

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR
ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE ABDELHAMID IBN BADIS MOSTAGANEM



UNIVERSITE
Abdelhamid Ibn Badis
MOSTAGANEM

FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE
DEPARTEMENT DES SCIENCES DE LA MER ET DE L'AQUACULTURE
FILIERE : HYDROBIOLOGIE MARINE ET CONTINENTALE
SPECIALITE : ECOLOGIE ET ENVIRONNEMENT
THESE POUR L'OBTENTION DU DIPLOME DE DOCTORAT EN SCIENCES

Présentée par :

GHELLAI Malika

Intitulée :

**L'expansion, le contrôle et le suivi de l'algue marine
invasive : *Caulerpa racemosa* Var. *cylindracea* (Forsskal)
J.Agardh ; devant la côte ouest algérienne**

Soutenue le : 1 Juin 2021

Devant le jury composé de :

M^{me}. BENAMAR Nardjess	Professeur Université de Mostaganem	Présidente
M^{me}. NEMCHI Fadela	Maître de conférences A Université de Mostaganem	Examinatrice
M. KERFOUF Ahmed	Professeur Université de Sidi Bel-Abbes	Examinateur
M. MOUFFOK Salim	Professeur Université Oran1	Examinateur
M. CHAHROUR Fayçal	Maître de conférences A Université Oran 1	Examinateur
M. BACHIR BOUIADJRA Benabdellah	Maître de conférences A Université de Mostaganem	Rapporteur

Année universitaire 2020-2021

DEDICACE

Je dédie ce travail

A ma famille, elle qui m'a doté d'une éducation digne, son amour a fait de moi ce que je suis aujourd'hui :

Particulièrement à mes parents, pour le gout à l'effort qu'ils ont suscité en moi, de par leur rigueur, que cette thèse soit le meilleur cadeau que je puisse vous offrir.

A mon frère, mes sœurs qui m'ont toujours soutenu et encouragé durant ces années d'études

A mon mari qui a toujours été à mes cotés pour me soutenir et m'encourager pour la réalisation de ce travail. Ainsi que ma petite fille Yasmine

A ma belle famille

A mes amies et mes collègues

A tous les gens qui m'aiment pour le bon

REMERCIEMENTS

Au terme de ce travail, je voudrais exprimer ma reconnaissance à mon promoteur. Monsieur **Bachir Bouiadjra Benabdellah**, par ces qualités Humaines et à travers son soutien scientifique, et moral il a su me donner l'autonomie nécessaire à la réalisation de ce Manuscrit.

Je remercie madame Professeur **Benamar Nardjess** pour sa grande disponibilité, et d'avoir aimablement accepté de présider ce jury, qu'il me soit permis de lui témoigner mon sincère et profond respect.

Je tiens à remercier Madame Docteur **Nemchi- Belhakem Fadela**, qui a eu l'amabilité en me faisant l'honneur de participer à ce jury, d'apprécier mon travail et de mettre ainsi à contribution ses connaissances sur les problèmes de l'environnement Marin.

Il m'est agréable d'adresser mes vifs et respectueux remerciements à Monsieur **Mouffok Salim** Professeur à l'université Oran 1.

Ma considération va toute entière à Monsieur **Kerfouf Ahmed** Professeur à l'Université Djilali Liabbes de Sidi Bel-Abbes pour avoir accepté de faire partie du jury, malgré ses nombreuses occupations.

Mon sentiment profond va à Monsieur **Chahrour fayçal** Maître de conférences à l'Université Oran 1 qui a bien voulu faire part de ce jury et examiner mon travail, je lui exprime ici toute ma reconnaissance.

Mes vifs remerciements sont adressés à Monsieur le Professeur **José Galian Albaladejo** du laboratoire de biologie animale Université de Murcie (Espagne), qui a eu l'amabilité de m'accorder des séjours scientifiques à l'unité de recherche, et m'avoir fait profiter patiemment de sa grande connaissance sur la biologie moléculaire et l'étude phylogénétique des échantillons examinés dans son laboratoire, qu'il trouve ainsi que son équipe dans ses quelques mots l'expression de ma sincère gratitude.

Mes sincères remerciements à l'équipe de laboratoire de l'Institut national des sols et drainage INSID à Matmar, Relizane pour les efforts attribués durant mon passage chez eux.

Résumé

Caulerpa cylindracea Sonder 1845, est qualifiée d'espèce exotique envahissante d'origine australienne, entraînant un dysfonctionnement des écosystèmes marins, où nous l'avons ciblée et suivi pour découvrir la rapidité de son expansion, par le signalement de sa présence, visitant seize sites de la côte ouest algérienne. La prospection a été réalisée sur cinq wilaya qui sont ; Tlemcen, Aïn Témouchent, Oran, Mostaganem et Chlef, où elle a été répertoriée dans huit stations ; des linéaires côtiers d'Oran et de Mostaganem, et dans une seule station de la wilaya d'Aïn Témouchent. Des relevés phytosociologiques ont été établis, et ont permis de voir la fréquence de chaque taxon identifié, mentionnant un degré élevé de perturbation dans l'apparition des macrophytes benthiques vis-à-vis de la dominance de l'espèce invasive (espèce fréquente, cas de Salamandre). Le calcul de l'indice de Shannon et d'équitabilité identifient l'état écologique des sites, varie du moyen (H' autour de 3,29 pour les sites peu et non envahies par la caulerpe) à médiocre ($H'=1,74$ pour Salamandre), avec une faible biodiversité macrophytique ($0,4 \leq E \leq 0,64$). Le calcul de l'indice *Caulerpa racemosa* (ICar), sur substrats sableux à rocheux avec algues, ne semble pas être un facteur limitant pour la propagation de l'espèce invasive. Les analyses précédentes ont été validées statistiquement selon ; Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) ; Classification Hiérarchique Ascendante (CHA) ; Analyse en composantes principales (ACP). Des analyses biométriques, portant sur la longueur des stolons ($\leq 17,9$ cm), longueurs des frondes ($\leq 5,63$ cm), et distance entre les frondes ($\leq 2,76$ cm) de *C.cylindracea* indiquent que sa croissance et son développement, sont à leur maximum en saison printanière, tandis que le contraire est observé en saison hivernale. Des analyses physiologiques et biochimiques tel que l'estimation de la teneur en eau, des pigments chlorophylliens et caroténoïdes, affichent des valeurs importantes, couplée à une analyse des éléments minéraux essentiels enregistrant le gradient ; Na>Mg>Ca>K. De plus, la détection des niveaux de concentration en éléments traces métalliques (ETM) suivent l'ordre suivant ; Ni>Cu>Cd>Zn>Fe>Cr>Pb. Ainsi qu'une étude de la variance ANOVA des paramètres présentés. Par ailleurs, et pour corroborer les observations morphologiques du taxon invasif, une étude moléculaire a été réalisée, à l'aide du gène *tufA*, en vue de déterminer son origine exacte, en traçant l'arbre phylogénétique, qui suggère des ancêtres d'Australie, et une ressemblance nette avec l'espèce signalée en Italie.

Mots clés : *Caulerpa cylindracea* Sonder 1845, côte ouest algérienne, éléments minéraux, ETM, expansion, invasive, phylogénétique, gène.

المخلص

تعتبر *Caulerpa cylindracea* Sonder 1845 من بين الأنواع الدخيلة و الغازية ذات أصل استرالي إن تصنيفها كنوع مخل بتوازن الأوساط البحرية دفعنا إلي تحديدها كهدف لدراسة و تتبع سرعة انتشارها في 16 محطة علي طول الساحل الغربي للجزائر ممثلة في خمس ولايات هي الشلف، مستغانم، وهران، عين تموشنت، وهران و تلمسان، حيث تم ملاحظة تواجدها من خلال خرجات ميدانية في 08 محطات موزعة علي طول الساحل لولايتي مستغانم و وهران وفي محطة واحدة في ولاية عين تموشنت .

