



DEPARTEMENT DES SCIENCES DE LA MER ET DE L'AQUACULTURE

MÉMOIRE DE FIN D'ÉTUDES

Présenté par

Krechiche Mohamed El Amine & Benghali Bouchra Zoubida

Pour l'obtention du diplôme de

MASTER EN HYDROBIOLOGIE MARINE ET CONTINENTALE

Spécialité: Ressources Halieutiques

THÈME

Contribution à l'étude de la biodiversité au niveau de
quelques sites de la zone côtière de Mostaganem

Soutenue le 29/06/2026

DEVANT LE JURY

Président	Dr. MEZALI Karim	Professeur	U. Mostaganem
Encadreur	Dr. BELBACHIR Nor Eddine	MCA	U. Mostaganem
Examinatrice	Dr. BENZIDANE Dehiba	MCA	U. Mostaganem

REMERCIEMENTS

Avant tout, nous remercions Allah, le Tout-Puissant, de nous avoir accordé la force, la patience et la persévérance nécessaires pour mener à bien ce travail ainsi que l'ensemble de nos parcours universitaire.

Nous adressons nos plus sincères remerciements à notre directeur de mémoire, M. NOR EDDINE BELBACHIR, pour avoir accepté d'encadrer ce travail. Nous lui exprimons toute nos gratitude pour sa disponibilité, ses précieux conseils, ses orientations pertinentes ainsi que son soutien tout au long de la réalisation de ce mémoire.

Nous tenons également à adresser nos vifs remerciements aux membres du jury, M. KARIM MEZALI, président du jury, et M^{me} DEHIBA BENZIDANE, examinatrice, pour l'honneur qu'ils nous font en acceptant d'évaluer ce travail, ainsi que pour leurs remarques et suggestions constructives qui contribueront à son amélioration.

Nous remercions s'adressent également à M. DJILALI BENBOUZIANE, responsable des laboratoire pédagogiques de la Faculté SNV et M^{me} AMINA BENMAHAL, ingénieur du Laboratoire d'Halieutique Faculté SNV, ainsi qu'à toutes les personnes qui ont participé, de près ou de loin, à la réalisation de cette étude, par leur aide, leurs conseils ou leur soutien.

Nous remercions chaleureusement l'ensemble des enseignants de la spécialité Ressources Halieutiques, ainsi que tout le personnel administratif et technique de l'Université, pour la qualité de la formation reçue et les connaissances acquises durant nos cursus universitaire.

Enfin, nous exprimons nos profondes reconnaissances à nos familles et à nos proches pour leur soutien moral, leurs encouragements constants et leur confiance tout au long de nos études.

À toutes celles et à tous ceux qui ont contribué, directement ou indirectement, à l'aboutissement de ce travail, qu'ils trouvent ici l'expression de nos sincères gratitude.

DEDICACES

À mes chers parents, pour leur amour inestimable, leurs sacrifices, leurs encouragements et leur soutien qui m'ont permis d'arriver jusqu'à cette étape.

À mes chers frères et sœurs, pour leur présence, leur affection et leurs encouragements tout au long de mon parcours.

À toute ma famille, qui a toujours cru en moi et m'a apporté son soutien moral.

À toutes les personnes qui m'ont accompagnée et encouragée de près ou de loin dans la réalisation de ce travail.

Avec toute ma gratitude et mon profond respect.

BENGHALI BOUCHRA ZOUBIDA

DEDICACES

À ma chère famille, source de soutien, d'amour et de motivation tout au long de mon parcours.

À ma deuxième famille à l'université, l'Organisation Nationale des Étudiants Libres (ONEL), pour les moments de partage, de solidarité et d'enrichissement qui ont marqué ma vie universitaire.

À toutes les personnes qui m'ont encouragé et soutenu de près ou de loin dans la réalisation de ce travail.

Avec toute ma gratitude et mon profond respect.

KRECHICHE MOHAMED EL AMINE

Résumé

Notre travail est une contribution à l'étude de l'inventaire de la biodiversité algale de deux sites de la zone côtière de Mostaganem (Stidia et Petit Port), afin d'avoir un aperçu sur leurs états écologiques. Pour ce faire, nous avons eu recours au prélèvement, de relevés phytosociologiques, afin de calculer quelques paramètres analytiques, synthétiques et quelques indices écologiques (indice de Shannon, indice de Pielou, indice de Sorensen).

Nos résultats indiquent une richesse spécifique presque égale entre les deux sites d'étude (14 espèces à Stidia et 13 espèces à Petit Port). *Ulva lactuca* est l'espèce la plus fréquente à Stidia, suivie par *Ulva rigida* et *Cystoseira compressa* ; alors que les espèces les plus fréquentes à Petit Port sont *Ulva intestinalis* et *Padina pavonica*. Les Chlorophyta (avec l'ordre des Ulvales) sont les plus dominantes à Stidia ; tandis que les Chlorophyta et les Ochrophyta dominent à Petit Port. La valeur de l'indice de Shannon à Stidia ($H' = 2.71$) et celui de l'indice de Pielou ($J' = 0.71$) traduisent un état écologique « Médiocre » ainsi qu'une distribution subnormale des espèces à Stidia. Par ailleurs, les mêmes indices de diversité indiquent que le site de Petit Port est écologiquement « Moyen » ($H' = 3.10$) avec un peuplement présentant une distribution normale entre ses espèces ($J' = 0.83$). L'indice de Sorensen (0.66) traduit une légère dissimilarité entre les deux sites.

Ce travail constitue une base de donnée qui permet d'enrichir nos connaissances sur la biodiversité algale de la zone côtière de Mostaganem, soulignant la nécessité d'une surveillance en continue de ces zones afin préserver ces écosystèmes fragiles.

Mots clés : Diversité floristique, zone côtière, Stidia, Petit Port, Phytosociologie, Perturbation

Abstract

This study contributes to the inventory of algal biodiversity at two coastal sites in the Mostaganem region (Stidia and Petit Port) in order to assess their ecological status. To achieve this objective, field sampling and phytosociological surveys were carried out, and several analytical, synthetic, and ecological indices were calculated, including Shannon, Pielou, and Sorensen indices.

The results revealed nearly similar species richness between the two study sites, with 14 species recorded at Stidia and 13 species at Petit Port. *Ulva lactuca* was the most frequent species at Stidia, followed by *Ulva rigida* and *Cystoseira compressa*, whereas *Ulva intestinalis* and *Padina pavonica* were the most common species at Petit Port. The Chlorophyta group was dominant at Stidia, while both Chlorophyta and Ochrophyta dominated at Petit Port.

The Shannon diversity index reached 2.71 at Stidia and the Pielou index 0.71, indicating a moderate ecological status and a non-uniform distribution of species. At Petit Port, the Shannon index was 3.10 and the Pielou index 0.83, reflecting a moderate ecological status with a more even species distribution. The Sorensen index (0.66) indicated a slight dissimilarity between the two sites.

This study provides valuable information on the algal biodiversity of the Mostaganem coastal area and highlights the importance of continuous monitoring to preserve these fragile ecosystems.

Keywords: Floristic diversity, coastal zone, Stidia, Petit Port, phytosociology, disturbance.

الملخص

تُعد هذه الدراسة مساهمة في جرد التنوع البيولوجي للطحالب على مستوى موقعين ساحليين بمنطقة مستغانم (ستيدية والميناء الصغير)، بهدف تقييم حالتها البيئية. ولتحقيق ذلك، تم إجراء عمليات أخذ عينات وإنجاز رفوعات فيتوسوسيلوجية، إضافة إلى حساب بعض المؤشرات التحليلية والتركيبية والمؤشرات البيئية مثل مؤشر شانون، ومؤشر بيلو، ومؤشر سورنسن.

ظهرت النتائج تقارباً في الثراء النوعي بين موقعي الدراسة، حيث تم تسجيل 14 نوعاً في ستيدية و13 نوعاً في الميناء الصغير. وقد كانت *Ulva lactuca* أكثر الأنواع انتشاراً في ستيدية، تليها *Ulva rigida* و *Cystoseira compressa*، بينما كانت الأنواع الأكثر شيوعاً في الميناء الصغير هي *Ulva intestinalis* و *Padina pavonica*. كما بينت النتائج أن طحالب الكلوروفيتا كانت المهيمنة في ستيدية، في حين هيمنت الكلوروفيتا والأوكروفيتا في الميناء الصغير.

بلغت قيمة مؤشر شانون في ستيدية 2.71 وقيمة مؤشر بيلو 0.71، مما يعكس حالة بيئية متوسطة وتوزيعاً غير متجانس للأنواع. أما في الميناء الصغير فقد بلغت قيمة مؤشر شانون 3.10 ومؤشر بيلو 0.83، مما يدل على حالة بيئية متوسطة مع توزيع أكثر تجانساً للأنواع. كما أظهر مؤشر سورنسن (0.66) وجود اختلاف طفيف بين الموقعين.

تساهم هذه الدراسة في إثراء المعارف المتعلقة بالتنوع البيولوجي للطحالب بالمنطقة الساحلية لمستغانم، وتبرز أهمية المراقبة المستمرة لهذه النظم البيئية الهشة من أجل الحفاظ عليها.

الكلمات المفتاحية: التنوع النباتي، المنطقة الساحلية، ستيدية، الميناء الصغير، الفيتوسوسيلوجيا، الاضطراب.

Liste des tableaux

Tableau 1 : Fréquence des espèces et pourcentage relatif.	33
Tableau 2 : Classification de l'état écologique des sites à partir de la valeur de H' .	37
Tableau 3 : Etat écologique de milieu à partir de l'indice d'Equitabilité.	38
Tableau 4 : Inventaire taxinomique des espèces présentent au niveau des deux sites d'études.	41
Tableau 5 : Fréquence (en %) des espèces présentes au niveau des deux sites d'études.	43
Tableau 6 : taux de recouvrement (en %) des espèces présentes au niveau des deux sites d'études.	46
Tableau 7 : Etat écologique des sites d'études à partir des valeurs des indices de Shannon et de Pièlou et du coefficient de Sørensen.	53

Liste des figures

Figure 1 : Carte de la mer Méditerranée.	4
Figure 2 : Biodiversité floro-faunistique en mer Méditerranée.	6
Figure 3: Schéma présentant Les pressions anthropiques sur le littoral méditerranéen.	9
Figure 4 : Classification de la pollution.	10
Figure 5 : Les étages du domaine benthique en Méditerranée.	17
Figure 6 : Localisation géographique de la wilaya de Mostaganem.	25
Figure 7 : Situations géographiques des deux sites de prélèvements.	27
Figure 8 : Site d'étude de Stidia.	28
Figure 9 : Site d'étude de Petit Port.	29
Figure 10 : Quadrat (de 30 cm de coté) utilisé pour l'échantillonnage.	31
Figure 11 : Quadrat utilisé pour le calcule du recouvrement.	35
Figure 12 : Coefficient T des deux sites d'études.	42
Figure 13 : Fréquence (en %) des espèces présentes au niveau des deux sites d'études.	44
Figure 14 : Coefficient Q des deux sites d'études.	45
Figure 15 : Recouvrement R_i (en %) des espèces présentes au niveau des deux sites d'études.	48
Figure 16 : Dominance qualitative des deux sites d'études.	50
Figure 17 : Dominance quantitative des deux sites d'études.	51

SOMMAIRE

Remerciement

Dédicaces

Résumé

Liste des tableaux

Liste des figures

Introduction..... 1

Synthèse bibliographique

I. Généralités sur la mer Méditerranée..... 3

I.1. Origine et caractéristiques de la mer Méditerranée..... 3

I.2. L'écosystème méditerranéen et sa biodiversité fauno-floristique..... 5

I.2.1. La flore marine Méditerranéenne..... 7

I.2.2. La faune marine Méditerranéenne 7

I.3. Les pressions anthropiques sur le littoral méditerranéen..... 8

II. Le littoral algérien..... 12

II.1 Spécificités de la biodiversité marine en Algérie..... 13

II.2. Menaces sur les écosystèmes côtiers en Algérie..... 14

III. Concepts clés en écologie côtière..... 15

III.1. Le domaine benthique..... 15

III.2. Notion d'étage..... 15

III.2.1. L'étage supralittoral..... 17

III.2.2. L'étage médiolittoral..... 18

III.2.3. L'étage infralittoral..... 19

IV. Méthodes d'étude de la biodiversité côtière..... 20

V. Généralités sur les algues..... 22

V.1. Classification des algues.....	22
V.1.1. Les algues brunes (Ochrophyta).....	22
V.1.2. Les algues rouges (Rhodophyta).....	23
V.1.3. Les algues vertes (Chlorophyta).....	23
VI. Intérêt des algues.....	23
VII. Présentation de la zone côtière de Mostaganem.....	24
VII.1. Hydrodynamisme.....	25
VII.2. Température.....	26

Matériel et méthodes

I. Description des sites d'étude et conditions d'échantillonnage.....	27
I.1. Le site de Stidia.....	28
I.2. Le site Petit Port.....	29
II. Prélèvements phytosociologiques	30
II.1. La notion de phytosociologie.....	30
II.2. L'aire minimale.....	30
II.3. Technique d'échantillonnage.....	31
III. Etude au laboratoire.....	32
III.1. Tri des échantillons et identification des espèces.....	32
IV. Paramètres analytiques.....	33
IV.1. Le coefficient T	33
IV.2. La fréquence.....	33
IV.3. Le coefficient Q.....	34
IV.4. Le recouvrement R_i	34
V. Paramètres synthétiques.....	35
V.1. La dominance qualitative (DQ).....	35
V.1. La dominance quantitative (DR _i).....	36

VI. Analyse de la biodiversité.....	36
VI.1. L'indice de diversité de Shannon.....	36
VI.2. L'indice d'équitabilité de Pielou.....	38
VI.3. Le coefficient de similitude de Sørensen	39
Résultats et discussion	
I. Liste des espèces récoltées et identifiées.....	40
II. Paramètres analytiques.....	42
II.1. Le coefficient T	42
II.2. La fréquence.....	43
II.3. Le coefficient Q.....	44
II.4. Le recouvrement R_i	46
III. Paramètres synthétiques.....	49
III.1. La dominance qualitative (DQ).....	49
III.2. La dominance quantitative (DRi).....	50
IV. Analyse de la biodiversité.....	52
Conclusion.....	55
Références bibliographiques.....	57

INTRODUCTION

Introduction

Le concept de diversité biologique est apparu dans la littérature relative à l'écologie au milieu des années 1980 (Ghilarov, 1996). La Convention sur la diversité biologique, signée lors de la Conférence des Nations-Unies sur l'Environnement et le Développement - sommet Planète Terre (3-4 juin 1992, Rio de Janeiro, Brésil), définit la diversité biologique comme la diversité des organismes vivants de toutes origines, incluant les écosystèmes terrestres, marins ou aquatiques, et les complexes écologiques dont ils font partie (Gray, 1997). Plus encore, elle intègre l'idée de gestion saine et d'utilisation durable de ces ressources naturelles (Stork, 1994). Malheureusement, les pertes constatées au niveau des espèces sont si rapides qu'elles sont comparées aux extinctions de masse des événements paléontologiques (May, 1988). Des informations scientifiques claires sur la biodiversité sont urgentes pour aider les citoyens, les gestionnaires et les instances décisionnelles à arrêter des choix englobant mieux tous les aspects de ce problème.

Les zones côtières jouent un rôle essentiel dans le maintien de la biodiversité et le fonctionnement global des écosystèmes marins. Cependant, ils sont de plus en plus menacés par les activités humaines comme l'urbanisation, la pollution, la pêche excessive et le tourisme massif (Boudouresque *et al.*, 2009). En effet, les régions côtières proches des grandes villes et des zones industrielles sont fortement exposées aux polluants, ce qui peut réduire l'enrichissement naturel des eaux et affecter la biodiversité marine (Pérès *et al.*, 1978). Les côtes algériennes, et en particulier la zone côtière de Mostaganem, sont directement concernées par ces problèmes, ce qui peut engendrer de vraies menaces écologiques (Saadi *et al.*, 2012).

Afin de fournir une meilleure protection aux écosystèmes situés le long des côtes, il est important, voir indispensable, d'étudier comment sont organisées et structurées les

communautés marines des ces zones côtières (Ghilarov, 1996). A Mostaganem, ces milieux naturels possèdent vraisemblablement une grande variété d'espèces mais restent encore peu étudiées, ce qui nous oblige à mieux les connaître, afin de mieux les préserver. L'objectif principal de ce présent travail est d'avoir un aperçu sur l'état écologique de quelques sites de la zone côtière de Mostaganem à travers des observations directes sur le terrain. Ce travail vise plus précisément à établir une liste des espèces végétales présente au niveau de deux sites (Stidia et Petit Port) et de comprendre l'organisation de ces communautés à travers quelques paramètres synthétiques et analytiques. Ce mémoire s'articule autour de trois grands chapitres : une synthèse bibliographique, une partie dédiée aux matériel et méthodes, ainsi qu'une analyse des résultats accompagnée d'une discussion approfondie.

CHAPITRE 1 :

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I. Généralités sur la Mer Méditerranée

I.1. Origine et caractéristiques de la mer Méditerranée

La mer Méditerranée, du latin Mare Mediterraneum (littéralement : "la mer au milieu des terres"), est un vestige de l'océan Téthys. Formée il y a de cela 50 à 60 millions d'années par la convergence des plaques continentales africaine et eurasiennne, elle est le fruit d'une histoire géologique complexe. Cette mer possède des caractéristiques géographiques et hydrodynamiques particulières qui influencent directement sa biodiversité et son fonctionnement écologique (NOAA, 2009). Avec une surface de près de 2.5 millions de km² et une profondeur moyenne de 1460 m (profondeur maximale de 5267 m en mer Ionienne), la Méditerranée représente la mer fermée, ou plutôt semi-fermée, la plus large et la plus profonde de notre planète. Elle est connectée à l'océan Atlantique via le détroit de Gibraltar, à la mer Noire par le détroit des Dardanelles puis du Bosphore et sur la mer Rouge par le canal de Suez. Le détroit de Sicile, caractérisé par la présence d'un haut-fond (environ 460 m de profondeur) issu du prolongement du plateau continental tunisien, sépare le bassin en 2 entités relativement distinctes d'un point de vue hydrodynamique et biologique, les bassins occidental (≈ 0.85 million de km²) et oriental (≈ 1.65 millions de km²).

Les plateaux continentaux méditerranéennes sont relativement étroits et représentant environ 20 % de la surface totale du bassin, tandis que la majeure partie correspond à la haute mer (Fig. 1). Les plateaux du sud sont généralement étroits et abrupts, notamment le long des côtes du Maroc, de l'Algérie et de la Libye, à l'exception du golfe de Gabès. En revanche, ceux du nord sont plus étendus, en particulier dans le nord et le centre de la mer Adriatique, la mer Égée et le golfe du Lion. La faible largeur des plateaux côtiers limite les zones peu

profondes favorables au développement de la vie marine, tandis que les zones profondes dominent la majeure partie du bassin (Pinardi *et al.*, 2006 ; Moullec, 2019).

