pressions anthropiques plutôt qu'à la croissance naturelle.

- (iii) La corrélation positive obtenue entre la profondeur de la limite inférieure de l'herbier et la longueur des feuilles ( $\rho = 0,85$  ;  $p < 0,05$ ) ne peut toutefois pas être directement interprétée, la longueur foliaire ayant été mesurée à une profondeur intermédiaire (12 m) et non au niveau de la limite inférieure. En revanche, ces deux descripteurs constituent indépendamment des indicateurs reconnus des conditions lumineuses (Meinesz et Laurent, 1978 ; Pergent et Pergent-Martini, 1988 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005 ; Boumaza, 2015).

Certaines relations n'ont pas été détectées par l'analyse de corrélation bivariée, probablement en raison d'un effort d'échantillonnage restreint ; l'ACP et la classification hiérarchique ont donc permis de révéler d'autres relations significatives. En effet, les deux premiers axes de l'ACP (Figure 23) expliquent une part importante de la variance totale (63,9%), soit 43,7 % pour le premier axe (PCI) et 20,2 % pour le deuxième axe (PCII).

Les contributions des descripteurs de *P. oceanica* aux deux axes (Tableau 15) montrent que le premier axe représente au mieux le gradient d'état de santé des herbiers, car il est fortement corrélé à la majorité des descripteurs, à l'exception du coefficient « A » (qui ne montre pas de variabilité significative entre les stations, §3.2.2.4) et de la SLA, cette dernière étant principalement expliquée par le second axe. D'une manière générale, les descripteurs liés à la morphométrie et à la structure de l'herbier, représentant les échelles individuelle (longueur, largeur, épaisseur, surface et biomasse des feuilles) et populationnelle (densité des faisceaux, LAI et profondeur de la limite inférieure), sont positivement corrélés au premier axe traduisant une bonne vitalité. À l'inverse, les descripteurs relevant des échelles de la communauté associée, biochimique et cellulaire (indice épiphytique, densité des cellules à tannins et taux d'azote foliaire) et individuelle (nombre de feuilles) sont négativement corrélés à ce même axe, indiquant une altération de l'état de santé des herbiers.

La classification hiérarchique ascendante réalisée sur les variables issues de l'ACP (Figure 23) a permis d'identifier deux groupes distincts de descripteurs étroitement corrélés entre eux :

**Groupe 1** : il regroupe l'indice épiphytique, la densité des cellules à tannins et le taux d'azote foliaire, qui permettent une détection précoce des stress environnementaux comme l'enrichissement et la réduction de la luminosité (Martínez-Crego *et al.*, 2010 ; Roca *et al.*, 2015) et fournissent des réponses rapides aux variations de l'état de santé de l'herbier (Ferrat *et al.*, 2003 ; Romero *et al.*, 2016). S'y ajoutent la SLA, le nombre de feuilles et le Coefficient « A », des descripteurs individuels dont l'augmentation indique généralement une détérioration de l'état de santé de l'herbier.

**Groupe 2** : il regroupe la longueur, la largeur, l'épaisseur, la surface et la biomasse des feuilles, ainsi que la densité des faisceaux, LAI et profondeur de la limite inférieure. Ces descripteurs individuels et populationnels présentent des temps de réponse plus longs et fournissent une vision plus intégrative de l'état de santé de l'herbier à *P. oceanica* (Roca *et al.*, 2015 ; Romero *et al.*, 2016 ; Gerakaris *et al.*, 2017).

Au sein de chacun des groupes issus de la classification hiérarchique ascendante (CHA), les relations suivantes ont pu être établies :

- 1- Bien que la corrélation bivariée ait déjà mis en évidence la relation attendue entre le LAI, la densité des faisceaux et la longueur des feuilles, la CHA a montré que la variabilité du LAI est davantage liée à celle de la longueur des feuilles qu'à celle des autres descripteurs à partir desquels il est calculé. Quant à la densité des faisceaux, elle traduit le même type d'information sur l'état de santé de *P. oceanica* que la profondeur de la limite inférieure.
- 2- Une relation entre la densité des cellules à tannins et le nombre de feuilles par faisceau est mise en évidence, montrant une réponse concomitante aux pressions liées aux rejets urbains au niveau des stations de Chenoua et d'El Djamila.
- 3- Une relation entre la SLA et le taux d'azote foliaire est mise en évidence, ce qui montre le potentiel de SLA chez *P. oceanica* à traduire l'enrichissement du milieu, comme c'est le cas chez *Z. marina* (Lee *et al.*, 2004 ; Hernán *et al.*, 2021), où la SLA augmente simultanément avec la teneur en azote des feuilles. Toutefois, cette hypothèse devra être confirmée par l'étude d'un plus grand nombre de stations pour différents niveaux d'enrichissement.

Bien qu'aucune relation significative n'ait été établie entre la charge en épiphytes et le taux d'azote foliaire, une tendance similaire pour les valeurs extrêmes est observée : les valeurs maximales coïncident à la station de Bou Ismail, tandis que les minima sont enregistrés à la station d'Aïn Tagourait. La convergence des valeurs extrêmes suggère que l'enrichissement en azote est un facteur clé de la colonisation des feuilles par les épiphytes, en favorisant leur croissance. L'absence de relation statistiquement significative, pourrait s'expliquer par d'autres facteurs tels que l'hydrodynamisme local, l'éclairement ou le broutage par les herbivores qui peuvent masquer cette relation à l'échelle de notre zone d'étude. À ce titre, à l'échelle de la Méditerranée, plusieurs études ont mis en évidence la même tendance (Terrados et Pons, 2008; Fourqurean *et al.*, 2010 ; Boumaza, 2015), et diverses hypothèses ont été avancées pour expliquer l'absence de relation entre la charge en épiphytes et les teneurs en azote :

- (i) Selon Nelson (2017), la nature du nutriment limitant peut influencer le développement des épiphytes. Cet auteur préconise l'utilisation du rapport N/P comme indicateur, plutôt que l'analyse des concentrations en N ou en P séparément. De plus, l'utilisation d'indicateurs indirects tels que le degré de perturbation anthropique fournit des preuves moins fiables que des mesures directes de nutriments dans le milieu.
- (ii) Selon Lavery *et al.* (2007) et Nelson (2017), l'hydrodynamisme peut également limiter l'accumulation d'épiphytes et conduire à une sous-estimation de leur charge même en présence d'enrichissement.
- (iii) Selon Peirano *et al.* (2001), Leoni *et al.* (2006) et Nelson, (2017), les interactions trophiques peuvent moduler la réponse des épiphytes à l'enrichissement en nutriments. Cette dynamique peut être atténuée ou accentuée en fonction de la structure de la communauté des brouteurs (densité et diversité spécifiques) ainsi que la qualité nutritionnelle des épiphytes eux-mêmes.
- (iv) Enfin, et selon Piazzini *et al.* (2004) et Tsioli *et al.* (2021), l'analyse quantitative des épiphytes gagnerait à être complétée par une étude de la composition taxonomique, en raison de leur réponse contrastée face à l'enrichissement. En outre, le turnover des épiphytes est plus rapide que celui de la plante elle-même, ce qui constitue un élément clé pour affiner le diagnostic de l'état de santé des herbiers face aux perturbations anthropiques (Scarcelli *et al.*, 2025).

Tableau 14. Analyse de corrélation entre les descripteurs de *P. oceanica*. Les coefficients de corrélation de rang de Spearman ( $\rho$ ) et les valeurs de  $p$  sont présentés respectivement au-dessus et au-dessous de la diagonale formée par les cellules grisées. Les corrélations significatives sont indiquées en gras.

	Azote foliaire	Biomasse feuilles	Cellules à tannins	Coeff A	Densité faisceaux	Indice épiphytique	LAI	Largeur feuilles	Limite inférieure	Longueur feuilles	Nombre feuilles	SLA	Surface foliaire	Epaisseur feuilles
Azote foliaire		-0,31	0,43	0,00	0,12	0,50	-0,12	-0,05	-0,33	-0,40	0,30	0,40	-0,17	-0,52
Biomasse feuilles	0,46		-0,29	-0,50	0,10	-0,60	0,45	<b>0,79</b>	0,20	0,33	-0,11	-0,05	<b>0,90</b>	0,36
Cellules à tannins	0,29	0,49		0,29	0,07	0,45	-0,02	-0,21	-0,39	-0,45	0,48	-0,21	-0,29	<b>-0,83</b>
Coeff A	1,00	0,21	0,49		0,00	0,33	0,02	-0,29	-0,20	0,02	-0,01	0,29	-0,29	-0,45
Densité faisceaux	0,78	0,82	0,87	1,00		-0,14	<b>0,83</b>	0,26	0,69	0,62	-0,49	0,67	0,33	-0,21
Indice épiphytique	0,21	0,12	0,26	0,42	0,74		-0,52	-0,64	-0,22	-0,55	0,65	0,05	-0,67	-0,57
LAI	0,78	0,26	0,96	0,96	<b>0,01</b>	0,18		0,52	0,63	<b>0,81</b>	-0,67	0,57	0,71	0,02
Largeur feuilles	0,91	<b>0,02</b>	0,61	0,49	0,53	0,09	0,18		-0,05	0,21	-0,13	0,19	<b>0,83</b>	0,05
Limite inférieure	0,42	0,64	0,34	0,64	0,06	0,60	0,10	0,91		<b>0,85</b>	-0,67	0,45	0,31	0,43
Longueur feuilles	0,32	0,42	0,26	0,96	0,10	0,16	<b>0,01</b>	0,61	<b>0,01</b>		<b>-0,90</b>	0,55	0,57	0,50
Nombre feuilles	0,47	0,80	0,23	0,98	0,22	0,08	0,07	0,76	0,07	<b>0,002</b>		-0,49	-0,40	-0,56
SLA	0,32	0,91	0,61	0,49	0,07	0,91	0,14	0,65	0,26	0,16	0,22		0,31	-0,07
Surface foliaire	0,69	<b>0,002</b>	0,49	0,49	0,42	0,07	0,05	<b>0,01</b>	0,46	0,14	0,33	0,46		0,31
Epaisseur feuilles	0,18	0,39	<b>0,01</b>	0,26	0,61	0,14	0,96	0,91	0,29	0,21	0,15	0,87	0,46	

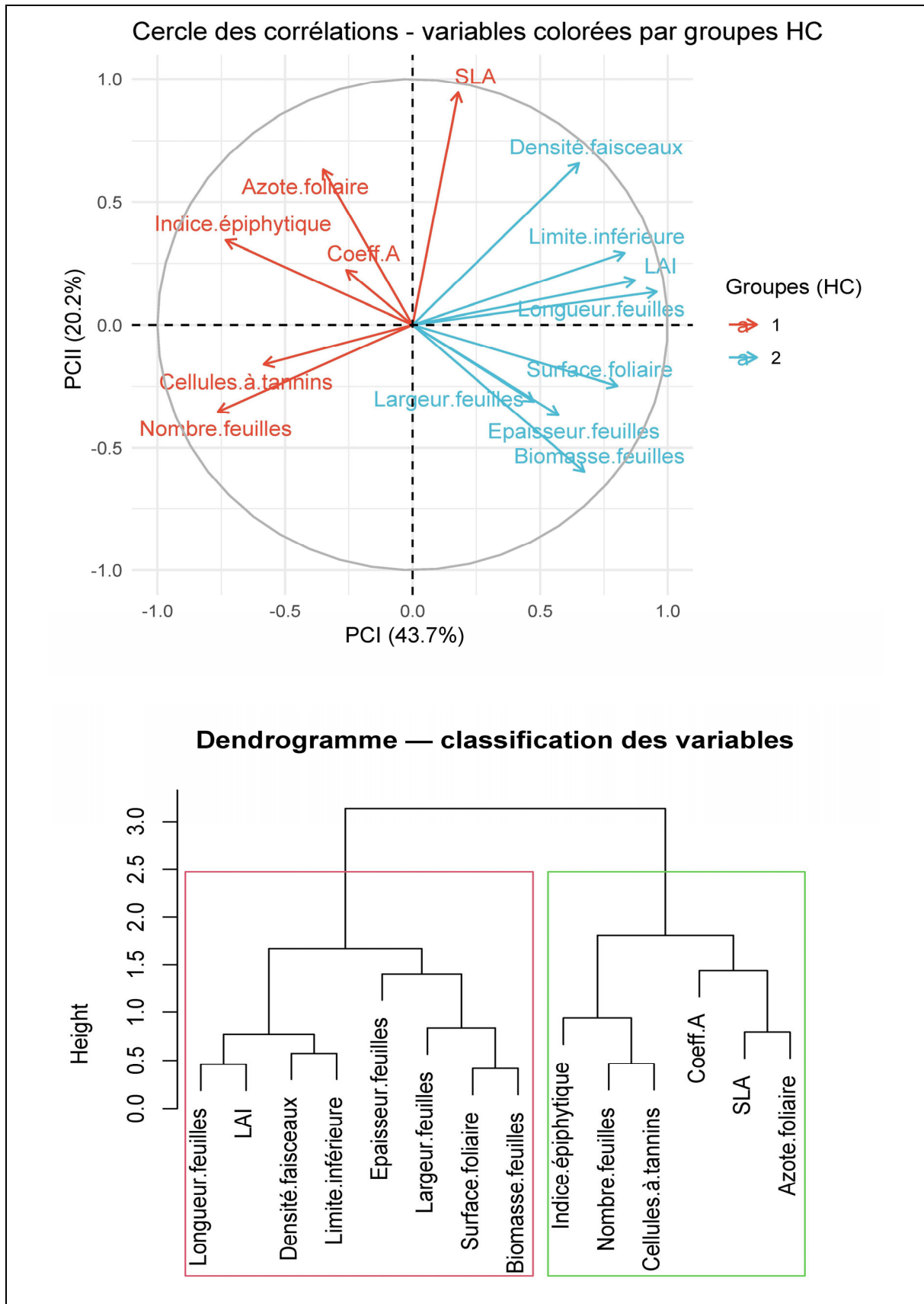


Figure 23. Classification hiérarchique ascendante (CHA) des descripteurs de *P. oceanica* étudiés, basée sur l'analyse en composantes principales (ACP).

Tableau 15. Contributions des descripteurs de *P. oceanica* aux deux axes principaux de l'ACP (PCI et PCII).

Descripteurs	PCI	PCII
Nombre de feuilles	-0.76	-0.35
Longueur des feuilles	0.96	0.14
Largeur des feuilles	0.48	-0.31
Surface foliaire	0.80	-0.25
SLA	0.18	0.95
Indice épiphytique	-0.73	0.34
Coefficient « A »	-0.26	0.22
Densité des cellules à tannins	-0.58	-0.16
Épaisseur des feuilles	0.57	-0.37
Azote foliaire	-0.35	0.63
Densité des faisceaux	0.65	0.66
LAI	0.87	0.18
Profondeur de la limite Inférieure	0.83	0.29
Biomasse des feuilles	0.67	-0.60

### 3.3 Évaluation du statut écologique : élaboration de l'indice MIAPo et intercalibration avec le PREI

#### 3.3.1 Évaluation du statut écologique à travers l'élaboration de l'indice MIAPo

Le Tableau 16 présente les valeurs moyennes ( $\pm$  SE) par station pour chacun des descripteurs intégrés dans le calcul de l'indice MIAPo. Des différences statistiquement significatives entre les stations ont été mises en évidence pour l'ensemble des descripteurs ( $p < 0,05$  ; ANOVA et Kruskal-Wallis). Conformément aux recommandations de Stoddard *et al.* (2008), cette variabilité inter-stations valide la pertinence de l'utilisation de ces descripteurs pour la conception de l'indice MIAPo. Par ailleurs, conformément aux recommandations des mêmes auteurs, l'absence de corrélation entre les descripteurs du MIAPo (Tableau 14) permet d'éviter toute redondance, garantissant ainsi que chaque descripteur apporte une information spécifique et complémentaire à l'élaboration de l'indice, même lorsque certains présentent une réactivité plus faible aux pressions anthropiques.

L'agrégation de ces descripteurs a été réalisée par une Analyse en Composantes Principales (ACP). Les deux premiers axes, PCI et PCII, expriment respectivement 49,5 % et 21 % de la variance, expliquant ainsi un total de 70,5 % de la variance totale des descripteurs de *P. oceanica* (Figure 24). L'axe PCI présente des corrélations significatives avec la majorité des descripteurs, confirmant sa pertinence pour évaluer l'état de santé des herbiers. La profondeur de la limite inférieure et le LAI sont les descripteurs les plus fortement corrélés à cet axe, avec des contributions robustes ( $-0,83$  et  $-0,81$ , respectivement ; Figure 24). Cette forte contribution suggère que le PCI synthétise l'essentiel de la variabilité morpho-structurale des herbiers étudiés (descripteurs de vitalité). À l'inverse, l'indice épiphytique, la densité des cellules à tannins et le taux d'azote foliaire (descripteurs de stress) présentent des corrélations positives avec l'axe PCII, ce qui traduit un état de dégradation de l'état de santé des herbiers. L'ordination des stations le long de ce premier axe suit ainsi un gradient de qualité cohérent, s'étendant d'une « station hypothétique optimale » vers une « station hypothétique mauvaise » (Figure 25 A).

Les stations étudiées ont été regroupées en trois clusters statistiquement significatifs (Figure 25 B) :

- Le cluster 1 rassemble les stations de Kouali et d'Aïn Tagouraït (Wilaya de Tipaza), qui se distinguent par leurs faibles teneurs en azote foliaire. Bien qu'appartenant à la même commune, ces deux stations présentent des caractéristiques morpho-structurales nuancées : la station de Kouali se démarque par les valeurs les plus élevées de profondeur de la limite inférieure et de LAI confirmant son statut de zone de référence (Tableau 16).
- Le cluster 3, comprend la station d'El Djamila (Wilaya d'Alger), qui se distingue par les valeurs les plus faibles de LAI et de profondeur de la limite inférieure, confirmant que l'herbier d'El Djamila répond aux pressions locales par des variations structurelles et morphologiques.
- Le cluster 2 inclut le reste des stations, qui présentent – pour la majorité – des valeurs intermédiaires pour les descripteurs, traduisant un état de santé intermédiaire. Cela reflète une réponse de l'herbier aux pressions anthropiques moins marquée que celle observée à El Djamila, mais distincte des conditions mises en évidence au niveau des stations de Kouali et d'Aïn Tagouraït.

Le calcul de l'EQR (Ecological Quality Ratio) a permis de classer les stations étudiées en trois catégories de qualité : « Très bon », « Bon » et « Moyen », avec des valeurs allant de 0,44 à 0,86 (Tableau 17). Les herbiers de la wilaya d'Alger affichent un score EQR moyen inférieur à celui des herbiers de la wilaya de Tipaza ( $0,62 \pm 0,13$  et  $0,71 \pm 0,16$ , respectivement). Globalement, un seul herbier présente un statut écologique « Moyen » (El Djamila), cinq sont qualifiés de « Bon » (Chenoua, Bou Ismaïl, Aïn Benian, Raïs Hamidou et Aguelli), tandis que deux stations (Kouali et Aïn Tagouraït) atteignent un « Très Bon » état écologique (Figure 26). La Classification Hiérarchique Ascendante (CHA) a regroupé les stations en clusters se superposant parfaitement à leurs statuts respectifs. Cette convergence démontre que la variabilité spatiale des descripteurs sélectionnés reflète avec précision l'état de santé des herbiers étudiés.

Tableau 16. Valeurs (moyennes  $\pm$  SE) des descripteurs de *P. oceanica* sélectionnés pour le calcul du MIAPO et valeurs de  $p$  issues des tests ANOVA à un facteur et Kruskal-Wallis appliqués à ces descripteurs pour les stations étudiées.

Stations	Densité des cellules à tannins (cellules.mm <sup>-2</sup> )	Taux d'azote foliaire (%P <sub>s</sub> )	Indice épiphytique (mg P <sub>s</sub> .cm <sup>-2</sup> )	LAI (m <sup>2</sup> .m <sup>-2</sup> )	Profondeur de la limite inférieure (m)
Chenoua	44,54 $\pm$ 8,10	2,29 $\pm$ 0,04	1,32 $\pm$ 0,10	4,60 $\pm$ 0,43	17
Kouali	17,12 $\pm$ 2,91	1,83 $\pm$ 0,04	1,23 $\pm$ 0,11	7,39 $\pm$ 0,57	20
Aïn Tagouraït	14,94 $\pm$ 3,66	1,71 $\pm$ 0,03	0,71 $\pm$ 0,10	4,97 $\pm$ 0,33	19
Bou Ismaïl	22,03 $\pm$ 1,97	2,55 $\pm$ 0,02	1,83 $\pm$ 0,18	4,64 $\pm$ 0,47	18
El Djamila	33,17 $\pm$ 6,47	1,91 $\pm$ 0,09	1,69 $\pm$ 0,20	2,52 $\pm$ 0,26	14
Aïn Benian	11,51 $\pm$ 1,84	2,18 $\pm$ 0,02	1,53 $\pm$ 0,12	3,53 $\pm$ 0,34	18
Raïs Hamidou	19,58 $\pm$ 1,94	2,28 $\pm$ 0,07	0,81 $\pm$ 0,10	5,91 $\pm$ 0,43	17
Aguelli	11,46 $\pm$ 2,65	2,17 $\pm$ 0,02	1,15 $\pm$ 0,11	4,45 $\pm$ 0,29	17
Optimale	5,99	1,69	0,07	6,65	20
Mauvaise	68,68	2,57	3,20	2,25	14
Valeur $p$	2,0 E-04	2,3 E-08	3,9 E-07	2,3 E-12	/
Test	K-W	ANOVA	K-W	ANOVA	/

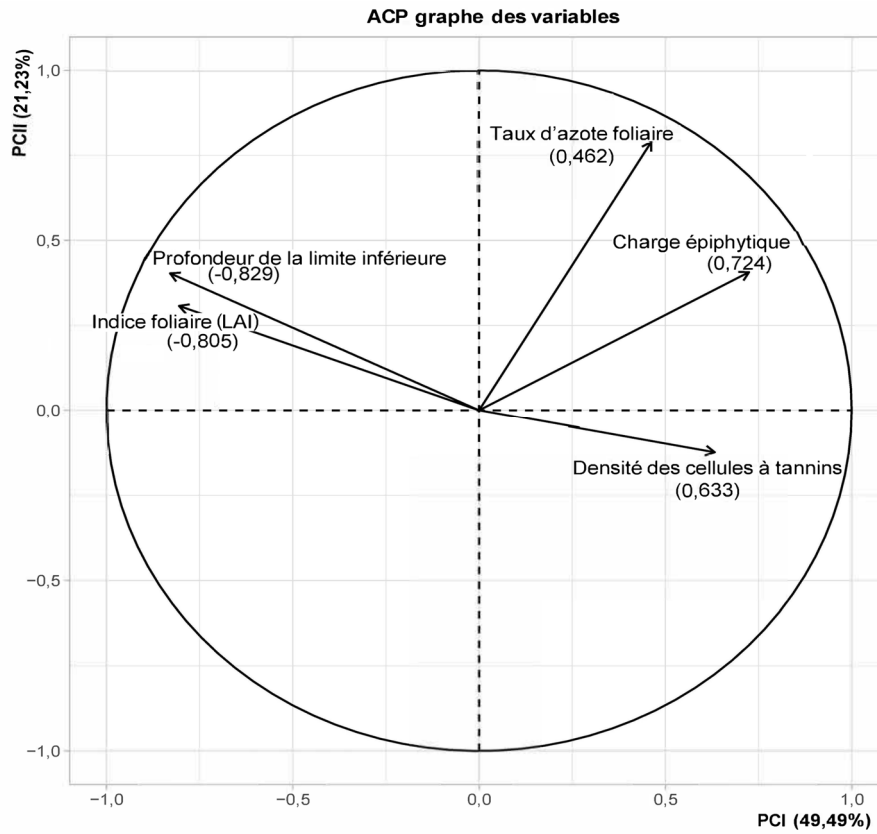


Figure 24. Analyse en composantes principales (ACP) des descripteurs de *P. oceanica* utilisés pour l'indice MIAPo (contributions au premier axe entre parenthèses)

Tableau 17. Contributions sur le premier axe de l'ACP et scores EQR obtenus au niveau de chaque station par le MIAPo.