لقد قمنا بإجراء مسح نباتي علي مدار السنة في فصول مختلفة باستعمال رباعي لحساب الحد الأدنى للمساحة التي تسمح بتقدير نسب تواجد كل نوع متعرف عليه، حيث تستطيع هذه الدراسة الكشف عن نسبة انتشار وسيطرة هادا النوع الغازي مقارنة مع أنواع أخرى من الطحالب وحي تأثيرها علي وضعية النباتات البحرية.

تشير هته الدراسة إلي حجم التنافس علي المكان والاتجاه إلي مناظر أكثر تجانسا في الأعماق علي حساب الأنواع المحلية ، إن نسبة تواجد بعض النباتات البحرية تعطينا قراءة حول الحالة البيئية للأوساط البحرية التي تسجل تواجد *C.cylindracea*.

قمنا بدراسة بعض المؤشرات الايكولوجية كمؤشر Shannon ومؤشر الإنصاف للتعرف علي حالة الوسط من قليل التلوث ($H' = 3,29$ حوالي للمواقع التي سجلت تواجد ضئيل او غياب الصنف *C.cylindracea*) إلى رذوي ($H' = 1,74$) بالنسبة لمحطة (سلامندر) ، مع اختلال في التنوع البيولوجي ($0,4 \leq E \leq 0,64$). القيام بحساب المؤشر ICAR ، على الركائز الرملية و الصخرية مع الطحالب ، لا يمثل عاملاً مقيداً لانتشار هذا النوع الغازي.

الدراسات المورفولوجية والتحليل الفيزيولوجية لطول الرئد ($\geq 17,9$ سم) و طول السعفة ($\geq 5,63$ سم)، مع المسافة بين السعف (2.76 سم) للصنف المدروس تعطي مؤشرات ان ذروة النمو والتطور تكون في فصل الربيع، أما في فصل الشتاء نلاحظ العكس حيث نسجل تباطؤ نمو النوع المعني بهنته الدراسة.

التحليل الفيزيولوجية و البيوكيميائية من بينها نسبة تواجد الماء و الكلوروفيل والكاروتينات ، تسجل قيماً مهمة، إضافة إلي دراسة كمية العناصر المعدنية المتواجدة في *C.cylindracea* مكننا من الحصول علي الترتيب التالي : صوديوم<مغنزيوم<كالسيوم<بوتاسيوم زيادة علي ذلك تم تتبع تركيز العناصر المعدنية الثقيلة مثل ،النكل<النحاس<الكاديوم<الزنك<الحديد<الكروم<الرصاص، و التي أعطتنا فكرة عن تراكم هته العناصر في الطحلب المدروس.

إن النوع المدروس يعرف بقدرته علي التأقلم و حتى مقاومة الظروف الايكولوجية القسوى وحتى الأوساط الملوثة ولتعزير الدراسة المورفولوجية للنوع الغازي قمنا بإجراء دراسة جينية بواسطة جين *tufA* التي مكنتنا من تحديد وتأكيذ المنشأ الأصلي لهاد النوع وذلك برسم الشجرة الوراثية والتي أبرزت الجذور الاسترالية مع تشابه واضح أيضا مع نفس الطحالب المدروسة في إيطاليا.

الكلمات المفتاحية: *Caulerpa Cylindracea* Sonder 1845، الساحل الغربي الجزائري، الانتشار، المعادن الثقيلة، العناصر المعدنية، غازي ، دراسة جينية، الجين

Abstract

Caulerpa cylindracea Sonder 1845, is qualified as an invasive alien species of Australian origin, causing a dysfunction of the marine ecosystems, where we have targeted and followed it to discover the speed of its expansion, by the signaling of its presence, by prospecting sixteen sites of the Algerian west coast, represented by five wilayas which are; Tlemcen, Aïn Témouchent, Oran, Mostaganem and Chlef, where it was listed in eight stations; the coastal lines of Oran and Mostaganem, and in a single station in the wilaya of Aïn Témouchent. Phytosociology surveys were established, see the frequency of each identified taxon, mentioning a high degree of disturbance in the appearance of benthic macrophytes vis-à-vis the dominance of the invasive species (frequent species, case of Salamander). The calculation of the Shannon index and equitability identify the ecological state of the sites, varying from average (H' around 3.29 for sites that are not very invaded and not invaded by *C. cylindracea*) to poor ($H' = 1,74$ for Salamander), with low macrophytic biodiversity ($0.4 \leq E \leq 0.64$). The calculation of $ICar$, on sandy to rocky substrates with algae, does not seem to be a limiting factor for the spread of the invasive species. The previous analyzes were validated statistically according to; Factorial Correspondence Analysis (AFC); Ascending Hierarchical Classification (CHA); Principal component analysis (PCA). Biometric analyzes of stolon length (≤ 17.9 cm), frond length (≤ 5.63 cm), and distance between fronds (≤ 2.76 cm) of *C. cylindracea* indicate that its growth and its development, are at their maximum in the spring season, while the opposite is observed in the winter season. Physiological and biochemical analyzes see the estimation of the water content, chlorophyll pigments and carotenoids, show significant values, coupled with an analysis of essential mineral elements recording the gradient; $Na > Mg > Ca > K$, added to this, the detection of the metallic trace elements concentration levels represented by the equation; $Ni > Cu > Cd > Zn > Fe > Cr > Pb$. As well as a study of the ANOVA variance of the parameters presented. In addition, and to corroborate the morphological observations of the invasive taxon, a molecular study was carried out, using the *tufA* gene, in order to determine its exact origin, by tracing the phylogenetic tree, which suggests ancestors from Australia, and a clear resemblance to the species reported in Italy.

Keywords: *Caulerpa cylindracea* Sonder 1845, Algerian West Coast, expansion, invasive, metallic trace elements, mineral elements, phylogenetics, gene.

LISTE DES ABREVEATIONS

A : absorbance

ADN : acide désoxyribonucléique

ARNase : Acide ribonucléase

BSA : albumine de sérum bovin (Bovine Serum Albumin)

DMSO : Dimethylsulfoxyde

EEE : Espèces Exotique Envahissantes

ENI : Espèces Non Indigènes

ETM : Elément Trace Métallique

PCR : Polymerase chain reaction

PF : poids frais

PS : poids sec

SAA : Spectrophotomètre à Absorption Atomique

tr/min : tours par minute

UV : Ultra violet

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Flux des éléments traces dans l'environnement	27
Tableau 2 : Fréquence des espèces et pourcentage relatif	52
Tableau 3 : Classification de l'état écologique des stations à partir des seuils de H' ...	52
Tableau 4 : Critère 1, qualification du substrat; code et description	53
Tableau 5 : Critère 2, qualification de la superficie; code et description	54
Tableau 6 : Critère 3, qualification de la couverture algale <i>C.racemosa</i> ; code et description	54
Tableau 7 : Critère 4, qualification plongeur ; code et description	54
Tableau 8 : Composition de réactif pour la PCR	59
Tableau 9 : Préparation de Cocktail pour PCR	60
Tableau 10 : Programmation de Thermocycleur pour PCR	60
Tableau 11: Inventaire des espèces répertoriées dans différentes stations	62
Tableau 12: données de prospection selon <i>ICar</i> dans différentes stations	86
Tableau 13 : Codage des séquences des échantillons de l'algue récoltée <i>C.cylindracea</i>	114