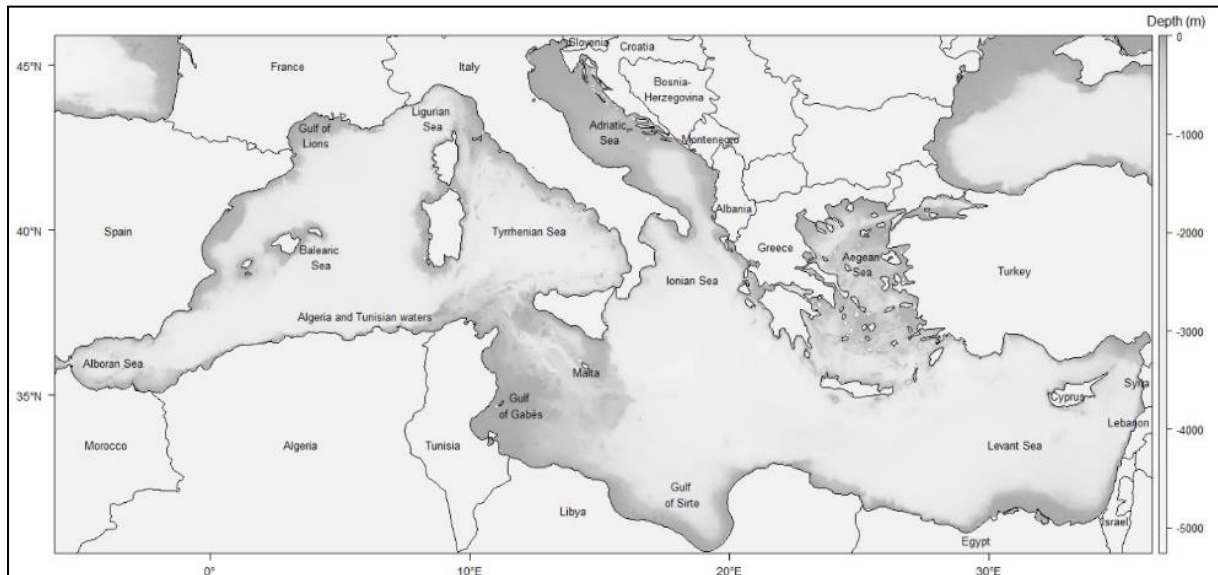


Figure 1 : Carte de la mer Méditerranée (Moullec, 2019).

Les températures de surface varient selon les saisons : entre 21 et 30 °C en été, et entre 10 et 15 °C en hiver, augmentant légèrement vers l'Est. De 100 à 200 m de profondeur, la température demeure stable autour de 13 °C. La salinité moyenne de la mer Méditerranée est d'environ 38‰, avec une variation possible d'environ ± 1 ‰. Le climat méditerranéen se caractérise par des étés chauds et secs, des automnes et des printemps plutôt pluvieux, et des hivers généralement doux. Les températures moyennes dépassent les 20 °C entre avril et octobre, avec des pics pouvant atteindre 40 °C en été. En hiver, elles restent généralement au-dessus de 10 °C (Milot et Taupier-Letage, 2005). Les conditions physico-chimiques de la mer Méditerranée sont à l'origine de la distribution et de la variabilité temporelle des processus biogéochimiques, l'enrichissement planctonique en surface dépendant principalement des apports extérieurs (bassin versant) et de la stimulation des processus liés à la formation et à la mise en mouvement des masses d'eaux de sub-surface. La Méditerranée est généralement

considérée comme une mer oligotrophe, ce qui signifie qu'elle contient peu de nutriments et que la production biologique y est relativement faible. Cependant, certaines zones côtières peuvent être temporairement enrichies en nutriments par les apports fluviaux (e.g. le Rhône, le Po, l'Elbre ou encore le Nil) et à des dynamiques physiques complexes (fronts, gyres, convections hivernales par exemple) (Siokou-Frangou *et al.*, 2010 ; Moullec, 2019), favorisant ainsi le développement du plancton et d'autres organismes marine (Estrada, 1996 ; Bosc *et al.*, 2004). La production biologique diminue généralement du nord vers le sud et de l'ouest vers l'est et est inversement liée à l'augmentation de la température et de la salinité, créant ainsi un gradient de biodiversité dans le bassin (Danovaro *et al.*, 1999 ; Bosc *et al.*, 2004).

I.2. L'écosystème méditerranéen et sa biodiversité fauno-floristique

Malgré son statut oligotrophe, la mer Méditerranée est un point chaud de la biodiversité marine mondiale (Coll *et al.*, 2010; Costello *et al.*, 2010; Myers *et al.*, 2000). Considérée comme un haut lieu d'endémisme, son histoire géologique tourmentée, associée à une importante diversité climatique et hydrologique a conduit à la coexistence d'espèces issues de milieux tempérés et subtropicaux (Lejeune *et al.*, 2010). Cet océan miniature abrite plus de 17 000 espèces marines (650 sont des espèces de poisson dont 200 sont d'intérêt commercial) et contribue de l'ordre de 7 % à la biodiversité mondiale, ce qui est considérable sachant que la Méditerranée ne représente que 0.82 % en surface et 0.3 % en volume de l'océan mondiale (Coll *et al.*, 2010; de la Hoz *et al.*, 2018). C'est un monde vivant incroyablement varié, où l'on retrouve des poissons, des crustacés, des mollusques, des méduses, des éponges, des échinodermes, mais aussi une grande diversité d'algues et de plantes marines (Fig. 2).

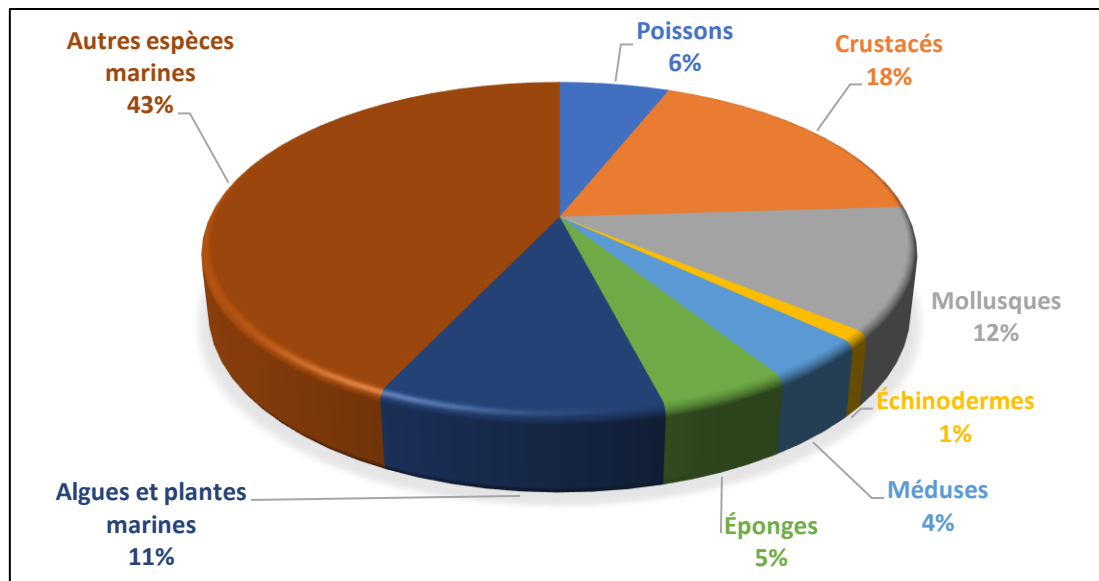


Figure 2 : Biodiversité florofaunistique en mer Méditerranée (Coudre, 2002).

Le taux d'endémisme avoisine quant à lui les 25 % (Bianchi et Morri, 2000; Coll *et al.*, 2010). Il est à noter que 67 % des espèces connues sont recensées dans l'ouest de la Méditerranée, 38 % en mer Adriatique, 35 % en Méditerranée centrale, 44 % en mer Égée et 28 % au cœur du bassin Levantin (Moullec, 2019). Cette disparité peut être attribuée aux différences de production primaire et secondaire, qui affectent directement la richesse biologique des diverses régions. Un gradient de diversité peut être observé, généralement plus élevé dans les zones occidentales et septentrionales que dans les zones orientales et méridionales du bassin méditerranéen (Coll *et al.*, 2010).

La biodiversité de la Méditerranée est également soutenue par la présence de plusieurs habitats marins importants, comme les herbiers à *Posidonia oceanica*, les fonds à coralligènes et les bancs de maërl. Ces habitats sont essentiels pour le maintien de la diversité biologique et fournissent des refuges et des espaces de développement pour de nombreuses espèces marines (Moullec, 2019). Cette diversité biologique est essentielle au bon fonctionnement des écosystèmes marins Méditerranéens, elle contribue au maintien de l'équilibre écologique et au

soutien des chaînes alimentaires. Cette grande diversité montre à quel point l'écosystème méditerranéen est à la fois complexe et riche, avec des plantes et des animaux qui cohabitent dans un équilibre à la fois précieux et fragile (Coudre, 2002).

I.2.1. La flore marine Méditerranéenne

La flore marine regroupe l'ensemble des organismes végétaux présents en milieu marin, responsables de la production primaire et jouant un rôle fondamental dans les réseaux trophiques marins et le fonctionnement des écosystèmes. Elle inclut principalement le phytoplancton, les macroalgues, ainsi que les phanérogames marines, parmi lesquelles figure *Posidonia oceanica* endémique au bassin méditerranéen. Les macroalgues colonisent les substrats rocheux, offrant un habitat complexe à de nombreuses espèces benthiques (Coll *et al.*, 2010 ; Bianchi et Morri, 2000). La diversité de la flore marine tend à être plus marquée dans les zones littorales peu profondes, où la pénétration lumineuse favorise le processus photosynthétique ainsi que la productivité primaire (Coll *et al.*, 2010 ; Moullec, 2019).

I.2.2. La faune marine Méditerranéenne

La faune marine est considérée comme l'ensemble des organismes animaux vivant dans différents milieux marins, que ce soit en eaux libres, sur les fonds marins ou dans les zones côtières. Elle contribue au maintien de l'équilibre écologique ainsi qu'au fonctionnement des réseaux trophiques, ce qui en fait un élément fondamental des écosystèmes marins. Sur le plan fonctionnel, les animaux marins participent à plusieurs processus écologiques essentiels. Ils assurent le transfert d'énergie entre les différents niveaux trophiques, contribuent à la régulation des populations biologiques et participent au recyclage des nutriments au sein de l'écosystème marin. Certaines espèces peuvent également être utilisées comme bio indicateurs, permettant d'évaluer la qualité du milieu marin et son degré de perturbation. La

répartition de la faune marine dépend de plusieurs facteurs abiotiques tels que la température, la salinité, la nature du substrat et la disponibilité des ressources alimentaires, ainsi que des interactions entre les espèces. Elle est également fortement influencée par les pressions anthropiques, notamment la pollution, la surpêche et la dégradation des habitats côtiers (IFREMER, 2024). Cependant, toute cette biodiversité est exposée à plusieurs menaces environnementales telles que la pollution, la surexploitation des ressources et le changement climatique (Bianchi et Morri, 2000 ; Coll *et al.*, 2010).

I.3. Les pressions anthropiques sur le littoral méditerranéen

Le littoral méditerranéen subit de fortes pressions anthropiques, définies comme l'ensemble des perturbations directes ou indirectes exercées par l'homme sur les milieux naturels (Houngnandan, 2020). Aujourd'hui, près de 450 millions de personnes vivent dans cette région, et avec des projections dépassant les 600 millions d'habitants d'ici 2050, la pression sur les zones côtières ne fait que s'intensifier. Cette forte croissance démographique entraîne l'extension rapide des villes et par conséquent la modification artificielle des rivages et une surexploitation des ressources naturelles (Youmatter, 2020). Parmi les principaux facteurs anthropiques (Fig. 3), la pollution, la littoralisation et l'urbanisation, la surexploitation des ressources, le réchauffement climatique, ainsi que l'introduction d'espèces exotiques envahissantes sont reconnus comme les plus significatifs, affectant l'ensemble des composantes de la biodiversité, notamment la richesse spécifique, la diversité génétique et le fonctionnement des écosystèmes (IPBES, 2019).

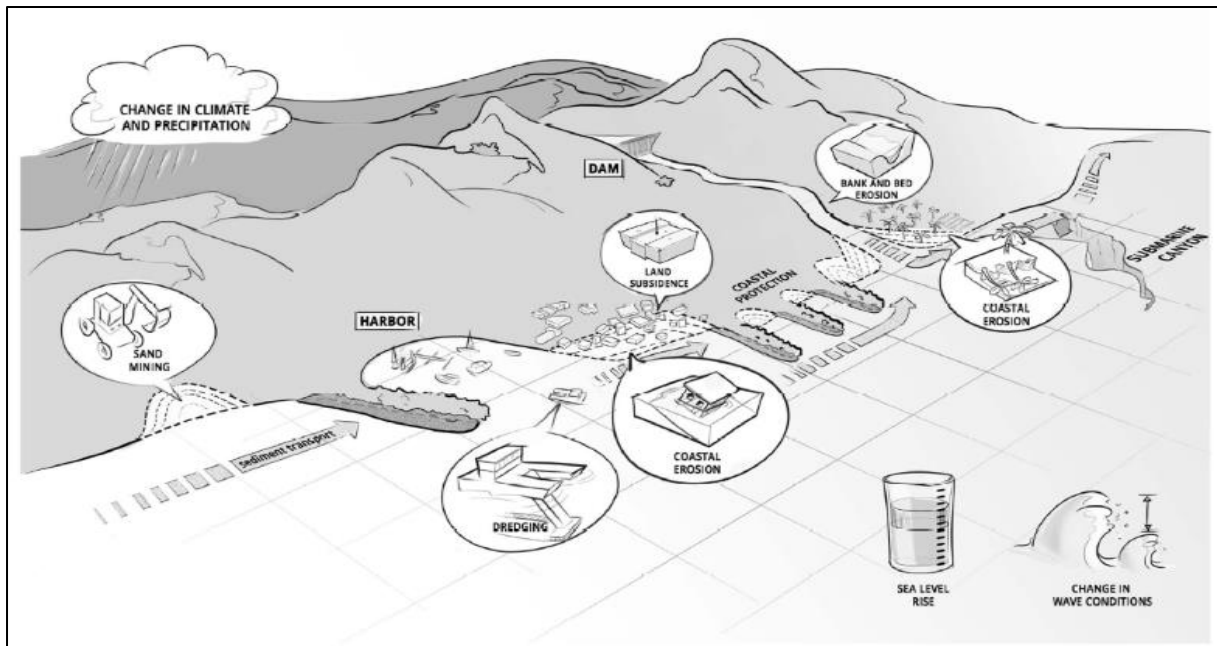


Figure 3: Schéma présentant Les pressions anthropiques sur le littoral méditerranéen.

La pollution constitue l'une des pressions majeures sur le milieu marin. Elle est définie comme l'introduction, directe ou indirecte, par l'activité humaine, de substances ou d'énergie dans le milieu marin, susceptible d'entraîner des effets nuisibles sur les ressources biologiques, la santé humaine et les activités maritimes, tout en altérant la qualité de l'eau et les fonctions récréatives du littoral (Montego Bay, 1982). Les activités industrielles et urbaines laissent leur empreinte sur les eaux côtières. Il arrive malheureusement que des eaux usées soient déversées directement, sans le moindre traitement sérieux, ce qui accélère la détérioration des habitats marins et laisse ces milieux de plus en plus vulnérables face à ces agressions répétées (Plan Bleu, 2010). Par ailleurs, la nature physico-chimique des polluants sont à l'origine de différentes formes de contamination du milieu marin (Ramade, 2000) (Fig. 4).

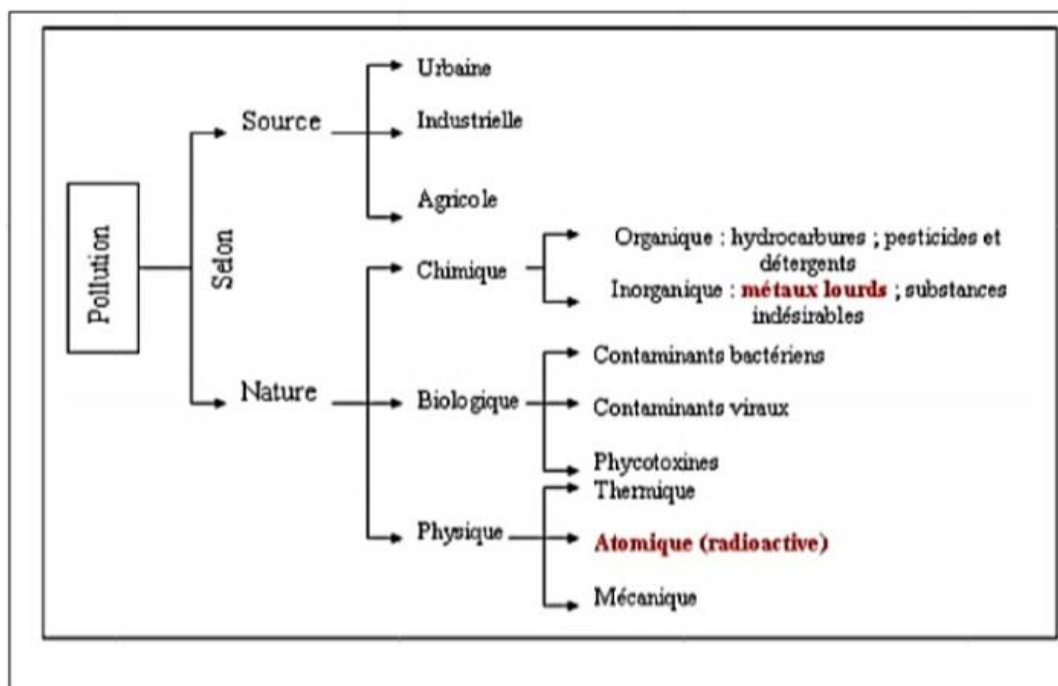


Figure 4 : Classification de la pollution (Galaf et Ghannam, 2003).

D'autre part, le phénomène de littoralisation, caractérisé par la concentration croissante des populations et des activités sur les espaces côtiers, contribue fortement à l'augmentation des pressions sur ces milieux. Ce processus, particulièrement marqué en Méditerranée, s'accompagne d'une urbanisation progressive liée au développement des infrastructures portuaires, industrielles et touristiques (Voiron-Canicio, 1999). Ces changements rapides viennent peu à peu fragmenter les écosystèmes naturels, coupant leur continuité et les laissant de plus en plus exposés et fragiles face aux multiples pressions exercées par l'activité humaine. Ce n'est pas seulement la pression sur les terres qui pose problème, les aménagements et les infrastructures en bord de mer apportent aussi leur lot de nuisances, souvent sous-estimées, qui finissent par rendre ces milieux encore plus vulnérables (OHM Littoral Méditerranéen, 2020).