Stations	MIAPo		Status
	Contributions sur PCI	EQR	
Chenoua	1,042	0,555	Bon
Kouali	-2,143	0,863	Très bon
Aïn Tagouraït	-1,94	0,832	Très bon
Bou Ismaïl	0,944	0,575	Bon
El Djamila	2,961	0,443	Moyen
Aïn Benian	0,087	0,646	Bon
Raïs Hamidou	-0,679	0,726	Bon
Aguelli	-0,272	0,684	Bon
Optimal	-4,069	1,000	
Mauvais	6,692	0,099	

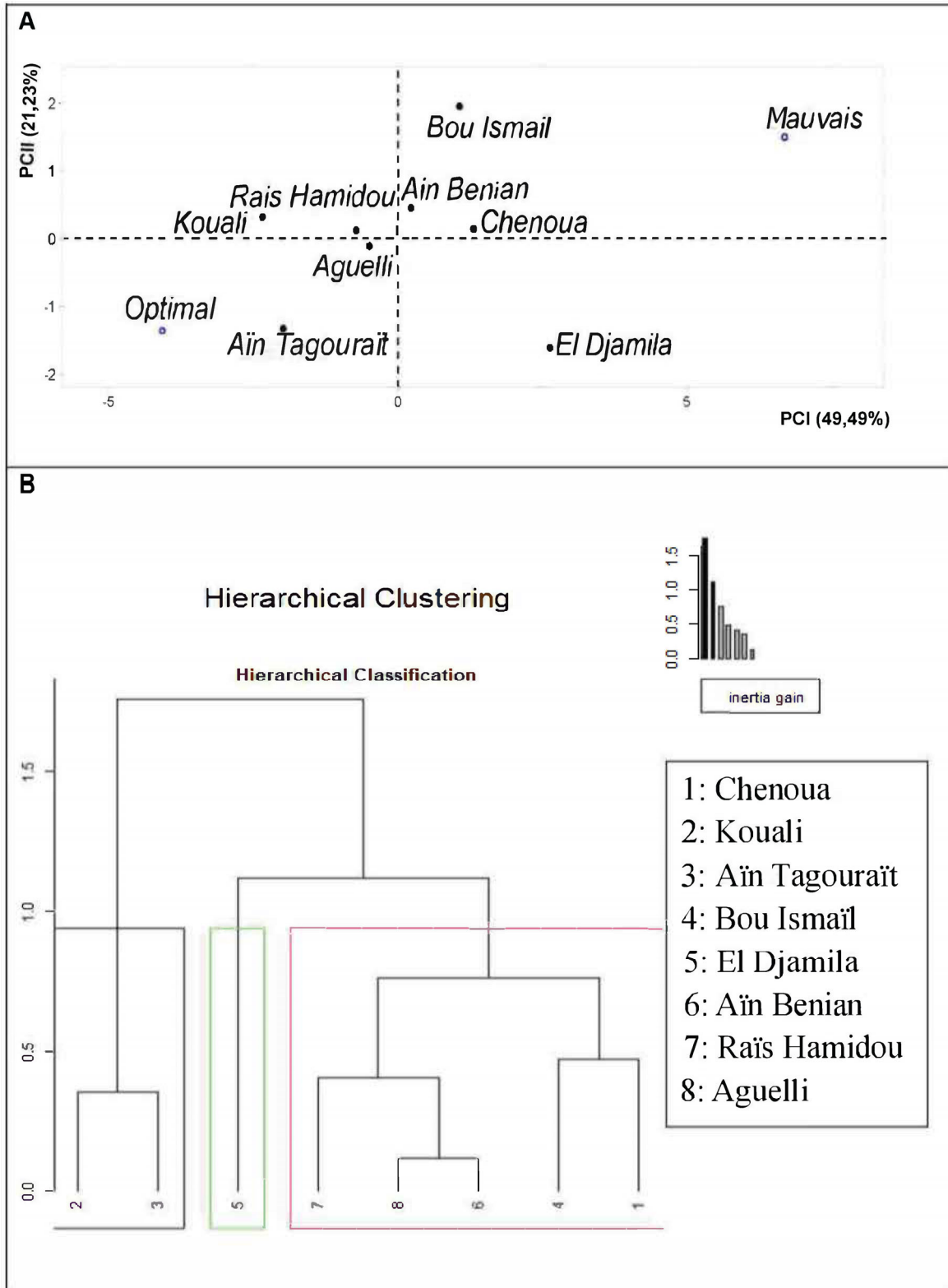


Figure 25. (A) Ordination des stations étudiées le long du premier axe de l'analyse en composantes principales (ACP) appliquée aux descripteurs de l'indice MIAPO, (B) Classification hiérarchique ascendante des stations étudiées (CHA). Les trois clusters identifiés correspondent aux statuts écologiques obtenus via l'indice MIAPO.

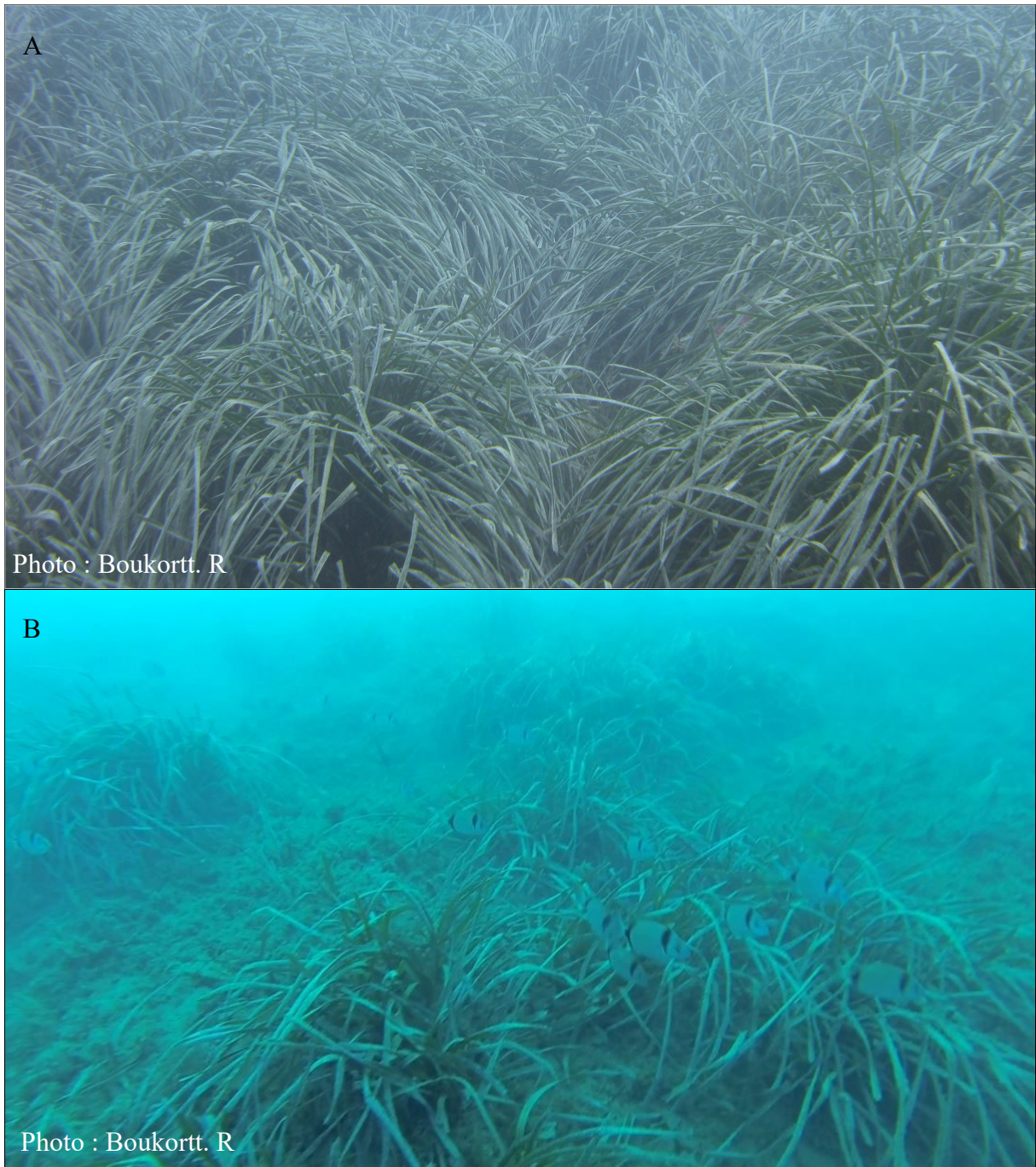


Figure 26. Illustrations photographiques d'herbiers présentant un statut écologique : (A) «Très bon » (Kouali) et (B) « Moyen » (El Djamila) (Photos : Boukortt. R).

### 3.3.2 Réponses de l'indice MIAPo et ses descripteurs aux pressions anthropiques

La corrélation hautement significative observée entre l'indice de pressions IP et les scores EQR du MIAPo ( $r = -0,96$  ;  $p = 0,002$  ; Figure 27) confirme sa sensibilité aux pressions anthropiques considérées et valide sa capacité à traduire avec précision les gradients de stress écologique. Les valeurs d'EQR les plus élevées, enregistrée à Kouali et Aïn Tagouraït,

correspondent à des stations peu perturbées car soumises à des pressions anthropiques relativement faibles (IP : 0,45 et 0,38 respectivement) et où les herbiers présentent une vitalité optimale (limite inférieure profonde, LAI et biomasse élevés, charge épiphytique réduite et faible teneur en azote) (§ 3.2). En particulier, l'EQR maximal à Kouali corrobore les diagnostics antérieurs classant cette station en « Très Bon/Bon » état écologique, que ce soit *via* l'utilisation de *P. oceanica* comme EQB (Boumaza *et al.*, 2015 ; Sengouga, 2017 ; Sengouga *et al.*, 2019), ou de la communauté macroalgale (indice CFR) (Anteur *et al.*, 2024). Ce constat soutient la décision de classement et de protection de ce site d'intérêt écologique majeur (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2021). Toutefois, le développement récent des activités aquacoles dans la région de Kouali soulève des inquiétudes quant à la pérennité de ce statut et souligne la nécessité d'un suivi rigoureux pour évaluer les impacts de ces nouvelles pressions.

À l'inverse, la station d'El Djamila présente le score d'EQR le plus bas, ce qui coïncide avec l'indice de pressions (IP = 0,60) le plus élevé de la zone d'étude. L'herbier se distingue par des signes de dégradation marqués pour l'ensemble des descripteurs de vitalité : remontée de la limite inférieure, baisse de la densité des faisceaux, réduction de la surface foliaire et du LAI et forte densité des cellules à tannins. Cette détérioration résulte vraisemblablement de l'effet cumulé de plusieurs pressions : forte artificialisation côtière, proximité immédiate du port de pêche et de plaisance à fort trafic, apports terrigènes de l'oued Béni Messous, effluents industriels et urbains ainsi que ruissellement agricole. La commune d'Aïn Benian est, à ce titre, considérée comme l'une des plus anthropisées de la région métropolitaine algéroise (Silhadi *et al.*, 2020).

Il est également primordial d'accorder une attention particulière aux stations dont le score EQR se situe à la frontière entre les classes « Bon » et « Moyen » (seuil fixé à 0,550). C'est le cas de la station Chenoua, qui, avec un EQR MIAPo de 0,555 se trouve dans une zone d'incertitude statistique. Comme le recommande Lopez y Royo *et al.* (2011) et Romero *et al.* (2016), ces stations « limites » doivent faire l'objet d'un suivi renforcé et d'un inventaire exhaustif des pressions locales, d'autant plus qu'elle est incluse dans la zone Chenoua-Tipaza, dotée d'un statut de classement et de protection (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2021). Une telle proximité avec le seuil de classement implique une vulnérabilité accrue de l'herbier, nécessitant des leviers d'action pour prévenir une détérioration irréversible de son statut écologique.

Quant aux descripteurs intégrés à l'indice MIAPo, ceux relevant des échelles de la population et de la communauté associée (profondeur de la limite inférieure, LAI et charge épiphytique) présentent les contributions les plus significatives (supérieures à 0,72 ; Figure 24)

sur le premier axe de l'ACP, ce qui est soutenu par leur forte relation avec l'IP ( $P < 0,05$  ; Tableau 18). En effet, Gerakaris *et al.* (2017) ont souligné dans leur étude, que les descripteurs populationnels et communautaires montrent les relations les plus marquées avec les pressions anthropiques. Leur utilité, voire leur nécessité pour l'évaluation environnementale, réside dans leur capacité d'intégration susceptible de refléter l'état de l'écosystème sur le long terme (Roca *et al.*, 2015 ; Romero *et al.*, 2016). Ainsi, le LAI (Pergent *et al.*, 1995 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005 ; Koçak *et al.*, 2011 ; Dural *et al.*, 2012 ; Tursi *et al.*, 2022b) et la profondeur de la limite inférieure (Meinesz et Laurent, 1978 ; Pergent *et al.*, 1995 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005 ; Boudouresque *et al.*, 2009 ; Descamp *et al.*, 2011 ; Tursi *et al.*, 2022b) sont largement reconnus comme des indicateurs de la disponibilité de la lumière et de la transparence de l'eau, tandis que la charge épiphytique (Pergent *et al.*, 1995 ; Delgado *et al.*, 1999 ; Dimech *et al.*, 2002 ; Cancemi *et al.*, 2003 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005) constitue un marqueur de l'enrichissement nutritif. Cette dynamique est illustrée par la station présentant la plus faible valeur d'EQR, El Djamila, où la multitude d'activités humaines génère une turbidité et un enrichissement marqué (Tableau 10).

Quant aux descripteurs biochimiques et cellulaires, bien qu'ils puissent paraître moins discriminants que les descripteurs populationnels et communautaires pour refléter les gradients de pressions anthropiques ( $p > 0,05$ ), comme l'ont également rapporté Gerakaris *et al.* (2017), nos résultats d'ACP démontrent leur importance pour affiner le diagnostic (Figure 24). L'efficacité de la densité des cellules à tannins et de la teneur en azote foliaire comme indicateurs précoces est particulièrement manifestée à Chenoua. Au niveau de cette station, les descripteurs de la vitalité (LAI, densité et limite inférieure) présentent des valeurs modérées, tandis que les indicateurs de stress (cellulaire et biochimique) révèlent des signes de perturbation (Tableau 16). Ce constat appuie les recommandations de Ferrat *et al.* (2003) sur la nécessité d'intégrer des indicateurs plus sensibles et complexes, en particulier ceux relevant des échelles biochimique et cellulaire, pour une détection précoce du stress environnemental. Toutefois, ce schéma demande à être confirmé sur un plus grand nombre de stations et complété par des mesures *in situ* de paramètres abiotiques. Martínez-Crego *et al.* (2010a) ont souligné la limite des indices basés uniquement sur ces descripteurs pour évaluer l'intégrité écologique de l'habitat et ont recommandé une combinaison de descripteurs allant de l'échelle biochimique à l'échelle communautaire afin de fournir un outil diagnostique pertinent dans le cadre de la bioindication (Martínez-Crego *et al.*, 2010 ; Personnic *et al.*, 2014 ; Martínez-Haro *et al.*, 2015 ; Romero *et al.*, 2016). Par conséquent, l'un des avantages que présente le MIAPo est de

combiner des descripteurs relevant des échelles biochimique, cellulaire, de communauté associée et populationnelle ; il offre ainsi un outil capable d'évaluer l'intégrité globale de l'écosystème, tout en intégrant un nombre minimal de descripteurs pour une application opérationnelle.

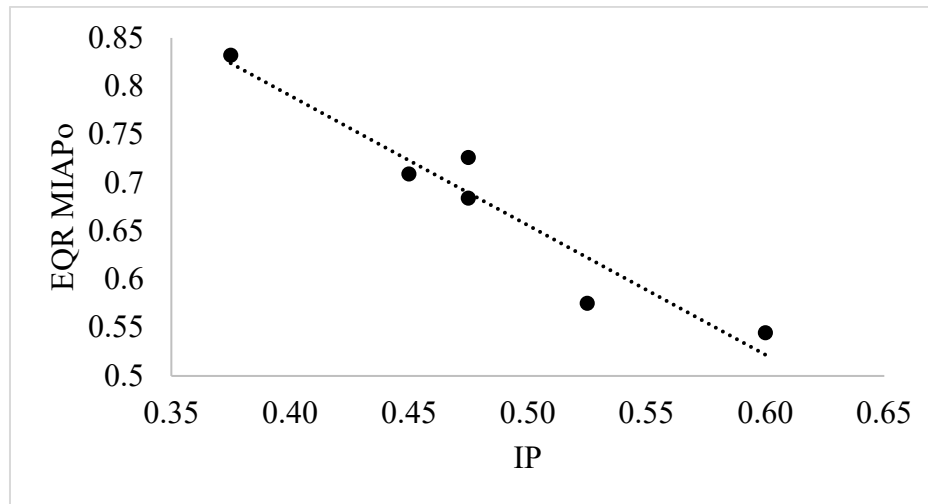


Figure 27. Relation entre l'indice de pressions (IP) et les scores d'EQR du MIAPo (moyennes agrégées par commune) ( $r = -0,96$  ;  $p = 0,002$ ).

Tableau 18. Corrélations entre l'IP et les descripteurs utilisés pour MIAPo et PREI (respectivement indiqués par les exposants « M » et « P »). Les corrélations de rang de Spearman ( $\rho$ ) significatives ( $p < 0,05$ ) sont en gras.

Echelle	Descripteur	$\rho$
Communauté associée	Biomasse épiphytique des feuilles (E/L) <sup>P</sup>	<b>0,72</b>
	Indice épiphytique <sup>M</sup>	<b>0,72</b>
Population	Densité des faisceaux <sup>P</sup>	-0,63
	Leaf area index LAI <sup>M</sup>	<b>-0,80</b>
	Profondeur de la limite inférieure <sup>P,M</sup>	<b>-0,92</b>
Individuelle	Surface foliaire <sup>P</sup>	-0,58
Cellulaire	Densité des cellules à tannins <sup>M</sup>	0,05
Biochimique	Taux d'azote foliaire <sup>M</sup>	0,13

### 3.3.3 Évaluation du statut écologique *via* le PREI et intercalibration avec MIAPo

L'évaluation du statut écologique réalisée *via* l'indice PREI révèle des scores d'EQR compris entre 0,27 et 0,826. Cette évaluation met en évidence une hétérogénéité de la qualité des eaux dans la zone d'étude : une seule station atteint un « Très Bon » statut écologique (Kouali), tandis qu'à l'opposé, les stations de Bou Ismail et El Djamila présentent respectivement des statuts « Moyen » et « Médiocre ». L'ensemble des autres stations (Chenoua, Aïn Tagouraït, Aïn Benian, Raïs Hamidou et Agueli) se caractérise par un « Bon » statut écologique. Cette répartition des scores montre la capacité du PREI à discriminer les niveaux de dégradation, depuis la station de référence préservée jusqu'aux stations soumises à une pression anthropique importante.

La corrélation hautement significative observée entre l'indice de pressions (IP) et les scores d'EQR du PREI ( $r = -0,88$  ;  $p = 0,02$ ; Figure 28) confirme sa robustesse pour l'évaluation du statut écologique des eaux côtières algéroises, corroborant ainsi les travaux de Boumaza *et al.* (2015) et Sengouga *et al.* (2019). Parmi les descripteurs intégrés dans le PREI, seule la profondeur de la limite inférieure et le ratio E/L présentent des corrélations significatives avec l'IP (Tableau 18). La densité, bien qu'étant un descripteur populationnel clé, ne montre pas de relation directe avec la pression anthropique dans cette étude. Ce résultat contraste avec la profondeur de la limite inférieure et le LAI, qui sont fortement associés aux gradients de pression ; cela suggère que la densité pourrait être influencée par d'autres facteurs environnementaux locaux ou présenter un temps de réponse plus long aux pressions identifiées.

La comparaison qualitative entre les indices MIAPo et PREI *via* la Différence Moyenne Absolue de Classes (DMAC) montre une forte concordance (62,5 %) entre les deux indices. Seules trois stations, Aïn Tagouraït, Bou Ismaïl et El Djamila, ont vu leur statut écologique déclassé d'un rang : passant de « Très Bon », « Bon » et « Moyen » selon le MIAPo à « Bon », « Moyen » et « Médiocre » selon le PREI (Figure 29). Sur le plan quantitatif, une corrélation fortement significative unit les deux indices ( $r = 0,90$ ,  $p = 0,003$  ; Figure 30), bien que le MIAPo produise systématiquement des valeurs plus élevées que le PREI (valeurs moyennes d'EQR : 0,665 et 0,601 respectivement). L'unique exception concerne la station de Chenoua (Figure 29) où l'intégration des biomarqueurs cellulaires et biochimiques a permis de détecter précocement une altération que le PREI n'est pas parvenu à détecter. Par ailleurs, la station de Bou Ismaïl, classée en « Bon » statut écologique par le MIAPo et en statut « Moyen » par le PREI, requiert une attention particulière. Conformément aux recommandations de Lopez y Royo *et al.* (2011) et Romero *et al.* (2016), l'identification précise des pressions locales et l'acquisition de données

environnementales complémentaires (e.g. physico-chimiques), s'avèrent indispensables pour cette station charnière.

Tableau 19. Scores des EQR et statuts écologiques issus de l'indice PREI pour chaque station étudiée

Stations	EQR PREI	Statuts
Chenoua	0,616	Bon
Kouali	0,826	Très bon
Aïn Tagouraït	0,690	Bon
Bou Ismaïl	0,509	Moyen
El Djamila	0,270	Médiocre
Aïn Benian	0,622	Bon
Raïs Hamidou	0,662	Bon
Aguelli	0,616	Bon

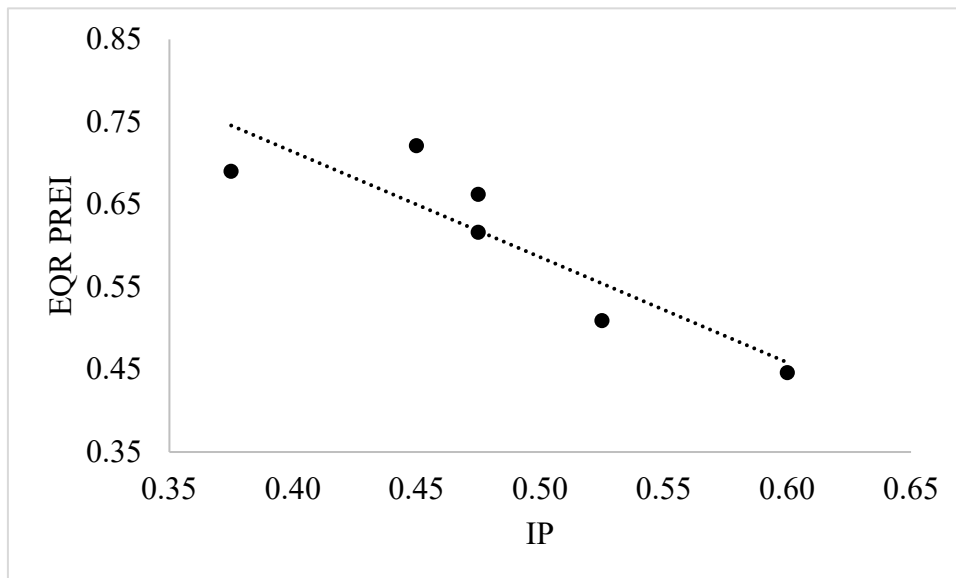


Figure 28. Relation entre l'indice de pressions (IP) et les scores d'EQR du PREI (moyennes agrégées par commune) ( $r = -0,88$  ;  $p = 0,02$ ).