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Voies du métabolisme secondaire des plantes qui produisent les trois types généraux de composés secondaires : produit azotés (alcaloïdes), composés phénoliques et terpénoïdes	14
Figure 2: Représentation du modèle 8 Règles pour la gestion des ENI	19
Figure 3: Tableau périodique de Mendeleïev	25
Figure 4: présentation de <i>C.cylindracea</i>	34
Figure 5: Résumé des cycles de vie de <i>C.cylindracea</i>	35
Figure 6: Espèces et variétés de raisins de mer	38
Figure 7: propagation de <i>C.cylindracea</i> dans la mer méditerranée	39
Figure 8: Localisation géographique de <i>C.cylindracea</i> sur le littoral algérien	40
Figure 9 : Localisation géographique des stations d'étude	41
Figure 10 : Photo satellitaire de la station d'Oued Abdellah (Google Maps)	42
Figure 11 : La station d'Oued Abdellah	42
Figure 12 : Photo satellitaire de la station de Sidna Youcha (Google Maps)	42
Figure 13 : La station de Sidna Youcha	42
Figure 14 : Photo satellitaire de la station de Tafsout (Google Maps)	43
Figure 15 : La station de Tafsout	43
Figure 16 : Photo satellitaire de la station de la plage de Madrid (Google Maps)	43
Figure 17 : La station de la plage de Madrid	43
Figure 18 : Photo satellitaire de la station de Sbeaat (Google Maps)	44
Figure 19 : La station de Sbeaat	44
Figure 20 : Photo satellitaire de la station de Bouzedjar (Google Maps)	44
Figure 21 : La station de Bouzedjar	44
Figure 22 : Photo satellitaire de la station de Bousfer (Google Maps)	45
Figure 23: La station de Bousfer	45
Figure 24 : Photo satellitaire de la station de Kristel (Google Maps)	45
Figure 25 : La station de Kristel	45
Figure 26 : Photo satellitaire de la station d'Arzew (Google Maps)	46
Figure 27 : La station d'Arzew	46
Figure 28 : Photo satellitaire de la station de Mers El Hadjadj (Google Maps)	46
Figure 29 : La station de Mers El Hadjadj	46
Figure 30 : Photo satellitaire de la station de Stidia (Google Maps)	47
Figure 31 : La station de Stidia	47

Figure 32 : Photo satellitaire de la station de Salamandre (Google Maps)	47
Figure 33 : La station de Salamandre	47
Figure 34 : Photo satellitaire de la station Bosquet (Google Maps)	48
Figure 35 : La station de Bosquet	48
Figure 36 : Photo satellitaire de la station d'Oued elgsob (Google Maps)	48
Figure 37 : Plage d'Oued elgsob	48
Figure 38 : Photo satellitaire de la station de Marina (Google Maps)	49
Figure 39 : Plage de Marina	49
Figure 40 : Photo satellitaire de la station de la plage Anglaise (Google Maps)	49
Figure 41 : La station de la plage Anglaise	49
Figure 42 : Quadrat	50
Figure 43 : Thalles frais et thalle séché de <i>C.cylindracea</i>	51
Figure 44 : Mesures biométriques sur <i>C.cylindracea</i>	56
Figure 45 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station d'Oued Abdellah	68
Figure 46 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Sidna Youchaa	68
Figure 47 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Tafsout	69
Figure 48 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de la plage de Madrid	70
Figure 49 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Sbeaat	71
Figure 50 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Bouzedjar	71
Figure 51 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Bousfer	72
Figure 52 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Kistel	73
Figure 53 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station d'Arzew	73
Figure 54 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Mers El Hadjadj	74

Figure 55 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Stidia	75
Figure 56 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Salamandre	76
Figure 57 : Colonies denses de <i>C.cylindracea</i> dans la station fortement touchée de Salamandre	76
Figure 58 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Bosquet	77
Figure 59 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station d'Oued Elsob	78
Figure 60 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Marina	78
Figure 61 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de la plage Anglaise	79
Figure 62 : Comparaison entre les fréquences de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	82
Figure 63 : L'indice de diversité de Shannon H' et d'équitabilité E, dans différentes stations	84
Figure 64 : Plan factoriel F1-F2 de distribution des différentes espèces	87
Figure 65 : Plan factoriel F1-F3 de distribution des différentes espèces	88
Figure 66 : Classification ascendante hiérarchique des différentes espèces recensées ...	89
Figure 67 : Classification hiérarchique ascendante des différentes stations	89
Figure 68 : Ordination de <i>Posidonia oceanica</i> dans le plan des axes 1-2 de l'ACP	90
Figure 69 : Ordination de <i>Caulerpa cylindracea</i> dans le plan des axes 1-2 de l'ACP ...	90
Figure 70 : Différence entre les longueurs des frondes de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	93
Figure 71 : Différence entre les longueurs des stolons de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	94
Figure 72 : Différence entre les distances entre les frondes de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	95
Figure 73 : Teneur en eau de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	96
Figure 74 : Teneur en chlorophylle a, chlorophylle b de <i>C.cylindracea</i> dans différentes	

stations	97
Figure 75 : Teneur en caroténoïdes de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	98
Figure 76 : Teneur en Magnésium de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	100
Figure 77 : Teneur en Calcium de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	100
Figure 78 : Teneur en Potassium de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	101
Figure 79 : Teneur en Sodium de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	102
Figure 80 : Ratio Na/K de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	102
Figure 81 : Bilan minéral de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	103
Figure 82 : Teneur en Zinc de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	105
Figure 83 : Teneur en Nickel de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	106
Figure 84 : Teneur en Cuivre de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	106
Figure 85 : Teneur en Cadmium de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	107
Figure 86 : Teneur en Plomb de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	108
Figure 87 : Teneur en Fer de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	108
Figure 88 : Teneur en Chrome de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	109
Figure 89 : Bilan métallique de <i>C.cylindracea</i> dans différentes stations	110
Figure 90 : Electrophorèse de quelque produit d'amplification <i>tufA</i>	112
Figure 91 : Chromatogramme de la séquence <i>tuf F</i> de l'échantillon YA190303	113
Figure 92 : Taux de ressemblance avec l'espèce pareille par NCBI	114
Figure 93 : Alignement d'une partie des séquences d'ADN du gène <i>tufA</i> des six échantillons étudiés	115
Figure 94 : L'arbre phylogénétique	116

TABLE DES MATIERES

Introduction	01
PARTIE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	
CHAPITRE I : GÉNÉRALITÉ SUR LES ALGUES	
1. Définition	05
1.1. Microalgues	05
1.2. Macroalgues	06
2. La classification des algues	06
2.1. Chlorophytes ; Algues vertes	07
2.2. Pheophytes ; Les algues brunes	07
2.3. Rhodophytes ; Algues rouges	08
3. Reproduction des algues	08
3.1. Reproduction asexuée	08
3.2. Reproduction sexuée	08
4. Intérêt des algues	09
4.1. Le secteur Industriel et la bioraffinerie	08
4.2. L'industrie agricole et Fertilisants	09
4.3. La production des produits thérapeutiques	10
4.3.1. Activité anti-inflammatoire, antioxydante, et antinociceptique	10
4.3.2. Activité antivirale, antibactérienne et antifongique	11
4.4. L'alimentation humaine	11
4.5. L'alimentation animale	12
5. Généralités et classification des composés bioactifs ; Les métabolites secondaires ...	12
5.1. Les alcaloïdes	14
5.2. Les composés phénoliques	15
5.3. Les Terpènes	15
6. Facteurs de répartition des algues	16
7. Les espèces non indigènes (<i>ENI</i>)	16
8. Les espèces exotiques envahissantes (<i>EEE</i>)	17
9. Impact des espèces non indigènes (<i>ENI</i>) sur l'environnement et la santé humaine	17
10. Gestion pour l'atténuation des espèces non indigènes	18
10.1. Reconnaître	19
10.2. Réduire	19
10.3. Réutilisation	19
10.4. Recycler	20
10.5. Récupérer	20
10.6. Remplacer	20
10.7. Retirer	20
10.8. Réglementer	21
CHAPITRE II : POLLUTION ENVIRONNEMENTALE	
1. Pollution des eaux et des milieux marins	22
2. Phycoremédiation	23
3. Pollution de l'environnement par les ETM	24
4. Origines de pollution par les ETM	26
4.1. Origine Naturelle	26