En outre, la surexploitation des ressources halieutiques représente une autre pression importante. En effet, l'intensification des activités de pêche a conduit à une diminution significative de la biomasse des populations de poissons, provoquant une instabilité des écosystèmes et une perturbation des chaînes trophiques, ce qui entraîne une perte progressive de la biodiversité marine (Gascuel, 2009).

Le réchauffement progressif des eaux de mer favorise la prolifération d'espèces exotiques envahissantes, qui viennent perturber l'équilibre des communautés locales. Les nuisances sonores et lumineuses causées par les activités humaines perturbent également le comportement de nombreuses espèces vivant près des côtes (Youmatter, 2020).

Enfin, le tourisme de masse constitue un facteur aggravant des pressions exercées sur le littoral méditerranéen. L'attractivité de ces régions entraîne une forte concentration de populations durant la saison estivale, ce qui provoque une dégradation progressive des écosystèmes côtiers (Satta, 2004). Cette situation se traduit par une augmentation des déchets et de la pollution des plages et des eaux côtières. De plus, le développement des infrastructures touristiques et l'afflux massif de visiteurs affectent la qualité de l'eau et les organismes marins (Galgani, 2011). Dans de nombreux cas, la capacité de charge des écosystèmes est dépassée, entraînant un déséquilibre écologique marqué, caractérisé par une dégradation rapide des plages et une intensification des phénomènes d'érosion (Satta, 2004).

II. Le littoral algérien

Avec une longueur de 2148 kilomètres de côte (selon une étude réalisée par l'Institut National de Cartographie et de Télédétection, publié par l'APS en Juin 2023), représentant 2,6% de la côte méditerranéenne, et une surface côtière de 47027 km², soit 4,1% de la surface côtière totale en Méditerranée (Annane, 2024), le littoral algérien représente l'une des plus grandes richesses naturelles du pays, à la fois précieuse et fragile, ouverte sur la mer Méditerranée, cette façade maritime dévoile une incroyable variété de paysages côtiers : plages de sable fin, falaises escarpées, baies tranquilles, estuaires et zones humides qui rythment le littoral avec une grande richesse. Cette diversité de paysages offre des conditions idéales à l'épanouissement de nombreuses espèces animales et végétales, participant activement à la richesse écologique de la région. Le littoral algérien ne se limite pas à sa richesse écologique ; il constitue aussi un espace vital, étroitement lié aux dynamiques socio-économiques du pays ; la pêche, le commerce maritime et le tourisme côtier comptent parmi les activités prédominantes du littoral, participant activement au dynamisme socio-économique des régions côtières. Ces secteurs constituent une source directe de revenus pour de nombreuses familles, qui en dépendent pour subvenir à leurs besoins quotidiens et construire leur avenir. Pour ces communautés, le littoral constitue bien plus qu'un simple espace géographique : il est au cœur de leur mode de vie et de leur équilibre socio-économique. Ces espaces, bien qu'ils soient d'une grande valeur, subissent aujourd'hui une pression humaine de plus en plus forte. Progressivement, l'équilibre fragile de ces milieux tend à se dégrader sous l'effet d'une exploitation souvent excessive. Cette situation met en évidence l'importance de repenser les modes de gestion actuels de ces espaces. Il devient aujourd'hui essentiel de privilégier des approches plus durables et plus responsables, afin de protéger ces milieux, d'assurer leur préservation à long terme et de maintenir les fonctions écologiques qu'ils remplissent (Bouzegag *et al.*, 2021).

II.1 Spécificités de la biodiversité marine en Algérie

La côte algérienne se distingue comme l'une des régions les plus riches en biodiversité du bassin méditerranéen. Cette richesse biologique s'explique principalement par la grande diversité des habitats marins qui la composent, tels que les plages sableuses, les zones rocheuses, les herbiers de Posidonie ainsi que les fonds meubles (Kadi *et al.*, 2019). Ces milieux diversifiés accueillent une riche faune et flore, comprenant des espèces endémiques, rares et parfois menacées. Les recherches menées sur la faune marine algérienne ont permis de recenser plusieurs milliers d'espèces, réparties principalement entre les poissons, les crustacés, les mollusques, les algues et les échinodermes. Cependant, de vastes portions du littoral algérien restent encore insuffisamment explorées, ce qui suggère que la biodiversité réelle pourrait être largement sous-estimée par rapport aux connaissances actuelles (Benamer *et al.*, 2017). On recense plus de 6.488 espèces marines sur la base de travaux réalisés depuis 1893 à nos jours sur l'ensemble de la côte algérienne (Refes, 2011). Cette richesse spécifique fait de la côte algérienne un véritable 'hotspot' de biodiversité en Méditerranée, apportant une contribution essentielle à la diversité globale de ce bassin.

Parmi les traits caractéristiques de la biodiversité marine algérienne, on note une prédominance des algues brunes et vertes sur certaines portions du littoral, en particulier dans les zones semi-abritées. De plus, les milieux intertidaux se caractérisent par une forte présence de mollusques, notamment des gastéropodes et des bivalves. La configuration semi-fermée de la mer Méditerranée, associée aux courants marins locaux, joue un rôle déterminant dans la répartition des espèces le long du littoral algérien. Certaines espèces à affinité atlantique trouvent refuge dans l'ouest du pays, tandis que d'autres, à caractère plus oriental, sont présentes dans les zones plus chaudes de l'est (Boumehti *et al.*, 2017). Cette dynamique

engendre une véritable mosaïque écologique, offrant un cadre particulièrement intéressant pour les études de biogéographie marine.

II.2. Menaces sur les écosystèmes côtiers en Algérie

Comme l'ensemble du bassin méditerranéen, les écosystèmes côtiers algériens subissent de nombreuses menaces d'origines anthropiques qui affectent l'équilibre écologique et la diversité biologique. L'une des principales menaces à ces environnements est la pollution due aux décharges urbaines, industrielles et agricoles, souvent jetées dans l'eau de mer sans traitement approprié (Benamer *et al.*, 2018). Ces polluants sont riches en matière organique, en métaux lourds et en produits chimiques, qui favorisent l'eutrophisation. En outre, l'expansion rapide des régions côtières urbaines et le développement intensif des plages pour les activités touristiques contribuent à la dégradation des habitats naturels (les herbiers marins et les zones rocheuses intertidales) (Boumehdi *et al.*, 2017).

Les activités de pêche non réglementées posent aussi un gros problème. La surpêche affecte sérieusement les populations de certaines espèces marines et perturbe l'équilibre des communautés au fond de l'eau (Oulhaci, 2019). En plus, l'arrivée d'espèces envahissantes, souvent transportées par les eaux de ballast des bateaux, menace la biodiversité locale, surtout près des ports et dans les baies. D'autre part, les effets du changement climatique se font sentir le long des côtes algériennes. La montée du niveau de la mer, l'acidification des océans et les variations de la température de l'eau changent la répartition des espèces et mettent en danger la santé des écosystèmes côtiers (Saidi *et al.*, 2020). Avec toutes ces menaces, il est crucial de protéger les écosystèmes côtiers algériens. Cela demande une gestion intégrée du littoral et une sensibilisation collective à l'importance de la biodiversité marine.

III. Concepts clés en écologie côtière

III.1. Le domaine benthique

Le domaine benthique représente la surface solide constituant le fond de la mer, par opposition à la colonne d'eau (i.e. le domaine pélagique). Il englobe les fonds rocheux comme les fonds meubles de toutes natures. La diversité de la nature et de l'origine des substrats, leurs profondeurs, ainsi que la variabilité de l'hydrodynamisme contribuent à la diversité des habitats marins (Raffin, 2003). En plus de la séparation de base entre le milieu intertidal (zone de balancement des marées) et le milieu subtidal (zone marine toujours immergée), la zone marine côtière est classiquement segmentée en plusieurs étages, selon le concept d'étagement en mer à marées (Pérès et Picard, 1964 ; Glémarec, 1994).

III.2. Notion d'étage

Espace vertical du domaine benthique marin où les conditions écologiques, fonctions de la situation par rapport au niveau de la mer, sont sensiblement constantes ou varient régulièrement entre les deux niveaux critiques marquant les limites de l'étage. Ces étages ont chacun des peuplements caractéristiques et leurs limites sont révélées par un changement de ces peuplements au voisinage des niveaux critiques marquant les conditions limites des étages considérés (CIESM, 1957). Les étages (et les sous-étages) sont d'abord définis par leur faune et leur flore, et leurs limites par de profonds changements de cette faune et de cette flore (Peres et Picard, 1964; Ros *et al.*, 1985). Ce n'est qu'une fois ces limites biologiques mises en évidence que l'on cherche à déterminer quels sont les paramètres physico-chimiques susceptibles d'expliquer cette zonation (humectation, embruns, vagues, marée, lumière, etc.) (Boudouresque, 2005).

L'étagement des biocénoses s'appuie sur différents facteurs, le principal étant le gradient de pénétration de la lumière, qui permet de distinguer les systèmes phytal et aphytal. La profondeur limite de pénétration de la lumière dépend de la turbidité des eaux. Ainsi, le système phytal (ou végétalisé) atteint des profondeurs maximales en Corse (35m), où les eaux sont particulièrement claires. Les différents étages atteignent donc des profondeurs variables selon les régions (Kantin *et al.*, 2006).

Selon Collignon (1991), il existe deux paramètres fondamentaux qui déterminent la zonation sur le littoral: il s'agit de l'humectation et de l'éclairement. Ces étages sont représentés selon le schéma théorique (Fig. 5). Par ailleurs, les caractéristiques géologiques déterminent fondamentalement l'existence et la structure des substrats durs suivant que ceux-ci seront durs et compacts, friables ou tendres. L'action des vagues et des organismes modèlera un tracé général puis des microstructures dans lesquelles les autres facteurs ambiants tels que l'humectation pour les niveaux superficiels, la lumière ou l'hydrodynamisme pour les niveaux infralittoraux conjugueront pour créer de multiples micro-milieus aux caractéristiques souvent très tranchées (Bellan-Santini, 2005).

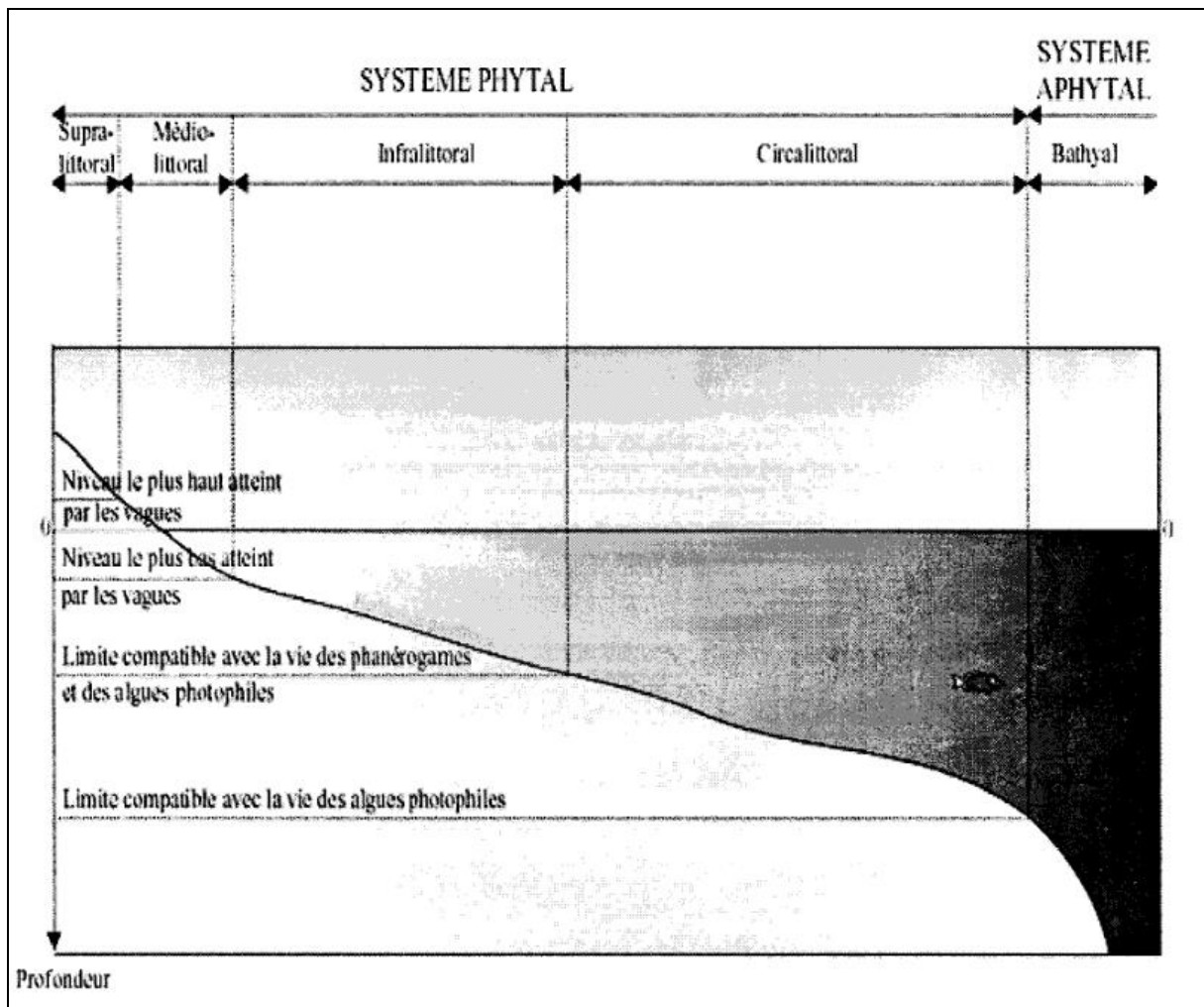


Figure 5 : Les étages du domaine benthique en Méditerranée (Bellan-Santini *et al.*, 1994).

Dans ce qui suit, nous allons aborder uniquement les étages qui nous intéressent le plus dans notre travail.

III.2.1. L'étage supralittoral

C'est l'étage où se localisent les organismes liés au milieu marin mais qui exigent ou supportent une émergence continue. Exceptionnellement, par très grandes marées dans les mers à marées ou à l'occasion de coups de vent ou d'oscillations apériodiques exceptionnelles dans les mers sans marées, une partie de cet étage peut subir une immersion temporaire courte en tous cas jamais cyclique. C'est, en somme un étage d'humectation par l'eau de mer, et qui ne

subit de véritable immersion qu'exceptionnellement: par exemple, pour les mers à fortes marées, au moment de pleine mer correspondant aux équinoxes. A ces immersion très temporaires mais régulières, se substituent, pour des mers à marées faibles comme la Méditerranée, des immersions très irrégulières dues à l'intervention des houles soulevées par les coups de vents (et donc plus fréquents à la mauvaise saison) (Peres et Picard, 1964).

On y rencontre de nombreux organismes aériens adaptés à l'ambiance marine (Collignon, 1991). Cette étage assure le passage entre le milieu terrestre et le milieu marin ; les organismes marins qui y vivent doivent supporter des variations importantes de température et de salinité et résister à la dessiccation (Raffin, 2003). Sur les côtes rocheuses cet étage est recouvert par une végétation dont les éléments les plus caractéristiques sont des Lichens noirâtres du genre *Verrucaria*. La faune comprend des espèces capables de résister à des émergences prolongées comme des Gastéropodes (Littorines) et des Isopodes (Lygia). Sur les plages des côtes sableuses les Crustacés Amphipodes (*Talitrus*, *Orchestia*) sont abondantes et cohabitent avec de nombreux insectes, en particulier des Coléoptères Carabidés et ténébrionidés et des Diptères (Dajoz, 2006).

III.2.2. L'étage médiolittoral

Dans les mers à marées importantes et sur les substrats rocheux cet étage est recouvert par des bandes horizontales et superposées d'algues brunes qui constituent des ceintures bien visibles en mode calme lorsque l'agitation de l'eau n'est pas trop grande. En mode battu l'importance des algues est moindre (Boudouresque, 2005). L'étage médiolittoral est caractérisé par des peuplements qui supportent ou exigent des émergences quelque peu prolongées en tant que phénomène normal, sans supporter d'immersion continue ou presque continue. L'étage médiolittoral peut-être considéré comme renfermant une partie des peuplements intertidaux, et plus précisément, de ceux des peuplements de l'espace intertidal qui en sont en quelques sorte

spécifiques, parce que leur niveau est tel qu'ils sont les plus régulièrement soumis aux alternances d'émersion et d'immersion. Dans les mers à très faibles marées (la presque totalité de la méditerranée par exemple) l'étage médiolittoral est limité vers le haut par le niveau le plus élevé des immersions (du fait des vagues ou des variations de niveau de la mer calme) et vers le bas par le niveau inférieur des émergences normales (Peres et Picard, 1964).

Les limites de l'étage médiolittoral sont assez difficiles à retrouver en Méditerranée où les fluctuations du niveau de la mer sont limitées aux mouvements des vagues et aux variations liées aux vents et à la pression atmosphérique. Le médiolittoral dont le facteur dominant est l'humectation pose sur le substrat meuble, un problème incontestable, du fait de l'importance de l'eau d'imbibition, qui varie en fonction des différentes textures du sédiment. On distingue suivant la granulométrie du sédiment trois biocénoses dont l'amplitude altitudinale peut varier notablement (Bellan-Santini, 2005). Les organismes présents doivent supporter des variations journalières et saisonnières de lumière, de température et de salinité (Raffin, 2003).

III.2.3. L'étage infralittoral

Dans cet étage se localisent des organismes qui exigent une immersion continue et un éclaircissement intense. Sur substrat rocheux on rencontre des algues brunes comme les laminaires qui remplacent les *Fucus* disparus. La limite inférieure de cet étage correspond à la disparition des herbiers de phanérogames telles que la Posidonie (Dajoz, 2006).

La limite entre le Médiolittoral inférieur et l'Infralittoral constitue le zéro biologique. En principe, l'Infralittoral n'est jamais découvert par la marée basse. Toutefois, lors des marées basses de vive-eau, ou lors des très basses mers barométriques liées à des conditions anticycloniques stables, la partie la plus superficielle (sur 10 à 60 cm de hauteur) de

l'Infralittoral peut émerger brièvement; si le phénomène se prolonge, il provoque la mort de la plupart des organismes qui y sont présents (Ballesteros, 1989).

Cet étage est soumis à des fluctuations périodiques de la lumière et de la température. Celle-ci varie au cours de la journée, en fonction du rythme des marées et au cours des saisons. Les fluctuations journalières peuvent atteindre quelques degrés et la fluctuation saisonnière dépasse 10°C (Raffin, 2003).

En plus de cette subdivision verticale de la zone côtière, il existe des subdivisions horizontales qui reposent sur l'hydrodynamisme, avec trois subdivisions, appelées "modes". Ceux-ci rendent donc compte à la fois de l'action directe des courants (houle, marée), de leur influence sur la nature du substrat, de leur rôle dans le transport des particules et de leur action thermodynamique (Raffin, 2003).