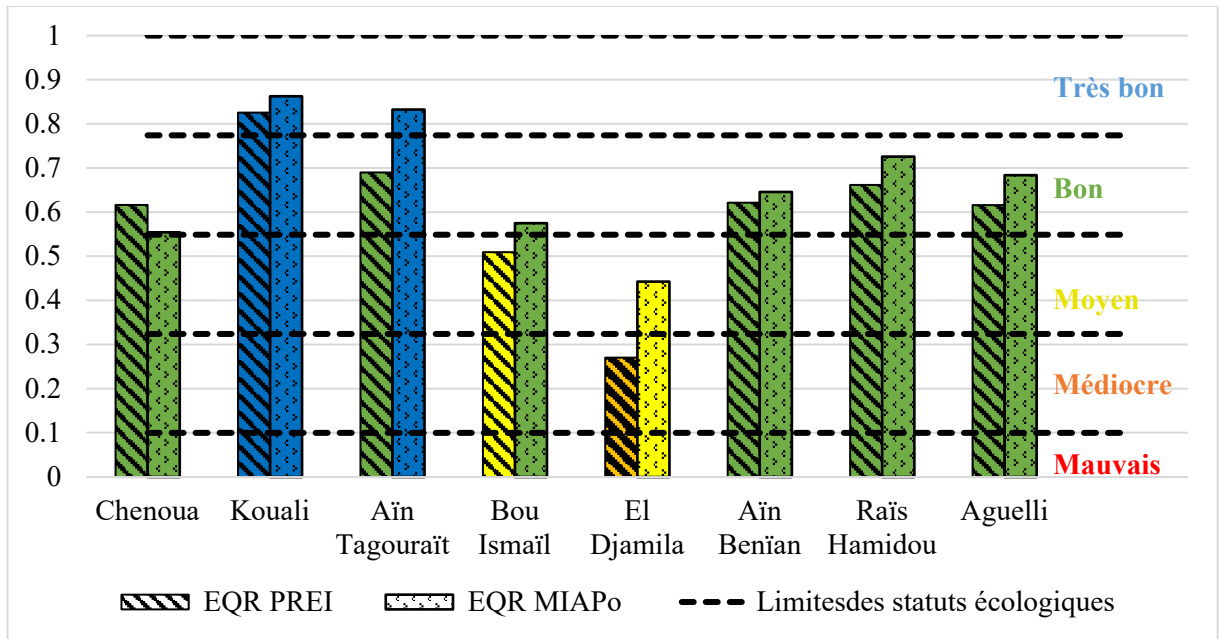


Figure 29. Classification du statut écologique des stations en fonction des EQR des indices MIAPo et PREI

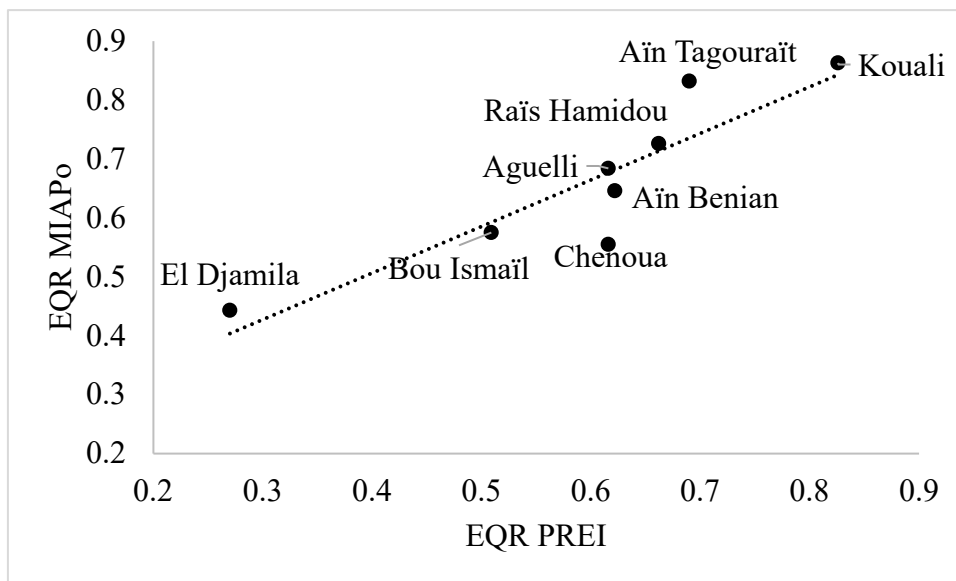


Figure 30. Relation entre les scores EQR du PREI et les scores EQR du MIAPo ( $r = 0,90$  ;  $p = 0,003$ ).

L'utilisation simultanée de deux indices multi-métriques, MIAPo et PREI, fournit des classifications comparables pour la qualité des eaux côtières du centre algérien, en dépit des divergences méthodologiques notables. Tandis que le PREI repose sur une normalisation et une agrégation par moyennes arithmétiques, le second (MIAPo) s'appuie sur une Analyse en Composantes Principales (ACP) pour structurer les descripteurs. Cette convergence entre des approches différentes corrobore les observations de Gerakaris *et al.*, (2017), Kletou *et al.*, (2020) et Tursi *et al.* (2022a). Une autre différence majeure réside dans la définition des conditions de référence. Le PREI utilise des valeurs théoriques extrêmes observées lors d'une mortalité récente d'herbiers (par exemple, 0 faisceaux.m<sup>-2</sup> pour la densité des faisceaux et 1 mg.mg<sup>-1</sup> P<sub>s</sub> pour le rapport E/L) pour caractériser la « station hypothétique mauvaise », alors que le MIAPo utilise des données collectées *in situ* pour définir à la fois les conditions de la « station hypothétique optimale » et les conditions de la « station hypothétique mauvaise ». Comme le soulignent Martínez-Crego *et al.* (2010) et Romero *et al.* (2016), la définition des conditions de référence est déterminante, elle influence la précision et la robustesse des indices biotiques ainsi que leur applicabilité à grande échelle et peut conduire à des erreurs d'interprétation liées à des seuils théoriques inadaptés au contexte local (Borja *et al.*, 2012).

En outre, la sensibilité améliorée du MIAPo aux pressions anthropiques comparativement au PREI ( $r = -0,96$  et  $-0,88$ , respectivement) découle très probablement de la diversification des échelles des descripteurs intégrés (Lopez y Royo *et al.*, 2011 ; Gerakaris *et al.*, 2017; Mancini *et al.*, 2020). En complétant les descripteurs utilisés dans le PREI par des descripteurs cellulaires et biochimiques (teneur en azote foliaire et densité des cellules à tannins des feuilles), nous avons augmenté la capacité de détection du MIAPo. Comme le suggère Martínez-Crego *et al.* (2010a) et Roca *et al.* (2015), l'intégration de ces catégories de descripteurs peut améliorer la sensibilité des indices aux stress et permettre une alerte précoce avant que les dommages ne deviennent irréversibles à l'échelle de la population. Cette approche multi-échelle est aujourd'hui largement soutenue dans les programmes de biomonitoring (Dumay *et al.*, 2004 ; Pérez *et al.*, 2008 ; Boumaza *et al.*, 2012, 2014, 2022 ; Jones *et al.*, 2018; Helber *et al.*, 2021 ; Kerninon *et al.*, 2021 ; Jiménez-Casero *et al.*, 2023), afin de garantir un diagnostic préventif permettant d'agir en amont des dégradations.

Par conséquent, l'indice proposé MIAPo, a le potentiel d'être un outil robuste pour l'évaluation du statut écologique des eaux côtières algériennes pour plusieurs raisons fondamentales :

- (i) Sa sensibilité et fidélité aux pressions anthropiques ( $r = -0,96$ ) et sa capacité à refléter avec précision les changements de stress écologique ;
- (ii) Sa cohérence statistique : la classification hiérarchique a validé une structuration des stations en clusters correspondant exactement aux statuts écologiques, confirmant la pertinence des descripteurs sélectionnés ;
- (iii) Optimisation multi-échelle : il réalise un compromis entre un petit nombre de descripteurs et un maximum de catégories de descripteurs (du cellulaire au communautaire) avec un renforcement de l'échelle populationnelle via le LAI, fortement lié aux pressions anthropiques ;
- (iv) Alerte précoce : l'intégration de la densité des cellules à tannins des feuilles, indicateur cellulaire innovant et facilement applicable, renforce le rapport coût-efficacité et une détection précoce des perturbations ;
- (v) Ancrage régional : il constitue, à ce jour, le seul indice spécifiquement calibré pour les particularités écologiques de la côte sud de la Méditerranée ;
- (vi) Validation comparative : il présente une forte concordance quantitative ( $r = 0,90$ ) et qualitative (62,5 %) avec le PREI déjà validé sur les côtes algériennes,
- (vii) Enfin, les herbiers à *P. oceanica* doivent être protégés conformément aux législations nationales (Loi 02-2002 ; Loi 2012 : Décret exécutif n°12-03) et régionales (Convention de Barcelone de 1976, amendée en 1995). Ainsi, l'utilisation de techniques non destructives est recommandée, afin de réduire l'impact négatif des méthodes d'échantillonnage sur les herbiers à *P. oceanica* (Montefalcone, 2009). Les méthodes d'échantillonnage non destructives développées par Gobert *et al.* (2020) ont déjà été testées et validées pour l'indice PREI. Les futures applications du MIAPo peuvent faire l'objet d'une évaluation similaire, car les descripteurs sélectionnés ne requièrent pas l'échantillonnage des rhizomes de *P. oceanica*.

# **Conclusion et perspectives**

## Conclusion et perspectives

L'utilisation de *P. oceanica* pour traduire la qualité des eaux du littoral méditerranéen constitue aujourd'hui un élément incontournable dans une gestion efficace de ce milieu. En témoigne la multitude d'études mettant en avant les potentialités bioindicatrices de cette espèce à travers la mise en œuvre d'indices multi-métriques (Romero *et al.*, 2016 ; Mancini *et al.*, 2020). C'est donc en tenant compte de l'ensemble des indices utilisés dans la rive nord de la Méditerranée, qu'un nouvel indice est élaboré : « **Multi-metric Index for the Algerian coast based on *Posidonia oceanica* (MIAPo)** ». Celui-ci intègre divers critères établis par la DCE, tels que la relation de l'EQB et les pressions anthropiques – *via* un indice de pressions (IP) – ainsi que la définition de cinq classes d'état écologique (Mauvais, Médiocre, Moyen, Bon, Très bon). Il permet la quantification de l'état écologique sur une échelle normalisée (EQR), tout en intégrant la fiabilité scientifique et les besoins des gestionnaires (protocoles, coûts-bénéfices) pour une gestion durable des eaux littorales. En outre, conformément aux préconisations de la DCE concernant l'intercalibration des différents indices existants, une comparaison avec l'indice PREI (Gobert *et al.*, 2009), largement utilisé sur la rive nord, a été effectuée afin de valider son applicabilité à l'échelle du bassin méditerranéen.

La quantification des activités anthropiques dans la zone d'étude a permis le calcul de l'IP grâce à l'application d'une approche simple et adaptée aux données accessibles à l'échelle locale. Cette approche intègre les activités suivantes : l'artificialisation, l'agriculture, la démographie côtière, le nombre d'exutoires, le taux d'eaux usées non raccordées, les oueds, l'industrie et la pêche. Comme attendu, l'IP a révélé un impact anthropique plus marqué au niveau des stations situées dans la wilaya d'Alger, comparativement à celles de la wilaya de Tipaza. Il a également permis d'individualiser la station d'El Djamila en lui attribuant un IP maximum. Par ailleurs, l'approche fondée sur l'utilisation de données officielles agrégées, à l'échelle communale constitue un outil pertinent pour la mise en œuvre d'une gestion intégrée. Elle permet aux communes du littoral algérois d'assurer un suivi global et cohérent de l'état du milieu côtier face aux pressions anthropiques.

La caractérisation des herbiers étudiés et les relations entre descripteurs ont été analysées, et les variations spatiales sont décrites pour chacun des descripteurs mesurés. Cette approche a permis de dégager les tendances associées au gradient de pression :

(i) A l'échelle de la population :

Le type et la profondeur des limites inférieures des herbiers, ainsi que la densité des faisceaux, demeurent des descripteurs importants de l'état de santé de l'herbier, traduisant des impacts liés à l'envasement et à la réduction de la lumière. Cela est vrai, sous réserve de prendre en considération les spécificités naturelles locales, telles que la nature du substrat et l'hydrodynamisme. Parallèlement, le LAI s'est révélé particulièrement utile pour discriminer les différentes stations en relation avec l'IP.

(ii) A l'échelle individuelle :

La longueur, la surface et la biomasse des feuilles semblent être les caractères les plus discriminants : ils répondent de façon évidente aux perturbations du milieu par une diminution. Inversement, le nombre de feuilles tend à augmenter en réponse à une augmentation de la turbidité résultant des pressions anthropiques. Quant à l'épaisseur et à la SLA, descripteurs faciles à mesurer, ils semblent informatifs pour indiquer respectivement une diminution de la disponibilité lumineuse et une eutrophisation au niveau des herbiers.

(iii) A l'échelle de la communauté associée :

Le taux d'épiphytes, plus élevé au niveau des stations les plus impactées, semble constituer un indicateur sensible de l'enrichissement, traduisant l'impact des apports d'effluents urbains et industriels ainsi que celui de l'artificialisation côtière, laquelle accentue les flux de nutriments vers la mer aggravant l'eutrophisation locale.

(iv) A l'échelle cellulaire :

La densité des cellules à tannins dans les feuilles de *P. oceanica* varie naturellement le long de l'axe vertical des feuilles ainsi qu'en fonction de leur rang. Elle reflète, par ailleurs, la réponse des herbiers aux perturbations environnementales liées aux rejets urbains, aux oueds, aux activités industrielles et à l'artificialisation côtière. La relation de la densité des cellules à tannins avec l'épaisseur et le nombre de feuilles par faisceau, reflètent une réponse morpho-histologique adaptative aux pressions environnementales. Cela confirme leur capacité à constituer un indicateur pertinent de stress écologique, facile, rapide et

reproductible, dont le potentiel reste à valider sur un plus grand nombre de stations en tenant compte d'autres facteurs tels que le broutage, les épiphytes et les variations saisonnières.

(v) A l'échelle biochimique :

La variabilité des taux d'azote foliaire au niveau des différentes parties de la feuille a montré que les bases des feuilles adultes contiennent moins d'azote que les limbes, en raison de l'absence de chloroplastes et d'une forte lignification. En outre, le taux d'azote enregistré diminue avec l'âge des feuilles, ce qui est lié à la translocation de l'azote vers les jeunes tissus en croissance. Par ailleurs, les variations des taux d'azote foliaire de *P. oceanica* ont permis de distinguer les stations subissant un enrichissement lié aux activités anthropiques intenses (effluents urbains et industriels, artificialisation et démographie côtière) des stations les moins impactées. Ces dernières présentent les teneurs les plus faibles concomitamment à un meilleur état de santé, reflété par des descripteurs individuels, populationnels et de communauté associés favorables (longueur, surface et biomasse foliaires, LAI, charge épiphytique). Ces résultats confirment que le taux d'azote foliaire constitue un indicateur pertinent de l'enrichissement du milieu (Jiménez-Casero *et al.*, 2023).

Par ailleurs, il a été constaté que les valeurs maximales et minimales des descripteurs à l'échelle populationnelle et individuelle ne coïncident pas avec celles des descripteurs liés à l'enrichissement, tels que la teneur en azote foliaire et la charge épiphytique. Cela s'explique par le fait que ces derniers réagissent rapidement aux variations environnementales. Selon Martínez-Crego *et al.* (2010), les liens entre les changements dans les biomarqueurs et les effets sur la santé à l'échelle individuelle, populationnelle ou de l'écosystème, sont difficiles à établir. En effet, une éventuelle persistance des conditions d'enrichissement observées dans les herbiers présentant des signes d'eutrophisation (comme à Bou Ismaïl) pourrait se manifester à plus long terme à travers des descripteurs à réponse lente d'ordre populationnel (e.g. densité). En effet, Martínez-Haro *et al.* (2015) ont montré que les réponses au stress apparaissent d'abord aux niveaux cellulaire et moléculaire, bien avant d'affecter la structure des populations.

L'élaboration d'un nouvel indice à partir des descripteurs mesurés chez *P. oceanica* au niveau d'herbiers de la côte algérienne – le MIAPo –, la validation de sa liaison aux pressions

anthropiques à travers l'IP, et son intercalibration avec un indice largement utilisé, le PREI, ont permis de mettre en évidence les avantages de son application pour évaluer l'état des herbiers à *P. oceanica*, et par conséquent l'état écologique des eaux côtières du littoral algérois.

Cet indice a été construit à partir de descripteurs relevant de différentes échelles, intégrant diverses réponses au stress, avec une cohérence statistique confirmée par la classification hiérarchique ; laquelle valide une structuration des stations en groupes correspondant aux statuts écologiques. L'intégration d'un indicateur cellulaire tel que la densité des cellules à tannins confère à l'indice une capacité d'alerte précoce, tout en optimisant le compromis entre un nombre limité de descripteurs et une couverture multi-échelle de l'organisation biologique. Ce descripteur est complémentaire à ceux couramment utilisés en Méditerranée. Il se distingue des autres descripteurs de niveau similaire par sa facilité et sa rapidité de mise en œuvre, sans nécessité d'un équipement sophistiqué, ce qui répond d'ores et déjà aux exigences des gestionnaires en termes de protocoles et de coût-bénéfice. De plus, cet indice est fortement sensible aux pressions anthropiques, avec une capacité à discriminer efficacement les états de santé des herbiers et donc les statuts écologiques des eaux côtières dans lesquelles ils se développent, ce qui est matérialisé par une bonne corrélation entre le MIAPo et l'IP ( $r = -0,96$  ;  $p = 0,002$ ). Il constitue le premier indice développé pour la rive sud de la Méditerranée, prenant ainsi en considération les spécificités régionales. Son intercalibration avec l'indice PREI fournit des résultats comparables, avec une sensibilité améliorée aux pressions anthropiques grâce à l'intégration des descripteurs biochimique et cellulaire ; il peut, de surcroît être évalué en utilisant les méthodes d'échantillonnage non destructives. En outre, un rythme d'échantillonnage quinquennal, conformément à la DCE, est préconisée pour en faire un tableau de bord opérationnel destiné aux gestionnaires.

En résumé, l'analyse des données issues de l'étude des différents descripteurs et des deux indices (MIAPo et PREI), ainsi que la quantification des activités anthropiques *via* l'IP, ont permis de caractériser précisément les herbiers étudiés. Elle met en évidence, d'une part, le statut de zone de référence de la station Kouali – qui se distingue par les valeurs les plus élevées de profondeur de la limite inférieure, de LAI, ainsi que de longueur et de surface foliaires –, et, d'autre part, la forte dégradation au niveau de la station El Djamila, résultant principalement des pressions anthropiques locales. En effet, l'herbier, soumis aux effets cumulés des rejets urbains et industriels, de la pêche, de la proximité de l'embouchure d'un oued et de

l'artificialisation côtière, est exposé à un stress important. Celui-ci se traduit par une limite inférieure moins profonde à tendance régressive ainsi qu'une réduction significative des dimensions des feuilles (longueur et surface), de la densité et du LAI ; ces phénomènes sont attribués à l'augmentation de la turbidité de l'eau qui réduit la lumière disponible pour la plante (Fernández-Torquemada *et al.*, 2005 ; Pergent *et al.*, 2015 ; Scarcelli *et al.*, 2025).

Il convient également de noter que les deux indices appliqués ne prennent pas en compte certains indicateurs essentiels des processus de dégradation, généralement évalués par d'autres indices synthétiques tels que l'indice de conservation (CI) et l'indice de substitution (SI) (Montefalcone, 2009 ; Oprandi *et al.*, 2021, 2022). Ces indices sont d'autant plus pertinents dans le contexte actuel de changement climatique et d'expansion d'espèces invasives, car ils permettent de détecter et de quantifier les phénomènes de substitution et de dégradation des herbiers, induits par le stress environnemental et la concurrence avec les espèces invasives. Leur intégration devrait être envisagée dans les recherches futures afin d'obtenir une évaluation plus exhaustive de leur état écologique. Cela rejoint la conclusion de Martínez-Crego *et al.* (2010), selon laquelle il n'existe ni « indice biotique parfait » ni « indice biotique optimal » surpassant tous les autres.

À la lumière de ces résultats, il apparaît pertinent de conduire des investigations approfondies afin de consolider la robustesse de l'indice MIAPo et d'envisager son application comme outil opérationnel d'aide à la gestion, notamment dans le cadre du suivi intégré de l'environnement côtier et de l'évaluation de l'état écologique des herbiers à *P. oceanica* :

- i. **Affinement de l'approche utilisée pour définir les conditions de référence**, afin d'éviter une perte de précision dans la classification de l'état écologique.
- ii. **Prise en compte d'autres descripteurs de l'échelle populationnelle**, car ils offrent une vision plus intégrative de l'état de santé de l'herbier. Par ailleurs, il est recommandé de calibrer le descripteur « limite inférieure », car la plupart de nos herbiers présentent des limites inférieures associées à des substrats rocheux et contrôlées par l'hydrodynamisme.
- iii. **Intégration de paramètres environnementaux dans l'évaluation de l'indice de pressions**, notamment la teneur en azote des eaux interstitielles, afin d'établir une corrélation directe avec l'azote tissulaire.

- iv. **Extension de l'application de l'indice MIAPo à une échelle plus large** pour des objectifs de comparabilité et d'intercalibration, tout en examinant sa relation avec d'autres méthodes d'évaluation des pressions anthropiques.
- v. **Intercalibration avec des indices plus complexes**, tels que le POMI ou le CS Valencien, pour renforcer la compréhension de son efficacité et faciliter l'harmonisation entre les indices existants.

# **Références bibliographiques**

## Références bibliographiques

- Abadie, A., Leduc, M., Lejeune, P., Gobert, S., 2017.** Evaluation de l'impact de l'ancrage dans les herbiers à *Posidonia oceanica* : deux nouveaux indices complémentaires pour la gestion. CARTographie des HABitats Marins Benthiques : de l'Acquisition à la Restitution. Brest: pp 128–132.
- Abadie, A., Lejeune, P., Pergent, G., Gobert, S., 2016.** From mechanical to chemical impact of anchoring in seagrasses: The premises of anthropogenic patch generation in *Posidonia oceanica* meadows. *Marine Pollution Bulletin* 109: pp 61–71. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.022>
- Agius, A., Wright, L.S., Borg, J.A., 2023.** Impacts of thermal effluent on *Posidonia oceanica* and associated macrofauna. *Marine Ecology Progress Series* 707: pp 15–29. <https://doi.org/10.3354/meps14261>
- Agostini, S., Desjobert, J.-M., Pergent, G., 1998.** Distribution of phenolic compounds in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Phytochemistry* 48: pp 611–617. [https://doi.org/10.1016/S0031-9422\(97\)01118-7](https://doi.org/10.1016/S0031-9422(97)01118-7)
- Alcoverro, T., Cerbián, E., Ballesteros, E., 2001.** The photosynthetic capacity of the seagrass *Posidonia oceanica*: influence of nitrogen and light. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 261: pp 107–120.
- Alcoverro, T., Duarte, C.M., Romero, J., 1995.** Annual growth dynamics of *Posidonia oceanica*: contribution of large-scale versus local factors to seasonality. *Marine Ecology Progress Series* 120: pp 203–210.
- Alcoverro, T., Manzanera, M., Romero, J., 2000.** Nutrient mass balance of the seagrass *Posidonia oceanica*: the importance of nutrient retranslocation. *Marine Ecology Progress Series* 194: pp 13–21. <https://doi.org/10.3354/meps194013>
- Alcoverro, T., Manzanera, M., Romero, J., 1998.** Seasonal and age-dependent variability of *Posidonia oceanica* (L.) Delile photosynthetic parameters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 230: pp 1–13. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(98\)00022-7](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(98)00022-7)
- Alcoverro, T., Romero, J., Duarte, C., López, N., 1997.** Spatial and temporal variations in nutrient limitation of seagrass *Posidonia oceanica* growth in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 146: pp 155–161. <https://doi.org/10.3354/meps146155>
- Amara, R., 2010.** Impact de l'anthropisation sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes marins. Exemple de la Manche-mer du nord. *VertigO. La revue internationale en sciences de l'environnement*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.10129>
- Amarouche, N., 2005.** Contribution à l'étude de l'accumulation et de la mémorisation des métaux traces (Hg, Zn, et Cu) par *Posidonia oceanica* (linnaeus) delile dans la baie de Bou Ismail. *Thèse de Magistère*. USTHB-Alger: 99 p.
- Andrews, E.L., Irving, A.D., Sherman, C.D.H., Jackson, E.L., 2023.** Spatio-temporal analysis of the environmental ranges and phenotypic traits of *Zostera muelleri* subpopulations in Central Queensland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 281. 108191: 11 p. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.108191>
- Anteur, A.C., Bahbah, L., Bensari, B., Seridi, H., 2024.** Evaluation of the ecological quality of the macroalgal communities along the Algerian coast (Algeria, Mediterranean Sea).