4.2. Origine Anthropique	26
5. Effets des ETM sur la santé humaine	27
5.1. Le Cadmium (Cd)	28
5.2. Le Plomb (Pb)	28
5.3. Le Cuivre (Cu)	29
5.4. Le Zinc (Zn)	29
5.5. Le Chrome (Cr)	30
5.6. Le Nickel (Ni)	30
5.7. Le Fer (Fe)	30
6. Les transferts des contaminants dans le milieu marin	30
6.1. La bioaccumulation	30
6.2. La bioamplification (biomagnification)	31
6.3. La bioconcentration	31
6.4. La biodisponibilité	31
6.5. Le bioindicateur de pollution	31
7. Les minéraux essentiels	32
7.1. Le Magnésium (Mg)	32
7.2. Le Sodium (Na)	32
7.3. Le Potassium (K)	32
7.4. Le Calcium (Ca)	33

CHAPITRE III : PRESENTATION DE L'ESPECE *Caulerpa racemosa*

1. Description de <i>Caulerpa cylindracea</i> Sonder, 1845	34
2. Reproduction de <i>C.cylindracea</i>	35
3. Classification Taxonomique de l'espèce <i>C.cylindracea</i>	36
4. Définitions et Caractéristique majeures du genre <i>Caulerpa</i>	36
5. L'expansion de <i>C.cylindracea</i> dans la mer méditerranée	38
6. L'expansion de <i>C.cylindracea</i> dans le littoral algérien	39

PARTIE II : MATERIEL ET METHODES

1. Choix des sites d'étude	41
2. Présentation des stations d'étude de l'ouest algérien vers l'est	42
2.1. Station n°1 : Plage d'Oued Abdellah (Ghazaouet)	42
2.2. Station n°2 : Plage Sidna youchaa	42
2.3. Station n°3 Plage Tafsout (Honaïne)	42
2.4. Station n°4 : Plage de Madrid (Beni saf)	43
2.5. Station n°5 : Plage de Sbeaat	44
2.6. Station n°6 : Plage de Bouzedjar	44
2.7. Station n°7 : Plage de Bousfer	44
2.8. Station n°8 : Plage de Kristel	45
2.9. Station n°9 : Plage d'Arzew	46
2.10. Station n°10 : Plage de Mers El Hadjadj	46
2.11. Station n°11 : Plage de Stidia	47
2.12. Station n°12 : Plage de Salamandre	47
2.13. Station n°13 : Plage de Bosquet (Hadjadj)	47
2.14. Station n°14 : Plage d'Oued elgsob	48
2.15. Station 15 : Plage de Marina	49
2.16. Station 16 : Plage Anglaise	49

3. Matériel végétal	49
4. Procédures d'échantillonnage	50
5. Les paramètres analytiques	51
5.1. Etude phytosociologique	51
5.1.1. Etude de la fréquence	51
5.1.2. L'indice de diversité spécifique (H') et d'équitabilité (E)	52
5.1.3. Etude de l'indice paysager <i>Caulerpa racemosa</i> "ICar"	53
5.1.4. Etude statistique des paramètres phytosociologiques	55
5.1.4.1. Analyse Factorielle des Correspondances (AFC)	55
5.1.4.2. Classification Hiérarchique Ascendante (CHA)	55
5.1.4.3. Analyse en composante principale (ACP)	55
5.2. Paramètres ; biométriques, physiologique, biochimique et minéral	55
5.2.1. Paramètres biométriques de <i>C.cylindracea</i>	56
5.2.2. Estimation de la teneur en eau	56
5.2.3. Estimation des pigments	56
5.2.4. Détermination du bilan minéral et du bilan métallique	57
5.2.5. Etude statistique de la variance	57
5.3. Etude phylogénétique : Identification moléculaire de <i>C.cylindracea</i>	57
5.3.1. Extraction d'ADN	57
5.3.2. L'amplification par PCR de la région <i>tufA</i>	59
5.3.3. Vérification des produits de la PCR par électrophorèse sur gel d'agarose	60
5.3.4. Le séquençage des produits de la PCR	61

PARTIE III : RESULTATS ET DISCUSSION

1. Identification de la flore benthique	62
2. Etude phytosociologique	67
2.1. La fréquence	67
2.1.1. Station n°1 : Oued Abdellah	67
2.1.2. Station n°2 : Sidna Youchaa	68
2.1.3. Station n°3 : Tafsout	69
2.1.4. Station n°4: Madrid	69
2.1.5. Station n°5: Sbeaat	70
2.1.6. Station n°6: Bouzedjar	71
2.1.7. Station n°7 : Bousfer	71
2.1.8. Station n°8 : Kristel	72
2.1.9. Station n°9 : Arzew	73
2.1.10. Station n°10: Mers El Hadjadj	74
2.1.11. Station n°11: Stidia	74
2.1.12. Station n°12: Salamandre	75
2.1.13. Station n°13: Bosquet	76
2.1.14. Station n°14: Oued Elgsob	77
2.1.15. Station n°15 : Marina	78
2.1.16. Station n°16: Plage Anglaise	78
2.1.17. Comparaison entre différentes Fréquences de <i>C.cylindracea</i> dans toutes les stations	81
2.2. L'indice de diversité ; Indice de Shannon H', et d'équitabilité E	83
2.3. Etude de l'Indice paysager <i>Caulerpa racemosa</i> ICar	84
2.4. Etude statistique des paramètres phytosociologiques	86
2.4.1. Analyse factorielle de correspondance (AFC)	86

2.4.2. Classification Hiérarchique Ascendante (CAH)	88
2.4.3. Analyse de composantes principales (ACP)	90
3. Etude des paramètres biométriques de <i>C.cylindracea</i>	92
3.1. La différence des longueurs des frondes	92
3.2. La différence entre les longueurs des stolons	93
3.3. La différence des distances entre frondes	94
4. Teneur en eau de <i>C.cylindracea</i>	96
5. Teneur en pigments de <i>C.cylindracea</i>	97
5.1. Teneur en chlorophylle a et chlorophylle b	97
5.2. Teneur en caroténoïdes	98
6. Teneur en éléments minéraux de <i>C.cylindracea</i>	99
6.1. La teneur en Magnésium (Mg ²⁺)	99
6.2. Teneur en Calcium (Ca ²⁺)	100
6.3. Teneur en Potassium (K ⁺)	101
6.4. Teneur en Sodium (Na ⁺)	101
6.5. Etude de Ratio Na/K	101
6.6. Comparaison entre les teneurs en tous les éléments minéraux	103
7. Teneur en ETM de <i>C.cylindracea</i>	104
7.1. Teneur en Zinc (Zn ²⁺)	105
7.2. Teneur en Nickel (Ni ²⁺)	105
7.3. Teneur en Cuivre (Cu ²⁺)	106
7.4. Teneur en Cadmium (Cd ²⁺)	107
7.5. Teneur en Plomb (Pb ²⁺)	107
7.6. Teneur en Fer (Fe ²⁺)	108
7.7. Teneur en Chrome (Cr ²⁺)	109
7.8. Comparaison entre les teneurs de tous les éléments métalliques ETM	109
8. Etude phylogénétique	112
Conclusion	119
Références bibliographiques	122

Annexes

INTRODUCTION

Les algues sont des organismes eucaryotes unicellulaires ou pluricellulaires (Pereira et Neto, 2015), présentant une grande diversité (Stengel et Connan, 2015), selon leur taille, elles peuvent se diviser en microalgues et macroalgues, qui comprennent également les algues vertes, brunes et rouges selon la pigmentation (Qin, 2018). Les trois groupes présentés par des pigmentations différentes sont photosynthétiques du règne Plantae (Pereira, 2018) qui se caractérisent par leur croissance rapide et une possibilité de fixation du CO₂ pour assurer une bonne photosynthèse (Chojnacka et *al.*, 2018).