Ainsi, des zones de mode battu, semi-abrité ou abrité sont distinguées selon l'exposition aux courants, à la houle et aux vents dominants. La force des vagues conditionne l'installation et la répartition des espèces, au moins de l'étage supralittoral à l'étage infralittoral. Son action est directe en zone rocheuse et reste importante dans les zones sédimentaires. En effet, la houle et les courants de marée ont un rôle primordial dans le transport et le dépôt des particules ; leur action va alors déterminer la nature même du substrat en place (Raffin, 2003).

IV. Méthodes d'étude de la biodiversité côtière

Les zones côtières se caractérisent par une grande vulnérabilité aux perturbations environnementales, telles que les altérations climatiques, les différentes formes de pollution, la détérioration des habitats naturels ou encore l'exploitation intensive des ressources marines. Pour évaluer l'ampleur de ces impacts, les chercheurs ont recours à des techniques de suivi traditionnelles, toujours largement utilisées en raison de leur fiabilité, de leur simplicité de

mise en œuvre et de leur pertinence dans le cadre des investigations écologiques contemporaines. Parmi les techniques couramment employées, l'échantillonnage par quadrats consiste à délimiter des surfaces de dimensions fixes (par exemple 30×30 cm ou 1×1 m), servant de cadre pour l'observation et l'analyse des organismes présents, ce qui permet de recenser les espèces rencontrées et d'estimer leur taux de recouvrement ou leur densité. Cette méthode s'avère particulièrement efficace pour étudier la diversité biologique sur des substrats rocheux ou sablo-vaseux, où la distribution des organismes est souvent hétérogène (English *et al.*, 1997).

Les transects linéaires constituent une technique largement répandue en écologie ; elle consiste à tracer une ligne sur une distance précise, le long de laquelle on recense les différentes espèces ainsi que les éléments caractéristiques de l'environnement. Cette technique permet de suivre l'évolution des communautés en fonction des variations des conditions écologiques le long d'un gradient donné (English *et al.*, 1997). Par ailleurs, le dragage et l'usage de filets benthiques (tel que les chaluts) visent de récolter les organismes présents dans les fonds meubles ; ce qui permet de caractériser la composition faunistique benthique d'une station donnée. Les pièges passifs, comme les nasses, permettent à leur tour de capturer des espèces mobiles qui y entrent naturellement; cette méthode simple aide à identifier les espèces présentes et à estimer leur abondance (Simboura et Zenetos, 2002). L'analyse du macro-benthos constitue une méthode précieuse, car ces organismes ont une faible mobilité et des stades larvaires sensibles, ce qui les rend particulièrement vulnérables aux perturbations ; la composition particulière de ces organismes est fréquemment exploitée comme indicateur biologique pour évaluer la qualité écologique d'un milieu donné (Grémare, 2007).

D'autre part, la mesure des paramètres physico-chimiques simples tels que la température de l'eau, la salinité, la turbidité ou le pH est toujours utile. Ces paramètres donnent des

informations importantes sur la situation actuelle de l'écosystème et son évolution. Elles permettent aussi de mieux suivre les changements qui pourraient perturber cet équilibre fragile (Borja *et al.*, 2000).

V. Généralités sur les algues

Les algues sont des organismes végétaux inférieurs autotrophes (capables d'élaborer leurs propres substances organiques) qui vivent principalement dans l'eau (Donadieu *et al.*, 1985; Fechter *et al.*, 1986). Leur appareil végétatif ne possède ni tige, ni feuille ni racine (Boudouresque, 2006). Ces organismes occupent une situation clef dans l'arbre du vivant, constituant d'une part, le phytoplancton (le premier maillon de la chaîne alimentaire des écosystèmes aquatiques) et d'autre part la quasi-totalité des végétaux marins benthiques (Reviere, 2002).

V.1. Classification des algues

La classification des algues est basée surtout sur leur appareil végétatif « thalle », dépourvu de racines, de tiges et de feuilles (Gayral, 1975).

Selon McGee et Gillespie, (2019), La comparaison entre les algues s'appuie sur l'analyse pigmentaire basée sur 44 types de pigments couvrant 27 classes d'algues photosynthétiques. Ces organismes photosynthétiques se subdivisent en trois types : algues brunes (Ochrophyta), algues rouges (Rhodophyta) et algues vertes (Chlorophyta) (Dave *et al.*, 2019; Muth et Congdon, 2019).

V.1.1. Les algues brunes (Ochrophyta)

Comprennent 2 000 espèces regroupées dans trois classes exclusivement marines (Jung *et al.*, 2013). Les algues brunes sont caractérisées par la dominance de la Fucoxanthine qui masque

les autres pigments (chlorophylle a et c, ainsi que le β -carotène) et qui donne la couleur jaune olive à jaune pâle. Elles montrent une grande diversité morphologique depuis les formes filamenteuses relativement simples aux grandes algues brunes (*Sargassum*) (Payri *et al.*, 2000).

V.1.2. Les algues rouges (Rhodophyta)

Seul groupe de végétaux à se reproduire avec alternance de trois générations et à aucune étape de leur cycle cellulaire il n'y a de stade flagellé (Kornprobst, 2005). Avec ses 6 000 espèces (Jung *et al.*, 2013), ce groupe est caractérisé par la dominance de la Phycoérythrine donnant ainsi une couleur rouge clair à rouge cerise à l'algue. Forment un groupe très diversifié sur le plan morphologique et systématique, les formes varient depuis les filaments simples et délicats (*Ceramium*) jusqu'aux lames foliacées épaisses de plusieurs cm de long (*Titanophora*).

V.1.3. Les algues vertes (Chlorophyta)

Avec ses 4500 espèces (Jung *et al.*, 2013; Cardoso *et al.*, 2014), ce groupe est considéré comme le plus évolué des algues. Elles ne se trouvent que très rarement au-dessous de 25 mètres de profondeur. Comme les végétaux supérieurs, elles sont caractérisées par la dominance de la Chlorophylle a et b, les algues appartenant à ce groupe sont de formes très variées, uni- ou pluricellulaires (Garon-Lardière, 2004) (*in* Kornprobst, 2005).

VI. Intérêt des algues

Cinq grands secteurs de l'activité industrielle sont concernés par les algues marines, et les substances que l'on peut en extraire, mais il faut garder à l'esprit que la quasi-totalité de ces applications industrielles concerne les Rhodobiontes et les Chromobiontes, c'est-à-dire les

végétaux dont il n'existe aucun représentant terrestre. L'utilisation des Chlorobiontes macroscopiques est encore très modeste, bien que de nombreuses recherches soient consacrées à la valorisation des grands dépôts d'*Ulva lactuca* consécutif à l'eutrophisation de certaines régions côtières. Ces cinq domaines industriels sont les suivants (Kornprobst, 2005):

- Production d'algues alimentaires ;
- Industrie des phycocolloïdes ;
- Recherche-développement dans le domaine de santé ;
- Cosmétologie et industrie dérivées ;
- Agriculture et élevage ;

Aussi les algues marines ont des propriétés pour adsorber des micropolluants dus à leur concentration en polysaccharides présentes dans leurs parois. (Fiset *et al.*, 2007 ; Belanger-Lepine, 2019).

VII. Présentation de la zone côtière de Mostaganem

Mostaganem est une wilaya côtière située au nord-ouest du pays, connue pour ses paysages variés entre plages, forêts et plaines agricoles. La région se distingue par son riche patrimoine culturel, influencé par plusieurs civilisations qui y ont laissé leurs empreintes au fil du temps. Elle bénéficie également d'une position géographique avantageuse, avec un accès direct à la mer Méditerranée et une proximité avec des pôles économiques stratégiques du pays. La zone présente un relief structuré autour de deux principales formations : les Monts de Dahra et le Plateau de Mostaganem. Le climat qui y règne est de type semi-aride, marqué par des hivers doux. Les précipitations annuelles oscillent entre 350 et 400 mm. La température moyenne annuelle s'établit autour de 17,9 °C, avec de faibles variations thermiques au cours de l'année. La région bénéficie également d'une alternance régulière entre les brises marines et terrestres

(Bouzegag, 2020). La ville de Mostaganem s'étend au bord du golfe d'Arzew (Fig. 6), à une distance approximative de 320 kilomètres de la capitale Alger, et se trouve à environ 70 kilomètres de la ville d'Oran. Ses coordonnées géographiques sont proches de $35^{\circ}55'57''$ de latitude nord et $0^{\circ}05'21''$ de longitude ; ce positionnement offre à la région un accès direct à la mer Méditerranée, ce qui lui confère une ouverture maritime importante (Boussaa *et al.*, 2016).

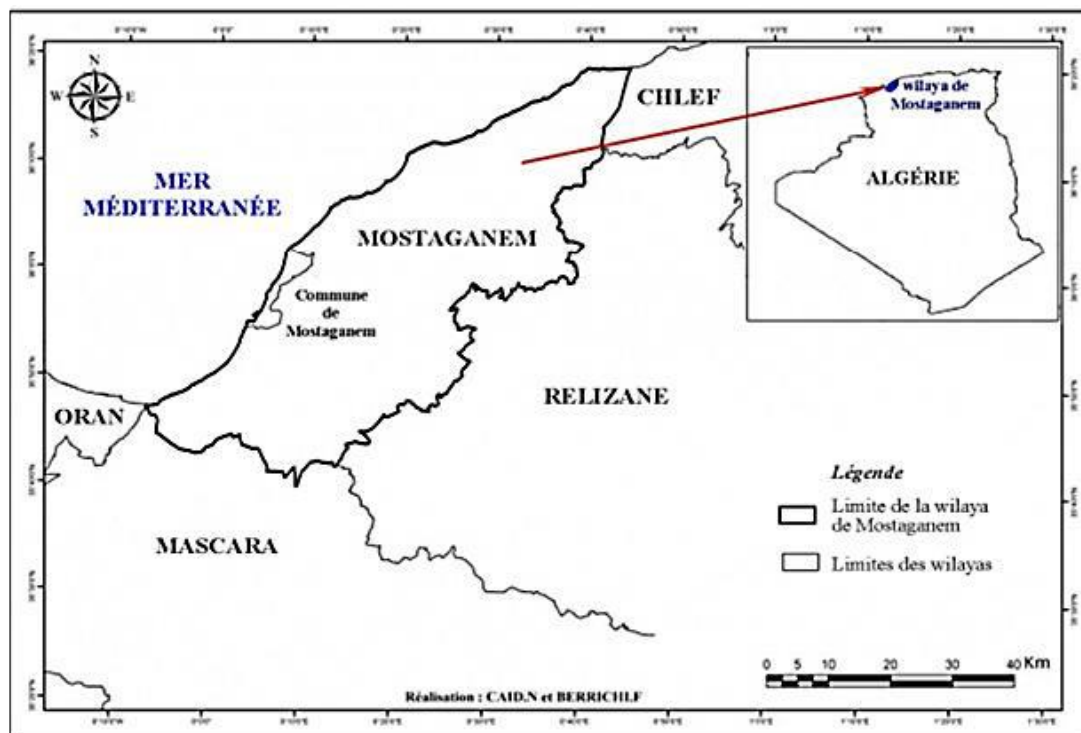


Figure 6 : Localisation géographique de la wilaya de Mostaganem (Baalache et Ahmed Benklaouz, 2023).

VII.1. Hydrodynamisme

Le courant dominant au large de la région côtière de Mostaganem est d'origine atlantique. Ce courant d'une épaisseur moyenne de 200Km, pénètre par le d'étroit de Gibraltar et coule au niveau des cotes algériennes où il prend le nom de courant algérien. La veine de courant

devient instable, formant des tourbillons cycloniques de 100Km de diamètre associés à des remontées importantes d'eau profondes, ce qui rend ces zones très productives (Milot, 1987b).

VII.2. Température

Lalami-Taleb (1970), montrent que les couches superficielles sont directement influençables par les températures externes en raison des échanges thermiques entre le milieu interne et l'air ambiant, leur température varient entre 21° C et 27° C en moyenne. Les maxima de températures se situent en été (mois d'Aout) et se prolongent jusqu'au mois d'Octobre ; alors que les températures minimales se situent aux mois de février-mars. En profondeur, les températures sont plus basses et relativement stables, fluctuants entre 13° C et 14° C en toute saison.

CHAPITRE 2 :

MATERIEL ET METHODES

II. Description des sites d'étude et conditions d'échantillonnage

La bande côtière de Mostaganem se distingue par une grande diversité de milieux naturels. On y retrouve des plages sableuses étendues, des zones rocheuses, ainsi que des espaces humides qui favorisent l'installation de nombreuses espèces animales et végétales. Cette région joue également un rôle important sur le plan économique grâce à la pêche, au commerce maritime et au développement touristique de ses stations balnéaires (Benhalima et Boussaid, 2022). Ces atouts environnementaux et socio-économiques font de la côte de Mostaganem une zone d'intérêt privilégiée pour l'étude de la biodiversité floristique. Par ailleurs, dans le cadre de ce mémoire, nous avons sélectionné deux sites distincts situés dans la zone côtière de Mostaganem, à savoir Stidia et Petit Port (Fig. 7).



Figure 7 : Situations géographiques des deux sites de prélèvements.

II.1. Le site de Stidia

Le site de Stidia, situé à environ 15 km à l'ouest de Mostaganem (coordonnées : 35°49' N, 0°01' O) (Fig. 7), se distingue par la présence d'un petit abri de pêche et d'une station balnéaire adjacente, elle-même proche d'une zone à vocation agricole, contribuant à un apport continu en matière terrigène et en rejets urbains. Le site de Stidia présente une zone à caractère rocheux interrompue par quelques criques, parfois sableuses (Fig. 8). Ce site est situé au pied d'une falaise d'une hauteur d'environ 30 m et une pente de 80 % ; les quelques plages sableuses, qui y existent ont un linéaire côtier assez réduit et une largeur qui ne dépasse pas une quinzaine de mètre. Stidia est également connue pour ces herbiers à *Posidonia oceanica*, ce qui reflète un écosystème marin riche et structuré (Belbachir, 2012).



Figure 8 : Site d'étude de Stidia.

II.2. Le site de Petit Port

Le site de Petit Port se trouve 35 Km à l'Est de Mostaganem et à une distance d'environ 6 km du centre de Sidi Lakhdar (Fig. 7), aux alentours des coordonnées $36^{\circ} 12' 39''$ N et $0^{\circ} 23' 57''$ E (Mapcarta, 2026). Le site de Petit Port présente une plage sableuse avec un petit système dunaire et un herbier de Posidonie montrant de légers signes de perturbations (Bouchhr, 2015) (Fig. 9). À proximité immédiate, de nombreux cabanons sont implantés à seulement quelques mètres du trait de côte. Le site de Petit Port est caractérisé par un mode hydrodynamique agité.



Figure 9 : Site d'étude de Petit Port.

III. Prélèvements phytosociologiques

III.1. La notion de phytosociologie

La phytosociologie est un concept datant de la fin du 19^{ème} siècle, sa définition est basée sur les éléments suivants : « *Une association est l'ensemble des espèces adaptées aux mêmes conditions physicochimiques et qui se font nécessairement cortège.* » (Flahault, 1897). Progressivement, cette notion a été modifiée en introduisant l'aspect dynamique qui repose sur la mouvance de l'association dans le temps, par rapport aux variations climatiques, ainsi que les effets de l'action humaine (Allorge, 1922). Lors de sa métamorphose, enrichie par les divers apports, le concept phytosociologique a évolué en se dotant d'un outil de base le relevé floristique.

III.2. L'aire minimale

L'aire minimale est définie comme la plus petite surface ou la quasi-totalité des espèces du peuplement ciblés se trouvent simultanément réunies (Peres et Picard, 1964 ; Gounout, 1969), elle consiste en une cueillette, un grattage intégrale d'une surface déterminée dans la frange supérieure de l'infralittoral. Cette surface permet l'extrapolation des résultats au mètre carré. La plus part des phytosociologues marins adoptent actuellement des surfaces de relevés de 20 x 20cm où 25 x 25cm sur des bases plus où moins subjectives (Boudouresque, 1971). Augier et Boudouresque (1968) estime qu'une surface comprise entre 70 et 120 cm² correspond à l'aire minimale pour les peuplements épiphytes sciaphiles sur les rhizomes de *Posidonia oceanica* ; tandis que Bellan-Santini (1969) estime que 20 x 20cm correspond à l'aire minimale pour les peuplements pauvres et l'a dépasse pour les plus riches. Cinelli *et al.*, (1976) ont calculé une aire minimale comprise entre 100 et 150 cm² dans un peuplement

portuaire infralittoral. Coppejans *et al.* (1976), estime que l'aire minimale est comprise entre 200 et 300 cm² pour deux peuplements infralittoraux des côtes Méditerranéennes.

III.3. Technique d'échantillonnage

Lors de notre travail, des relevés phytosociologique ont été effectués en printemps sur une surface immergées de 900 cm² (soit un quadrat de 30 x 30 cm de coté) de la zone infralittoral superficielle à une profondeur ne dépassant pas 0.5 m. Cette surface est supérieure à l'air minimal compris entre 100 et 250 cm² (Verlaque, 1976), ce qui permet une meilleur étude structurale des peuplements photophiles (Coppejans, 1977 ; Ballesteros, 1984). Il s'agit de la méthode de l'école zuricho-montpellieraine (Braune-Blanquet et Pavillard, 1922) qui a été adapté au milieu marin.



Figure 10 : Quadrat (de 30 cm de coté) utilisé pour l'échantillonnage.

Les quadrats ont été jetés de manière aléatoire pour garantir une couverture représentative des différents micro-habitats et une représentativité optimale de la biodiversité présente (Smith *et al.*, 1996). Un total de 10 quadrats a été utilisé pour chaque site d'étude. Un grattage intégral du peuplement a été réalisé au sein de chaque quadrat. L'utilisation de cette méthode aléatoire permet une évaluation fiable de la structure et de la composition des peuplements (Bellan-Santini *et al.*, 1994). Tous les échantillons prélevés sont conservés dans de l'eau de mer formolée à 5%, pour fixer leurs structures et pouvoir les identifier ultérieurement.

IV. Etude au laboratoire

IV.1. Tri des échantillons et identification des espèces

Une fois arrivé au laboratoire, nous avons effectué un tri des algues récoltées selon les trois grands groupes taxonomiques, en fonction de leur coloration :

- Les Rhodophytes (algues rouges)
- Les Chromophytes (algues brunes)
- Les Chlorophytes (algues vertes)

L'identification de chaque espèce nécessite l'observation à l'œil nu, puis à la loupe binoculaire et au microscope optique. Nous nous sommes basés sur l'aspect morphologique, la taille, la couleur et le type de ramification du thalle, la présence ou l'absence des organes reproducteurs. Nous avons utilisé un certain nombre de clés de détermination dont :

Seridi (1990), Ould Ahmed (2015), Bachir Bouiadjra, (2012) ; Fisher *et al.*, (1987). Une fois les espèces identifiées elles sont classées dans des groupes taxonomiques actualisés selon Guiry & Guiry, (2026) et WoRMS, (2026).