- Regional Studies in Marine Science 103767: 13 p.  
<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103767>
- Apostolaki, E.T., Holmer, M., Marbà, N., Karakassis, I., 2011.** Epiphyte dynamics and carbon metabolism in a nutrient enriched Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) ecosystem. Journal of Sea Research 66: pp 135–142.  
<https://doi.org/10.1016/j.seares.2011.05.007>
- Apostolaki, E.T., Lavery, P.S., Litsi-Mizan, V., Serrano, E., Inostroza, K., Gerakaris, V., Dailianis, T., Glampedakis, J., Holitzki, T., Johnson, E., Mateo, M.A., Serrano, O., 2024.** Patterns of Carbon and Nitrogen Accumulation in Seagrass (*Posidonia oceanica*) Meadows of the Eastern Mediterranean Sea. JGR Biogeosciences 129, e2024JG008163.  
<https://doi.org/10.1029/2024JG008163>
- Apostolaki, E.T., Marbà, N., Holmer, M., Karakassis, I., 2009.** Fish farming impact on decomposition of *Posidonia oceanica* litter. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 369: pp 58–64. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.10.022>
- Armijos-Arcos F., Salazar C., Beltrán-Dávalos A.A., Kurbatova A.I., Savenkova E.V., 2025.** Assessment of Water Quality and Ecological Integrity in an Ecuadorian Andean Watershed. Sustainability, Multidisciplinary Digital Publishing Institute 17: 3684. 32 p. DOI: 10.3390/su17083684.
- Astudillo-Pascual, M., Domínguez, I., Aguilera, P.A., Garrido French, A., 2021.** New phenolic compounds in *Posidonia oceanica* seagrass: A comprehensive array using high resolution mass spectrometry. Plants 10: 864 p.
- Augier, H., Calvert, H., Wollaston, E., Santimone, M., 1982.** A comparison of the C, H, N, protein and amino acid composition of *Posidonia australis* Hook.f. with that of *Posidonia oceanica* (L.) delile and several other marine phanerogams. Aquatic Botany 12: pp 69–80. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(82\)90007-9](https://doi.org/10.1016/0304-3770(82)90007-9)
- Azcárate-García, T., Beca-Carretero, P., Brun, F.G., 2023.** Plant and meadow structure characterisation of *Posidonia oceanica* in its westernmost distribution range. Diversity 15: 101 p.
- Bahbah L., Bensari B., Chabane K., Torras X., Ballesteros E., Seridi H., 2020.** Cartography of littoral rocky-shore communities to assess the ecological status of water bodies through the application of CARLIT method in Algeria (South-Western Mediterranean Sea). Marine Pollution Bulletin 157: 111356. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111356.
- Bakalem, A., 2003.** Les trottoirs ou plates-formes à Vermets sur la côte algérienne: synthèse. In " International Workshop on Vermetid terraces and Migratory / Invasives Organisms", december ,19-21, Beirut (Lebanon). CNRS – INOC Workshop Report 8 : pp 16 -17.
- Bakalem, A., Ruellet, T., Dauvin, J.-C., 2009.** Benthic indices and ecological quality of shallow Algeria fine sand community. Ecological indicators 9: pp 395–408.
- Balata, D., Bertocci, I., Piazzzi, L., Nesti, U., 2008.** Comparison between epiphyte assemblages of leaves and rhizomes of the seagrass *Posidonia oceanica* subjected to different levels of anthropogenic eutrophication. Estuarine, Coastal and Shelf Science 79: pp 533–540. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.05.009>
- Balata, D., Piazzzi, L., Nesti, U., Bulleri, F., Bertocci, I., 2010.** Effects of enhanced loads of nutrients on epiphytes on leaves and rhizomes of *Posidonia oceanica*. Journal of Sea Research 63: pp 173–179. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2009.12.001>

- Balestri, E., Benedetti-Cecchi, L., Lardicci, C., 2004.** Variability in patterns of growth and morphology of *Posidonia oceanica* exposed to urban and industrial wastes: contrasts with two reference locations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 308: pp 1–21.
- Balestri, E., Cinelli, F., Lardicci, C., 2003.** Spatial variation in *Posidonia oceanica* structural, morphological and dynamic features in a northwestern Mediterranean coastal area: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series* 250: pp 51–60.
- Bamahammed, L., Naimi, M.M., 2012.** Cartographie du récif-barrière à *Posidonia oceanica* de l’Ance de Kouali: *Mémoire D.E.U.A.* ISMAL: 32 p.
- Barbarino, E., Lourenço, S.O., 2009.** Comparison of CHN analysis and Hach acid digestion to quantify total nitrogen in marine organisms. *Limnology and Oceanography: Methods* 7: pp 751–760. <https://doi.org/10.4319/lom.2009.7.751>
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C., Silliman, B.R., 2011.** The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81: pp 169–193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Bartolini, A., Marcelli, A., Di Biase, R.M., Fattorini, L., Ferrini, S., 2025.** A probabilistic sampling strategy for estimating plant density in *Posidonia oceanica* meadows. *Environ Monit Assess* 197: pp 1–18. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-13973-z>
- Belhouchet, N., Inal, A., Nait-Mohand, H., Belkacem, Y., Chenchouni, H., 2024.** Assessment of pollutants in coastal waters, sediments, and biota of marine ecosystems in Algeria, North Africa. *Regional Studies in Marine Science* 70: 103355. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103355>
- Bellissimo, G., Sirchia, B., Ruvolo, V., 2020.** Monitoring of *Posidonia oceanica* meadows in the Sicilian coasts under the Water Framework Directive (WFD), in: Bonora, L., Carboni, D., De Vincenzi, M. (Eds.), *Proceedings e Report*. Firenze University Press, Florence: pp 510–518. <https://doi.org/10.36253/978-88-5518-147-1.51>
- Ben Brahim, M., Hamza, A., Hannachi, I., Rebai, A., Jarboui, O., Bouain, A., Aleya, L., 2010.** Variability in the structure of epiphytic assemblages of *Posidonia oceanica* in relation to human interferences in the Gulf of Gabes, Tunisia. *Marine Environmental Research* 70: pp 411–421. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.08.005>
- Benaziza, A., Snouci, S., Haddad, A., 2023.** Contribution a l’analyse de la problématique de réutilisation des eaux usées traitées par les stations de traitement (STEP) dans la wilaya de Tipaza. *LRBPV* 13: pp 3314–3321.
- Benhabiles, A., 1993.** De la dispersion des poussières des cimenteries : cimenterie de Rais-Hamidou. *École Nationale Polytechnique, Alger*, 74 p.
- Bennett, S., Roca, G., Romero, J., Alcoverro, T., 2011.** Ecological status of seagrass ecosystems: An uncertainty analysis of the meadow classification based on the *Posidonia oceanica* multivariate index (POMI). *Marine Pollution Bulletin* 62: pp 1616–1621. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.016>
- Bentaallah, M., 2017.** Contribution to the study of *Posidonia oceanica* through the West Algerian coasts: localisation, characterisation and use for coastal water status assessment. *PhD Thesis*. Università Degli Studi Di Milano-Bicocca, Italy: 80 p.
- Betouche Tihal, Y., 2014.** Integration de la commune de Ain Benian dans le processus de développement touristique de l’ouest Algéroise. *Thèse de Magistère*. EPAU, Alger : 162 p.

- Betrouni, M., 2021.** Le gisement préhistorique de sidi Saïd Tipasa, Algérie du temps vide au temps plein. Centre national de recherches préhistoriques, anthropologiques et historiques. CNRPAH : 26 p.
- Bissery, C., de Bettignies, T., Janson, A.-L., Beauvais, S., 2023.** Indicateurs et recommandations pour évaluer l'effet de mesures de gestion sur l'état de santé des habitats marins (Pré-étude). PatriNat. OFB-MNHN-CNRS-IRD : 32 p.
- Blanco-Murillo, F., Jimenez-Gutierrez, S., Martínez-Vidal, J., Guillén, J.E., Sánchez-Lizaso, J.L., 2022.** Spatiotemporal Trends Observed in 20 Years of *Posidonia oceanica* Monitoring along the Alicante Coast, Spain. *Water* 14: 274 p. <https://doi.org/10.3390/w14030274>
- Blouet, S., Lenfant, P., DUPUY, D.L.G.R., LAFFON, J., Chéré, E., Courp, T., Gruselle, M.C., Ferrari, B., Payrot, J., 2011.** Mise en cohérence des méthodes de suivis des herbiers de posidonies des sites Natura 2000 marins du Languedoc-Roussillon. Rapport ADENACNRS/EPHE/UPVD-CG66-AAMP. Fr: 49 p.
- Bockel, T., Marre, G., Delaruelle, G., Agel, N., Boissery, P., Guilhaumon, F., Mouquet, N., Mouillot, D., Guilbert, A., Deter, J., 2024.** Early signals of *Posidonia oceanica* meadows recovery in a context of wastewater treatment improvements. *Marine Pollution Bulletin* 201: 116193. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116193>
- Bodéré, J.-C., Cribb, R., Curr, R., Davies, P., Hallégouët, B., Meur-Férec, C., Piriou, N., Williams, A.T., Yoni, C., 1991.** La gestion des milieux dunaires littoraux. Évolution de leur vulnérabilité à partir d'une liste de contrôle. Étude de cas dans le sud du Pays de Galles et en Bretagne occidentale. *Norois* 151: pp 279–298.
- Borja, A., Elliott, M., Henriksen, P., Marbà, N., 2013.** Transitional and coastal waters ecological status assessment: advances and challenges resulting from implementing the European Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 704: pp 213–229. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1276-9>
- Borja, A., Elliott, M., Teixeira, H., Stelzenmüller, V., Katsanevakis, S., Coll, M., Galparsoro, I., Frascchetti, S., Papadopoulou, N., Lynam, C., Berg, T., Andersen, J.H., Carstensen, J., Leal, M.C., Uyerra, M.C., 2024.** Addressing the cumulative impacts of multiple human pressures in marine systems, for the sustainable use of the seas. *Front. Ocean Sustain.* 1. <https://doi.org/10.3389/focsu.2023.1308125>
- Borja, Dauer, D., Grémare, A., 2012.** The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. *Ecological Indicators* 12: pp 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.018>
- Bouder, A, M., 2003.** Industrialisation et urbanisation dans le grand Alger. *Villes en parallèle*, 36(1): pp 258-273.
- Bouderbala, A., Remini, B., Saaed, H.A., Younsi, A., 2021.** Seawater problem in the alluvial coastal aquifer of Nador, Tipaza, Algeria. *Journal of Fundamental and Applied Sciences* 13: pp 1224–1241.
- Boudjenah M., Mokrane Z., Soualili D., 2019.** Diversity of Phytoplanktonic populations along the Algerian coastline. *Biodiversity Journal* 10: pp 81–92.
- Boudouresque, C., Meinesz, A., 1982.** Découverte de l'herbier de Posidonies. *Cahier du Parc National de Port-Cros* 4: pp 1–79.

- Boudouresque, C.-F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., Tunesi, L., 2012.** Protection and conservation of *Posidonia oceanica* meadows. RAMOGE and RAC/SPA.
- Boudouresque, C.F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., Tunesi, L., 2006.** Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*.
- Boudouresque, C.F., Bernard, G., Pergent, G., Shili, A., Verlaque, M., 2009.** Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *botm* 52: pp 395–418. <https://doi.org/10.1515/BOT.2009.057>
- Bouhezila, F., Hacene, H., Aichouni, M., 2020.** Water quality assessment in Réghaïa (North of Algeria) lake basin by using traditional approach and water quality indices. *Kuwait Journal of Science* 47 : 15 p.
- Boumaza, S., 2015.** Caractérisation d'un herbier à *Posidonia oceanica* soumis à des rejets d'effluents. *Thèse de doctorat*. USTHB Alger: 95 p.
- Boumaza, S., 1995.** Phénologie, biomasse, lépidochronologie et production primaire de l'herbier à *Posidonia oceanica* (L.) Delile de l'anse de Kouâli, Tipasa (Algérie). *Thèse de Magister*, Institut des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral, Alger: 125 p.
- Boumaza, S., Boudefoua, N., Boumaza, R., Semroud, R., 2014.** Effects of urban effluents on spatial structure, morphology and total phenols of *Posidonia oceanica*: Comparison with a reference site. *Journal of experimental marine biology and ecology* 457: pp 113–119.
- Boumaza, S., Kiari, N., Mokeddem Z, Hamoul N. Semroud R, 2012.** Effects of disturbances caused by coastal discharges on phenolic compounds in the seagrass *Posidonia oceanica*. in: The 3rd Mediterranean Seagrass Workshop. Essaouira.
- Boumaza, S., Semroud, R., 2000a.** Evaluation of past and present primary production in *Posidonia oceanica* beds from the cove of Kouali (Tipaza, Algeria) using the lepidochronological method. *Biologia Marina Mediterranea* 7: pp 26–30.
- Boumaza, S., Semroud, R., 2000b.** Surveillance de l'herbier à *Posidonia oceanica* d'El Djamila (Algérie), in: Symposium on Marine Vegetation (Ajaccio, 3-4 October 2000): p 111.
- Boumaza, S., Sengouga, A., Gasmi, D., Misraoui, A., Pergent, G., Semroud, R., 2022.** Patterns of *Posidonia oceanica* (L.) Delile tannin cells and leaf characteristics according to environmental conditions. *Mediterranean Marine Sciences* 23: pp 879–889. <https://doi.org/10.12681/mms.30709>
- Boumaza, S., Sengouga, A., Misraoui, A., Boumaour, A., Kahlal, M., 2015.** Assessment of the ecological status of Algiers coastal waters using two indices based on the seagrass *Posidonia oceanica*: PREI and BiPo., in: 4th Mediterranean Seagrass Workshop - MSW '15, Oristano, Italy, 18-22 May, 2015.
- Buia, M., Gambi, M.C., Dappiano, M., 2004.** Seagrass systems. *Biologia Marina Mediterranea* 11: pp 133–183.
- Buia, M.C., Mazzella, L., 1991.** Reproductive phenology of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers, and *Zostera noltii*

- Hornem. *Aquatic Botany* 40: pp 343–362. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(91\)90080-O](https://doi.org/10.1016/0304-3770(91)90080-O)
- Cabaço, S., Apostolaki, E.T., García-Marín, P., Gruber, R., Hernández, I., Martínez-Crego, B., Mascaró, O., Pérez, M., Prathep, A., Robinson, C., Romero, J., Schmidt, A.L., Short, F.T., van Tussenbroek, B.I., Santos, R., 2013.** Effects of nutrient enrichment on seagrass population dynamics: evidence and synthesis from the biomass–density relationships. *Journal of Ecology* 101: pp 1552–1562. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12134>
- Cambridge, M.L., Lambers, H., 1998.** Specific leaf area and functional leaf anatomy in Western Australian seagrasses. Inherent variation in plant growth. Physiological mechanisms and ecological consequences. Leiden, the Netherlands: Backhuys Publishers: pp 89–99.
- Campagne, C.S., Salles, J.-M., Boissery, P., Deter, J., 2015.** The seagrass *Posidonia oceanica*: Ecosystem services identification and economic evaluation of goods and benefits. *Marine Pollution Bulletin* 97: pp 391–400. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.061>
- Cancemi, G., Falco, G.D., Pergent, G., 2003.** Effects of organic matter input from a fish farming facility on a *Posidonia oceanica* meadow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: pp 961–968. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00295-0](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00295-0)
- Caparrós-Martínez, J.L., Martínez-Vázquez, R.M., de Pablo-Valenciano, J., 2025.** Future challenges in the conservation and valuation of environmental services provided by the seagrass meadows of “*Posidonia oceanica*.” *Marine Policy* 175: 106630. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2025.106630>
- Capasso, L., Buonocore, E., Franzese, P.P., Russo, G.F., 2024.** The scientific literature on *Posidonia oceanica* meadows and related ecosystem services. *Ecological Questions* 35: pp 1–14. <https://doi.org/10.12775/EQ.2024.003>
- CAR/ASP - PNUE/PAM, 2015.** Bilan diagnostic de la Réserve naturelle de Réghaia (Algérie). Par Benabdi M., Bachetarzi R. Ed. CAR/ASP - Projet MedMPAnet, Tunis: 55 p.
- Cariello, L., Zanetti, L., 1979.** Distribution of chicoric acid during leaf development of *Posidonia oceanica*. *Botanica Marina* 22: pp 359–360. <https://doi.org/10.1515/botm.1979.22.6.359>
- Castejón-Silvo, I., Domínguez, M., Terrados, J., Tomas, F., Morales-Nin, B., 2012a.** Invertebrate response to nutrient-driven epiphytic load increase in *Posidonia oceanica* meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, Assessing Ecological Quality in Estuarine and Coastal Systems – Functional Perspective* 112: pp 225–235. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.07.028>
- Castejón-Silvo, I., Terrados, J., Domínguez, M., Morales-Nin, B., 2012b.** Epiphyte response to in situ manipulation of nutrient availability and fish presence in a *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadow. *Hydrobiologia* 696: pp 159–170. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1190-1>
- Castellano, G., Tena, J., Torrens, F., 2012.** Classification of phenolic compounds by chemical structural indicators and its relation to antioxidant properties of *Posidonia Oceanica* (L.) Delile. *environment* 2: 6 p.

- Caye, G., 1982.** Etude sur la croissance de la posidonie, *Posidonia oceanica* (L.) Delile, formation des feuilles et croissance des tiges au cours d'une année. *Marine Biology* 75: pp 79–88.
- Cebrian, J., Enríquez, S., Fortes, M., Agawin, N.S., Vermaat, J., Duarte, C., 1999.** Epiphyte Accrual on *Posidonia oceanica* (L.) Delile Leaves: Implications for Light Absorption. *Botanica Marina* 42: pp 123–128. <https://doi.org/10.1515/BOT.1999.015>
- Chabot, B.F., Hicks, D.J., 1982.** The Ecology of Leaf Life Spans. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 13: pp 229–259. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.13.110182.001305>
- Chapman, M.G., Blockley, D., People, J., Clynick, B., 2009.** Effect of urban structures on diversity of marine species. *Ecology of Cities and Towns—A Comparative Approach*: pp 156–176.
- Chauvin, C., Lepage, M., Hette-Tronquart, N., 2021.** Indicateurs biologiques et méthodes d'évaluation pour la directive cadre européenne sur l'eau : un contexte cadré, des approches novatrices, des enjeux essentiels. *Sciences Eaux & Territoires*: pp 22–29. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2021.4.05>
- Chen, C., Habert, G., Bouzidi, Y., Jullien, A., 2010.** Environmental impact of cement production: detail of the different processes and cement plant variability evaluation. *Journal of Cleaner Production* 18: pp 478–485. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.12.014>
- Chowdhary, V., Alooparampil, S., Pandya, R.V., Tank, J.G., 2021.** Physiological Function of Phenolic Compounds in Plant Defense System, in: *Phenolic Compounds-Chemistry, Synthesis, Diversity, Non-Conventional Industrial, Pharmaceutical and Therapeutic Applications*. IntechOpen. doi: 10.5772/intechopen.101131.
- Clabaut, P., Pergent-Martini, C., Pergent, G., Augris, C., Pasqualini, V., Chamley, H., 2010.** Les relations entre les herbiers de Posidonies, le substrat et l'hydrodynamisme. In: S. El Asmi, H. Langar, R. Belgacem (Eds), *Proceedings of the Fourth Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*. Hammamet-Yasmine. RAC/SPA Publ., Tunis : pp 49–54.
- Clarke Murray, C., Mach, M., Martone, R., 2014.** Cumulative effects in marine ecosystems: scientific perspectives on its challenges and solutions. *WWF-Canada and Center For Ocean Solutions*: 60 p. <https://doi.org/10.13140/2.1.5010.5123>
- Claudet, J., Frascetti, S., 2010.** Human-driven impacts on marine habitats: A regional meta-analysis in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation* 143: pp 2195–2206. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.004>
- Clements, J.C., Comeau, L.A., 2019.** Nitrogen removal potential of shellfish aquaculture harvests in eastern Canada: A comparison of culture methods. *Aquaculture Reports* 13: 100183. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2019.100183>
- Collignon, J., 1991.** *Ecologie et biologie marines: introduction à l'halieutique*, InfoMer: Masson: 298 p.
- Colombo, P.M., Rascio, N., Cinelli, F., 1983.** *Posidonia oceanica* (L.) Delile: a structural study of the photosynthetic apparatus. *Marine Ecology* 4: pp 133–145.
- Comeleo, R., Paul, J., August, P., Copeland, J., Baker, C., Hale, S., Latimer, R., 1996.** Relationships Between Watershed Stressors and Sediment Contamination in

- Chesapeake Bay Estuaries. *Landscape Ecology* 11: pp 307–319. <https://doi.org/10.1007/BF02059858>
- Costello, M.J., Coll, M., Danovaro, R., Halpin, P., Ojaveer, H., Miloslavich, P., 2010.** A Census of Marine Biodiversity Knowledge, Resources, and Future Challenges. *PLOS ONE* 5, e12110. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012110>
- Cozza, R., Chiappetta, A., Petrarulo, M., Salimonti, A., Rende, F., Bitonti, M.B., Innocenti, A.M., 2004.** Cytophysiological features of *Posidonia oceanica* as putative markers of environmental conditions. *Chemistry and Ecology* 20: pp 215–223.
- Cozza, R., Rende, F., Ferrari, M., Bruno, L., Pacenza, M., Dattola, L., Bitonti, M.B., 2019.** Biomonitoring of *Posidonia oceanica* beds by a multiscale approach. *Aquatic Botany* 156: pp 14–24.
- Dalla Via, J., Sturmbauer, C., Schönweger, G., Sötz, E., Mathekowitsch, S., Stifter, M., Rieger, R., 1998.** Light gradients and meadow structure in *Posidonia oceanica*: ecomorphological and functional correlates. *Marine Ecology Progress Series* 163: pp 267–278.
- Darmoul, B., Salem, M.H.A., Vitiello, P., 1980.** Effets des rejets industriels de la région de Gabes (Tunisie) sur le milieu marin récepteur. *INSTM Bulletin: Marine and Freshwater Sciences* 7: pp 5–61. <https://doi.org/10.71754/instm.bulletin.v7.1138>
- Dauby, P., Poulicek, M., 1995.** Methods for removing epiphytes from seagrasses: SEM observations on treated leaves. *Aquatic Botany* 52: pp 217–228. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(95\)00500-5](https://doi.org/10.1016/0304-3770(95)00500-5)
- Dawson, S.P., Dennison, W.C., 1996.** Effects of ultraviolet and photosynthetically active radiation on five seagrass species. *Marine Biology* 125: pp 629–638. <https://doi.org/10.1007/BF00349244>
- de Ávila Silva, L., Omena-Garcia, R.P., Condori-Apfata, J.A., Costa, P.M. de A., Silva, N.M., DaMatta, F.M., Zsögön, A., Araújo, W.L., de Toledo Picoli, E.A., Sulpice, R., Nunes-Nesi, A., 2021.** Specific leaf area is modulated by nitrogen *via* changes in primary metabolism and parenchymal thickness in pepper. *Planta* 253: 16 p. <https://doi.org/10.1007/s00425-020-03519-7>
- de Bettignies, F., Beauvais, S., Janson, A.-L., Gamp, E., Gazay, C., La Rivière, M., de Bettignies, T., 2025.** Indicateurs d'évaluation de l'état de santé des habitats benthiques marins : synthèse en appui aux questionnaires d'aires marines protégées. *PatriNat (OFB-CNRS-MNHN-IRD)*: 95 p.
- de Los Santos, C., Brun, F., Onoda, Y., Cambridge, M., Bouma, T., Vergara, J., Pérez-Lloréns, J., 2012.** Leaf-fracture properties correlated with nutritional traits in nine Australian seagrass species: implications for susceptibility to herbivory. *Marine Ecology Progress Series* 458: pp 89–102. <https://doi.org/10.3354/meps09757>
- de los Santos, C.B., Vicencio-Rammsy, B., Lepoint, G., Remy, F., Bouma, T.J., Gobert, S., 2016.** Ontogenic variation and effect of collection procedure on leaf biomechanical properties of Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Marine Ecology* 37: pp 750–759.
- de los Santos, C.B. de los, Onoda, Y., Vergara, J.J., Pérez-Lloréns, J.L., Bouma, T.J., Nafie, Y.A.L., Cambridge, M.L., Brun, F.G., 2016.** A comprehensive analysis of mechanical and morphological traits in temperate and tropical seagrass species. *Marine Ecology Progress Series* 551: pp 81–94. <https://doi.org/10.3354/meps11717>