Les organismes marins produisent une grande variété de produits naturels, souvent uniques et essentiels à leur survie et à leurs performances écologiques (Avila et *al.*, 2018 ; Blunt et *al.*, 2018; Puglisi et Becerro, 2018; Carroll et *al.*, 2019). La diversité des algues varie en taille et en composition et contient une grande variété d'espèces, ces espèces sont largement réparties dans différents sites marins en fonction de leur adaptabilité (Kalasariya et *al.*, 2020). Les effets des invasions biologiques sur la biodiversité algale sont souvent équivoques (Gribben et *al.*, 2018) avec des impacts positifs et négatifs sur les assemblages indigènes en fonction du contexte géographique et des échelles d'observation temporelles et spatiales (Tamburello et *al.*, 2015; Balestri et *al.*, 2018). Parmi ces bioinvasions, on cite *Caulerpa cylindracea* Sonder 1845, présentant un comportement fortement invasif lors de sa colonisation (Manconi et *al.*, 2020). Cependant, elle a reçu beaucoup moins d'attention que des espèces congénériques bien qu'elle soit considérée comme l'une des invasions les plus menaçantes de la mer méditerranée (Piazzini et *al.*, 2016). D'ailleurs, sur environ 1124 enregistrements d'algues en mer méditerranée, seules 114 espèces ont été codées par code à barres, donc les données génétiques macroalgales de la méditerranée sont insuffisantes et que cette zone bénéficierait grandement des études impliquant un code-barres ADN, en particulier les espèces non indigènes (Bartolo et *al.*, 2020).

La facilitation d'un envahisseur par un ancien habitat indigène, augmente le long des gradients d'interaction du stress environnemental (Uya et *al.*, 2020). L'interaction à long terme avec les algues envahissantes pourrait détériorer la structure des prairies en diminuant leur résistance initiale à l'invasion en raison des mécanismes de concurrence potentiels entre elles (par exemple, les effets allélopathiques ; cas de la Posidonie) (Bernardeau-Esteller, 2019). Le remplacement d'une communauté indigène d'herbes marines par des macroalgues exotiques peut déclencher de profondes transformations de l'écosystème en générant des états alternatifs caractérisés par la perte des fonctions et services écosystémiques précieux que les herbiers marins fournissent (Montefalcone et *al.*, 2015).

Outre, la présence de *C.cylindracea* pourrait avoir un effet positif sur l'abondance méiofaunique partout où les taux de dépôt de sédiments sont faibles (Rizzo, 2020). La présence de *C.cylindracea* peut conduire au développement de communautés microbiennes spécifiquement adaptées pour dégrader les restes des algues (Rizzo et al., 2017b), dont la biodisponibilité peut cependant dépendre des interactions, avec d'autres facteurs abiotiques, dont la sédimentation, comme aussi sur les taux de décomposition de la matière organique (Lawson et al., 2012; Hu et Juan, 2014; Pusceddu et al., 2016). Par conséquent, de nouvelles stratégies de gestion efficaces, basées sur une perspective multispécifique reflétant la complexité des interactions entre les facteurs de stress, sont absolument nécessaires (Mačić et al., 2018; Rockmann et al., 2018). Même, elle est connue pour ses activités biologiques (Kumar et al., 2010 ; Kumar et al., 2019).

Parmi les facteurs influençant sur la distribution des algues est la pollution. Notre terre est progressivement polluée par différents types de composés inorganiques et organiques, principalement en raison des activités anthropiques (Kumar et al., 2017, 2019). Le rejet incontrôlé des effluents des industries dans l'eau a entraîné une augmentation rapide de la concentration des effluents qui modifie la nature de l'écosystème et nuit à la santé des êtres humains, des plantes et des animaux (Kumar et al., 2014, 2019; Yadav et al., 2019). Une énorme quantité de composés toxiques pénètre dans l'environnement de plusieurs façons: après avoir pénétré dans l'environnement, les contaminants peuvent être consommés, inhalés ou absorbés par les consommateurs primaires qui entrent séquentiellement dans la chaîne alimentaire et sont bioaccumulés puis bioamplifiés à des niveaux trophiques successifs (Ghavri et al., 2013; Ren et al., 2017). En général, les contaminants inorganiques demeurent persistants dans la nature et pourraient entraîner des effets génotoxiques, cancérigènes, mutagènes et tératogènes même à faible concentration (Saxena et al., 2019). La contamination par les métaux toxiques des habitats aquatiques est un grave problème environnemental. La phycoremédiation, en particulier des métaux lourds, est devenue une méthode prometteuse qui peut remédier de manière synergique à la pollution de l'environnement mondial en éliminant les métaux toxiques ainsi que d'autres contaminants de l'eau tels que les nutriments, les colorants, les pesticides et les nanoparticules métalliques ; et le couplage de la phycoremédiation des eaux contaminées et des eaux usées avec la production de bioénergie (Kumar et al., 2020).

L'espèce *C.cylindracea* a été découverte pour la première fois dans la mer méditerranée dans le port de Sousse, Tunisie (Hamel, 1926), est signalée comme envahisseur potentiel, puis en

Libye, mentionné comme taxon envahisseur (Nizamuddin, 1991), il s'est proliféré gagnant plusieurs côtes de la mer méditerranée avec la fin de l'an 2002 (Verlaque et *al.*, 2003). Des études moléculaires faites par Verlaque et son équipe en 2003 pour assurer l'hypothèse sur l'origine australienne de ce taxon invasif.

En 2006, l'espèce invasive a été découverte à ce moment sur la côte algérienne par Ould Ahmed et Meneisz devant le port d'Alger (Ould Ahmed et Meneisz, 2007), puis à Bordj El Kiffan à l'Est d'Alger (Seridi, 2007), et différentes zones du littoral d'Alger (Lamouti et *al.*, 2011). Sur la côte ouest algérienne par Bachir Bouiadjra à Mostaganem dans les deux sites ; Stidia et Salamandre de la ville de Mostaganem, et Arzew situé dans la ville d'Oran (Bachir Bouiadjra et *al.*, 2010a, 2010b).

La recherche sur l'expansion et la propagation de ce taxon invasif ne s'est pas stoppée, et s'est devenue un axe de recherche dans le monde entier, cela fait l'axe de notre enquête, où nous avons visé la côte extrême ouest algérienne, s'étalant de la côte de Ténès wilaya de Chlef jusqu'au littoral de la wilaya de Tlemcen, proposant seize stations distribuées sur cinq wilaya respectivement de l'ouest vers l'est ; Tlemcen, Aïn Temouchent, Oran, Mostaganem, et Chlef, en enregistrant la propagation du taxon d'intérêt de recherche pour le justifier pour sa présence ou absence afin de le signaler vu son aspect envahisseur et perturbateur des milieux benthiques, vis-à-vis les autres espèces endémiques et autochtones végétales et même animales.