V. Paramètres analytiques

Une fois la liste floristique complète établie, un certain nombre de paramètres analytiques définis par Boudouresque (1971) ont été utilisés :

V.1. Le coefficient T

C'est le nombre total d'espèces par relevé ; il demeure très approximatif, et exige que les relevés aient tous la même dimension pour que celui-ci soit comparable entre les différents relevés et/ou travaux (Boudouresque, 1970).

V.2. La fréquence

Dans un relevé divisé en quadrat, la fréquence (F) d'une espèce exprimée en pourcentage, est le rapport du nombre de quadrat où elle est présente (A) sur le nombre total de quadrat (N) (Boudouresque, 1971). Elle est donnée par la formule suivante :

$$F = (A/N).100$$

La fréquence nous donne, une indication sur la présence de l'espèce (Tab. 1).

Tableau 1 : Fréquence des espèces et pourcentage relatif.

Fréquence de l'espèce	Pourcentage relatif
Espèce rare	$0.5 < F < 1.9$
Espèce présente	$5 < F < 29.9$
Espèce commune	$30 < F < 49.9$
Espèce fréquente	$50 < F < 79.9$
Espèce très fréquente	$80 < F < 100$

V.3. Le coefficient Q

C'est l'effectif absolu d'un sous-ensemble (ex. : groupe systématique ; groupe écologique...) quelconque dans un relevé (Boudouresque, 1970) Par exemple, s'il existe 2 Pheophyceae dans un relevé, le coefficient Q est de 2.

$$Q = \sum T$$

V.4. Le recouvrement R_i

Le recouvrement (R_i) est défini par Boudouresque (1971) comme étant le pourcentage de la surface du substrat couverte en projection par une espèce i . Cette surface est représentée par la dominance de l'ensemble des individus d'une espèce donnée, par la projection horizontale de leur appareil végétatif sur une plaque en verre comportant 100 cases (Fig. 11), dont l'ensemble correspond à l'air minimale. L'appréciation de ce recouvrement s'appuie exclusivement sur l'observation et non sur une théorie, d'où son caractère approximatif. La végétation se disposant sur plusieurs strates, le recouvrement total (R_t) est très généralement supérieur à 100% (Boudouresque, 1971).

$$R_t = \sum R_i$$

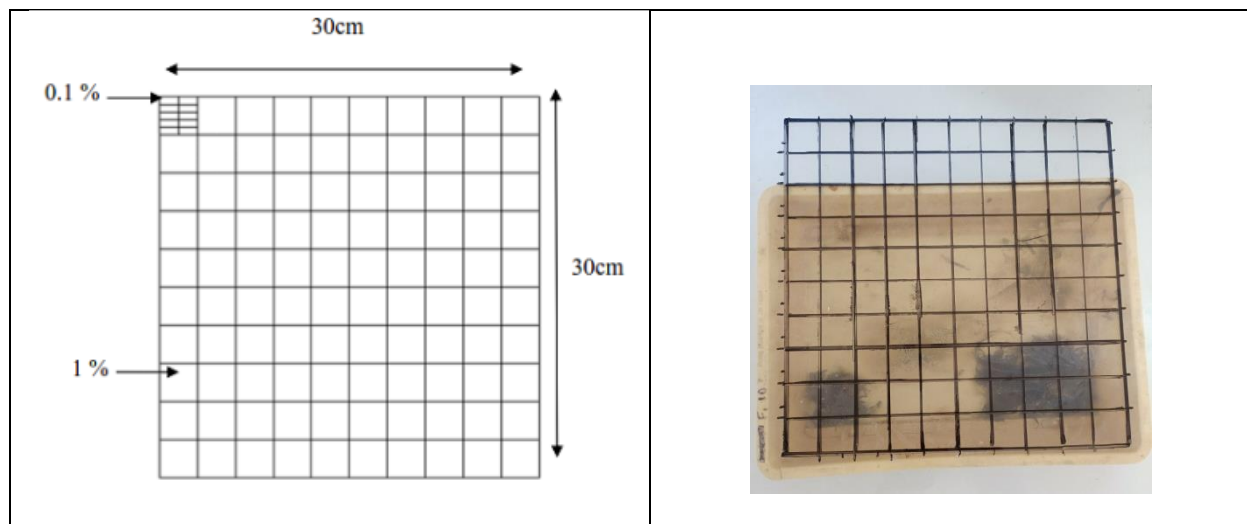


Figure 11 : Quadrat utilisé pour le calcul du recouvrement.

Le recouvrement peut prendre des valeurs comprises entre 0.01%, (valeur arbitraire attribuée aux algues dont le R_i est inférieur à 0.1%) et 100% correspondant à la couverture totale du relevé.

VI. Paramètres synthétiques

VI.1. La dominance qualitative (DQ)

La dominance qualitative (DQ) d'un sous ensemble d'espèce (ex. : groupe systématique, etc.) par rapport à un ensemble d'espèce auquel il appartient, est le rapport de Q sur le nombre total des espèces ou le nombre moyen d'espèces de l'ensemble considéré, multiplié par 100. (Boudouresque, 1971).

$$DQ = (Q/T) \times 100$$

VI.1. La dominance quantitative (DRi)

C'est l'un des paramètres les plus utilisés, il est exprimé en fonction du recouvrement de l'espèce. La dominance quantitative est le rapport entre le recouvrement de l'espèce (R_i) ou d'un groupe d'espèce sur le recouvrement total (R_t) en pourcentage.

$$DR_i = (\Sigma R_i / R_t) \times 100$$

VII. Analyse de la biodiversité

VII.1. L'indice de diversité de Shannon

Les différents indices de diversité facilitent l'étude la structure des peuplements en faisant référence à un cadre spatiotemporel concret ; ils permettent d'avoir rapidement, en un seul chiffre, une évaluation de la biodiversité de différentes communautés (Peet, 1974 ; Grall et Hily, 2003). Les indices de diversité les plus couramment utilisés sont l'indice de richesse spécifique de Margalef suivi par l'indice de diversité de Shannon-Weaver (Costello *et al.*, 2004 ; Salas *et al.*, 2006). Selon Grimes, (2010), le calcul des indices de diversité de Shannon et de la régularité (équitabilité) permet d'évaluer la diversité spécifique et l'état d'équilibre numérique des peuplements.

L'indice de diversité de Shannon et Weaver est une mesure de composition spécifique en relation avec la dominance (D_i) des différentes espèces de l'échantillon (Daget, 1976). Dans notre cas, il a été calculé à partir des dominances quantitatives de chaque espèce algale (R_i/R_t) d'après la formule de Shannon (Boudouresque, 1971) :

$$H' = - \Sigma (P_i) * \log_2 (P_i)$$

H' : Indice de Shannon.

P_i : Recouvrement relative de l'espèce $i = R_i/R_t$.

R_i : Recouvrement de l'espèce i .

R_t : Recouvrement total.

Les valeurs de l'indice de Shannon sont nulles lorsque l'échantillon ne contient qu'une seule espèce ; alors que les valeurs les plus élevées de H' correspondent à un prélèvement équilibré et diversifié (Legendre et Legendre, 1984). Glemarec et Hily (1981) situent les valeurs obtenues pour cet indice dans un milieu normal au-dessus de 3, entre 1 et 3 dans un milieu déséquilibré et tendant vers le 1 dans le cas d'un milieu pollué. Par ailleurs, Simboura et Zenetos, (2002) proposent l'échelle du tableau 2.

Tableau 2 : Classification de l'état écologique des sites à partir de la valeur de H' (d'après Simboura et Zenetos, 2002).

Etat Ecologique		Valeur de H'	Classification de la pollution
	Mauvais	$0 < H' \leq 1,5$	Azoïque, très pollué
	Médiocre	$1,5 < H' \leq 3$	Fortement pollué
	Moyen	$3 < H' \leq 4$	Modérément pollué
	Bon	$4 < H' \leq 5$	Zones de transition
	Très bon	$H' > 5$	Sites de référence

VII.2. L'indice d'équitabilité de Pielou

L'indice de Pielou (J') exprime la répartition des individus entre espèces d'un même milieu, sa valeur fluctue entre 0 et 1. Si J' tend vers 1, le peuplement est en équilibre, c'est-à-dire la distribution des individus entre les espèces est équitable (Legendre et Legendre, 1984). Par contre, une équitabilité qui tend vers zéro caractérise un peuplement déséquilibré. L'indice d'équitabilité de Pielou (1977) est calculé comme suit :

$$J' = H' / H'_{\max}$$

$H'_{\max}$: $\log_2 S$.

H' : Indice de Shannon.

S : Le nombre d'espèces récolté dans le prélèvement.

Nous avons considéré l'échelle utilisée par Grimes, (2010) pour l'Equitabilité de Pielou (Tab. 3).

Tableau 3 : Etat écologique de milieu à partir de l'indice d'Equitabilité (Grimes 2010).

Indice d'équitabilité (E)	Etat écologique
$E < 0,4$	Très déséquilibré
$0,4 < E < 0,6$	Déséquilibré
$0,6 < E < 0,8$	Subnormal
$0,8 < E < 1$	Normal

VII.3. Le coefficient de similitude de Sørensen

Le coefficient de similitude de Sørensen (1948) est une mesure très simple de la biodiversité, variant de 0 quand il n'y a pas d'espèces communes entre deux communautés et la valeur 1 lorsque les mêmes espèces existent dans les deux communautés. L'indice de Sørensen est calculé comme suit :

$$C_s = 2C/(S_1+S_2)$$

S₁ : Nombre total des espèces du site 1.

S₂ : Nombre total des espèces du site 2.

C : Nombre des espèces communes entre les deux sites.

CHAPITRE 3 :

RESULTATS ET DISCUSSION

I. Liste des espèces récoltées et identifiées

L'inventaire floristique des deux sites d'études a été établi à partir des relevés phytosociologiques (Tab. 4). Nos résultats indiquent que les trois groupes systématiques (Rhodophytes, Chromophytes et Chlorophytes) sont présents au niveau des deux sites d'études. Nous avons recensé un total de 18 espèces différentes, soit 6 Rhodophytes, 6 Chlorophytes, ainsi que 6 Chromophytes. Les groupes taxinomiques sont présentés dans le tableau 4.

Tableau 4 : Inventaire taxinomique des espèces présentent au niveau des deux sites d'études.

Taxon	Phylum	Classe	Ordre	Famille	Stidia	Petit Port
<i>Cystoseira compressa</i> (Esper) Gerloff & Nizamuddin, 1975	Ochrophyta	Phaeophyceae	Fucales	Sargassaceae	x	x
<i>Cystoseira foeniculacea</i> (Linnaeus) Greville, 1830	Ochrophyta	Phaeophyceae	Fucales	Sargassaceae		x
<i>Sporochnus pedunculatus</i> (Hudson) C.Agardh, 1817	Ochrophyta	Phaeophyceae	Sporochnales	Sporochnaceae		x
<i>Padina pavonica</i> (Linnaeus) Thivy, 1960	Ochrophyta	Phaeophyceae	Dictyotales	Dictyotaceae	x	x
<i>Dictyota spiralis</i> Montagne, 1846	Ochrophyta	Phaeophyceae	Dictyotales	Dictyotaceae	x	x
<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) J.V.Lamouroux, 1809	Ochrophyta	Phaeophyceae	Dictyotales	Dictyotaceae	x	
<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen) J.V.Lamouroux, 1813	Rhodophyta	Florideophyceae	Gigartinales	Cystocloniaceae	x	x
<i>Laurencia obtusa</i> (Hudson) J.V.Lamouroux, 1813	Rhodophyta	Florideophyceae	Ceramiales	Rhodomelaceae	x	
<i>Palisada perforata</i> (Bory) K.W.Nam, 2007	Rhodophyta	Florideophyceae	Ceramiales	Rhodomelaceae		x
<i>Halopithys incurva</i> (Hudson) Batters, 1902	Rhodophyta	Florideophyceae	Ceramiales	Rhodomelaceae	x	x
<i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders, 2013	Rhodophyta	Florideophyceae	Corallinales	Corallinaceae		x
<i>Jania rubens</i> (Linnaeus) J.V.Lamouroux, 1816	Rhodophyta	Florideophyceae	Corallinales	Corallinaceae	x	x
<i>Ulva intestinalis</i> Linnaeus, 1753	Chlorophyta	Ulvophyceae	Ulvaes	Ulvaceae	x	x
<i>Ulva rigida</i> C.Agardh, 1823	Chlorophyta	Ulvophyceae	Ulvaes	Ulvaceae	x	x
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus, 1753	Chlorophyta	Ulvophyceae	Ulvaes	Ulvaceae	x	x
<i>Caulerpa cylindracea</i> Sonder, 1845	Chlorophyta	Ulvophyceae	Bryopsidales	Caulerpacae	x	
<i>Caulerpa prolifera</i> (Forsskål) J.V.Lamouroux, 1809	Chlorophyta	Ulvophyceae	Bryopsidales	Caulerpacae	x	
<i>Chaetomorpha aerea</i> (Dillwyn) Kützinger, 1849	Chlorophyta	Ulvophyceae	Cladophorales	Cladophoraceae	x	

II. Paramètres analytiques

II.1. Le coefficient T

Le nombre total d'espèces recensées dans nos deux sites d'études est presque similaire, avec 14 espèces à Stidia et 13 à Petit Port (Fig. 12). Ces valeurs du coefficient T sont fortement inférieures à celles obtenues par Bachir Bouiadjra (2012) pour les mêmes sites. Cela peut être expliqué par le faible nombre et la faible superficie des relevés effectués lors de notre étude. Par ailleurs, Ould Ahmed (2015) avait obtenue de très faibles valeurs du coefficient T (allant de 17 à 22) à Mars El Hadjad (Arzew) et Benarous (2012) avait recensé 17 espèces à Rocher noir (Boumerdes). Ce nombre d'espèce réduit au niveau des deux sites d'études pourrait être lié aux sources de perturbations anthropiques existantes à Stidia et Petit Port. Les déversements des eaux usées provenant des habitations limitrophes aux relevés et les zones agricoles proches des sites d'études, constituent toutes les deux des sources de perturbations anthropiques. Plusieurs travaux signalent un très faible nombre d'espèce au niveau des sites pollués (Ould Ahmed, 2015 ; Chabane, 2019). En effet, Thibaut *et al.*, (2005) estiment que toute source de pollution provoque une perturbation de la richesse spécifique.

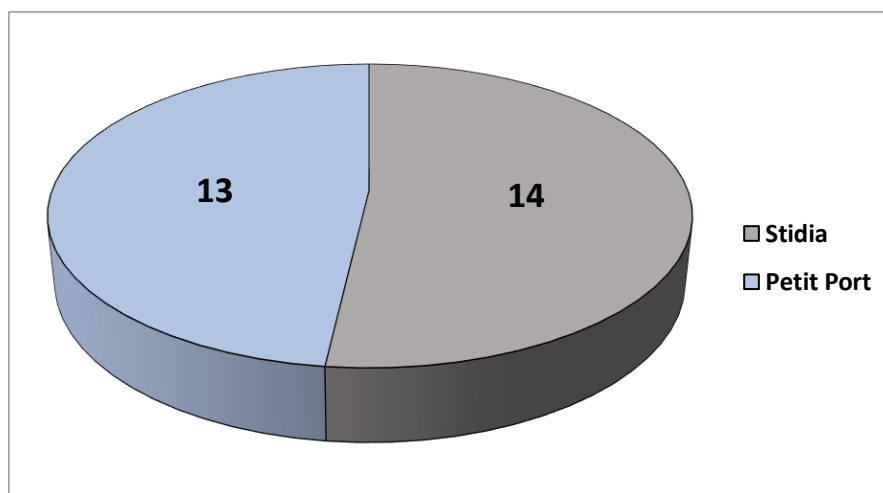


Figure 12 : Coefficient T des deux sites d'études.

II.2. La fréquence

Au niveau des deux sites, ce sont les espèces appartenant à l'ordre des *Ulva* qui enregistrent les plus importants taux fréquence (Tab. 5 ; Fig. 13). A Stidia, c'est l'espèce *Ulva lactuca* qui enregistre le plus important taux de fréquence (avec 80% ; espèce très fréquente), suivie par *Ulva rigida* et *Cystoseira compressa* (avec 50% pour les deux espèces ; espèce fréquente). A Petit Port, ce sont les deux espèces *Ulva intestinalis* et *Padina pavonica* qui enregistrent le plus important taux de fréquence (70% ; espèce très fréquente) (Tab. 5 ; Fig. 13). L'espèce introduite invasive *Caulerpa cylindracea* et considérée comme une espèce présente à Stidia, avec un taux de fréquence de 10 % (Tab. 5 ; Fig. 13).

Tableau 5 : Fréquence (en %) des espèces présentes au niveau des deux sites d'études.