- De Villèle, X., Verlaque, M., 1995.** Changes and degradation in a *Posidonia oceanica* bed invaded by the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia* in the north western Mediterranean. *Botanica Marina* 38: pp 79–88. <https://doi.org/10.1515/botm.1995.38.1-6.79>
- Delgado, O., Ruiz, J., Pérez, M., Romero, J., Ballesteros, E., 1999.** Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. *Oceanologica Acta* 22: pp 109–117. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(99\)80037-1](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(99)80037-1)
- Descamp, P., Holon, F., Ballesta, L., Guilbert, A., Guillot, M., Boissery, P., Raimondino, V., Deter, J., 2011.** Fast and easy method for seagrass monitoring: Application of acoustic telemetry to precision mapping of *Posidonia oceanica* beds. *Marine Pollution Bulletin* 62: pp 284–292. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.10.012>
- Di Camillo, C., Ponti, M., Storari, A., Scarpa, C., Roveta, C., Pulido Mantas, T., Coppari, M., Cerrano, C., 2023.** Review of the indexes to assess the ecological quality of coralligenous reefs: towards a unified approach. *Frontiers in Marine Science* 10: 15 p. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1252969>
- Di Carlo, G., 2004.** The natural recolonisation process of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile after the introduction of the Italo-algerian methane pipeline in the SW Mediterranean Sea. *phd Thesis*. University of Southampton: 260 p.
- Díaz-Almela, E., Marbà, N., Álvarez, E., Santiago, R., Holmer, M., Grau, A., Mirto, S., Danovaro, R., Petrou, A., Argyrou, M., Karakassis, I., Duarte, C.M., 2008.** Benthic input rates predict seagrass (*Posidonia oceanica*) fish farm-induced decline. *Marine Pollution Bulletin* 56: pp 1332–1342. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.03.022>
- Dimech, M., Borg, J.A., Schembri, P., 2002.** Changes in the structure of a *Posidonia oceanica* meadow and in the diversity of associated decapod, mollusc and echinoderm assemblages, resulting from inputs of waste from a marine fish farm (Malta, Central Mediterranean). *Bulletin of Marine Science* 71: pp 1309–1321.
- Djemil, W., Hannouche, M., Belksier, M.S., 2018.** Reuse of treated wastewater in agriculture: Physicochemical quality and environmental risks. Case of wastewater treatment plant of Baraki and Beni Messous. In : AIP Conference Proceedings. AIP Publishing LLC. 020011: 7 p. <https://doi.org/10.1063/1.5039170>
- Djouadi, L.N., Selama, O., Abderrahmani, A., Bouanane-Darenfed, A., Abdellaziz, L., Amziane, M., Fardeau, M.-L., Nateche, F., 2017.** Multiresistant opportunistic pathogenic bacteria isolated from polluted rivers and first detection of nontuberculous mycobacteria in the Algerian aquatic environment. *J Water Health* 15: pp 566–579. <https://doi.org/10.2166/wh.2017.309>
- DPA Alger, 2022.** Présentation du secteur de la pêche et de l'aquaculture dans la wilaya d'Alger. Direction de la Pêche et de l'Aquaculture de la Wilaya d'Aleger, Alger: pp 1–18.
- Duarte, C., 1990.** Seagrass nutrient content. *Marine Ecology Progress Series* 67: pp 201–207. <https://doi.org/10.3354/meps067201>
- Duarte, C.M., 2002.** The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation* 29: pp 192–206. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000127>
- Duarte, C.M., Chiscano, C.L., 1999.** Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic Botany* 65: pp 159–174. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(99\)00038-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00038-8)

- Duarte, C.M., Hemminga, M.A. (Eds.), 2000.** Seagrass architectural features, in: Seagrass Ecology. Cambridge University Press, Cambridge: pp 27–64. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511525551.003>
- Dumay, O., 2002.** Dynamique compétitive entre la Magnoliophyte marine *Posidonia oceanica* et les Bryopsidophycées invasives *Caulerpa taxifolia* et *Caulerpa racemosa* Thèse de Doctorat. Univ Corse: 151 p.
- Dumay, O., Costa, J., Desjobert, J.-M., Pergent, G., 2004.** Variations in the concentration of phenolic compounds in the seagrass *Posidonia oceanica* under conditions of competition. *Phytochemistry* 65: pp 3211–3220.
- Dunic, J.C., Brown, C.J., Connolly, R.M., Turschwell, M.P., Côté, I.M., 2021.** Long-term declines and recovery of meadow area across the world's seagrass bioregions. *Global Change Biology* 27: pp 4096–4109. <https://doi.org/10.1111/gcb.15684>
- Dural, B., Aysel, V., Demir, N., Yazici, İ., Erduğan, H., 2012.** The status of sensitive ecosystems along the Aegean coast of Turkey: *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows. *Journal of Black Sea / Mediterranean Environment* 18: pp 360–379.
- Egea, L.G., Infantes, E., Jiménez-Ramos, R., 2023.** Loss of POC and DOC on seagrass sediments by hydrodynamics. *Science of the Total Environment* 901. 165976: 12 p.
- El Zrelli, R., Courjault-Radé, P., Rabaoui, L., Daghbouj, N., Mansour, L., Balti, R., Castet, S., Attia, F., Michel, S., Bejaoui, N., 2017.** Biomonitoring of coastal pollution in the Gulf of Gabes (SE, Tunisia): use of *Posidonia oceanica* seagrass as a bioindicator and its mat as an archive of coastal metallic contamination. *Environmental Science and Pollution Research* 24: pp 22214–22225. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9856-x>
- El Zrelli, R., Rabaoui, L., Roa-Ureta, R.H., Gallai, N., Castet, S., Grégoire, M., Bejaoui, N., Courjault-Radé, P., 2020.** Economic impact of human-induced shrinkage of *Posidonia oceanica* meadows on coastal fisheries in the Gabes Gulf (Tunisia, Southern Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin* 155. 111124: 9 p. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111124>
- Enríquez, S, 2005.** Light absorption efficiency and the package effect in the leaves of the seagrass *Thalassia testudinum*. *Marine Ecology Progress Series* 289 : pp 141–150. <https://doi.org/10.3354/meps289141>
- Enríquez, S., Marbà, N., Cebrià, J., Duarte, C.M., 2004.** Annual variation in leaf photosynthesis and leaf nutrient content of four Mediterranean seagrasses 47: pp 295–306. <https://doi.org/10.1515/BOT.2004.035>
- Fernández Torquemada, Y., Díaz-Valdés, M., Colilla, F., Luna, B., Sánchez Lizaso, J., Espla, A.A., 2008.** Descriptors from *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in coastal waters of Valencia, Spain, in the context of the EU Water Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science* 65: 6 p. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn146>
- Fernández-Torquemada, Y., González-Correa, J.M., Martínez, J.E., Sánchez-Lizaso, J.L., 2005.** Evaluation of the effects produced by the construction and expansion of marinas on *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows. *Journal of Coastal Research*: pp 94–99.
- Ferrat, L., Pergent-Martini, C., Roméo, M., 2003.** Assessment of the use of biomarkers in aquatic plants for the evaluation of environmental quality: application to seagrasses. *Aquatic Toxicology* 65: pp 187–204.

- Ferrat, L., Wyllie-Echeverria, S., Rex, G.C., Pergent-Martini, C., Pergent, G., Zou, J., Romeo, M., Pasqualini, V., Fernandez, C., 2012.** *Posidonia oceanica* and *Zostera marina* as potential biomarkers of heavy metal contamination in coastal systems. Ecological water quality-water treatment and reuse: pp 123–140.
- Fourqurean, J.W., Marbà, N., Duarte, C.M., Diaz-Almela, E., Ruiz-Halpern, S., 2007.** Spatial and temporal variation in the elemental and stable isotopic content of the seagrasses *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* from the Illes Balears, Spain. *Marine Biology* 151: pp 219–232. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0473-3>
- Fourqurean, J.W., Muth, M.F., Boyer, J.N., 2010.** Epiphyte loads on seagrasses and microphytobenthos abundance are not reliable indicators of nutrient availability in oligotrophic coastal ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 60: pp 971–983. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.03.003>
- Gacia, E., Duarte, C.M., 2001.** Sediment Retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* Meadow: The Balance between Deposition and Resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: pp 505–514. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0753>
- Gacia, E., Granata, T.C., Duarte, C.M., 1999.** An approach to measurement of particle flux and sediment retention within seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Aquatic Botany* 65: pp 255–268. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(99\)00044-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00044-3)
- García-Marín, P., Cabaço, S., Hernández, I., Vergara, J.J., Silva, J., Santos, R., 2013.** Multi-metric index based on the seagrass *Zostera noltii* (ZoNI) for ecological quality assessment of coastal and estuarine systems in SW Iberian Peninsula. *Marine Pollution Bulletin* 68: pp 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.025>
- Garnier, E., Shipley, B., Roumet, C., Laurent, G., 2001.** A standardized protocol for the determination of specific leaf area and leaf dry matter content. *Functional Ecology* 15: pp 688–695. <https://doi.org/10.1046/j.0269-8463.2001.00563.x>
- Gattuso, J.-P., Hicks, N., Neukermans, G., Landschützer, P., Pörtner, H.-O., Heymans, S.J., 2023.** Blue Carbon: Challenges and opportunities to mitigate the climate and biodiversity crises. Zenodo. European Marine Board:16 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.8314215>
- Gerakaris, V., Panayotidis, P., Vizzini, S., Nicolaidou, A., Economou-Amilli, A., 2017.** Effectiveness of *Posidonia oceanica* biotic indices for assessing the ecological status of coastal waters in Saronikos Gulf (Aegean Sea, Eastern Mediterranean). *Mediterranean Marine Science* 18: pp 161–178. <https://doi.org/10.12681/mms.1893>
- Ghedini, G., Russell, B.D., Connell, S.D., 2013.** Managing Local Coastal Stressors to Reduce the Ecological Effects of Ocean Acidification and Warming. *Water* 5: pp 1653–1661. <https://doi.org/10.3390/w5041653>
- Gibson, R., Atkinson, R., Gordon, J., Editors, T., In, F., Airoidi, L., Beck, M., 2007.** Loss, Status and Trends for Coastal Marine Habitats of Europe. *An Annual Review* 45: pp 345–405. <https://doi.org/10.1201/9781420050943.ch7>
- Giovannetti, E., Montefalcone, M., Morri, C., Bianchi, C.N., Albertelli, G., 2010.** Early warning response of *Posidonia oceanica* epiphyte community to environmental alterations (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin* 60: pp 1031–1039. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.024>

- Giraud, G., 1979.** Sur une méthode de mesure et de comptage des structures foliaires de *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. Bulletin du Museum National d'Histoire Naturelle. Marseille 39: pp 33–39.
- Gobert, S., 2002.** Variations spatiale et temporelle de l'herbier à *Posidonia oceanica* (L.) Delile (Baie de la Revellata-Calvi-Corse) *Thèse de Doctorat.*, Université de Liège. Belgique: 207 p.
- Gobert, S., Belkhiria, S., Dauby, P., Havelange, S., Soullard, M., Bouquegneau, J.M., 1995.** Variations temporelles de la phénologie et de la composition biochimique de la phanérogame marine *Posidonia oceanica* en baie de Calvi. Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège 64: pp 263–284.
- Gobert, S., Lefebvre, L., Boissery, P., Richir, J., 2020.** A non-destructive method to assess the status of *Posidonia oceanica* meadows. Ecological Indicators 119. 106838: 8 p. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106838>
- Gobert, S., Sartoretto, S., Rico-Raimondino, V., Andral, B., Chery, A., Lejeune, P., Boissery, P., 2009.** Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the *Posidonia oceanica* Rapid Easy Index: PREI. Marine Pollution Bulletin 58: pp 1727–1733. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.012>
- Guendouzi, Y., Ghalmi, R., Boudjellal, M., 2015.** Impact des métaux traces sur l'écosystème à *Posidonia oceanica* dans La Baie d'Alger. Journal of Materials and Environmental Science 6 : pp 918–923.
- Güreşen, A., Güreşen, S.O., Aktan, Y., 2020.** Combined synthetic and biotic indices of *Posidonia oceanica* to qualify the status of coastal ecosystems in the North Aegean. Ecological Indicators 113.106149: 6 p. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106149>
- Hadjiedj, A., 1997.** Développement urbain et détérioration du cadre de vie à Alger (Urban development and life environment shading off in Algiers). Bulletin de l'Association de Géographes Français 74: pp 336–345. <https://doi.org/10.3406/bagf.1997.1991>
- Hallegouët, B., Hénaff, A., Morel, V., Yoni, C., 1997.** Dynamiques économiques et anthropisation des bords de mer : impacts sur les sociétés et les espaces littoraux armoricains / Economie dynamics and anthropization of the sea-side : the impacts upon societies and coastal spaces of Brittany. Cahiers Nantais 48: pp 377–386. <https://doi.org/10.3406/canan.1997.1741>
- Halpern, B., Walbridge, S., Selkoe, K., Kappel, C., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J., Casey, K., Ebert, C., Fox, H., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H., Madin, E., Perry, M., Selig, E., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008.** A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. Science 319: pp 948–952. <https://doi.org/10.1126/science.1149345>
- Hamaidi, M.S., Hamaidi-Chergui, F., Errahmani, M.B., Lamroussi, A., Benmira, H., 2014.** Efficiency of indicator bacteria removal in a wastewater treatment plant (Algiers, Algeria), in: Proceedings of the 2nd International Conference–Water Resources and Wetlands, Tulcea, Romania: pp 11–13.
- Hamza-Smatti I., Keddari D., Sebbih A., Ait-Mouheb H., Fethallah F.Z., Riane Z., 2024.** Macroinvertebrate diversity as an indicator of ecological health and water quality in Northern Algeria. Biosystems Diversity 32: pp 543–549. DOI: 10.15421/012456.

- Haouchine, A., Haouchine, F.Z., Labadi, A., 2015.** Changements climatiques et activités anthropiques: impacts sur les aquifères côtiers en Algérie. *LARHYSS Journal*: pp 227–241.
- Hawkins, C.P., Olson, J.R., Hill, R.A., 2010.** The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. *Journal of the North American Benthological Society* 29: pp 312–343. <https://doi.org/10.1899/09-092.1>
- Helber, S.B., Procaccini, G., Belshe, E.F., Santillan-Sarmiento, A., Cardini, U., Bröhl, S., Schmid, M., Reuter, H., Teichberg, M., 2021.** Unusually Warm Summer Temperatures Exacerbate Population and Plant Level Response of *Posidonia oceanica* to Anthropogenic Nutrient Stress. *Frontiers in Plant Science* 12: 21 p. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.662682>
- Hemminga, M., Harrison, P., Van Lent, F., 1991.** The balance of nutrient losses and gains in seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series* 71: pp 85–96. <https://doi.org/10.3354/meps071085>
- Hering, D., Feld, C.K., Moog, O., Ofenböck, T., 2006.** Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives, in: Furse, M.T., Hering, D., Brabec, K., Buffagni, A., Sandin, L., Verdonschot, P.F.M. (Eds.), *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods*. Springer Netherlands, Dordrecht: pp 311–324. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5493-8\\_22](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5493-8_22)
- Hernán, G., Ortega, M.J., Henderson, J., Alós, J., Boyer, K., Cimon, S., Combes, V., Cusson, M., Hereu, C.M., Hessing-Lewis, M., Hovel, K., Jorgensen, P., Kiriakopolos, S., Kollars, N., O'Connor, M.I., Olsen, J., Reynolds, P.L., Ruesink, J., Voigt, E., Tomas, F., 2021.** Latitudinal variation in plant defence against herbivory in a marine foundation species does not follow a linear pattern: The importance of resource availability. *Global Ecology and Biogeography* 30: pp 220–234. <https://doi.org/10.1111/geb.13217>
- Hernán, G., Ortega, M.J., Tomas, F., 2022.** Specialized compounds across ontogeny in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Phytochemistry* 196. 113070: 9 p. <https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2021.113070>
- Holon, F., 2015.** Interactions entre écosystèmes marins et pressions anthropiques : applications au suivi et à la gestion des eaux côtières de la mer Méditerranée. *phd thesis*. Université Montpellier: 287 p.
- Holon, F., Marre, G., Parravicini, V., Mouquet, N., Bockel, T., Descamp, P., Tribot, A.-S., Boissery, P., Deter, J., 2018.** A predictive model based on multiple coastal anthropogenic pressures explains the degradation status of a marine ecosystem: Implications for management and conservation. *Biological Conservation* 222: pp 125–135. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.006>
- Holon, F., Mouquet, N., Boissery, P., Bouchoucha, M., Delaruelle, G., Tribot, A.-S., Deter, J., 2015.** Fine-Scale Cartography of Human Impacts along French Mediterranean Coasts: A Relevant Map for the Management of Marine Ecosystems. *PLOS ONE* 10, e0135473: 20 p. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135473>
- Howarth, L., Lewis-McCrea, L., Kellogg, L., Apostolaki, E., Reid, G., 2022.** Aquaculture and eelgrass *Zostera marina* interactions in temperate ecosystems. *Aquaculture Environment Interactions* 14: pp 15–34. <https://doi.org/10.3354/aei00426>

- Hussein, B., 2015.** Suivi et évaluation de la structure écologique et biodiversité infralittorale de la zone côtière oranaise. *Thèse de Doctorat*. Université d'Oran 1. Algerie : 252 p.
- Inal, A., Belhouchet, N., Zenati, B., Kourdali, S., Mesbaiah, F.Z., Belkacem, Y., Meknachi, A., Babali, N., 2019.** Contribution à l'évaluation de la qualité environnementale des eaux du littoral Algérois (les baies de Bou-Ismaïl, d'Alger et de Zemmouri). *Hippocampus*: pp 11–14.
- Infantes, E., Orfila, A., Simarro, G., Terrados, J., Luhar, M., Nepf, H., 2012.** Effect of a seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow on wave propagation. *Marine Ecology Progress Series* 456: pp 63–72. <https://doi.org/10.3354/meps09754>
- Invers, O., Kraemer, G.P., Pérez, M., Romero, J., 2004.** Effects of nitrogen addition on nitrogen metabolism and carbon reserves in the temperate seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 303: pp 97–114. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2003.11.005>
- Invers, O., Pérez, M., Romero, J., 2002.** Seasonal nitrogen speciation in temperate seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 273: pp 219–240. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(02\)00167-3](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(02)00167-3)
- Jiménez-Casero, J., Belando, M.D., Bernardeau-Esteller, J., Marín-Guirao, L., García-Muñoz, R., Sánchez-Lizaso, J.L., Ruiz, J.M., 2023.** A Critical Gap in Seagrass Protection: Impact of Anthropogenic Off-Shore Nutrient Discharges on Deep *Posidonia oceanica* Meadows. *Plants* 12(457): 22 p. <https://doi.org/10.3390/plants12030457>
- Jones, B.L., Cullen-Unsworth, L.C., Unsworth, R.K.F., 2018.** Tracking Nitrogen Source Using  $\delta^{15}\text{N}$  Reveals Human and Agricultural Drivers of Seagrass Degradation across the British Isles. *Frontiers in Plant Science* 9: 10 p. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00133>
- Kaal, J., Serrano, O., Del Río, J.C., Rencoret, J., 2018.** Radically different lignin composition in *Posidonia* species may link to differences in organic carbon sequestration capacity. *Organic Geochemistry* 124: pp 247–256. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2018.07.017>
- Karr, J.R., 1991.** Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications* 1: pp 66–84. <https://doi.org/10.2307/1941848>
- Kermia, A.E.B., Fouial-Djebbar, D., Trari, M., 2016.** Occurrence, fate and removal efficiencies of pharmaceuticals in wastewater treatment plants (WWTPs) discharging in the coastal environment of Algiers. *Comptes Rendus. Chimie* 19: pp 963–970. <https://doi.org/10.1016/j.crci.2016.05.005>
- Kerninon, F., Payri, C.E., Le Loc'h, F., Alcoverro, T., Maréchal, J.-P., Chalifour, J., Gréaux, S., Mège, S., Athanase, J., Cordonnier, S., Rouget, M.-L., Lorre, E., Uboldi, T., Monnier, O., Hellio, C., 2021.** Selection of parameters for seagrass management: Towards the development of integrated indicators for French Antilles. *Marine Pollution Bulletin* 170. 112646: 15 p. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112646>
- Khelil, N., Larid, M., Grimes, S., Le Berre, I., Peuziat, I., 2019.** Challenges and opportunities in promoting integrated coastal zone management in Algeria: Demonstration from the Algiers coast. *Ocean & Coastal Management* 168: pp 185–196. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.11.001>