Le présent document comporte trois principales parties précédées d'une introduction donnant une idée générale sur le concept des espèces invasives et les impacts générées sur les écosystèmes marins et s'achève par une conclusion regroupant tous les principaux résultats en récapitulatif nous avons :

Une première partie qui concerne une revue bibliographique ; représentant des chapitres pour l'identification des algues en générale, puis l'espèce d'intérêt d'étude en particulier et un chapitre sur la pollution environnementale.

Une deuxième partie destinée au matériel utilisé et méthodes : Une étude phytosociologique a été réalisée en prospectant les milieux visés, grâce à un échantillonnage fixé par une aire minimale, en calculant les fréquences à l'aide de quadrat pour chaque espèce, après identification afin d'avoir une estimation sur la présence et la dispersion des espèces vis-à-vis de l'expansion de *C.cylindracea*, et conclure par le niveau de dégradation du système écologique benthique affecté par la prolifération de cette dernière. Une analyse des paramètres

biométriques, physiologiques et biochimiques est établie afin de donner une identification proche pour ce taxon non indigène.

Le suivi et le contrôle sont effectués par l'étude biométrique du taxon invasif en tenant compte de sa taille ; la longueur du stolon, longueur de la fronde, et les distances entre frondes sur des périodes distinctes où la différence est nettement remarquable de façon à enregistrer son état d'apparence à travers les différentes saisons, avec comparaison continue pour tous les sites prospectés.

Ainsi, l'étude physiologique et biochimique établissant les teneurs en eau et en pigments qui ont été établies, suivie par l'étude du paramètre minéral et métallique effectuant des analyses sur SAA à flamme identifiant l'algue, vu sa concentration en éléments nutritifs essentiels voir ; Magnésium, Calcium, Potassium et Sodium, et sa bioaccumulation des ETM voir, Zinc, Nickel, Cuivre, Cadmium, Plomb, Fer, et Chrome.

L'algue *C.cylindracea* a fait l'objet d'une étude phylogénétique au niveau du laboratoire de biologie moléculaire à l'université de Murcia, Espagne, en utilisant le marqueur moléculaire *tufA* afin d'établir son origine.

La troisième partie englobe les résultats obtenus interprétés, analysés statistiquement, et discutés en détail.

PARTIE I

SYNTHÈSE

BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I : GENERALITE SUR LES ALGUES

1. Définition

Les eucaryotes phytoplanctoniques sont phylogénétiquement très divers, car ils ont de nombreux représentants dans la plupart des super-groupes de l'arbre de vie eucaryote (Not et *al.*, 2012; Burki et *al.*, 2020).

Les algues sont des plantes marines eucaryotes photosynthétiques, thalloïdes, contenant de la pectine, la gomme d'agar, etc. qui sont des polysaccharides solubles possédant une activité hypocholestérolémique et hypoglycémique, tandis que la cellulose, un polysaccharaïde insoluble dans l'eau, est associée à une diminution du temps de transit des voies indigestives (Kolanjinath et *al.*, 2014). Leur abondance en milieu marin en fait une source alternative facile pour les biocarburants et réduisant ainsi la pollution (Kumar et Sharma, 2020). Les algues sont des sources de nombreux composés biochimiques tels que les lipides, les vitamines, les protéines, les polysaccharides, les fibres, les minéraux et autres (Brown et *al.*, 2014; Catarino et *al.*, 2018; Circuncisão et *al.*, 2018). Les pays producteurs d'algues dans le monde sont les pays asiatique ; la Chine (62,8%), l'Indonésie (13,7%), les Philippines (10,6%), la République de Corée (5,9%), le Japon (2,9%) et République populaire démocratique de Corée (2,8%) (Ghadiryafar et *al.*, 2016). Elles se trouvent sous deux formes différentes :

1.1. Microalgues

Les microalgues sont des algues unicellulaires microscopique chlorophylliennes, Parmi, Plusieurs espèces de *Chlorella*, ainsi que d'autres genres de microalgues comme *Tetraselmis* et *Neochloris*, sont connues pour être capables d'assimiler à la fois le métabolisme hétérotrophique et autotrophique (Hu et *al.*, 2018). L'absence de lumière préalable sont les avantages significatifs de la culture hétérotrophe par rapport à la culture phototrophique (Medipally et *al.*, 2015). Bien que ces deux types de culture soient les modes de croissance les plus courants des microalgues, certaines espèces peuvent également pousser mieux dans des conditions mixotrophes ou photohétérotrophes, qui couplent les avantages des systèmes autotrophes et hétérotrophes et surmontent leurs inconvénients (Selvakumar et Umadevi, 2014; Zhan et *al.*, 2017). L'avènement de la métabolomique permet désormais d'explorer les signatures métaboliques des microalgues à un niveau de résolution sans précédent (Serive, 2017). En effet, les acides gras polyinsaturés (AGPI) sont des lipides à haute valeur nutritive (Conway et *al.*, 2018). des preuves d'une très bonne corrélation entre la divergence moléculaire, déduite des séquences d'ADN, et la divergence métabolomique, déduite des

profils métabolomiques complets sont étudiés pour s'accéder à l'identification des différentes espèces de microalgues (Marcellin-Gros et *al.*, 2020).

1.2. Macroalgues

Les macroalgues sont des algues multicellulaires macroscopiques qui se trouvent principalement dans les milieux marins, Ce groupe d'organismes est polyphylétiques et comprend les macroalgues vertes (ex. *Enteromorpha spp.*), Les macroalgues rouges (ex. *Porphyra spp.*), Les macroalgues brunes (ex. *Laminaria spp.*) (Suganya et *al.*, 2016). A l'état déshydratées, ils sont caractérisées par de grandes quantités de glucides, comme le mannane, l'ulvan, le carraghénane, l'agar, la laminarine, le mannitol, l'alginate, la fucoïdine, le fucose et l'acide uronique (Chen et *al.*, 2015). Les macroalgues n'ont pas de racines ni de feuilles, ni une tige (thallophytes), elles ont des rhizoïdes qui servent à la fixation, stolons et frondes (Cardoso et *al.*, 2014; Vassilev et Vassileva, 2016).

La culture à grande échelle de macroalgues est pratiquée dans les zones côtières; ainsi, un emplacement de site approprié nécessite un certain nombre de critères sociaux, environnementaux, législatifs et financiers (c'est-à-dire la profondeur, le trafic maritime et la distance aux ports) pour une production durable de biomasse de macroalgues, La culture de macroalgues offre des avantages spécifiques par rapport à la biomasse produite dans le milieu terrestre (Thomas et *al.*, 2019). Il existe principalement deux méthodes de culture des macroalgues, une indirecte basée sur les stocks naturels qui est la moins chère, nécessitant très peu d'interférences et d'apports humains, et, l'approche directe où les genres ciblés sont cultivés ; la méthode de culture (Mooney-McAuley et *al.*, 2016). Les conditions de l'habitat (lumière, température, salinité, nutriments, pollution et même courants) affectent la composition, le taux de croissance et la pigmentation des macroalgues (Sambusiti et *al.*, 2015).

2. La classification des algues

La comparaison des algues s'est jusqu'à présent appuyée sur l'analyse des pigments en utilisant 44 types de pigments couvrant 27 classes d'algues photosynthétiques (Mc-Gee et Gillespie, 2019). les algues se subdivisent principalement en trois types différents: les algues brunes (Phaeophyta), les algues rouges (Rhodophyta) et les algues vertes (Chlorophyta), sur la base de leurs pigments qui s'y trouvent (Dave et *al.*, 2019; Muth et Congdon, 2019).

2.1. Chlorophytes ; Algues vertes

La classe des algues vertes regroupe les algues uni ou pluricellulaires chlorophylliennes contenant la couleur verte due à la présence de la chlorophylle a et b et caroténoïde, présentées en 4500 espèces environ (Jung et *al.*, 2013; Cardoso et *al.*, 2014).