Espèce	Stidia		Petit Port	
	Fréquence (%)	Interprétation	Fréquence (%)	Interprétation
<i>Cystoseira compressa</i>	50	Espèce fréquente	30	Espèce commune
<i>Cystoseira foeniculacea</i>			20	Espèce présente
<i>Sporochnus pedunculatus</i>			10	Espèce présente
<i>Padina pavonica</i>	30	Espèce commune	70	Espèce fréquente
<i>Dictyota spiralis</i>	30	Espèce commune	20	Espèce présente
<i>Dictyota dichotoma</i>	30	Espèce commune		
<i>Hypnea musciformis</i>	10	Espèce présente	40	Espèce commune
<i>Laurencia obtusa</i>	40	Espèce commune		
<i>Palisada perforata</i>			10	Espèce présente
<i>Halopithys incurva</i>	40	Espèce commune	30	Espèce commune
<i>Ellisolandia elongata</i>			10	Espèce présente
<i>Jania rubens</i>	40	Espèce commune	20	Espèce présente
<i>Ulva intestinalis</i>	30	Espèce commune	70	Espèce fréquente
<i>Ulva rigida</i>	50	Espèce fréquente	10	Espèce présente
<i>Ulva lactuca</i>	80	Espèce très fréquente	50	Espèce fréquente
<i>Caulerpa cylindracea</i>	10	Espèce présente		
<i>Caulerpa prolifera</i>	10	Espèce présente		
<i>Chaetomorpha aerea</i>	10	Espèce présente		

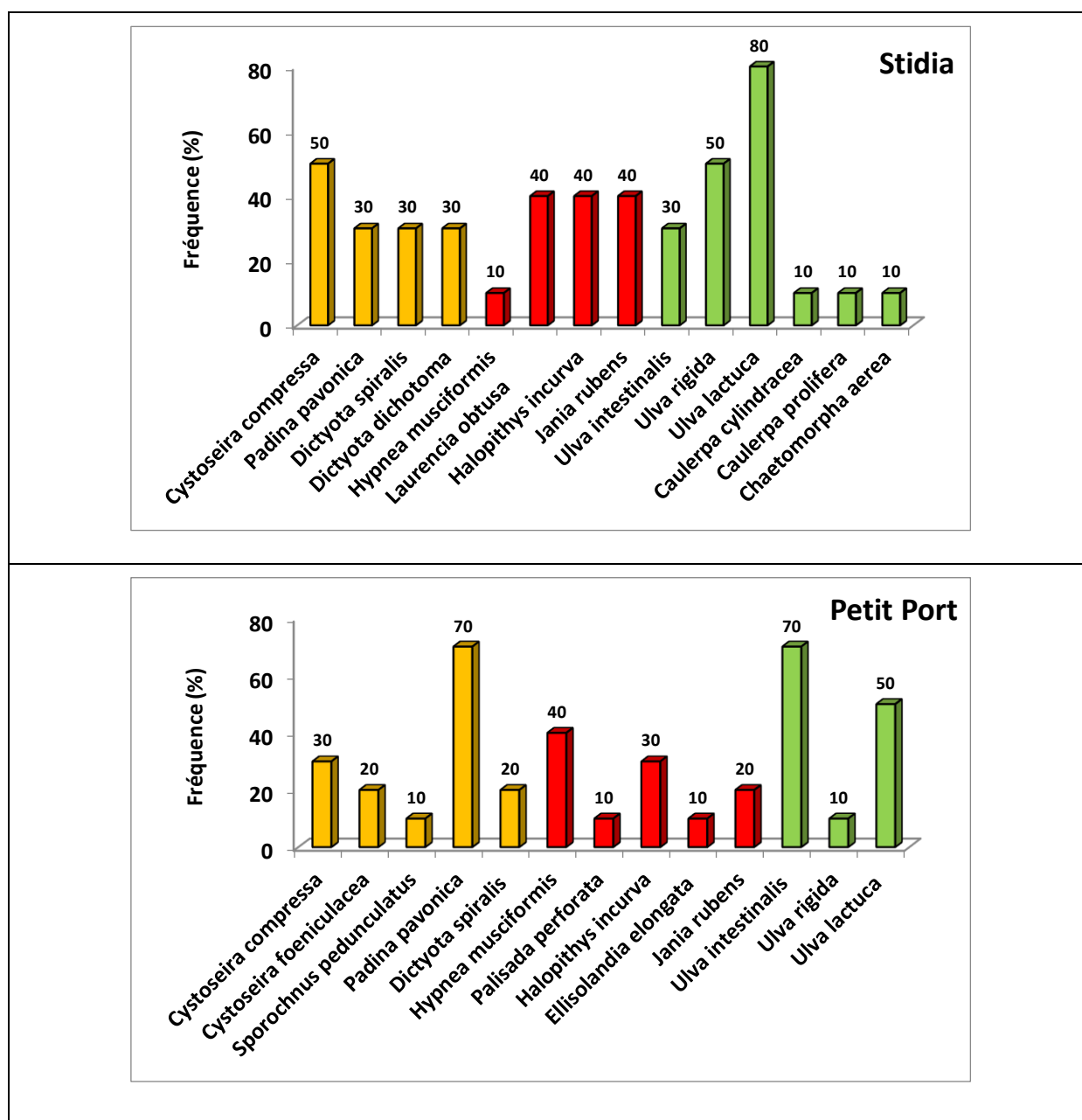


Figure 13 : Fréquence (en %) des espèces présentes au niveau des deux sites d'études.

II.3. Le coefficient Q

Dans l'ensemble des deux sites d'études, 18 espèces différentes ont été recensées, parmi lesquelles nous avons identifié 6 espèces appartenant au phylum des Rhodophyta, 6 au phylum des Chlorophyta, ainsi que 6 espèces appartenant au Chromophyta (Tab. 4). Au niveau du site de Stidia, le nombre de Chlorophyta (6 espèces) dépasse légèrement ceux des

Rhodophyta et des Ochrophyta (4 espèces pour chaque phylum) (Fig. 14). D'autre part, le nombre d'espèce appartenant au phylum des Rhodophyta et celui des Ochrophyta (5 espèces pour chaque phylum) et supérieur au nombre d'espèce appartenant au phylum des Chlorophyta (3 espèces) (Fig. 14). Le site de Stidia enregistre un nombre de Chlorophyta supérieur à celui des deux autres phylums et supérieur à celui du site d'étude de Petit Port (Fig. 14).

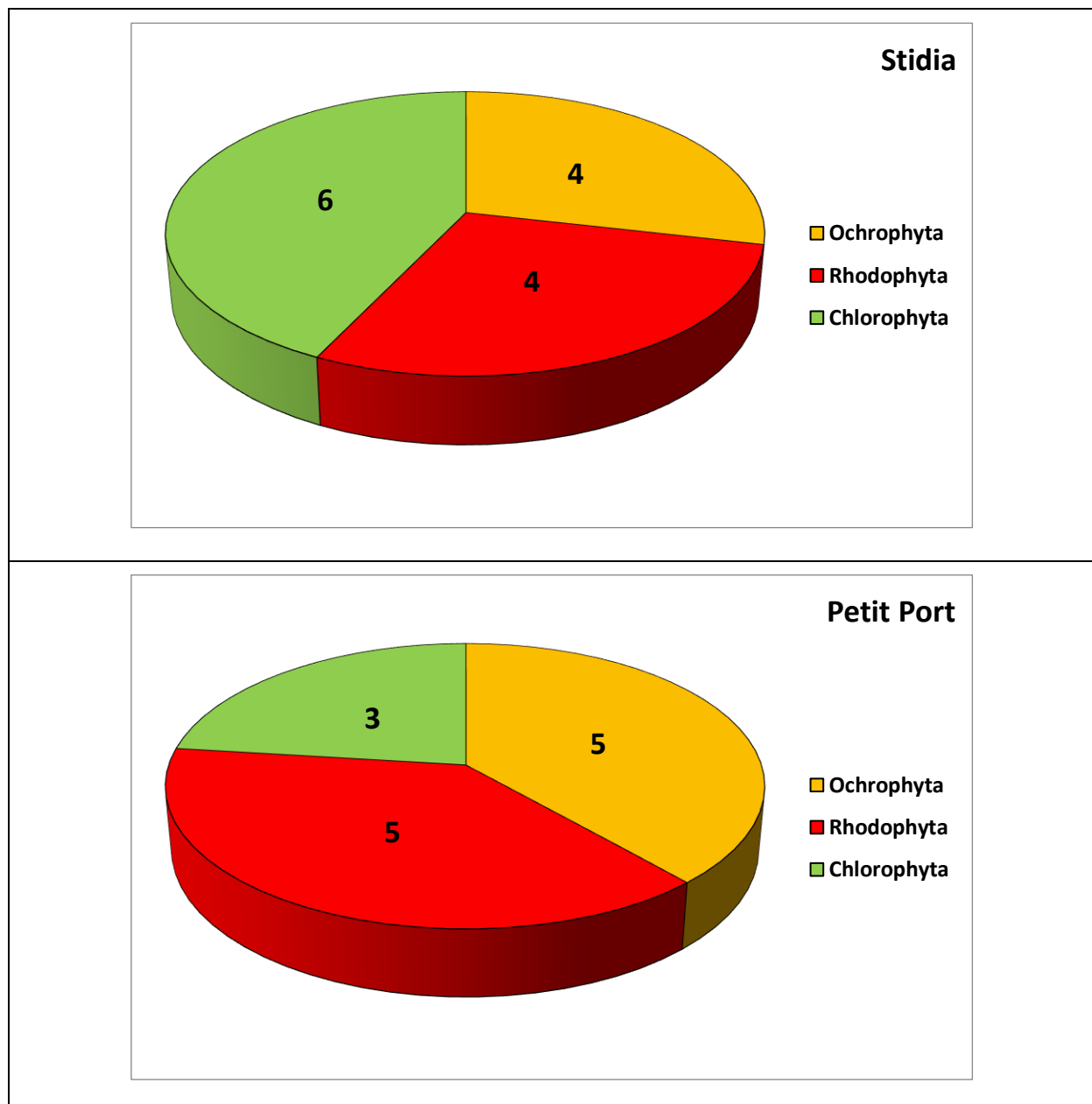


Figure 14 : Coefficient Q des deux sites d'études.

Dans la majorité des travaux portant sur l'inventaire des algues des côtes algériennes, le nombre des espèces appartenant au Rhodophyta est nettement supérieur à celui des espèces appartenant aux deux autres phylums (Bachir Bouiadjra, 2012 ; Benarous, 2012 ; Ould Ahmed, 2015 ; Hadjazi et Rezig, 2021). Selon Rogriguez *et al.*, (2013), les Rhodophyta occupent toujours la première position en termes de nombre d'espèce dans la flore algale Méditerranéenne, suivies par les Chromophyta, puis par les Chlorophyta.

II.4. Le recouvrement (Rt et Ri)

Les résultats obtenus à l'issue de notre travail montrent un taux de recouvrement total (Rt) de la végétation légèrement supérieure au niveau du site de Stidia par rapport à celui de Petit Port (avec 102.64 % et 96.36% respectivement) (Tab. 6).

Tableau 6 : taux de recouvrement (en %) des espèces présentes au niveau des deux sites d'études.

Taxon	Recouvrement Ri (%)	
	Stidia	Petit Port
<i>Cystoseira compressa</i> (Esper) Gerloff & Nizamuddin, 1975	16.50	05.71
<i>Cystoseira foeniculacea</i> (Linnaeus) Greville, 1830		04.72
<i>Sporochnus pedunculatus</i> (Hudson) C.Agardh, 1817		00.40
<i>Padina pavonica</i> (Linnaeus) Thivy, 1960	02.15	15.51
<i>Dictyota spiralis</i> Montagne, 1846	06.00	15.10
<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) J.V.Lamouroux, 1809	02.60	
<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen) J.V.Lamouroux, 1813	00.46	04.02
<i>Laurencia obtusa</i> (Hudson) J.V.Lamouroux, 1813	02.59	
<i>Palisada perforata</i> (Bory) K.W.Nam, 2007		00.50
<i>Halopithys incurva</i> (Hudson) Batters, 1902	08.45	03.62
<i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders, 2013		00.20
<i>Jania rubens</i> (Linnaeus) J.V.Lamouroux, 1816	03.64	03.10
<i>Ulva intestinalis</i> Linnaeus, 1753	03.62	21.43
<i>Ulva rigida</i> C.Agardh, 1823	12.44	08.27
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus, 1753	43.59	13.78
<i>Caulerpa cylindracea</i> Sonder, 1845	00.40	
<i>Caulerpa prolifera</i> (Forsskål) J.V.Lamouroux, 1809	00.60	
<i>Chaetomorpha aerea</i> (Dillwyn) Kützinger, 1849	00.50	
Recouvrement total Rt (%)	102.64	96.36

Ould Ahmed (2015) avait également obtenue des valeurs de recouvrement total proches aux nôtres (entre 80 % à 105 %) au voisinage immédiat des sources de rejets à Mars El Hadjad (Arzew). Selon Belsher, (1974), des pourcentages de recouvrement entre 73.70 % et 167.45 % sont caractéristiques des sites pollués. A Stidia, le recouvrement (R_i) est principalement représenté par *Ulva lactuca* ($R_i = 43.59\%$), *Ulva rigida* ($R_i = 12.44\%$), ainsi que par *Cystoseira compressa* ($R_i = 15.6\%$) (Tab. 6 ; Fig. 15). D'autre part, *Ulva intestinalis* se démarquent avec le plus important taux de recouvrement ($R_i = 21.43\%$) à Petit Port, suivi par les Chlorophyta *Padina pavonica* ($R_i = 15.5\%$), *Dictyota spiralis* ($R_i = 15.1\%$) et Chlorophyta *Ulva lactuca* ($R_i = 13.78\%$) (Tab. 6 ; Fig. 15). Chabane (2019) avait observé un faible peuplement au niveau des sites perturbés avec une prédominance d'espèces appartenant à l'ordre des *Ulvales*. En effet, les sites les plus touchés par l'enrichissement en nutriments se caractérisent par une faible richesse spécifique et la présence d'espèces nitrophiles telles que les *Ulva spp* (Arévalo *et al.*, 2007 ; Pinedo *et al.*, 2007). En plus, Cirik *et al.*, (2001) estiment que *Ulva intestinalis* est capable de dominer dans un environnement et réduit par conséquent les zones de vie des autres algues. Les *Ulvales* (notamment *Ulva lactuca*) sont pour la plupart opportunistes à croissance rapide (Amanieu et Lasserre, 1982), considérées comme de bons indicateurs pour déterminer l'eutrophisation du milieu (Ho, 1981).

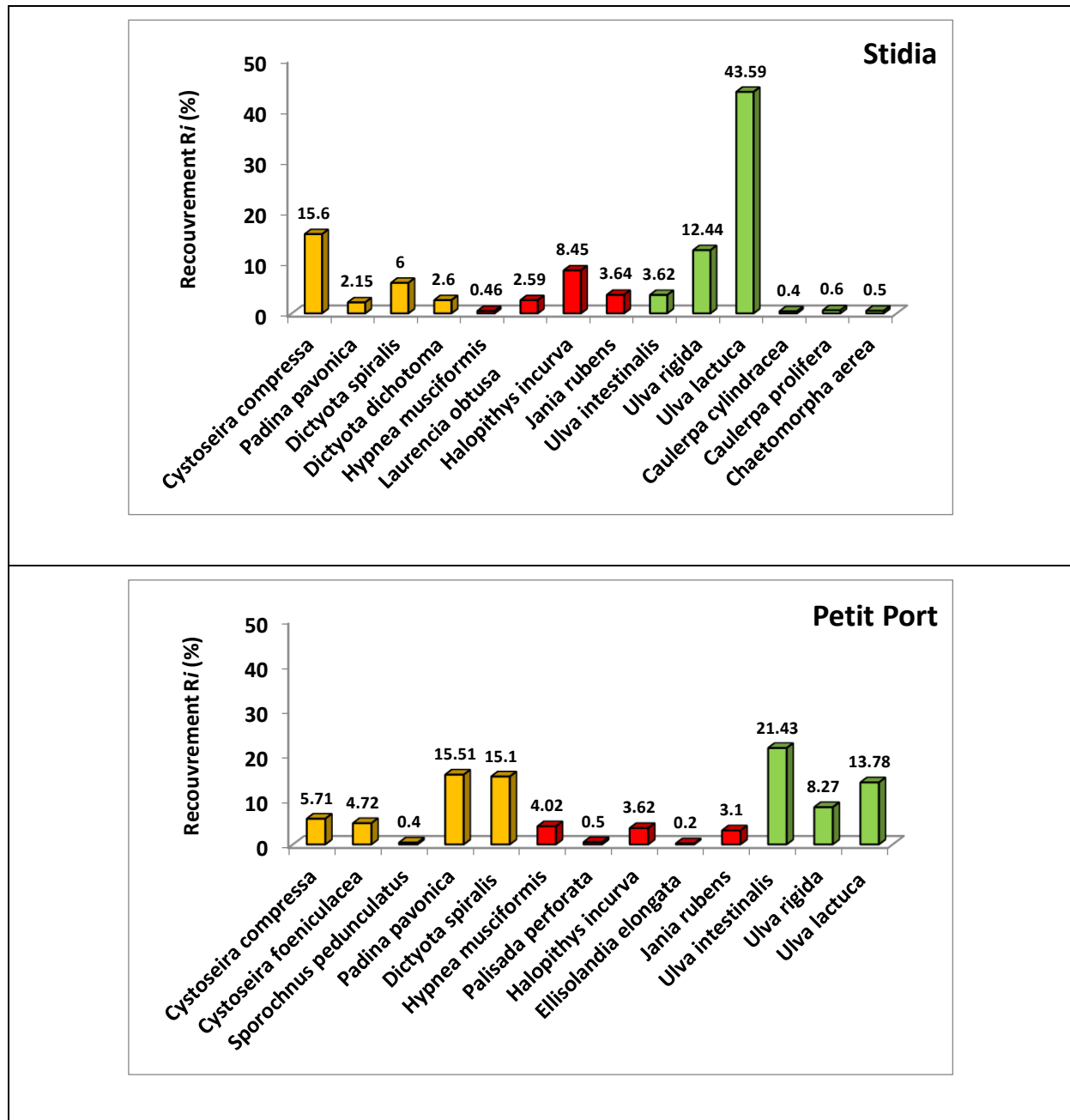


Figure 15 : Recouvrement Ri (en %) des espèces présentes au niveau des deux sites d'études.

III. Paramètres synthétiques

III.1. La dominance qualitative (DQ)

Nos résultats montrent que les Chlorophyta constituent le phylum le plus dominant (DQ = 42.85 %) à Stidia (Fig. 16). Ensuite, le phylum des Rhodophyta et celui des Ochrophyta viennent en deuxième position avec une dominance qualitative de 28.57 % (Fig. 16). Par ailleurs, les deux phylums des Rhodophyta et celui des Ochrophyta dominent au niveau du site de Petit Port (DQ = 38.46 %), suivie par le phylum des Chlorophyta (DQ = 23.07 %) (Fig. 6). Bachir Bouiadjra, (2012) avait obtenue des résultats plus au moins similaires aux nôtres pour le site de Petit Port, alors qu'il avait obtenu une dominance qualitative nettement supérieur pour les Rhodophyta à Stidia. La majorité des travaux portant sur la diversité algale des cotes algériennes classent les Rhodophyta en première position en termes de dominances qualitatives (Seridi, 2007 ; Ould Ahmed, 2015 ; Chabane, 2019 ; Hadjazi et Rezig, 2021 ; Belmerabta et Benstaali, 2022). Ould Ahmed, (2015) avait également signalé des dominances aussi élevés pour les Chlorophyta au niveau des sites pollués. Selon Wells et *al.*, (2007), les variations des proportions des Rhodophyta et des Chlorophyta peuvent être considérées comme des indicateurs des perturbations anthropiques et des modifications de la qualité des milieux. Selon cet auteur, les Rhodophyta prospèrent en augmentant le nombre d'espèces dans de bonnes conditions environnementales, tandis que les Chlorophyta démontrent une plus grande capacité d'adaptation aux changements et tendent à se développer dans des conditions environnementales dégradés.