- Khettab, S., 2019.** Le sens du lieu dans la gestion du paysage urbain : cas de Tipaza. *Thèse de Doctorat*. EPAU, Alger: 282 p.
- Klap, V.A., Hemminga, M.A., Boon, J.J., 2000.** Retention of lignin in seagrasses: angiosperms that returned to the sea. *Marine Ecology Progress Series* 194: pp 1–11.
- Kletou, D., Kleitou, P., Savva, I., Attrill, M.J., Charalambous, S., Loucaides, A., Hall-Spencer, J.M., 2020.** Seagrass of Vasiliko Bay, Eastern Mediterranean: Lost Cause or Priority Conservation Habitat? *Journal of Marine Science and Engineering* 8. 717: 20 p. <https://doi.org/10.3390/jmse8090717>
- Koçak, F., Uluturhan, E., Gier, G.Y., Önen, S.A., 2011.** Impact of environmental conditions on *Posidonia oceanica* meadows in the Eastern Mediterranean Sea. *Indian Journal of Marine Sciences* 40: pp 770-778.
- Koopmans, D., Holtappels, M., Chennu, A., Weber, M., de Beer, D., 2020.** High Net Primary Production of Mediterranean Seagrass (*Posidonia oceanica*) Meadows Determined With Aquatic Eddy Covariance. *Frontiers in Plant Science* 7: 13 p. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00118>
- Kraemer, G.P., Mazzella, L., Alberte, R.S., 1997.** Nitrogen Assimilation and Partitioning in the Mediterranean Seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology* 18: pp 175–188. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.1997.tb00435.x>
- Kuo, J., 1978.** Morphology, anatomy and histochemistry of the Australian seagrasses of the genus *Posidonia könig* (posidoniaceae). I. Leaf blade and leaf sheath of *Posidonia australis* hook F. *Aquatic Botany* 5: pp 171–190. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(78\)90060-8](https://doi.org/10.1016/0304-3770(78)90060-8)
- Kuo, J., Cambridge, M.L., Kirkman, H., 2018.** Anatomy and Structure of Australian Seagrasses, in: Larkum, A.W.D., Kendrick, G.A., Ralph, P.J. (Eds.), *Seagrasses of Australia: Structure, Ecology and Conservation*. Springer International Publishing, Cham: pp 93–125. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-71354-0\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-319-71354-0_4)
- La Rivière, M., Aish, A., Gauthier, O., Grall, J., Guérin, L., Janson, A.-L., Labrune, C., Thibaut, T., Thiébaud, E., 2015.** Méthodologie pour l'évaluation de la sensibilité des habitats benthiques aux pressions anthropiques. Service du Patrimoine Naturel (SPN), MNHN; Muséum national d'Histoire Naturelle (Paris, France): 52 p.
- Lakahal, F., 2019.** La gestion intégrée des zones côtières, quelle perspective pour la protection de l'environnement ? *Revue d'Économie et de Gestion - ASJP* 13: pp 71–86.
- Larid, M., 2002.** Le recul des plages en Algérie : problèmes et perspectives. In: CIESM workshop series n°18, 18-21 September, 2002, Érosion littorale en Méditerranée occidentale, Tanager: pp 53–57.
- Lattanzio, V., 2013.** Phenolic Compounds: Introduction 50. *Natural Products*: pp 1543–1580.
- Lavery, P.S., Reid, T., Hyndes, G.A., Elven, B.R.V., 2007.** Effect of leaf movement on epiphytic algal biomass of seagrass leaves. *Marine Ecology Progress Series* 338: pp 97–106. <https://doi.org/10.3354/meps338097>
- Le Moal, M., 2012.** Bioindicateurs (récifs coralliens et phanérogames) pour qualifier l'état écologique des masses d'eaux côtières en outre-mer, dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau. Etude bibliographique. Rapport MNHN. Paris: 32 p.
- Lebdjiri, K., Dahel, A.T., Belbacha, S., Djebbar, Amine Bey, Kebbab, R., Djebbar, Abdallah Borhane, 2025.** Seabed Status, Mapping and Assessing *Posidonia oceanica* in the

- Edough Mountains MPA, Annaba (Northeastern Algeria): A Baseline for Spatio-Temporal Monitoring. *Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries* 29: pp 2831–2848. [https://journals.ekb.eg/article\\_400590.html](https://journals.ekb.eg/article_400590.html)
- Lee, K.-S., Short, F.T., Burdick, D.M., 2004.** Development of a nutrient pollution indicator using the seagrass, *Zostera marina*, along nutrient gradients in three New England estuaries. *Aquatic Botany* 78: pp 197–216. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2003.09.010>
- Legendre, P., Legendre, L., 1998.** *Numerical Ecology*, Elsevier. ed. Amsterdam: 853 p.
- Leoni, V., Pasqualini, V., Pergent-Martini, C., Vela, A., Pergent, G., 2007.** Physiological responses of *Posidonia oceanica* to experimental nutrient enrichment of the canopy water. *Journal of experimental marine biology and ecology* 349: pp 73–83.
- Leoni, V., Pasqualini, V., Pergent-Martini, C., Vela, A., Pergent, G., 2006.** Morphological responses of *Posidonia oceanica* to experimental nutrient enrichment of the canopy water. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 339: pp 1–14.
- Leopold, L.B., 1969.** Quantitative comparison of some aesthetic factors among rivers (No. 620), Circular. U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/cir620>
- Lepoint, G., 2001.** Compétition pour l'azote Inorganique Entre le pelagos et le benthos dans un écosystème côtier oligotrophe: Effets sur la dynamique de l'écosystème. *PhD Thesis*. Université de Liege (Belgium): 206 p.
- Lepoint, G., Defawe, O., Gobert, S., Dauby, P., Bouquegneau, J.-M., 2002.** Experimental evidence for N recycling in leaves of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Sea Research* 48: pp 173–179. [https://doi.org/10.1016/S1385-1101\(02\)00164-8](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(02)00164-8)
- Lepoint, G., Havelange, S., Gobert, S., Bouquegneau, J.-M., 1999.** Fauna vs flora contribution to the leaf epiphytes biomass in a *Posidonia oceanica* seagrass bed (Revellata Bay, Corsica). *Hydrobiologia* 394: pp 63–67. <https://doi.org/10.1023/A:1003557303904>
- Li, C., Huang, J., Liu, X., Ding, L., He, Y., Xie, Y., 2024.** The ocean losing its breath under the heatwaves. *Nature Communications* 15. 6840: 11 p. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-51323-8>
- Libes, M., 1986.** Productivity-irradiance relationship of *Posidonia oceanica* and its epiphytes. *Aquatic Botany, Submerged Macrophytes: Carbon Metabolism, Growth Regulation and Role in Macrophyte-Dominated Ecosystems* 26: pp 285–306. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(86\)90028-8](https://doi.org/10.1016/0304-3770(86)90028-8)
- Litsi-Mizan, V., Efthymiadis, P.T., Gerakaris, V., Serrano, O., Tsapakis, M., Apostolaki, E.T., 2023.** Decline of seagrass (*Posidonia oceanica*) production over two decades in the face of warming of the Eastern Mediterranean Sea. *New Phytologist* 239: pp 2126–2137. <https://doi.org/10.1111/nph.19084>
- Lonsdale, J.-A., Nicholson, R., Judd, A., Elliott, M., Clarke, C., 2020.** A novel approach for cumulative impacts assessment for marine spatial planning. *Environmental Science & Policy* 106: pp 125–135. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.01.011>
- Lopez y Royo, C., Casazza, G., Pergent-Martini, C., Pergent, G., 2010a.** A biotic index using the seagrass *Posidonia oceanica* (BiPo), to evaluate ecological status of coastal waters. *Ecological Indicators* 10: pp 380–389.

- Lopez y Royo, C., Pergent, G., Alcoverro, T., Buia, M., Casazza, G., Martínez-Crego, B., Pérez, M., Silvestre, F., Romero, J., 2011.** The seagrass *Posidonia oceanica* as indicator of coastal water quality: Experimental intercalibration of classification systems. *Ecological Indicators* 11: pp 557–563. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.07.012>
- Lopez y Royo, C., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Casazza, G., 2010b.** Seagrass (*Posidonia oceanica*) monitoring in western Mediterranean: implications for management and conservation. *Environmental Monitoring and Assessment* 171: pp 365–380. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1284-z>
- Lopez y Royo, C., Silvestri, C., Pergent, G., Casazza, G., 2009a.** Assessing human-induced pressures on coastal areas with publicly available data. *Journal of Environmental Management* 90: pp 1494–1501. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.10.007>
- Lopez y Royo, C., Silvestri, C., Salivas-Decaux, M., Pergent, G., Casazza, G., 2009b.** Application of an angiosperm-based classification system (BiPo) to Mediterranean coastal waters: using spatial analysis and data on metal contamination of plants in identifying sources of pressure. *Hydrobiologia* 633: pp 169–179. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9880-z>
- Luo, X., 2025.** Analysis of pollution factors in pharmaceutical industry wastewater and research on pollution control strategies. *Advances in Engineering Technology Research* 13: pp 123–123. <https://doi.org/10.56028/aetr.13.1.123.2025>
- Macic, V., 2014.** Anatomical features of seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Del. Growing in montenegro (Adriatic sea). *Agriculture & Forestry/Poljoprivreda i šumarstv* 60: pp 55–64.
- Mancini, I., Rigo, I., Oprandi, A., Montefalcone, M., Morri, C., Peirano, A., Vassallo, P., Paoli, C., Bianchi, C.N., 2020.** What biotic indices tell us about ecosystem change: lessons from the seagrass *Posidonia oceanica*. *Vie et Milieu / Life & Environment* 70: pp 55–61.
- Mangos, A., Claudot, M.A., 2013.** Economic study of the impacts of marine and coastal protected areas in the Mediterranean. *Valbonne, Plan Bleu* 13: 58 p.
- Mannino, A.M., Micheli, C., 2020.** Ecological function of phenolic compounds from mediterranean furoid algae and seagrasses: An overview on the genus *Cystoseira sensu lato* and *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Journal of Marine Science and Engineering* 8: 19 p.
- Marbà, N., Duarte, C.M., 2003.** Scaling of ramet size and spacing in seagrasses: implications for stand development. *Aquatic Botany* 77: pp 87–98. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(03\)00079-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(03)00079-2)
- Marbà, N., Duarte, C.M., Alexandra, A., Cabaço, S., 2004.** How do seagrasses grow and spread. *European seagrasses: an introduction to monitoring and management* 11: 95 p.
- Martínez-Crego, B., Alcoverro, T., Romero, J., 2010a.** Biotic indices for assessing the status of coastal waters: A review of strengths and weaknesses. *Journal of environmental monitoring* 12: pp 1013–1028. <https://doi.org/10.1039/b920937a>
- Martínez-Crego, B., Prado, P., Alcoverro, T., Romero, J., 2010b.** Composition of epiphytic leaf community of *Posidonia oceanica* as a tool for environmental biomonitoring. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 88: pp 199–208. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.03.026>

- Martinez-Haro, M., Beiras, R., Bellas, J., Capela, R., Coelho, J.P., Lopes, I., Moreira-Santos, M., Reis-Henriques, A.M., Ribeiro, R., Santos, M.M., Marques, J.C., 2015.** A review on the ecological quality status assessment in aquatic systems using community based indicators and ecotoxicological tools: what might be the added value of their combination? *Ecological Indicators* 48: pp 8–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.024>
- Mascaró, O., Bennett, S., Marbà, N., Nikolić, V., Romero, J., Duarte, C.M., Alcoverro, T., 2012.** Uncertainty analysis along the ecological quality status of water bodies: The response of the *Posidonia oceanica* multivariate index (POMI) in three Mediterranean regions. *Marine Pollution Bulletin* 64: pp 926–931. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.03.007>
- McCall, A.C., Fordyce, J.A., 2010.** Can optimal defence theory be used to predict the distribution of plant chemical defences? *Journal of Ecology* 98: pp 985–992. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01693.x>
- McDonald, A.M., McDonald, R.B., Cebrian, J., Sánchez Lizaso, J.L., 2023.** Reconstructed life history metrics of the iconic seagrass *Posidonia oceanica* (L.) detect localized anthropogenic disturbance signatures. *Marine Environmental Research* 186. 105901: 10 p. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.105901>
- McLaughlin, S., Cooper, J.A.G., 2010.** A multi-scale coastal vulnerability index: A tool for coastal managers? *Environmental Hazards* 9: pp 233–248. <https://doi.org/10.3763/ehaz.2010.0052>
- McLaughlin, S., McKenna, J., Cooper, J.A.G., 2002.** Socio-economic data in coastal vulnerability indices: constraints and opportunities. *Journal of Coastal Research*: pp 487–497.
- McMahon, K., Collier, C., Lavery, P.S., 2013.** Identifying robust bioindicators of light stress in seagrasses: A meta-analysis. *Ecological Indicators* 30: pp 7–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.030>
- McMillan, C., 1984.** The condensed tannins (proanthocyanidins) in seagrasses. *Aquatic Botany* 20: pp 351–357.
- McMillan, C., 1978.** Morphogeographic variation under controlled conditions in five seagrasses, *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme*, *Halophila engelmannii*, and *Zostera marina*. *Aquatic Botany* 4: pp 169–184. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(78\)90017-7](https://doi.org/10.1016/0304-3770(78)90017-7)
- Meinesz, A., Laurent, R., 1978.** Cartographie et état de la limite inférieure de l’herbier de *Posidonia oceanica* dans les Alpes-maritimes (France) – Campagne Poseïdon 1976 – 21: pp 513–526. <https://doi.org/10.1515/botm.1978.21.8.513>
- Micheli, F., Halpern, B.S., Walbridge, S., Ciriaco, S., Ferretti, F., Fraschetti, S., Lewison, R., Nykjaer, L., Rosenberg, A.A., 2013.** Cumulative Human Impacts on Mediterranean and Black Sea Marine Ecosystems: Assessing Current Pressures and Opportunities. *PLoS One* 8. e79889: pp 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079889>
- Monnier, B., Pergent, G., Mateo, M.Á., Clabaut, P., Pergent-Martini, C., 2022.** Quantification of blue carbon stocks associated with *Posidonia oceanica* seagrass meadows in Corsica (NW Mediterranean). *Science of The Total Environment* 838. 155864: 14 p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155864>

- Montefalcone, M., 2009.** Ecosystem health assessment using the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: A review. *Ecological Indicators* 9: pp 595–604. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.09.013>
- Montefalcone, M., Albertelli, G., Nike Bianchi, C., Mariani, M., Morri, C., 2006.** A new synthetic index and a protocol for monitoring the status of *Posidonia oceanica* meadows: a case study at Sanremo (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: pp 29–42. <https://doi.org/10.1002/aqc.688>
- Morelle-Hungría, E., Serra-Palao, P., 2025.** Human impacts on *Posidonia oceanica*, a key species in the Mediterranean Sea: Bringing together ecological law and green criminology, in: *Ecological Law in Practice*. Routledge: pp 69–90.
- Morelle-Hungría, E., Serra-Palao, P., 2023.** Ecocriminological analysis of brine in aquatic ecosystems: impacts on *Posidonia oceanica* and the search for restorative justice solutions. *Open Research Europe* 3: 130 p. <https://doi.org/10.12688/openreseurope.16365.2>
- Mtwana Nordlund, L., 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: pp 1–23.
- Mutlu, E., Duman, G.S., Karaca, D., Özvarol, Y., Şahin, A., 2023.** A broad-scale biometrical response of a pristine meadow, *Posidonia oceanica*, to winter and summer conditions in the north-eastern Mediterranean coast (preprint). In Review: 39 p. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3178539/v1>
- Mutlu, E., Olguner, C., Gökoğlu, M., Özvarol, Y., 2022.** Seasonal Growth Dynamics of *Posidonia oceanica* in a Pristine Mediterranean Gulf. *Ocean Science Journal* 57: pp 381–397. <https://doi.org/10.1007/s12601-022-00078-8>
- Nardo, M., Saisana, M., Saltelli, A., Tarantola, S., Hoffmann, A., Giovannini, E., 2008.** Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodology and User Guide [WWW Document]. JRC Publications Repository. URL <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC47008> (accessed 12.30.25).
- Nelson, W.G., 2017.** Development of an epiphyte indicator of nutrient enrichment: A critical evaluation of observational and experimental studies. *Ecological Indicators* 79: pp 207–227. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.034>
- Nicastro, S., Innocenti, A.M., Passalacqua, N.G., 2015.** Histo-anatomical leaf variations related to depth in *Posidonia oceanica*. *Functional Plant Biology* 42: pp 418–422. <https://doi.org/10.1071/FP14111>
- Nouri, M., Ozer, A., 2014.** Le tissu urbain face aux risques naturels : Cas de la baie de Tipaza-Algérie. The urban fabric against natural hazards: Case of the bay of Tipaza-Algeria. *Geo-Eco-Trop.*, 2014, 38 (1): pp 103-110.
- Olesen, B., Enríquez, S., Duarte, C., Sand-Jensen, K., 2002.** Depth-acclimation of photosynthesis, morphology and demography of *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* in the Spanish Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 236: pp 89–97. <https://doi.org/10.3354/meps236089>
- Oliva, S., Mascaró, O., Llagostera, I., Pérez, M., Romero, J., 2012.** Selection of metrics based on the seagrass *Cymodocea nodosa* and development of a biotic index (CYMOX) for assessing ecological status of coastal and transitional waters. *Estuarine, Coastal and*

- Shelf Science, Research and Management for the conservation of coastal lagoon ecosystems 114: pp 7–17. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.08.022>
- Olivé, I., Vergara, J.J., Pérez-Lloréns, J.L., 2013.** Photosynthetic and morphological photoacclimation of the seagrass *Cymodocea nodosa* to season, depth and leaf position. *Marine Biology* 160: pp 285–297. <https://doi.org/10.1007/s00227-012-2087-2>
- ONS, 2013.** Collections Statistiques: Statistiques Régionales et Cartographie Statistiques sur l'Environnement (No. n° 177 / 2015 Série C). Office National des Statistiques - La Direction Technique Chargée des Statistiques Régionales et de la Cartographie.
- Ontoria, Y., Cuesta-Gracia, A., Ruiz, J.M., Romero, J., Pérez, M., 2019.** The negative effects of short-term extreme thermal events on the seagrass *Posidonia oceanica* are exacerbated by ammonium additions. *PLOS ONE* 14(9). e0222798: 19 p. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222798>
- Oprandi, A., Bianchi, C.N., Karayali, O., Morri, C., Rigo, I., Montefalcone, M., 2021.** RESQUE: A novel comprehensive approach to compare the performance of different indices in evaluating seagrass health. *Ecological Indicators* 131: pp 108–118.
- Oprandi, A., Mancini, I., Bianchi, C.N., Morri, C., Montefalcone, M., Azzola, A., 2022.** Indices from the past: relevance in the status assessment of *Posidonia oceanica* meadows. 7th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Genoa, Italy, 19–20 September 2022): pp 72–77.
- Panayotidis, P., Boudouresque, C.F., Marcot-Coqueugniot, J., 1981.** Microstructure de l'herbier de *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. Microstructure of *Posidonia oceanica* (Linnaeus) beds 24: pp 115–124. <https://doi.org/10.1515/botm.1981.24.3.115>
- Parravicini, V., Rovere, A., Vassallo, P., Micheli, F., Montefalcone, M., Morri, C., Paoli, C., Albertelli, G., Fabiano, M., Bianchi, C.N., 2012.** Understanding relationships between conflicting human uses and coastal ecosystems status: A geospatial modeling approach *Ecological Indicators*, Assessing ecological quality in estuarine and coastal ecosystems 19: pp 253–263. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.07.027>
- Paul, M., de los Santos, C.B., 2019.** Variation in flexural, morphological, and biochemical leaf properties of eelgrass (*Zostera marina*) along the European Atlantic climate regions. *Marine Biology* 166: pp 1–12.
- Pazzaglia, J., Santillán-Sarmiento, A., Helber, S.B., Ruocco, M., Terlizzi, A., Marín-Guirao, L., Procaccini, G., 2020.** Does Warming Enhance the Effects of Eutrophication in the Seagrass *Posidonia oceanica*? *Frontiers in Marine Science* 7. 564805: 15 p. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.564805>
- Peirano, A., Bianchi, C., 1997.** Decline of the seagrass *Posidonia oceanica* in response to environmental disturbance: A simulation-like approach off Liguria (NW Mediterranean Sea). The responses of marine organisms to their environments: in proceedings of the 30th European Marine Biology Symposium, University of Southampton, Southampton, United Kingdom: pp 87–95.
- Peirano, A., Nicolai, I., Mauro, R., Bianchi, C., 2001.** Seasonal grazing and food preference of herbivores in a *Posidonia oceanica* meadow. *Scientia Marina* 65: pp 367–374. <https://doi.org/10.3989/scimar.2001.65n4367>
- Pellegrini, L., Pellegrini, M., 1993.** Ultrastructural differentiation of the tanniniferous cells in the marine phanerogam *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Botanica Marina* 36: pp 179–187.

- Peres, J.M., Picard, J., 1975.** Causes de la raréfaction et de la disparition des herbiers de *Posidonia oceanica* sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Aquatic Botany* 1: pp 133–139. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(75\)90018-2](https://doi.org/10.1016/0304-3770(75)90018-2)
- Pérez, M., García, T., Invers, O., Ruiz, J.M., 2008.** Physiological responses of the seagrass *Posidonia oceanica* as indicators of fish farm impact. *Marine Pollution Bulletin* 56: pp 869–879.
- Pergent, G., 1988.** Variabilité de l'abondance des cellules à tanin dans les écailles de *Posidonia oceanica*. Rapports et procès-verbaux des réunions Commission internationale pour l'exploration scientifique de la Mer Méditerranée 31 (2): p 7.
- Pergent, G., 1987.** Recherches lépidochronologiques chez *Posidonia oceanica* (potamogetonaceae) : fluctuation des paramètres anatomiques et morphologiques des écailles des rhizomes. *Thèse de doctorat* : Océanologie, Université Aix-Marseille II, Fr: pp 1–853.
- Pergent, G., Bazairi, H., Bianchi, C., Boudouresque, C., Buia, M., Calvo, S., Clabaut, P., Harmelin Vivien, M., Mateo, M.A., Montefalcone, M., Morri, C., Orfanidis, S., Pergent Martini, C., Semroud, R., Serrano, O., Thibaut, T., Tomasello, A., Verlaque, M., 2014.** Climate change and Mediterranean seagrass meadows: A synopsis for environmental managers. *Mediterranean Marine Science* 15(2): pp 462–473. <https://doi.org/10.12681/mms.621>
- Pergent, G., Bazairi, H., Bianchi, C.N., Boudouresque, C.-F., Buia, M.C., Clabaut, P., Harmelin-Vivien, M., Mateo, M.A., Montefalcone, M., Morri, C., Orfanidis, S., Pergent-Martini, C., Semroud, R., Serrano, O., Verlaque, M., 2012.** Les herbiers de Magnoliophytes marines de Méditerranée. Résilience et contribution à l'atténuation des changements climatiques. Gland, Suisse et Malaga, Espagne : IUCN: 80 p.
- Pergent, G., Boudouresque, C.-F., Dumay, O., Pergent-Martini, C., Wyllie-Echeverria, S., 2008b.** Competition between the invasive macrophyte *Caulerpa taxifolia* and the seagrass *Posidonia oceanica* : contrasting strategies. *BMC ecology* 8: pp 1–13.
- Pergent, G., Leonardini, R., Lopez y Royo, C., Mimault, B., Pergent-Martini, C., 2008a.** Mise en oeuvre d'un Réseau de Surveillance Posidonies le long du littoral de la Corse—Rapport de synthèse 2004-2008. Contrat office de l'Environnement de la Corse et GIS Posidonie centre de Corse, GIS Posidonie Publ: pp 1–273.
- Pergent, G., Mendez, S., Pergent-Martini, C., Pasqualini, V., 1999.** Preliminary data on the impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows in the Mediterranean. *Oceanologica Acta* 22: pp 95–107. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(99\)80036-X](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(99)80036-X)
- Pergent, G., Pergent-Martini, C., 1988.** Phénologie de *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile dans le bassin méditerranéen. *Annales de l'Institut océanographique* 64 : pp 79–100.
- Pergent, G., Pergent-Martini, C., Bein, A., Dedeken, M., Oberti, P., Orsini, A., Santucci, J.-F., Short, F., 2015.** Dynamic of *Posidonia oceanica* seagrass meadows in the northwestern Mediterranean: Could climate change be to blame? *Comptes Rendus Biologies* 338: pp 484–493. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2015.04.011>
- Pergent, G., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C., 1995.** Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: État des connaissances. *Mésogée* 54: pp 3–27.
- Pergent-Martini, C., Le Ravallec, C., 2007.** Lignes directrices pour les études d'impacts sur les herbiers marins. CAR/ASP. France: pp 1–45.