Les algues vertes contiennent des composés à activités antioxydantes naturelles trois fois plus puissante que le β carotène, une activité anti-inflammatoire, immunomodulatrice et anti-âge (cas de *Hematococcus pluvialis* par exemple) (Nielsen et *al.*, 2018). Récemment, le séquençage de l'ADN de nombreux extraits d'échantillons d'eau marine de l'environnement collectés dans le monde entier au cours de l'initiative Ocean Sampling Day a fourni la preuve que la lignée verte comprend le plus d'espèces qui n'ont pas de souches représentatives en culture (Tragin et Vaultot, 2019).

2.2. Pheophytes ; Les algues brunes

Les algues brunes regroupent des algues uni ou pluri cellulaires, dont les macroalgues brunes sont incluses dans le phylum Ochrophyta (ou heterokontophyta), classe Phaeophyceae et leurs pigments comprennent la chlorophylle a et c, comme caroténoïdes principalement la fucoxanthine (Cardoso et *al.*, 2014). Il existe environ 1500 à 2000 espèces de macroalgues brunes (Jung et *al.*, 2013). Dont les principaux polysaccharides composant sont les algines, les laminarines, les fuicodanes, la cellulose et le mannitol (Sambusiti et *al.*, 2015). Les algues brunes contiennent des composés antioxydants et anticancéreux comme le caroténoïde-fucoxanthine et le composé polyphénolique-phloroglucinol (Padua et *al.*, 2015). Ces algues contiennent de la fucoxanthine et le phloroglucinol seuls réduisent la viabilité des lignées cellulaires cancéreuses sans effet sur les cellules normales, et lorsqu'ils sont utilisés en combinaison, ils renforcent l'effet cytotoxique du 5-fluorouracile dans les cellules cancéreuses du côlon (Costa et *al.*, 2017). Les algues brunes sont riches en composées biologiquement actifs appartenant à la classe des caroténoïdes, ω 3 acides gras, des polysaccharides, des lipides, des protéines et également des métabolites secondaires, tels que les terpènes et les polyphénols (Reboleira et *al.*, 2019). Exemple d'algue brune, *Undaria pinnatifida* contient environ 9,14% de glucides et de fibres alimentaires, environ 3,03% de protéines et environ 0,64% de lipides (Wang et *al.*, 2018). Il réduit les niveaux de glucose postprandiaux et à jeun, et modifie également le profil lipidique (Grasa-Lopez et *al.*, 2016).

2.3. Rhodophytes ; Algues rouges

L'ensemble des algues rouges comporte quelques espèces unicellulaires. Les macroalgues rouges poussent principalement dans les zones intertropicales (Chen et *al.*, 2015). Il existe environ 4000 à 6000 espèces de macroalgues rouges (Jung et *al.*, 2013). Ces macroalgues sont principalement composées d'agar (jusqu'à 75%) et de carraghénanes (jusqu'à 52%) (Sambusiti et *al.*, 2015). Elles appartiennent au phylum Rhodophila et leurs pigments photosynthétiques sont la chlorophylle a et les phycobilines (R-phycoyanine et R-phycoérythrine) et les caroténoïdes, principalement les bêta-caroténoïdes, la lutéine et la zéaxanthine (Cardoso et *al.*, 2014).

3. Reproduction des algues d'après Reviers (2002).

3.1. Reproduction asexuée

Le mode de reproduction le plus fréquent se fait par :

- Fragmentation du thalle : chaque fragment régénère un thalle entier
- Formation des spores
- Formation des propagules

3.2. Reproduction sexuée

Elle implique la méiose et la fécondation. Elle fait intervenir la formation des gamètes et des spores méiotiques. Les types de fécondation sont très divers :

- **Isogamie** : Fécondation mettant en présence deux gamètes morphologiquement et physiologiquement identiques.
- **Anisogamie** : Fécondation mettant en présence deux gamètes morphologiquement et physiologiquement différents.
- **Oogamie** : Fécondation mettant en présence un gamète mâle petit, mobile produit en grand nombre (anthérozoïdes) et un gamète femelle gros, immobile (oosphère).
- **Trichogamie** : Le gamète femelle (oosphère) reste dans le gamétophyte et émet un poil appelé trichogyne. Le gamète mâle (spermaties) immobile se colle sur le trichogyne.
- **Aplanogamie** : le déplacement est assuré par le courant d'eau (Aplanogamie).

L'un des gamètes peut être mobile et donc flagellé (planogamie) ; parfois, aucun des gamètes n'est mobile, le déplacement est assuré par le courant d'eau (aplanogamie).

- **Cystogamie** ou **conjugaison** : pas de vrais gamètes, la fécondation se fait par la formation d'un pont cytoplasmique ou pont de conjugaison, fusion entre deux cytoplasmes

4. Intérêt des algues

4.1. Le secteur Industriel et la bioraffinerie

Des efforts importants de recherche ont été déployés au cours des dernières années pour l'utilisation de la biomasse algale, comme alternative aux matières premières des cultures, dans la production de bioéthanol (Harun et *al.*, 2014; Jambo et *al.*, 2016; Sirajunnisa et Surendhiran, 2016). Les algues sont maintenant utilisées pour produire du biodiesel, cela fait réduire les émissions et augmentait les performances du moteur (Dharmaprabhakaran et *al.*, 2020b). La production de biodiesel à partir de macroalgues, bien que réalisable, semble un choix moins attrayant par rapport à la biomasse de microalgues à haute teneur en lipides (Chen et *al.*, 2015). Outre les microalgues, les macroalgues rouges, vertes et brunes sont des candidats propices à la production de biohydrogène (Shobana et *al.*, 2017)

La réduction des émissions de gaz à effet de serre, le recyclage et la production de produits biosourcés basés sur le concept de bioraffinerie font partie du programme et des objectifs de la politique environnementale au niveau mondial, dont le secteur naissant à base d'algues devrait croître rapidement dans un avenir proche (Syrpas et Venskutonis, 2020). Les bioraffineries sont considérées comme une stratégie optimale pour une utilisation durable à grande échelle de la biomasse dans la bioéconomie (Hingsamer et Jungmeier, 2019). Néanmoins, des biopolymères d'algues pourraient être produits comme sous-produits de la production de biocarburants (Khanra et *al.*, 2018). La biosynthèse de gaz comme carburant respectueux de l'environnement à fort potentiel dans un proche avenir pour des applications commerciales, notamment le transport, la chaleur et principalement la production d'électricité via des piles à combustible (Raheem et *al.*, 2017). Le mélange de carburant à base d'algue avec des proportions de CuO_2 permet d'éviter les émissions des gaz toxiques ainsi des fumées (Dharmaprabhakaran et *al.*, 2020a).

D'un autre part, des souches des algues de ; *Ulva sp.*, *Chlorella sp.*, *Scenedesmus sp.*, ont été suggérées comme candidats potentiels à la production de bioplastiques. (Khanra et *al.*, 2018). Outre, Les endofibres qui composent les macroalgues ont également été étudiées comme matériau pour la fabrication du papier (Fleurence et Levine, 2016).