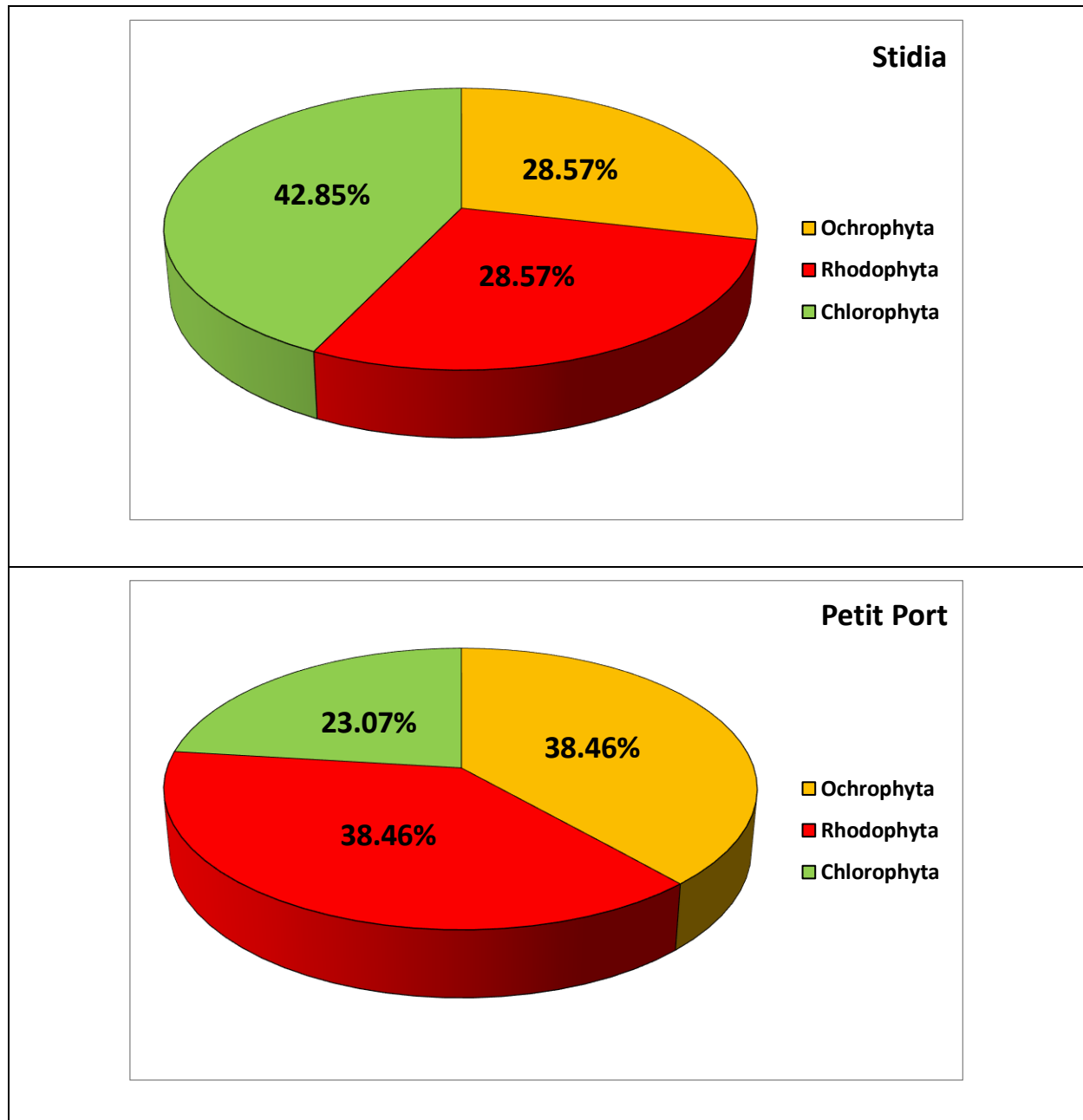


Figure 16 : Dominance qualitative des deux sites d'études.

III.2. La dominance quantitative (DRi)

La dominance quantitative la plus importante à Stidia et à Petit Port est celle des Chlorophyta avec 59.57 % et 45.12 % respectivement (Fig. 17). Les Ochrophyta occupent la deuxième position avec une dominance quantitative de 43 % à Petit Port et de 25.67 % à Stidia (Fig.

17). Enfin, les Rhodophyta ne présentent que de faibles valeurs de Dominances quantitatives avec 14.75 % à Stidia et 11.87 % à Petit Port (Fig. 17).

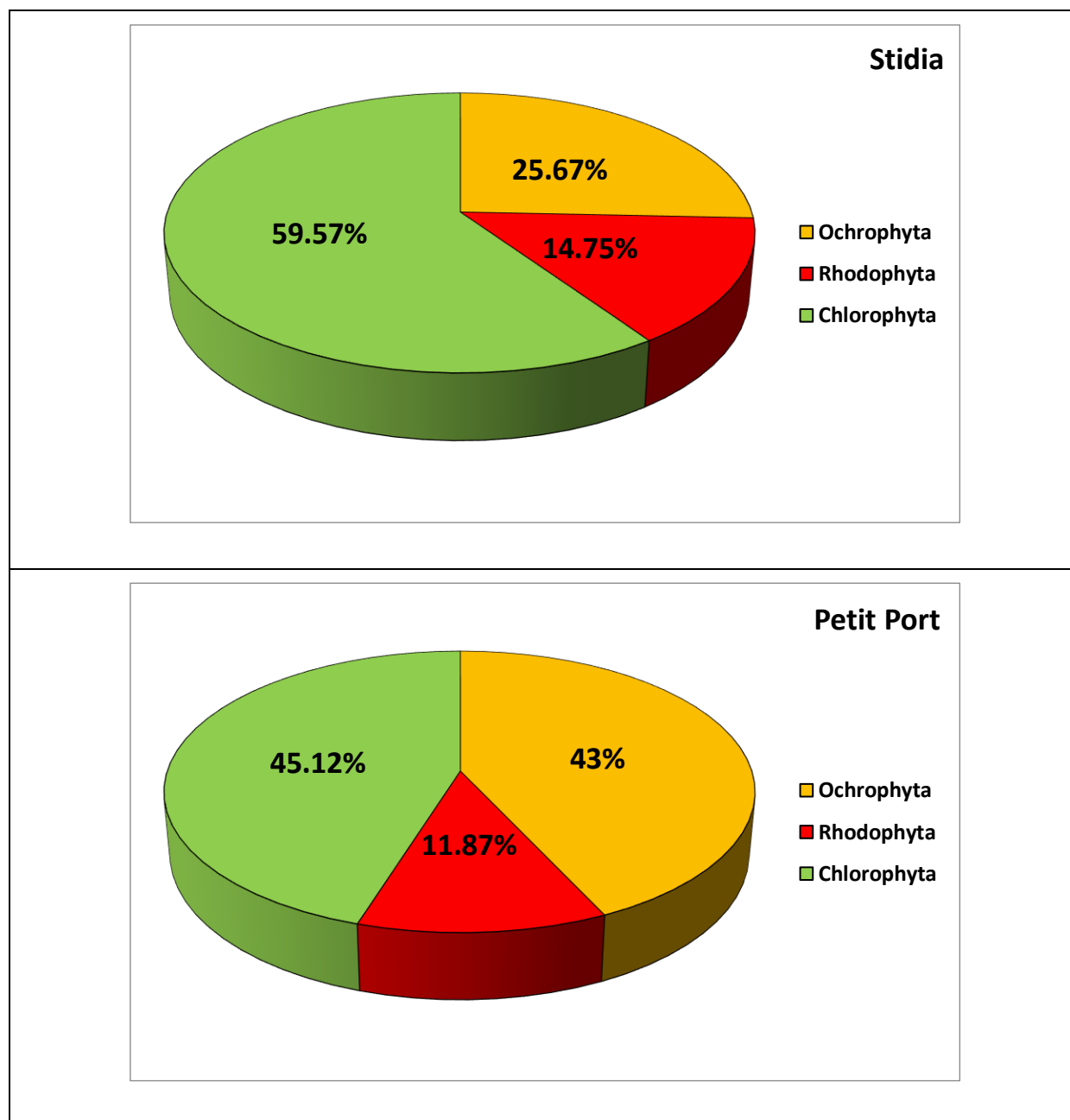


Figure 17 : Dominance quantitative des deux sites d'études.

Bachir Bouiadjra, (2012) avait également obtenue une importante valeur de dominance quantitative pour les Chlorophyta ($DR_i = 37.62\%$) du site de Stidia. Chabane (2019) avait elle aussi enregistré des valeurs relativement importantes de dominance quantitative chez les

Chlorophyta du littoral algérois (DRi entre 19.5 % et 33.7 %). Cependant, plusieurs travaux portant sur la diversité algale des cotes algériennes classent les Rhodophyta en première position en termes de dominances quantitatives (Seridi, 2007 ; Bachir Bouiadjra, 2012 ; Chabane, 2019). La prédominance des Ulvales au niveau de ces deux sites d'étude pourrait s'expliquer par un possible impact des eaux eutrophes. En effet, la proximité à une forte urbanisation côtière et l'exposition à des niveaux d'enrichissement en nutriments élevés favorise l'apparition de macroalgues opportunistes, en particulier les Ulves (Duarte, 1995 ; Schramm, 1999 ; Viaroli et *al.*, 2008). Ces espèces opportunistes sont capables de dominer en augmentant leur biomasse, ce qui entraîne principalement l'exclusion des espèces plus sensibles (Schramm, 1999 ; Orfanidis et *al.*, 2003 ; Krause-Jensen et *al.*, 2007).

IV. Analyse de la biodiversité

Les résultats de l'indice de diversité de Shannon (H'), estimé pour les peuplements de macroalgues des deux sites (Tab. 7), nous ont permis de déterminer leurs état écologique. Nous avons obtenu un état écologique «Médiocre» pour le site de Stidia ($H' = 2.71$; Tab. 7), indiquant une forte pollution selon la classification de Simbouda et Zenetos, (2002). Bachir Bouiadjra, (2012) et Mehiaoui, (2024) avait également obtenus de faibles valeurs de l'indice de Shannon à Stidia. Les faibles valeurs de H' traduisent une certaine compétition pour l'occupation des niches écologiques, reflétant une forte perturbation (Marcot Coquenot, 1986). En effet, un état écologique médiocre est systématiquement synonyme de peuplements perturbés, installés dans un milieu de qualité écologique instable, ce qui limite l'installation d'une bonne partie des macrophytes et favorise l'apparition de macroalgues opportunistes (Duarte, 1995 ; Schramm, 1999 ; Viaroli et *al.*, 2008). La faible valeur de H' à Stidia pourrait également s'expliquer par la présence de *Caulerpa cylindracea* (espèce introduite invasive) qui a tendance à rendre le substrat inaccessible aux divers Macrophytes (Verlaque et Fritayre, 1994 ;

Piazzì *et al.*, 2001). La valeur de l'indice d'Équitabilité de Pielou (J') obtenue à Stidia ($J' = 0.71$; Tab. 7) signifie que les espèces présentent une distribution subnormal. Cette valeur de 0.71 est plus au moins élevée et reflète un milieu qui tend vers l'équilibre avec une répartition relativement homogène des effectifs, il révèle une dominance de l'espèce *Ulva lactuca* par rapport à l'ensemble des espèces (Fig. 15).

Tableau 7 : Etat écologique des sites d'études à partir des valeurs des indices de Shannon et de Pielou et du coefficient de Sørensen.

	Stidia			Petit Port		
Indice de Shannon	Valeur	Etat écologique	Classification de la pollution	Valeur	Etat écologique	Classification de la pollution
	2.71	Etat écologique médiocre	Fortement pollué	3.10	Etat écologique moyen	Modérément pollué
Indice de Piélou	0.71	Subnormal		0.83	Normal	
Coefficient de Sørensen	0.66					

Par ailleurs, l'état écologique du site de Petit Port est considéré comme étant «Moyen» ($H' = 3.10$; Tab. 7), indiquant une pollution modérée selon la même classification citée ci-dessus. Des valeurs de H' relativement élevée tel que obtenue à Petit Port reflètent un peuplement stable et évolué pour lequel le degré d'organisation est important (Boudouresque, 1970 ; Travers, 1971). Pour ce site d'étude de Petit Port, Mehiaoui, (2024) avait obtenue une valeur de l'indice de Shannon proche à celui obtenue dans notre travail. L'indice d'équitabilité de Pielou obtenu au niveau de Petit Port est égal à 0.83, ce qui signifie que le peuplement présente une distribution normal selon l'échelle de l'indice de Pielou utilisée par Grimes, (2010). Cette valeur de 0.83 est relativement élevée et reflète un milieu en équilibre avec une répartition homogène des effectifs algale.

La valeur du coefficient de Sorensen obtenue entre les deux sites de Stidia et Petit Port est 0.66 (Tab. 15), ce qui indique que les deux sites présentent une légère dissimilarité. L'analyse

de la similarité permet de comprendre les facteurs qui influencent la distribution des espèces et la structure des communautés végétales. Une similarité élevée entre deux sites peut indiquer des conditions environnementales similaires, favorisant ainsi une composition floristique similaire. Par contre, une dissimilarité plus élevée peut résulter de variations dans les conditions environnementales, l'influence des activités humaines ou d'autres facteurs écologiques (Legendre *et al.*, 2005).

CONCLUSION

Conclusion

Le présent travail constitue une contribution à la connaissance de la biodiversité floristique de deux sites de la zone côtière de Mostaganem, à savoir Stidia et Petit Port. Quatorze espèces ont été recensées à Stidia, dont 6 espèces appartenant au phylum des Chlorophyta, 4 au phylum des Rhodophyta et 4 à celui des Ochrophyta. À Petit Port 13 espèces ont été inventoriées, dont 5 espèces appartenant au Rhodophyta, 5 appartenant au Ochrophyta, ainsi que 3 espèces appartenant au phylum des Chlorophyta. *Ulva lactuca* est l'espèce la plus fréquente à Stidia, suivie par *Ulva rigida* et *Cystoseira compressa* ; alors que les espèces les plus fréquentes à Petit Port sont *Ulva intestinalis* et *Padina pavonica*.

À Stidia, le recouvrement (R_i), la dominance qualitative (DQ) et celle quantitative (DR $_i$) sont majoritairement représentées par les Chlorophyta (ordre des *Ulvales*). Ce phylum démontre une grande capacité d'adaptation aux changements et a tendance à se développer dans des conditions environnementales dégradées, faisant d'eux des indicateurs de perturbations anthropiques. Cette constatation est confirmée par l'indice de Shannon obtenu au niveau de ce site d'étude ($H' = 2.71$), indiquant un état écologique «Médiocre», une forte pollution, ainsi qu'une distribution subnormal des espèces à Stidia ($J' = 0.71$).

Par contre, les plus importants taux de recouvrement à Petit Port sont représentés par les Ochrophyta et les Chlorophyta, alors que les Rhodophyta et les Ochrophyta dominent qualitativement. Au niveau de ce même site de Petit Port, la dominance quantitative est majoritairement représentée par les Chlorophyta et les Ochrophyta. L'état écologique du site de Petit Port est considéré comme étant «Moyen» ($H' = 3.10$), indiquant une pollution modérée avec un peuplement présentant une distribution normale de ces espèces ($J' = 0.83$). La valeur obtenue de l'indice de Sorensen (0.66) indique que les deux sites présentent une légère dissimilarité.

Le site de Petit Port est légèrement mieux portant que le site de Stidia, du moins c'est le cas des parties prospectées lors du présent travail. Les déversements des eaux usées provenant des habitations limitrophes au site de Stidia pourraient être à l'origine de ces résultats. Il est donc plus que primordiale de mettre en place un programme de surveillance continue pour préserver ces zones côtières très fragiles. En perspective, l'étude de la variation spatio-temporelle de la biodiversité algale portant sur un cycle saisonnier et sur plusieurs années serait nécessaire à entreprendre.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références Bibliographiques

Amanieu, M., Lasserre, G., (1982). Organisation et évolution des peuplements lagunaires. Proc. int. Symp. coast lagoons, Oceanol. Acta, Fr., 4 (n° spéc.), P.P. 201-213.

Annane, (2024). La diversification de l'économie Algérienne par le développement de l'économie bleue. Thèse de Doctorat Exécutif En « Management Et Evaluation Des Politiques Publiques. Institut Supérieur de Gestion et de Planification. 241 p.

Allorge P., (1922). Les associations végétales du Vexin français. Nemours.

Arévalo, R., Pinedo, S., Ballesteros, E., (2007). Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: Descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. Mar. Pollut. Bull. 55, 104–113.

Augier H. & Boudouresque C.F., (1968). La végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc national). II. - Les peuplements sciaphiles superficiels. Bull. Mus. Hist. nat. Marseille, 28, pp. 149-168.

Baalache et Ahmed Benklaouz, (2023). Évaluation du stress environnemental sur l'évolution de la fausse patelle siphonaripectinata issue de La côte mostaganemoise. Mémoire de Master, *Université Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem, Algérie.*

Bachir Bouiadjra. B, (2012). L'étude de la flore algale benthique et les impacts de ses espèces invasives devant la côte Mostaganemoise. Thèse de doctorat, *Université Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem, Algérie.*

Ballesteros, E., J. Romero, J.M. Gili & J.D. Ros (1984). L'état infralittoral de les Illes Medes: les algues fotofiles. In: Els Sistemes Naturals de les Illes Medes (J.D. Ros, I. Olivella & J.M. Gili), Arxius Sec. Cienc. I.E.C., Barcelona, 73: 661-675

Ballesteros, E. (1989). Els fons marins de l'illa de Menorca : bionomia, estat general de conservacio! , intere's i zones a protegir. In Jornades sobre conservacio i desenvolupament a Menorca (Vidal, J.M. & Rita, J., editors), 137–141.

Belanger-Lepine, F. (2019). Culture d'un consortium d'algues-bactéries dans des eaux usées industrielles pour l'obtention de produits biosources utilisables par les entreprises locales thèse de doctorat. Université du Québec à Montréal.

Belbachir, N., (2012). Contribution à l'étude écologique de l'herbier à *Posidonia oceanica* (L.) Delile (1813) de la frange côtière de Mostaganem : Etat de santé et relation entre plante et échinoderme. Mémoire de Magister, *Université Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem, Algérie.*

Bellan-Santini, D., 1969- contribution à l'étude des peuplements infralittoraux sur substrat rocheux (étude qualitative et quantitative de la frange supérieure) Rev.Trav.Stn.mar. Endoume 47 (63) : pp:1-294.

Bellan-Santini D., (2005). L'actualisation de l'inventaire des Zones Naturelles d' Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique de Provence Alpes Côte d'Azur. Le patrimoine naturel régional à travers l'inventaire des ZNIEFF Inventaire du Patrimoine Naturel de Provence-Alpes-Côte d'Azur : ZNIEFF 2^{ème} génération. 134p.

Bellan-Santini, D., Lacaze, J. C., & Poizat, C. (1994). *Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée : synthèse, menaces et perspectives.* Museum National d'Histoire Naturelle Publication. 246 p.

Belmerabta et Benstaali, (2022). Contribution à l'étude du peuplement algal de substrat dur dans la région de Tipaza. Mémoire de Master, ENSSMAL.

Belsher, T. (1974). Séquence des effets d'un egout urbain, en fonction de l'éloignement de la source de pollution, sur les peuplements photophiles de mode battu (fraction algale); premiers résultats. Bull. Soc. Phycol. Fr. 19, 158-163.

Benamer, S., et al. (2017). Contribution à l'inventaire de la faune et la flore marines en Algérie. *Journal Algérien de Biodiversité.*

Benamer, S., et al. (2018). Pollution côtière et impact écologique sur la biodiversité marine. *Revue Algérienne des Sciences de la Mer.*

Benarous (2012). Etude de la flore algale de la côte Est d'Alger (Boumèrdes) : Taxonomie et utilisation. Mémoire de Master, ENSSMAL.