- Pergent-Martini, C., Leoni, V., Pasqualini, V., Ardizzone, G.D., Balestri, E., Bedini, R., Belluscio, A., Belsher, T., Borg, J., Boudouresque, C.F., 2005.** Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: use and application. *Ecological Indicators* 5: pp 213–230.
- Pergent-Martini, C., Monnier, B., Lehmann, L., Barralon, E., Pergent, G., 2022.** Major regression of *Posidonia oceanica* meadows in relation with recreational boat anchoring: A case study from Sant’Amanza bay. *Journal of Sea Research* 188. 102258: 13 p. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102258>
- Pergent-Martini, C., Pergent, G., Monnier, B., Boudouresque, C.-F., Mori, C., Valette-Sansevin, A., 2021.** Contribution of *Posidonia oceanica* meadows in the context of climate change mitigation in the Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research* 165. 105236: 12 p. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105236>
- Pergent-Martini, C., Serena, A., Castejon, I., Deter, J., Frau, F., Gerakaris, V., Mancini, G., Molenaar, H., Montefalcone, M., Oprandi, A., Pergent, G., Poursanidis, D., Royo, L., Terrados, J., Tomasello, A., Ventura, D., Villers, F., 2024.** Guidelines for the active restoration of *Posidonia oceanica*. Report Cooperation agreement Mediterranean *Posidonia* Network (MPN), French Biodiversity Agency (OFB) & University of Corsica Pasquale Paoli (UCPP) N°OFB-22-1310: 29 p. + Appendices.
- Personnic, S., Boudouresque, C.F., Astruch, P., Ballesteros, E., Blouet, S., Bellan-Santini, D., Bonhomme, P., Thibault-Botha, D., Feunteun, E., Harmelin-Vivien, M., 2014.** An ecosystem-based approach to assess the status of a Mediterranean ecosystem, the *Posidonia oceanica* seagrass meadow. *PloS one* 9(6). e98994: 17 p. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098994>
- Peterson, B., Heck, K., 2001.** Positive interactions between suspension-feeding bivalves and seagrass - A facultative mutualism. *Marine Ecology Progress Series* 213: pp 143–155. <https://doi.org/10.3354/meps213143>
- Piazzì, L., Balata, D., Cinelli, F., Benedetti-Cecchi, L., 2004.** Patterns of spatial variability in epiphytes of *Posidonia oceanica*: Differences between a disturbed and two reference locations. *Aquatic Botany* 79: pp 345–356. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2004.05.006>
- Pirc, H., Wollenweber, B., 1988.** Seasonal Changes in Nitrogen, Free Amino Acids, and C/N Ratio in Mediterranean Seagrasses. *Marine Ecology* 9: pp 167–179. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.1988.tb00206.x>
- PNUE/PAM/CAR PAP, 2006.** Programme d’Aménagement Côtier (PAC) de la «zone côtière algéroise» (PAC). Rapport final intégré. MAP Technical Reports Series. 64, UNEP, Athènes : pp 1–190 + Atlas cartographique.
- PNUE-PAM-CAR/ASP, 2019.** Les protocoles de surveillance des Indicateurs communs 1 et 2 relatifs aux habitats marins (No. UNEP/MED WG.474/3). Rome, Italie: pp 1–170.
- PNUE-PAM-CAR/ASP, 2010.** Les Aires Spécialement Protégées en Méditerranée Bilan & Perspectives. Par BEN HAJ S., BEN NAKHLA L., OUERGHI A., C. RAIS. Tunis: pp 1–36.
- PNUE-PAM-CAR/ASP, 2009.** Rapport sur le projet MedPosidonia. Rais C., Pergent G., Dupuy de la Grandrive R., Djellouli A. eds. Document d’information pour la neuvième réunion des points focaux nationaux pour les ASP (No. UNEP(DEPI)/MED WG.331/Inf.11). CAR/ASP Publ, Floriana – Malte: pp 1–137.

- Poikane, S., Salas Herrero, F., Kelly, M.G., Borja, A., Birk, S., van de Bund, W., 2020.** European aquatic ecological assessment methods: A critical review of their sensitivity to key pressures. *Science of The Total Environment* 740. 140075: 12 p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140075>
- Prado, P., Alcoverro, T., Romero, J., 2008.** Seasonal response of *Posidonia oceanica* epiphyte assemblages to nutrient increase. *Marine Ecology Progress Series* 359: pp 89–98. <https://doi.org/10.3354/meps07438>
- Pratyusha, S., 2022.** Phenolic Compounds in the Plant Development and Defense: An Overview. *Plant Stress Physiology-Perspectives in Agriculture*: 125 p.
- Preston, R.D., 1979.** Polysaccharide Conformation and Cell Wall Function. *Annual Review of Plant Biology* 30: pp 55–78. <https://doi.org/10.1146/annurev.pp.30.060179.000415>
- Procaccini, G., Alberte, R., Mazzella, L., 1996.** Genetic structure of the seagrass *Posidonia oceanica* in the Western Mediterranean: ecological implications. *Marine Ecology Progress Series* 140: pp 153–160. <https://doi.org/10.3354/meps140153>
- Procaccini, G., Buia, M.C., Gambi, M.C., Perez, M., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Romero, J., 2003.** The seagrasses of the Western Mediterranean. *World atlas of seagrasses*: pp 48–58.
- Rabehi, W., Rahal, F., 2011.** Aménagement du port d'El Djamila, avantages et inconvénients et comportements des structures. *Mémoire d'ingénieur d'état*. ISMAL. Alger : 103 p.
- Ralph, P.J., Durako, M.J., Enríquez, S., Collier, C.J., Doblin, M.A., 2007.** Impact of light limitation on seagrasses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, The Biology and Ecology of Seagrasses* 350: pp 176–193. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.017>
- Rende, F., Bacci, T., Penna, M., Trabucco, B., Giovanardi, F., Cicero, A.M., 2011.** WFD 2000/60/ec: *Posidonia oceanica* meadows in the evaluation of ecological status of the Italian coastal waters/wfd 2000/60 ce: le praterie di *Posidonia oceanica* nella valutazione dello stato ecologico delle acque costiere italiane. *Biologia Marina Mediterranea* 18: 322 p.
- Rhoades, D.F., 1979.** Evolution of plant chemical defense against herbivores. *Herbivores: their interaction with secondary plant metabolites*. Academic Press: pp 3–54.
- Richir, J., Salivas-Decaux, M., Lafabrie, C., Lopez y Royo, C., Gobert, S., Pergent, G., Pergent-Martini, C., 2015.** Bioassessment of trace element contamination of Mediterranean coastal waters using the seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Environmental Management* 151: pp 486–499. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.11.015>
- Riera, R., Bosch, N.E., Infantes, E., Vasconcelos, J., 2025.** Navigating biodiversity patterns in fragmented seagrass mosaics. *Scientific Reports* 15. 8729: 13 p.
- Rigo, I., Montefalcone, M., Morri, C., 2019.** Use of ecological indices to assess the health status of *Posidonia oceanica* meadows in eastern Liguria, in: Federico II Open Access University Press. *Planning, nature and ecosystem services*, Naples: FedOAPres: pp 271–280.
- Rigo, I., Paoli, C., Dapueto, G., Pergent-Martini, C., Pergent, G., Oprandi, A., Montefalcone, M., Bianchi, C.N., Morri, C., Vassallo, P., 2021.** The Natural Capital Value of the Seagrass *Posidonia oceanica* in the North-Western Mediterranean. *Diversity* 13. 499: 18 p. <https://doi.org/10.3390/d13100499>

- Roca, G., Alcoverro, T., de Torres, M., Manzanera, M., Martínez-Crego, B., Bennett, S., Farina, S., Pérez, M., Romero, J., 2015.** Detecting water quality improvement along the Catalan coast (Spain) using stress-specific biochemical seagrass indicators. *Ecological Indicators* 54: pp 161–170. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.031>
- Roca, G., Alcoverro, T., Krause-Jensen, D., Balsby, T.J.S., van Katwijk, M.M., Marbà, N., Santos, R., Arthur, R., Mascaró, O., Fernández-Torquemada, Y., 2016.** Response of seagrass indicators to shifts in environmental stressors: a global review and management synthesis. *Ecological Indicators* 63: pp 310–323.
- Romero, J., Alcoverro, T., Roca, G., Pérez, M., 2016.** Bioindicators, Monitoring, and Management Using Mediterranean Seagrasses: What Have We Learned from the Implementation of the EU Water Framework Directive?, in: Munné, A., Ginebreda, A., Prat, N. (Eds.), *Experiences from Ground, Coastal and Transitional Water Quality Monitoring: The EU Water Framework Directive Implementation in the Catalan River Basin District (Part II)*. Springer International Publishing, Cham: pp 161–182. [https://doi.org/10.1007/698\\_2015\\_437](https://doi.org/10.1007/698_2015_437)
- Romero, J., Martínez-Crego, B., Alcoverro, T., Pérez, M., 2007.** A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the water framework directive (WFD). *Marine Pollution Bulletin, Implementation of the Water Framework Directive in European marine waters* 55: pp 196–204. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.032>
- Rotini, A., Anello, L., Bernardo, M.D., Giallongo, A., Valiante, L., Migliore, L., 2013.** Comparative analysis of bed density, total phenol content and protein expression pattern in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Open Journal of Ecology* 03 (6): pp 438–444. <https://doi.org/10.4236/oje.2013.36050>
- Rotini, A., Chiesa, S., Manfra, L., Borrello, P., Piermarini, R., Silvestri, C., Cappucci, S., Parlagreco, L., Devoti, S., Pisapia, M., Creo, C., Mezzetti, T., Scarpato, A., Migliore, L., 2020.** Effectiveness of the “Ecological Beach” Model: Beneficial Management of *Posidonia* Beach Casts and Banquette. *Water* 12. 3238: 16 p. <https://doi.org/10.3390/w12113238>
- Ruiz, J., Romero, J., 2001.** Effects of *in situ* experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology-progress Series* 215: pp 107–120. <https://doi.org/10.3354/meps215107>
- Ruiz, J.M., Romero, J., 2003.** Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin Journal* 46: pp 1523–1533. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.08.021>
- Ruiz-Frau, A., Gelcich, S., Hendriks, I.E., Duarte, C.M., Marba, N., 2017.** Current state of seagrass ecosystem services: research and policy integration. *Ocean & Coastal Management* 149: pp 107–115.
- Ruocco, M., De Luca, P., Marín-Guirao, L., Procaccini, G., 2019.** Differential Leaf Age-Dependent Thermal Plasticity in the Keystone Seagrass *Posidonia oceanica*. *Frontiers in Plant Science* 10: 17 p.
- Ruocco, M., Marín-Guirao, L., Ravaglioli, C., Bulleri, F., Procaccini, G., 2018.** Molecular level responses to chronic versus pulse nutrient loading in the seagrass *Posidonia oceanica* undergoing herbivore pressure. *Oecologia* 188: pp 23–39. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4172-9>

- Savage, C., Leavitt, P.R., Elmgren, R., 2010.** Effects of land use, urbanization, and climate variability on coastal eutrophication in the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography* 55: pp 1033–1046. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.3.1033>
- Scanu, S., Piazzolla, D., Bonamano, S., Penna, M., Piermattei, V., Madonia, A., Frattarelli, F.M., Mellini, S., Dolce, T., Valentini, R., Coppini, G., Fersini, G., Marcelli, M., 2022.** Economic Evaluation of *Posidonia oceanica* Ecosystem Services along the Italian Coast. *Sustainability* 14. 489: 16 p. <https://doi.org/10.3390/su14010489>
- Scarcelli, F., Spadaro, C., Ienco, A., Osso, V., Giovannelli, P., Greco, S., Mazzuca, S., Piro, A., 2025.** Evaluation of the ecological status of *Posidonia oceanica* meadows along the Calabrian Coasts: A multi-index approach. *Ecological Indicators* 173. 113408: 13 p. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113408>
- Scartazza, A., Moscatello, S., Gavrichkova, O., Buia, M.C., Lauteri, M., Battistelli, A., Lorenti, M., Garrard, S.L., Calfapietra, C., Brugnoli, E., 2017.** Carbon and nitrogen allocation strategy in *Posidonia oceanica* is altered by seawater acidification. *Science of The Total Environment* 607–608: pp 954–964. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.084>
- Schohn, T., Vézina, L., Astruch, P., Belloni, B., Cabral, M., Labrune, C., 2025.** Mise au point d'un indicateur d'intensité de pressions anthropiques multisource : IPA (Integrated Pressure Assessment). Convention LIFE 16 IPE FR001 Marha/GECORISK – Office Français de la Biodiversité & GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr. : 81 p + annexe. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.32846.11849>
- Schubert, N., Freitas, C., Silva, A., Costa, M.M., Barrote, I., Horta, P.A., Rodrigues, A.C., Santos, R., Silva, J., 2018.** Photoacclimation strategies in northeastern Atlantic seagrasses: Integrating responses across plant organizational levels. *Scientific Reports* 8. 14825: 14 p. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-33259-4>
- Sehil, M.A., 2022.** Surveillance de la limite supérieure de l'herbier à *Posidonia Oceanica* du front de mer de la baie de Bouismail. *Mémoire de Master*. ENSSMAL. Alger : 66 p.
- Semroud, R., 1993.** Contribution à la connaissance de l'écosystème à *Posidonia oceanica* (L.) Delile dans la région d'Alger (Algérie). *Thèse de Doctorat*. USTHB., Alger : 1–218.
- Semroud, R., Belbacha, S., Dupuy de la Grandrive, R., Foulquie, M., 2004.** Faisabilité d'une extension marine du Parc National d'El Kala – Algérie. Rapport de mission. UNEP-MAP / CAR-ASP / ATEN / PNEK, Fr., 1–68.
- Semroud, R., Boumaza, S., Boukortt, R., BADJOU, R., BOUMOULA, N., AÏSSA, R., SIDI BOUMEDIENNE, T., 1998.** Surveillance de l'herbier à *Posidonia oceanica* (L.) Delile au large de la Grande Plage d'El Djamila (Baie de Bou-Ismaïl, Algérie) (Contrat DGE / ISMAL). ISMAL, Alger.
- Semroud, R., Boumaza, S., Khazim, O., Belbacha, S., Boukortt, R., Bengrine, L., Guelmami, A., 2015.** Setting up of monitoring systems for *Posidonia oceanica* meadows in the Bou Ismaïl bay (Algeria, southern Mediterranean Sea), in: Proceedings. Presented at the Mediterranean Seagrass Workshop – Sardinia 2015, Oristano, Italy.
- Semroud, R., Verlaque, R., Crouzet, A., Boudouresque, C.F., 1992.** On a broad-leaved form of the seagrass *Posidonia oceanica* (Posidoniaceae) from Algiers (Algeria). *Aquatic botany* 43: pp 181–198. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(92\)90042-H](https://doi.org/10.1016/0304-3770(92)90042-H)

- Sengouga, A., 2017.** Evaluation de l'état écologique des eaux côtières algéroises par l'utilisation d'un indice basé sur *Posidonia oceanica*. *Thèse de Magistère*. ENSSMAL. Alger : 88 p.
- Sengouga, A., Boumaza, S., Misraoui, A., Zerrouki, M., Boudjadja, R., Louanchi, F., Semroud, R., 2025.** Application of a new multi-metric index with a comparative analysis for assessing the environmental status of *Posidonia oceanica* meadows (Algeria, Southern Mediterranean). *Mediterranean Marine Science* 26: pp 686–704. <https://doi.org/10.12681/mms.39215>
- Sengouga, A., Boumaza, S., Zerrouk, C., Misraoui, A., Semroud, R., 2019.** Temporal evolution of ecological status in Algiers coastal waters, in: *Proceedings of the Fourteenth International MEDCOAST Congress on Coastal and Marine Sciences, Engineering, Management and Conservation MEDCOAST 2019*. Mediterranean Coastal Foundation, Marmaris, Turkey, E. Ozhan: pp 373–378.
- Shafeeyan, M.S., 2024.** Application of photocatalytic and fenton processes for the degradation of toxic pollutants from pulp and paper industry effluents. *Water Resources and Industry* 32. 100260: 13 p. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2024.100260>
- Sheskin, D.J., 2003.** *Handbook of Parametric and Nonparametric Statistical Procedures: Third Edition*. CRC Press: 1193 p.
- Short, F.T., Wyllie-Echeverria, S., 1996.** Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental conservation* 23: pp 17–27.
- Silberstein, K., Chiffings, A.W., McComb, A.J., 1986.** The loss of seagrass in cockburn sound, Western Australia. III. The effect of epiphytes on productivity of *Posidonia australis* Hook. F. *Aquatic Botany* 24: pp 355–371. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(86\)90102-6](https://doi.org/10.1016/0304-3770(86)90102-6)
- Silhadi, M.A., Refes, W., Mazouzi, S., 2020.** Assessment of coastal ecosystems vulnerability to pollution: Algiers coast, Algeria. *Environmental Science and Pollution Research* 27: pp 42670–42684. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10123-5>
- Singh, P., Singh, R.K., Song, Q.-Q., Li, H.-B., Yang, L.-T., Li, Y.-R., 2020.** Methods for Estimation of Nitrogen Components in Plants and Microorganisms, in: Gupta, K.J. (Ed.), *Nitrogen Metabolism in Plants: Methods and Protocols*, *Methods in Molecular Biology*. Springer, New York: pp 103–112. [https://doi.org/10.1007/978-1-4939-9790-9\\_10](https://doi.org/10.1007/978-1-4939-9790-9_10)
- Singh, R.K., Murty, H.R., Gupta, S.K., Dikshit, A.K., 2012.** An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological Indicators* 15: pp 281–299. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.01.007>
- Smith, C.S., Ito, M., Namba, M., Nakaoka, M., 2018.** Oyster aquaculture impacts *Zostera marina* epibiont community composition in Akkeshi-ko estuary, Japan. *PLOS ONE* 13(5). e0197753: 17 p. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197753>
- Stipcich, P., Beca-Carretero, P., Álvarez-Salgado, X.A., Apostolaki, E.T., Chartosia, N., Efthymiadis, P.T., Jimenez, C.E., La Manna, G., Pansini, A., Principato, E., Resaikos, V., Stengel, D.B., Ceccherelli, G., 2023.** Effects of high temperature and marine heat waves on seagrasses: Is warming affecting the nutritional value of *Posidonia oceanica*? *Marine Environmental Research* 184. 105854: 9 p. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105854>

- Stoddard, J.L., Herlihy, A.T., Peck, D.V., Hughes, R.M., Whittier, T.R., Tarquinio, E., 2008.** A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. *Journal of the North American Benthological Society* 27: p 878–891. <https://doi.org/10.1899/08-053.1>
- Swadling, D.S., Taylor, S.L., Gruber, R.K., Glasby, T.M., 2025.** Sediment Properties and Seagrass Density Influence the Morphological Plasticity of Seagrass *Zostera muelleri* More Than Elevated Temperatures. *Estuaries and Coasts* 48. 52: 14 p. <https://doi.org/10.1007/s12237-025-01485-5>
- Telesca, L., Belluscio, A., Criscoli, A., Ardizzone, G., Apostolaki, E.T., Frascchetti, S., Gristina, M., Knittweis, L., Martin, C.S., Pergent, G., Alagna, A., Badalamenti, F., Garofalo, G., Gerakaris, V., Louise Pace, M., Pergent-Martini, C., Salomidi, M., 2015.** Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. *Scientific reports* 5. 12505: 14 p. <https://doi.org/10.1038/srep12505>
- Terrados, J., Pons, F.J.M., 2008.** Epiphyte load on the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile does not indicate anthropogenic nutrient loading in Cabrera Archipelago National Park (Balearic Islands, Western Mediterranean). *Scientia Marina* 72: pp 503–510. <https://doi.org/10.3989/scimar.2008.72n3503>
- Tiano, J.C., Witbaard, R., Bergman, M.J.N., Van Rijswijk, P., Tramper, A., Van Oevelen, D., Soetaert, K., 2019.** Acute impacts of bottom trawl gears on benthic metabolism and nutrient cycling. *ICES Journal of Marine Science* 76: pp 1917–1930. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz060>
- Traganos, D., Lee, C.B., Blume, A., Poursanidis, D., Čížmek, H., Deter, J., Mačić, V., Montefalcone, M., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ricart, A.M., Reinartz, P., 2022.** Spatially Explicit Seagrass Extent Mapping Across the Entire Mediterranean. *Frontiers in Marine Science* 9. 871799: 13 p. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.871799>
- Tsioli, S., Papathanasiou, V., Rizouli, A., Kosmidou, M., Et., A., 2021.** Diversity and composition of algal epiphytes on the Mediterranean seagrass *Cymodocea nodosa*: a scale-based study. *Botanica Marina*. 64(2): pp 101–118. <https://doi.org/10.1515/bot-2020-0057>
- Turner, A., 2019.** Lead pollution of coastal sediments by ceramic waste. *Marine Pollution Bulletin* 138: pp 171–176. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.013>
- Tursi, A., Mastrototaro, F., Bottalico, A., Montesanto, F., Chimienti, G., 2022a.** Assessing the conservation status of *Posidonia oceanica* at Tremiti Archipelago (Adriatic Sea): a comparative analysis of different classification systems, in: 2022 IEEE International Workshop on Metrology for the Sea; Learning to Measure Sea Health Parameters (MetroSea). Presented at the 2022 IEEE International Workshop on Metrology for the Sea; Learning to Measure Sea Health Parameters (MetroSea): pp. 262–266. <https://doi.org/10.1109/MetroSea55331.2022.9950803>
- Tursi, A., Mastrototaro, F., Montesanto, F., De Giosa, F., Lisco, A., Bottalico, A., Chimienti, G., 2022b.** The Status of *Posidonia oceanica* at Tremiti Islands Marine Protected Area (Adriatic Sea). *Biology* 11. 923: 17 p. <https://doi.org/10.3390/biology11060923>
- Tutar, O., Ruocco, M., Dattolo, E., Lacorata, G., Corrado, R., Watteaux, R., Iudicone, D., Fach, B., Procaccini, G., 2022.** High levels of genetic diversity and population structure in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* at its easternmost

- distribution limit. *ICES Journal of Marine Science* 79: pp 2286–2297. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac163>
- 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: pp 253–277. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00060-9](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00060-9)
- UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015.** Guidelines for Standardization of Mapping and Monitoring Methods of Marine Magnoliophyta in the Mediterranean. Christine Pergent-Martini, Edits., RAC/SPA publ., Tunis: 48 p. + Annexes.
- UNEP/MAP-SPA/RAC, 2021.** Algérie. Conservation de la biodiversité marine et côtière méditerranéenne d'ici 2030 et au-delà By A. Chalabi. Ed. SPA/RAC, Tunis: 140 pp + Annexes.
- Vacchi, M., De Falco, G., Simeone, S., Montefalcone, M., Morri, C., Ferrari, M., Bianchi, C.N., 2017.** Biogeomorphology of the Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. *Earth Surface Processes and Landforms* 42: pp 42–54. <https://doi.org/10.1002/esp.3932>
- Vassallo, P., Paoli, C., Rovere, A., Montefalcone, M., Morri, C., Bianchi, C.N., 2013.** The value of the seagrass *Posidonia oceanica*: A natural capital assessment. *Marine Pollution Bulletin* 75: pp 157–167. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.044>
- Vela, A., 2006.** Fonctionnement et production primaire des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile en Méditerranée. *Thèse de doctorat*. Université de Corse Pascal Paoli: 173 p. <https://doi.org/10.13140/2.1.1806.4161>
- Vettori, D., Marjoribanks, T.I., 2021.** Temporal Variability and Within-Plant Heterogeneity in Blade Biomechanics Regulate Flow-Seagrass Interactions of *Zostera marina*. *Water Resources Research* 57. e2020WR027747: 18 p. <https://doi.org/10.1029/2020WR027747>
- Vidaković-Cifrek, Ž., Tkalec, M., Bakran-Petricioli, T., Dolenc Koce, J., Bobetić, J., Cvrtila, A., Grbčić, A., Maroević, J., Mikec, N., Samac, J., Smiljanec, M., 2024.** Standard Descriptors and Selected Biomarkers in Assessment of *Posidonia oceanica* (L.) Delile Environmental Response. *Journal of Marine Science and Engineering* 12. 2072: 19 p. <https://doi.org/10.3390/jmse12112072>
- Walker, D.I., Campey, M.L., Kendrick, G.A., 2004.** Nutrient dynamics in two seagrass species, *Posidonia coriacea* and *Zostera tasmanica*, on Success Bank, Western Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60: pp 251–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.01.003>
- Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T.J.B., Orth, R.J., Dennison, W.C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Short, F.T., Williams, S.L., 2009.** Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: pp 12377–12381. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106>
- Wilaya d'Alger, 2020.** Annuaire statistique de la Wilaya d'Alger 2020.
- Wilaya de Tipaza, n.d.** La carte territoriale des opportunités d'investissements dans les communes de la Wilaya de Tipaza.
- Xu, S., Zhou, Y., Wang, P., Wang, F., Zhang, X., Yue, S., Zhang, Y., Qiao, Y., Liu, M., 2021.** Temporal-spatial variations in the elemental and stable isotope contents of

- eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Bohai Sea and Yellow Sea, northern China: Sheath as a novel ecological indicator for geochemical research. *Ecological Indicators* 121. 107181: 11 p. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107181>
- Xu, Shaochun, Wang, P., Zhou, Y., Wang, F., Zhang, X., Gu, R., Xu, Shuai, Yue, S., Zhang, Y., Suonan, Z., 2020.** Sheaths of *Zostera marina* L. as ecological indicators of shoot length and the elemental stoichiometry of aboveground tissues. *Marine Pollution Bulletin* 160. 111545: 10 p. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111545>
- Yeshi, K., Crayn, D., Ritmejerytė, E., Wangchuk, P., 2022.** Plant Secondary Metabolites Produced in Response to Abiotic Stresses Has Potential Application in Pharmaceutical Product Development. *Molecules* 27. 313: 31 p. <https://doi.org/10.3390/molecules27010313>
- Zahaf, C.R., Karali, A., 2010.** Caractérisation des peuplements algaux associés aux trottoirs à vermetes en Algérie. Presented at the CIESM Congress, Rapports et procès-verbaux des réunions Commission internationale pour l'exploration scientifique de la Mer Méditerranée. 39. Venice: 644 p.
- Zhang, J.-P., Huang, X.-P., Jiang, Z.-J., Thorhaug, A., 2011.** Comparison of the role of the foliar sheath in nutrient (ammonium and phosphate) acquisition by the seagrass *Thalassia hemprichii* (Ehrenb.) Aschers. at two different sites on tropical Hainan Island, China. *Hydrobiologia* 669: pp 45–61. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0662-z>
- Zubak, I., Cizmek, H., Mokos, M., 2020.** *Posidonia oceanica* lower depth limits along a latitudinal gradient in the eastern Adriatic Sea. *Botanica Marina* 63: pp 209–214. <https://doi.org/10.1515/bot-2019-0097>
- Zupo, V., Buia, M.C., Mazzella, L., 1997.** A Production Model for *Posidonia oceanica* Based on Temperature. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44: pp 483–492. <https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0137>

# **Annexes**

## Annexes

## Annexe I

**Travaux réalisés sur les herbiers de *Posidonia oceanica* en Algérie utilisés pour la mise à jour de la carte de répartition de Telesca *et al.* (2015)**

Abboud. K., 2022. Diversité des épiphytes des rhizomes de la Posidonie ( <i>Posidonia oceanica</i> ) de la région de Tigzirt (Tizi Ouzou, Algérie). Mémoire de master en Science de la Nature et de la Vie : Université Mouloud Mammeri. 70p.
Ainbaziz, M., Sakher, S. 2010. Caractérisation des fonds des coralligènes et de la flore associée aux écosystèmes de l'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> , à l'Ouest de Jijel. Mémoire d'ingénieur : Environnement marin. Alger : ENSSMAL, 122p.
Araour L et Mahdjoub M. A, 2020. Recensement et cartographie des formations récifales des côtes algériennes. Mémoire d'ingénieur, ENSSMAL, 78p.
Belbacha, S., Dahel, A. T., Djebbar, A. B., Djebbar, A. B., Lebdjiri, K., & Kebbab, R. 2025. First Study on Coralligenous Habitats in the Marine Protected Area of Mount Edough National Park in Annaba, Northeastern Algeria. Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries. Vol. 29(4). pp : 2831 – 2848.
Belbachir, N., 2018. Rôle de la macrofaune benthique dans le fonctionnement du réseau trophique de l'écosystème à <i>Posidonia oceanica</i> (L.) Delile (1813) de la frange côtière de Mostaganem. Thèse de doctorat. Mostaganem : Université de Abdelhamid Ibn Badis, p.
Belhocine, C. (2022). Diversité des mycoendophytes des rhizomes de la posidonie : <i>Posidonia oceanica</i> de la région de Tigzirt (Tizi-Ouzou) Algérie. Mémoire de master en Science de la Nature et de la Vie : Université Mouloud Mammeri, 81p.
Bentaallah, M., Baghdadi, D., & Cantasano, N. (2023). Distribution and status of <i>Posidonia oceanica</i> meadows on the North-Western coast of Algeria. Biosystems Diversity, 31(3), 255-260.
Boucher AEH et Taïbi. N.E., 2017. Contribution de la biomasse des épiphytes de <i>Posidonia oceanica</i> à l'apport de matière organique au substrat de l'herbier, Côte de Mostaganem. Proceedings VIIème Journées Scientifiques de la Faculté SNV Mostaganem, les 26 & 27-Avril 2017. 13 p.
Boudaa, L. 2013. Contribution à l'étude des paramètres vitaux de l'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> dans la plage Ouest de Sidi Fredj. Mémoire d'ingénieur en Environnement marin. Alger : ENSSMAL, 64p.
Boudjella. I., 2015. Dosage des composés phénoliques chez <i>Posidonia oceanica</i> (linné, 1813) Delile, des herbiers de la côte ouest Algériennes (Ain Franin, Cap Carbon et Sidi Lakhdar). Mémoire de magister en Science de l'environnement. Oran : Université Ahmed Ben Bella, 174p.

Boughanem, H., Nait Tayeb, A. 2012. Mise en place d'un carré permanent dans l'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> (L.) Delile de la plage de la thalassothérapie (Sidi Fredj). Mémoire DEUA en environnement marin. Alger : ENSSMAL, 31p.
Boukortt, R. 2015. Contribution à la cartographie des habitats marins dans le cadre d'une étude d'impact. Mémoire de magister en Gestion et surveillance du milieu marin et littoral. Alger : Enssmal, 67 p.
Boumaza, S. (2015). Caractérisation d'un herbier à <i>Posidonia oceanica</i> soumis à des des rejets d'effluents. Thèse de doctorat. USTHB. 95 p.
Boutabia-Trea, S. (2016). <i>Posidonia oceanica</i> (L) Delile, bioindicateur de la pollution métallique du golfe d'Annaba (Nord-Est Algérien). Doctoral Thesis: plant biology. University of Badji Mokhtar (Annaba), Algeria). 238p.
Chahrour, F. 2013. Etude de la vitalité des herbiers à <i>Posidonia oceanica</i> (L.) Delile de la côte occidentale algérienne (Cap Carbon et Ain Franin). Thèse de doctorat en Ecologie marine. Oran : Université d'Oran, 254p.
Dermeche, S., Chahrour, F., & Boutiba, Z. (2009). Contribution à l'étude des variations des Indices Physiologiques (Indice de Réplétion-Indice Gonadique et Sex Ratio) chez la population d'oursins comestibles <i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck 1816) Du Littoral Occidental Algérien. European Journal of Scientific Research, 30(1), 153-163.
Ferhi, H., Ghiboub, A. 2001. Surveillance de la limite inférieure de l'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> de la région d'El Djamila : suivi 2000. Mémoire D.E.U.A en Ecologie marine. Alger : ENSSMAL, 30p.
Ghellai, M., Bouiadjra, M. E. A., Dahloum, L., Megharbi, A., & Bouiadjra, B. B. 2021. Distribution of phytobenthosis in the presence of an invasive alga <i>Caulerpa cylindracea</i> on the Algerian west coast. Biodiversitas. 22 (12). pp: 5644-5653.
Grimes, S., Bakalem, A., & Dauvin, J.C. (2016). Annotated checklist of marine Algerian Crustacean Decapods. Mediterranean Marine Science, 17(2), 384-395.
Hamimeche. M., Kaoudi. H., Merazka. Z., (2015). Etude biométrique et phénologique de l'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> dans l'AMP de Taza (Jijel, Algérie). 3ème Congrès International de la Biodiversité Végétale. Marrakech.
Hussein, K.B 2014. Suivie et évaluation de la structure écologique et biodiversité Aire infralittorale de la zone côtière oranaise. Thèse de doctorat en Biologie et écologie marine. Oran : Université d'Oran 1 Ahmed Ben Bella, 227p.
Kaoudi, H., Merazka, Z. (2013). Caractérisation et description de l'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> (L.) Delile, dans l'aire marine protégée de Taza (wilaya de Jijel). Mémoire de master en biologie. Jijel : Université de Jijel, 67p.
Khodja A., 2013. « Caractérisation de l'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> (L.) Delile (1813) de la côte occidentale algérienne (Cap Blanc) ». Thèse de Magister. Option Ecologie Marine. Univ Oran.142 p.

Lamouti S., 2010. Contribution au développement de cartes biocénétiques dans la région centre de la côte algérienne, par la combinaison de méthodes de télédétection et d'observation in situ. Mémoire de magister, Alger : USTHB. 78 p.
Lebdjiri, K., Dahel, A. T., Belbacha, S., Djebar, A. B., Kebbab, R., & Djebar, A. B., 2024. Seabed Status, Mapping and Assessing <i>Posidonia oceanica</i> in the Edough Mountains MPA, Annaba (Northeastern Algeria): A Baseline for Spatio-Temporal Monitoring. Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries. Vol. 28(6): 2261 – 2278.
Mammeria A. B., 2006. Eutrophisation en méditerranée : conditions de l'herbier de posidonie <i>Posidonia oceanica</i> dans le golfe d'Annaba. Thèse de magister. 117p.
Menail-Abdelli, S. (2007). Les pinnides de la baie d'Annaba : contribution à l'écobiologie de la grande nacre <i>Pinna nobilis</i> (Linné, 1758). Mémoire de magister en biologie et physiologie des organismes marins. Annaba : Université Badji Mokhtar Annaba, 98p.
Merabet, K., & Nacer, A. (2015). Le bioindicateur <i>Posidonia oceanica</i> (L.) Delile : phénologie, biométrie et vitalité des herbiers dans la côte ouest de Jijel. Mémoire de master en biologie. Jijel : Université Mohammed Sadek Ben Yahia, 77p.
Misraoui, A. & Sengouga, A., (2011). Caractérisation des herbiers à <i>Posidonia oceanica</i> (L.) Delile de la baie de Bou Ismaïl. Mémoire d'ingénieur. ENSSMAL. 50 p.
Pergent G., Semroud R., Robert P., 1991. Inventaire des richesses écologiques littorales de la région d'El-Kala (Algérie), en vue de l'extension du Parc national au domaine maritime. I. étude préliminaire. Contrat project n°9112 – UICN /PNPC, Fr. : 1-49.
PNUE/PAM-CAR/ASP. 2016. Algérie : Île de Rachgoun. Cartographie des habitats marins clés de Méditerranée et initiation de réseaux de surveillance, (eds., Par Ramos Esplá, A., Benabdi, M., Sghaier, Y.R., Forcada Almarcha, A., Valle Pérez, C., Ouerghi, A.), CAR/ASP – Projet MedKeyHabitats, Tunis : 113 pp + Annexes.
Semroud R., 1993. Contribution à la connaissance de l'écosystème à <i>Posidonia oceanica</i> (L.) Delile dans la région d'Alger (Algérie) : étude de quelques compartiments. Thèse de Doctorat. USTHB., Alger : 1-218.
Semroud R., belbacha S., Dupuy de la grandrive R., Foulquie M., 2004. Faisabilité d'une extension marine du Parc National d'El Kala – Algérie. Rapport de mission. UNEP-MAP / CAR-ASP / ATEN / PNEK, Fr., 1-68.
Smaili et Taazibt., 2018. La gestion des aires protégées dans le cadre du développement durable : Cas du littoral de Tizirt (Wilaya de Tizi-Ouzou). Mémoire de master. Université Mouloud Mammeri. 128 p.
Tektek, F.Z., Chahrour, F., Dermeche S., Hadad, F.S, Bouderbala, M. (2017) Evaluation of the health status of the <i>Posidonia oceanica</i> (Linné, 1813) Delile herbarium of a protected area: case of Rachgoun Island (Beni Saf, Algeria). Indian Journal of Applied Research 7(10) : 633-639.

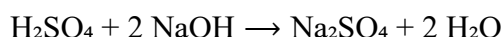
Zeghdoudi, F., Tanjir, L. M., Ouali, N., Haddidi, I., & Rachedi, M. (2019). Concentrations of trace-metal elements in the superficial sediment and the marine magnophyte, *Posidonia oceanica* (L) Delile, 1813 from the Gulf of Skikda (Mediterranean coast, East of Algeria). Cah Biol Mar, 60(3), 223-233.

## Annexe II

### Préparation et standardisation de l'acide sulfurique

#### Principe :

Il s'agit de préparer et de standardiser l'acide sulfurique à l'aide d'une solution d'hydroxyde de sodium : l'acide sulfurique est un acide dont la force peut varier avec le temps et il peut être efficacement utilisé après standardisation avec l'hydroxyde de sodium. L' $\text{H}_2\text{SO}_4$  réagit avec la soude (NaOH) en présence de l'indicateur méthyl orange, avec un virage de la couleur jaune à orange au point final.



#### Matériel nécessaire

Appareillage : Pipette propre et étalonnée, burette, fiole conique (Erlenmeyer)

Réactifs : Acide sulfurique concentré 95 %, hydroxyde de sodium, acide oxalique, indicateur méthyl orange, indicateur phénolphthaléine

#### Procédure

Préparation de la solution d'hydroxyde de sodium

- Masse molaire du NaOH = 40 g
- Masse équivalente du NaOH =  $40/1 = 40$  g
- 40 g de NaOH dissous dans 1000 mL d'eau donnent une solution 1 M de NaOH
- 4 g de NaOH dissous dans 1000 mL d'eau donnent une solution 0,1 M de NaOH

Préparation de la solution d'acide oxalique

- Masse molaire de l'acide oxalique = 126 g
- Masse équivalente de l'acide oxalique =  $126/2 = 63$  g
- 126 g d'acide oxalique dissous dans 1000 mL d'eau donnent une solution 1 M
- 1,26 g d'acide oxalique dissous dans 1000 mL d'eau donnent une solution 0,1 N

Préparation de la solution d'acide sulfurique

- Masse molaire de l' $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentré = 98,08 g
- Molarité de l' $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentré = 18 M (densité = 1,8 g/mL)
- Volume d' $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentré requis = 5,67 mL

Ainsi, 5,67 mL d' $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentré dissous dans 1000 mL d'eau donnent une solution 0,1 M d' $\text{H}_2\text{SO}_4$ .

Standardisation de l'hydroxyde de sodium

Transférer 20 mL de solution d'acide oxalique 0,1 M dans une fiole conique et ajouter 2–3 gouttes d'indicateur phénolphthaléine.

Effectuer le titrage avec la solution de NaOH contenue dans la burette. Noter le point final correspondant à l'apparition d'une légère coloration rose.

Répéter l'expérience jusqu'à obtenir des valeurs concordantes.

$$M_1V_1 = M_2V_2$$

où :

- $M_2$  = molarité de l'acide oxalique
- $M_1$  = molarité du NaOH
- $V_2$  = volume d'acide oxalique
- $V_1$  = volume de NaOH

$$M_1 = \frac{M_2V_2}{V_1}$$

Standardisation de l'acide sulfurique :

Prélever 20 mL de solution d'hydroxyde de sodium dans une fiole conique et ajouter 2–3 gouttes de méthyl orange ou de phénolphtaléine.

Effectuer le titrage avec la solution d' $H_2SO_4$  contenue dans la burette.

Noter le point final correspondant au virage du jaune à l'orange.

Répéter l'expérience jusqu'à obtenir des valeurs concordantes.

$$M_2V_2 = M_3V_3$$

où :

- $M_2$  = normalité de l'acide oxalique
- $M_3$  = normalité de l'acide sulfurique
- $V_2$  = volume d'acide oxalique
- $V_3$  = volume d'acide sulfurique

$$M_3 = \frac{M_2V_2}{V_3}$$

### Référence

Kasture AV, Wadodkar SG, Gokhale SB. *Practical Pharmaceutical Chemistry–I*. Nirali Prakashan, 1993 ; p. 47.

## Annexe III

Description des herbiers étudiés: nature du substrat, profondeur (m) et type de la limite inférieure selon Pergent *et al.* (1995).

Stations	Descriptions
Chenoua	L'herbier se développe sur un substrat dur, constitué de roches métriques subhorizontales. Les rhizomes, majoritairement orthotropes, sont fortement déchaussés et le recouvrement est visiblement faible. L'herbier s'étend jusqu'à une profondeur de 17 m, où il présente une limite inférieure brusque.
Kouali	L'herbier se développe sur un substrat dur, présente un aspect continu avec un recouvrement important et s'étend jusqu'à une profondeur de 20 m, où la limite inférieure dite brusque est liée à la nature du substrat.
Aïn Tagouraït	L'herbier se développe sur un substrat dur recouvert d'une couche sableuse. Il présente un aspect continu et un recouvrement élevé. Sa limite inférieure est brusque et située à 19 m de profondeur, où les rhizomes sont particulièrement enfouis dans le sédiment, au-delà de cette limite, le substrat devient meuble.
Bou Ismaïl	L'herbier se développe sur un substrat dur, les faisceaux sont déchaussés et regroupés, traduisant une distribution hétérogène et un recouvrement relativement faible. Au sein de l'herbier, de larges plages de sable grossier sont marquées par la présence de litière et des ripple-marks témoignant du fort hydrodynamisme. La limite inférieure de l'herbier, située à 18 m de profondeur, présente un caractère régressif où beaucoup de rhizomes sont dépourvus de faisceaux foliaires. Au-delà de cette limite le substrat rocheux est couvert de sable grossier.
El Djamila	L'herbier est fragmenté en grandes touffes sur un substrat meuble, vraisemblablement constitué de sable vaseux couvrant ainsi les chenaux d'intermatte. Les feuilles sont courtes, les rhizomes sont regroupés et le recouvrement est très faible. L'eau est caractérisée par une forte turbidité. Sa limite inférieure est régressive située à 14m, bien que certaines petites touffes isolées soient observées à 15m
Aïn Benian	L'herbier se développe sur un substrat dur, avec un recouvrement relativement faible. Sa limite inférieure, de nature brusque, est située à 18 m

---

	de profondeur et semble liée à la nature du substrat, qui devient meuble au-delà de cette limite.
Raïs Hamidou	L'herbier se développe sur un substrat dur, parsemé d'affleurements rocheux recouverts d'algues photophiles, lui conférant un aspect discontinu. Le recouvrement au sein de l'herbier homogène est relativement faible. La limite inférieure, de nature brusque, coïncide avec la fin du platier rocheux et est située à 17 m, au-delà de laquelle des petites touffes isolées sont observées
Aguelli	L'herbier se développe sur un substrat dur recouvert de sable grossier, entrecoupé de chenaux également constitués de sable grossier et marqués par des ripple-marks, témoignant du fort hydrodynamisme. Le recouvrement de l'herbier est assez important. La limite inférieure située à 17m est dite brusque, est de nature brusque ; à ce niveau, l'herbier devient moins dense et se mêle à des algues photophiles.

---

## Annexe IV

Classification de la densité des herbiers à *P. oceanica* proposée par l'UNEP/MAP-RAC/SPA (2015)

Depth (m)	High	Good	Moderate	Poor	Bad
1	> 1133	1133 to 930	930 to 727	727 to 524	< 524
2	> 1067	1067 to 863	863 to 659	659 to 456	< 456
3	> 1005	1005 to 808	808 to 612	612 to 415	< 415
4	> 947	947 to 757	757 to 567	567 to 377	< 377
5	> 892	892 to 709	709 to 526	526 to 343	< 343
6	> 841	841 to 665	665 to 489	489 to 312	< 312
7	> 792	792 to 623	623 to 454	454 to 284	< 284
8	> 746	746 to 584	584 to 421	421 to 259	< 259
9	> 703	703 to 547	547 to 391	391 to 235	< 235
10	> 662	662 to 513	513 to 364	364 to 214	< 214
11	> 624	624 to 481	481 to 338	338 to 195	< 195
12	> 588	588 to 451	451 to 314	314 to 177	< 177
13	> 554	554 to 423	423 to 292	292 to 161	< 161
14	> 522	522 to 397	397 to 272	272 to 147	< 147
15	> 492	492 to 372	372 to 253	253 to 134	< 134
16	> 463	463 to 349	349 to 236	236 to 122	< 122
17	> 436	436 to 328	328 to 219	219 to 111	< 111
18	> 411	411 to 308	308 to 204	204 to 101	< 101
19	> 387	387 to 289	289 to 190	190 to 92	< 92
20	> 365	365 to 271	271 to 177	177 to 83	< 83
21	> 344	344 to 255	255 to 165	165 to 76	< 76
22	> 324	324 to 239	239 to 154	154 to 69	< 69
23	> 305	305 to 224	224 to 144	144 to 63	< 63
24	> 288	288 to 211	211 to 134	134 to 57	< 57
25	> 271	271 to 198	198 to 125	125 to 52	< 52
26	> 255	255 to 186	186 to 117	117 to 47	< 47
27	> 240	240 to 175	175 to 109	109 to 43	< 43
28	> 227	227 to 164	164 to 102	102 to 39	< 39
29	> 213	213 to 154	154 to 95	95 to 36	< 36
30	> 201	201 to 145	145 to 89	89 to 32	< 32
31	> 189	189 to 136	136 to 83	83 to 30	< 30
32	> 179	179 to 128	128 to 77	77 to 27	< 27
33	> 168	168 to 120	120 to 72	72 to 24	< 24
34	> 158	158 to 113	113 to 68	68 to 22	< 22
35	> 149	149 to 106	106 to 63	< 63	
36	> 141	141 to 100	100 to 59	< 59	
37	> 133	133 to 94	94 to 55	< 55	
38	> 125	125 to 88	88 to 52	< 52	
39	> 118	118 to 83	83 to 48	< 48	
40	> 111	111 to 78	78 to 45	< 45	

Classification de la densité des herbiers à *P. oceanica* proposée par Pergent *et al.* (1995)

Prof	DA	DSI	DN	DSS	Prof	DA	DSI	DN	DSS				
1	←	822	↔	934 ↔ 1158	→	21	←	48	↔	160 ↔ 384	→		
2	←	646	↔	758 ↔ 982	→	22	←	37	↔	149 ↔ 373	→		
3	←	543	↔	655 ↔ 879	→	23	←	25	↔	137 ↔ 361	→		
4	←	470	↔	582 ↔ 806	→	24	←	14	↔	126 ↔ 350	→		
5	←	413	↔	525 ↔ 749	→	25	←	4	↔	116 ↔ 340	→		
6	←	367	↔	479 ↔ 703	→	26			↔	106 ↔ 330	→		
7	←	327	↔	439 ↔ 663	→	27			↔	96 ↔ 320	→		
8	←	294	↔	406 ↔ 630	→	28			↔	87 ↔ 311	→		
9	←	264	↔	376 ↔ 600	→	29			←	78 ↔ 302	→		
10	←	237	↔	349 ↔ 573	→	30			←	70 ↔ 294	→		
11	←	213	↔	325 ↔ 549	→	31			←	61 ↔ 285	→		
12	←	191	↔	303 ↔ 527	→	32			←	53 ↔ 277	→		
13	←	170	↔	282 ↔ 506	→	33			←	46 ↔ 270	→		
14	←	151	↔	263 ↔ 487	→	34			←	38 ↔ 262	→		
15	←	134	↔	246 ↔ 470	→	35			←	31 ↔ 255	→		
16	←	117	↔	229 ↔ 453	→	36			←	23 ↔ 247	→		
17	←	102	↔	214 ↔ 438	→	37			←	16 ↔ 240	→		
18	←	88	↔	200 ↔ 424	→	38			←	10 ↔ 234	→		
19	←	74	↔	186 ↔ 410	→	39			←	3 ↔ 227	→		
20	←	61	↔	173 ↔ 397	→	40			←		↔	221	→

## Annexe V

Cartographie réalisée à partir d'images satellitaires pour la quantification des pressions anthropiques : surfaces artificialisées et agricoles, embouchures des oueds, ports de pêche et zones industrielles, dans les communes étudiées (A : Tipaza ; B : Aïn Tagouraït ; C : Bou Ismaïl ; D : Aïn Benian ; E : Rais Hamidou ; F : Réghaïa)