Benhalima, Y., Boussaid, A. S. E. (2022). *Étude de la qualité écologique des côtes de Mostaganem : utilisation de la biodiversité marine.* Mémoire de Master, Université Abdelhamid Ibn Badis – Mostaganem.

Bianchi, C.N., Morri, C., (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 367-376.

Bouchhr, (2015). Contribution de la biomasse des épiphytes de *Posidonia oceanica*(L.) Delile 1813à l'apport de matière organique au substrat de l'herbier.Côte de Mostaganem. Mémoire de Magister, *Université Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem, Algérie.*

Boudouresque, C.F., (1970). Recherche de Bionomie analytique, structurale, et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles de Méditerranée occidentale (fraction algale). Thèse de Doctorat. Environnement marine. France : Univesité Aix-Marseille II, P. 624.

Boudouresque, C. F. (1971). Méthodes d'étude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du phytobenthos). *Tethys*, 3(1), 79-104.

Boudouresque C.F., (2005). Excursion au cap- Croisette (Marseille): le milieu marin. Edt GIS Posidonie publishers, Marseille, Fr : 142p.

Boudouresque. C.F ; Meinesz. A ; Verlaque. M. (1992). Guide des algues des mers d'Europe. Ed. Delacaux et Nieslté. France. P 23.

Boumehti, S., et al. (2017). Répartition spatiale des espèces marines en fonction des paramètres hydrologiques en Algérie. *Cahiers Méditerranéens d'Écologie.*

Borja, Á., Franco, J., & Pérez, V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40(12), 1100–1114.

Bosc, E., Bricaud, A., Antoine, D., (2004). Seasonal and interannual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of SeaWiFS observations. *Global Biogeochemical Cycles* 18: doi:10.1029/2003GB002034.

Boussaa, S., Bouzidi, H., Bouguerra, S., Touati, F., & Debbabi, K. (2016). Valorization of Algerian Sand for Photovoltaic Application. *International Journal of Renewable Energy Research (IJRER)*, 6(4), 1473–1480.

Bouzegag, A., Bouguerne, H., & Bouderbala, A. (2021). Biodiversité et valorisation du littoral algérien: Enjeux et perspectives de développement durable. *Revue des Sciences et Technologie*, 51, 51-58.

Braun-Blanquet, J., Pavillard, J., (1928). Vocabulaire de sociologie végétale. Montpellier : P.23.

Cardoso. S. M, Silva. P, Pereira. O. R, Pereira. L, (2014). Bioproducts From Seaweeds: A Review With Special Focus On The Iberian Peninsula, *Current Organic Chemistry*.

Chabane K., (2019). Fonctionnement et diversité d'un écosystème à macroalgue de substrat rocheux de la région d'Alger. Thèse de Doctorat. Univ. Sci. Tech., Alger H .Boumédiène.: 184 P.

Cinelli, F., Boudouresque, C.F., Fresi, E., Marcot, J., Mazela, L., 1976-l'aire minima du phytobenthose dans le port de Sant Angelo (Ischia, Italie) rapport.comm.international. Mer Mediter. 24 (4), pp. 149-152.

Cirik, Ş, Cihangir B, Choukhi A., (2001). Research on Caulerpa species in Mediterranean. Final Report”, no: DBTE 128, November 2001, İzmir.

Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Kaschner K, Ben Rais Lasram F, et al. (2010). The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE* 5(8): e11842. doi:10.1371/journal.pone.0011842

Collignon, J., (1991). Ecologie et biologie marine : introduction à l'halieutique. Paris. Ed. MASSON : p 54

Coppejans E., (1977). Résultats d'une étude d'homogénéité de peuplements algaux photophiles sur substrat rocheux à Port-Cros et à Banyuls (France). *Rapp. P.Y. Réunion. Comm. intem. Explor. sei. Médit., Monaco*, 24 (4) : 143-144.

Coppejans, E., Boudouresque, C. F., 1976- végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc national) XII : sur *Acrochaetum molinieri* sp. : nov. et *Lophosiphonia cristata* Falkenberg. Gior. Bot. Italie. Vol. 110, N°3, 219- 229.

Costello, M. J., Pohle G., & Martin A. (2004). Evaluating biodiversity in marine environmental assessments. Research and Development Monograph Series 2001, Canadian Environmental Assessment Agency, Ottawa, Canada.
http://www.collectionscanada.gc.ca/webarchives/20071213100057/www.ceaa.gc.ca/015/001019/print-version_e.htm.

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, 8, e12110.

Coudre C., (2002). Biologie des organismes marins de Méditerranée. Cote bleue.

Daget J., (1976). Les modèles mathématiques en écologie. Masson (Paris), 172p.

Dajoz, (2006). Précis d'écologie. 8ème édition, Dunod, Paris, 631 p.

Danovaro, R., Dinet, A., Duineveld, G., Tselepides, A., (1999). Benthic response to particulate fluxes in different trophic environments: A comparison between the Gulf of Lions–Catalan Sea (western-Mediterranean) and the Cretan Sea (eastern-Mediterranean). Progress in Oceanography 44: 287–312.

Dave. T.H, Vaghela. D.T, Chudasama. B.G, (2019). Status, distribution, and diversity of some macroalgae along the intertidal coast of Okha, Gulf of Kachchh, Gujarat in India. J Entomol Zool Stud.; 7(3):327– 31.

Donadieu. Y ; Basire. J ; Boulon. Ch. (1985). Les algues thérapeutiques naturelles. Ed. Maloine. N° 1764. Paris. PP 37-50.

Duarte, C. M., (1995). Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia*. 41, P.P. 87–112.

English, S., Wilkinson, C., & Baker, V. (1997). Survey manual for tropical marine resources. Australian Institute of Marine Science. 2nd édition. 390 p.

Estrada, M., (1996). Primary production in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina* 60 (Suppl. 3): 55–64.

Fechter, R., Grau, J., Reichholf, J., (1986). Flore et Faune des bords de mer. Ed. Solar. Paris. P 264.

Fischer, W., Schneider, M., Bauchot, M. L., (1987). Méditerranée et Mer Noire, Zone de pêche 37 Révision 1, volume 1 Végétaux et Invertébrés. Fiches d'identification. 760 p.

Fiset J.F et al., (2008). Revue sur l'enlèvement des ions métallique des effluents par l'utilisation des macro-algues, des dérivés d'alginate et autre sorbants. *Revue des sciences de l'eau Journal of water science*, Vol 21,n°3 : 283-308.

Flahault, C., (1897). La distribution géographique des végétaux dans la région méditerranéenne française. Paris: P. Lechevalier.

Galaf F., Ghannam S., (2003). Contribution à l'élaboration d'un manuel et d'un site web sur la pollution du milieu marin. Mémoire de troisième cycle, Institut agronomique et vétérinaire, Hassan II Rabat : 101 p.

Galgani, F. (2011). Macro-déchets en Méditerranée française : état des connaissances et recommandations. Rapport RST.ODE/LER-PAC/11-03.

Garon-Lardière S., (2004). Etude structurales des polysaccharides pariétaux de l'algue rouge *Asparagopsis armata* (Bonnemaisoniiales), Thèse doctorat. Université de Bretagne occidentale, France : 211p

Gascuel, D. (2009). Exploitation des ressources marines : quand la crise écologique compromet l'alimentation des pays du Sud. Pages 49–56.

Gayral P., (1975). Les algues : Morphologie, cytologie, reproduction, écologie. *Edit. Dion*, Paris : 166p.

Ghilarov, A. M. (1996). What does 'biodiversity' mean – scientific problem or convenient myth? *Trends in Ecology and Evolution*, 11(7), 304–306.

Références bibliographiques

Glémarec M., Hily C., (1981). Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica. Applic.*, 2, 2, 139-150

Gounout, M., (1969). Méthodes d'étude quantitative de la végétation. Masson édit., Paris, 320pp.

Grall, J., & Hily, C. (2003). Traitement des données stationnelles (faune). FT-10-2003-01.doc.

Gray J.S., (1997). Marine Biodiversity : patterns, threats and conservation needs. GESAMPS Reports and Studies, 62, 26p.

Grimes, (2010). Les peuplements macrobenthiques des substrats meubles algériens : organisation et structure. Thèse de doctorat d'état. Université Es Sénia, Oran, Algérie.

Guiry, M.D. et Guiry, G.M. (2026). AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>.

Grémare, A. (2007). *Écologie du macro-benthos et surveillance de la qualité des habitats marins*. Rapport scientifique, Université de Bordeaux.

Hadjazi et Rezig, (2021). Biodiversité de la flore marine benthique de la région d'el djamilia : taxonomie et écologie. Mémoire de Master, ENSSMAL.

Ho. Y.B., (1981). Mineral element content in *Ulva lactuca* L. With. Reference to eutrophication in Hong Kong coast waters. *Hydrobiologia. Netherl.* 77, P.P. 43-47

Houngnandan, F. (2020). Impact des pressions anthropiques sur les herbiers de *Posidonia oceanica*. Thèse de doctorat, Université de Montpellier. 220 p.

IPBES (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J.

Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.

Jung K. A, Lim. S. R, Kim. Y, Park. J. M, (2013). Potentials of macroalgae as feedstocks for biorefinery. *Bioresource Technology*, vol. 135, pp. 182-190.

Kadi, N., et al. (2019). Diversité biologique et enjeux écologiques des côtes algériennes. *Revue Méditerranéenne des Sciences Marines*.

Kantin, R., et al. (2006). *La biodiversité marine méditerranéenne: spécificités et enjeux de conservation*.

Kornprobst J., (2005). Substances naturelles d'origine marine (chimiodiversité, pharmacodiversité, biotechnologie).

Krause-Jensen, D., Middelboe, A., et al., (2007). Spatial patterns of macroalgal abundance in relation to eutrophication. *Marine Biology*. 152(1), P.P. 25-36.

Lalami T., (1970). Facteurs de répartition verticale du phytoplancton au port d'Alger. *Pelagos. Bull. Inst. Oceangr.*, Alger, 3(3) : 186p

Legendre L., Legendre P., (1984). *Ecologie numérique. 1 le traitement multiple des données écologiques*. 2ème édition. Masson (Paris) et les Presses de l'Université du Québec (Québec), 260p.

Legendre, P., Borcard, D., et al., (2005). Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological monographs*, 75(4), P.P. 435-450.

Lejeusne C., Chevaldonné P., Pergent-Martini C., Boudouresque C.F., Perez T., (2010). Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends in Ecology & Evolution*, 25 (4): 250-260.

Marcot Coqueniot, J., (1986). Le peuplement du port de Port Vendre : Evolution et dérive de 1974 à 1981. *Rapp. Comm. Int. Mediter.* 28 (3) : 223-224.

Mc-Gee. D, & Gillespie. E, (2019). The bioactivity and chemotaxonomy of microalgal carotenoids. In *Biodiversity and Chemotaxonomy*; Ramawat, K.G., Ed.; Springer

International Publishing: Cham, Switerland ; Volume 24, pp. 215–237, ISBN 978-3-030-30745-5.

Mehiaoui, (2024). Evaluation et valorisation de la biomasse algale de l'ouest Algérien. Thèse de doctorat, *Université Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem, Algérie*.

Millot C., (1987b). The circulation of the Levantine Intermediate Water in the Algerian basin. *Journal of Geophysical Research*, 92 : 8265-8276.

Millot, C. et Taupier-Letage, I. (2005). Circulation in the mediterranean sea. In *The Mediterranean Sea*, Springer, pp. 29–66.

Moullec, F. (2019). Impacts du changement global sur la biodiversité en mer Méditerranée : une approche par modélisation End-to-End. Sciences agricoles, Université Montpellier.

Muth. A.F, & Congdon. V.M, (2019). Seaweeds and Seagrasses [Internet]. 3rd ed. Encyclopedia of Ocean Sciences. Elsevier Inc, 765–774p.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hot- spots for conservation priorities. *Nature*, 203, 853–858.

NOAA, (National Oceanic and Atmospheric Administration), (2003). Biogeographic regions and oceanographic features of the Mediterranean Sea. Accessed via PLoS ONE, doi:10.1371/journal.pone.0011842.g001.

Orfanidis, S., Panayotidis, P., et al ., (2003). An insight to the ecological evaluation index (EEI). *EcologicalIndicators*. 3(1), P.P. 27-33.

Ould Ahmed, N., (2015). Etude de la flore algale des cotes algérienne : connaissances, caractérisation, conservation et utilisation Thèse de doctorat Alger : ENSA, 203 P.

Oulhaci, M. (2019). Évaluation de la pression halieutique sur les ressources marines algériennes. *Bulletin de la Pêche en Méditerranée*.

OHM Littoral Méditerranéen. (2020). *Suivi environnemental des zones côtières méditerranéennes*. Observatoire Hommes-Milieus Littoral Méditerranéen.

- Payri, C.E., N'Yeurt, A. D. R., J. Orempuller. (2000).** Algues de Polynésie/Algae of French Polynesia. Au Vent des Iles, Eds Tahiti, 320 p
- Peet R.K., (1974).** The measurements of species diversity. Ann. Rev. Ecol. System., n° 5, p. 285-307.
- Perez, J. M., Picard, J., (1964).** Nouveau manuel de la bionomie benthique de la Mer Méditerranée Rec. Tr. St. Mar. Endoum Fr., 31 (47).
- Pérès, J.M., (1978).** Vulnérabilité des écosystèmes Méditerranéens à la pollution. Ocean Management, 3(3-4), 205–217.
- Piazzì, I., Ceccherelli, G., Cinelli, F., Gravez, V., Ruitton, S., Boudouresque, C.F., Le Direac'h, L., Meinesz, A., Scabbia, G., Verlaque, M., (2001).** Effet de *Caulerpa racemosa* sur la structure des communautés algales benthiques. Fourth international workshop on *Caulerpa taxifolia* edit., GIS Posidonie publ., Fr. : 371-375.
- Pielou E. C. (1977).** Mathematical ecology. Wiley, New York : p 385.
- Pinardi N, Arneri E, Crise A, Ravaioli M, Zavatarelli M (2006).** The physical, sedimentary and ecological structure and variability of shelf areas in the Mediterranean sea (27). In: Robinson AR, Brink KA (eds.). The Sea Harvard University Press pp 1245-1331.
- Pinedo, S., García, M., et al., (2007).** Rocky-shore communities as indicators of water quality: A case study in the Northwestern Mediterranean. Marine Pollution Bulletin. 55 P.
- Plan Bleu. (2010).** *Perspectives sur l'environnement et le développement en Méditerranée*. Sophia Antipolis : Plan Bleu.
- Raffin, C., (2003).** Répartition des peuplements et faciès identifiés pour la Mer d'Iroise, in Bases biologiques et écologiques de la conservation du milieu marin en Mer d'Iroise, Thèse de Doctorat de l'Université de Bretagne Occidentale.
- Ramade, F. (2000).** Dictionnaire encyclopédique des pollutions. France : Edi science international, 690 p.

Refes, (2011). Contribution à la connaissance de la biodiversité des fonds chalutables de la côte algérienne : les peuplements ichtyologiques des fonds chalutables du secteur oriental de la côte algérienne. Thèse de Doctorat Université d'Annaba, 280 P.

Reviers, B. (2002). Biologie et phylogénie des algues. Tome 1: Biologie, Ed. Belin Sup: p 352.

Rodríguez-Prieto, C., E. Ballesteros, F. Boisset and J. Afonso-Carrillo. (2013). Guía de las macroalgas y fanerógamas marinas del Mediterráneo occidental. Omega, Barcelona.

Ros, J.D., Romero, J., Ballesteros, E. et Gili, J.M. (1985). Diving in Blue Water. The Benthos, 233–295 pp

Saadi, A., Bouderbala, A., Derras, M. (2012). Vulnérabilité des zones côtières algériennes face aux changements climatiques.

Salas F., Patrício J., Marcos C., Pardal M.A., Pérez-Ruzafa A., Marques J.C. (2006). Are taxonomic distinctness measures compliant to other ecological indicators in assessing ecological status?. Marine Pollution Bulletin. 52(2) : 162-174.

Saidi, H., et al. (2020). Effets du changement climatique sur les écosystèmes côtiers algériens. *Climat et Environnement*.

Satta, A. (2004). Tourisme en Méditerranée : Développement et impacts sur l'environnement côtier. Dans Programme des Nations Unies pour l'Environnement, Plan d'Action pour la Méditerranée, Centre d'Activités Régionales pour le Programme d'Actions Prioritaires. Forum "Gestion intégrée des zones côtières en Méditerranée : Vers un protocole régional", Cagliari, 28-29 mai 2004.

Schramm, W. (1999). Factors influencing seaweed responses to eutrophication; some results from EU-project EUMAC. Journal of applied Phycology. 11, P.P. 69-78.

Seridi H., (2007). Etude de la flore algale de l'Algérie. Etude phytosociologique des peuplements algaux photophiles de l'infra-littoral superficiel de substrat dur. Thèse Doct. Etat, Univ. Sci. Tech. Alger : H. Boumédiène, 172 P.

Sorensen, T. A. (1948). A Method of Establishing Groups of Equal Amplitude in Plant Sociology Based on Similarity of Species Content, and Its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons. Kongelige Danske Videnskabernes Selskab Biologiske Skrifter, 5, 1-34.

Simboura, N., & Zenetos, A. (2002). Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems. *Ecological Indicators*, 1(3), 345–352.

Thibaut T, Pinedo S, Torras X, Ballesteros E (2005). Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Albères coast (France, northwestern Mediterranean). *Mar Pollut Bull* 50:1472–1489

Travers, (1971). Diversité du microphytoplancton du golf de Marseille en 1964. *Mar. Biol.*, 8 (4) : 308-343.

Verlaque M., (1976). Etude de l'impact du rejet thermique de Martigues-Pontau sur le Macrophytobenthos. Contrat Electricité de France-UER des Sciences de la Mer et de l'Environnement de Luminy, Marseille, Fr.: 1-159.

Verlaque, M., Fritayre, P., (1994). Mediterranean algal communities are changing in face of the invasive alga *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C.Agardh. *Oceanologia Acta* 17: 659-672.

Viaroli, P., M. Bartoli., et al (2008). Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18, P.P. 105-117.

Voiron-Canicio, C. (1999). « Urbanisation et littoralisation sur les rives de la Méditerranée », in O. Sevin, Les Méditerranées dans le monde, Cahiers scientifiques de l'Université d'Artois, Artois Presses Universités, pp. 103-112

Wells, E., Wilkinson, M., et al., (2007). The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. 55(1-6), P.P. 151–161.

Références bibliographiques

World Register of Marine Species (WoRMS). (2026). Disponible sur : www.marinespecies.org

Youmatter. (2020). *Pressions humaines sur les littoraux méditerranéens*. Consulté sur : <https://youmatter.world/fr/>