4.2. L'industrie agricole et Fertilisants

Les biofertilisants sont des produits contenant généralement des cellules vivantes ou latentes de bactéries, d'actinomycètes, de champignons ou d'algues qui sont appliqués individuellement ou en tant que consortium de divers micro-organismes (Dineshkumar et *al.*, 2018). En plus de la sécrétion de substances favorisant la croissance, ces produits aident à la

fixation de l'azote et / ou à la solubilisation des nutriments, améliorant ainsi la croissance et le rendement des cultures (Dineshkumar et al., 2018). Par exemple, l'utilisation de biofertilisants à base de microalgues (Renuka et al., 2018). 0,5 g de microalgues vertes *Tetraselmis sp.*, Utilisée sur une culture de palmier dattier a entraîné des taux de croissance des plantes plus élevés, des taux de survie de 100% et un certain nombre d'effets bénéfiques sur les racines, les feuilles et les tiges par rapport à l'engrais conventionnel (Saadaoui et al., 2019). Aussi utilisées comme une riche source de substance hormonale favorisant la croissance des plantes (Singh et Syiem, 2019). Contrairement à l'utilisation massive d'agents chimiques biocides contre les ravageurs ciblés et les micro-organismes pathogènes dans les pratiques agricoles considérée dangereuse pour la durabilité et la biodiversité des agroécosystèmes (Renuka et al., 2018).

4.3. La production des produits thérapeutiques

Au cours des dernières décennies, les produits naturels marins ont été utilisés comme un composé de premier plan pour la découverte de médicaments dans toutes les régions du monde (Premarathna et al., 2019a). Des effets thérapeutiques utilisant des biomolécules obtenues de polysaccharides sulfatés extraites des algues ont montré des activités antinociceptives, anti-inflammatoires, antivirales, anticancéreuses, antioxydantes, gastroprotectrices (Coura et al., 2017), anticoagulante, antitumorale, anticancéreuse, anti hyperlipidémique, antimicrobienne et immunomodulatrice (Xu et al., 2017; Mohan et al., 2019). Par exemple, L'algue brune ; *Ascophyllum nodosum* régule positivement le niveau d'insuline (Catarino et al., 2018). Cela a éveillé l'attention de la communauté scientifique sur l'évaluation de l'efficacité et de la sécurité de ces produits au cours des dernières décennies pour avoir la découverte de médicaments à potentiel analgésique (Mishra et al., 2019). Les algues peuvent avoir des applications dans la prévention de plusieurs pathologies, telles que les cancers ou les maladies cardiovasculaires (Abel et al., 2014; Abdelhamid et al., 2018). Les composants biochimiques peuvent dépendre principalement des espèces de macroalgues, de la saison de collecte, de la zone de croissance, des différences géographiques, des facteurs environnementaux et de la méthode d'extraction (Venugopal, 2019).

4.3.1. Activité anti-inflammatoire, antioxydante, et antinociceptive

L'activation dérégulée de l'inflammation a été reconnue comme l'une des principales causes de maladies inflammatoires telles que la gastrite, la bronchite, la polyarthrite rhumatoïde, la sclérose en plaques et même les cancers. Par conséquent, il existe un intérêt croissant pour trouver et identifier des composés bioactifs dans les aliments qui peuvent supprimer les effets

de l'inflammation (Fernando et *al.*, 2016; Lin et *al.*, 2016). De même, l'inflammation intestinale est généralement associée à une surproduction de cytokines pro-inflammatoires et de protéines de phase aiguë (Gabriele et *al.*, 2018).

Le *Nitzschia palea* est une diatomée qui possède des composés pharmacologiquement actifs potentiels pour des applications commerciales dans les maladies inflammatoires liées au stress oxydatif (Lakshmegowda et *al.*, 2020).

4.3.2. Activité antivirale, antibactérienne et antifongique

Comme chez les plantes supérieures présentant une activité antifongique antibactérienne (cas de Lila ; *Melia azedarach* par exemple) (Jebril et *al.*, 2020), les algues aussi peuvent présenter des activités antibactériennes, antivirales, et antifongiques, plusieurs macroalgues étudiées ont montré une activité antibactérienne (Li et *al.*, 2018). Des espèces de microalgues possèdent un potentiel élevé pour servir de source de composés anti-adhésifs aux bactéries (Marques Machado et *al.*, 2020). De nombreuses études ont suggéré que certains types de glucides peuvent éviter les infections entériques en inhibant l'adhésion des entéropathogènes au tissu hôte (Gonzalez-Ortiz et *al.*, 2014; Maldonado-Gomez et *al.*, 2015; Rodrigues et *al.*, 2019).

L'activité antivirale in vitro a été évaluée en suivant les méthodes de Balasubramanian et *al.*, (2007) et Palanikumar et *al.*, (2018). Outre, il a été démontré que les principaux composants du polysaccharide sulfaté bioactif, en particulier les fucoidans d'algues brunes et les alginates de Sodium d'algues rouges, contrôlent les virus (Wongprasert et *al.*, 2014; Chen et *al.*, 2016; Cantelli et *al.*, 2019). Effet inhibiteur a été confirmé par la réduction des charges virales et l'histopathologie des crevettes par les extraits à l'eau chaude des polysaccharides sulfatés des trois espèces d'*Ulva*, et *Caulerpa lentillifera* (Klongklaew et *al.*, 2020).

4.4. L'alimentation humaine

Les macroalgues sont des sources relativement inexplorées et prometteuses de nouvelles molécules pour l'industrie alimentaire, notamment des peptides et des glucides pour leur utilisation comme aliments fonctionnels et nutraceutiques (Lafarga et *al.*, 2020).

Exemple du cas des Cyanophytes, les pigments de phycocyanine dérivés de *Spirulina platensis* ont des groupes fonctionnels plus actifs avec une action anticancéreuse, anti-diabétique et anti-inflammatoire potentielle et ils pourraient être considérés comme des aliments fonctionnels alternatifs pour l'industrie alimentaire et pharmaceutique (Prabakaran et *al.*, 2020). Sur le plan socio-économique, la production de macroalgues est une source

d'emplois et de nourriture pour plusieurs communautés côtières (Ghadiryfar et *al.*, 2016; Fernand et *al.*, 2017), dans la fabrication des huiles (Ramirez et *al.*, 2015; Saber et *al.*, 2016).

les raisins de mer aux Philippines sont collectivement reconnus en deux espèces, *Caulerpa lentillifera* J. Agardh et *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh, que l'on trouve principalement à l'état sauvage ou cultivés, les deux sont des fruits de mer utilisés dans les salades (Nguyen et *al.*, 2011; Delan et *al.*, 2013; Pereira, 2016; Dumilag, 2019). À l'heure actuelle, la phyoculture du raisin de mer aux Philippines concerne principalement *Caulerpa lentillifera*, qui est également incluse dans le commerce international des Philippines vers d'autres pays d'Asie du sud-est (Rabia, 2016).

4.5. L'alimentation animale

La composition nutritionnelle des algues sauvages telles que les minéraux, les acides aminés, les profils d'acides gras changent avec la saison et les conditions environnementales et les espèces, la géographie, le stade de développement des algues et les niveaux trophiques dans leurs habitats (Nunes et *al.*, 2017; Roy et Anantharaman, 2017; Lalitha et Dhandapani, 2018). Les algues vertes (*Cladophora* sp.) peuvent être utilisées comme source d'alimentation appropriée pour le poisson Tilapia (Anh et *al.*, 2017). La farine de *Cladophora* peut remplacer jusqu'à 20 % des protéines de farine de poisson dans le régime des crevettes tigrées, ce qui améliore le taux de croissance, l'efficacité alimentaire et leur résistance au stress (Anh et *al.*, 2018). Plusieurs espèces de Cladophoraceae sont enregistrées comme nutritionnelles pour les poissons et les crevettes contenant des teneurs élevées en protéines, en fibres de cendres et en glucides ainsi qu'en acides aminés essentiels élevés (Ngoc Anh, 2020).

5. Généralités et classification des composés bioactifs ; Les métabolites secondaires

les algues peuvent être considérées comme une source naturelle de grands intérêts, car elles contiennent des composés ayant de nombreuses activités biologiques et peuvent être utilisées comme ingrédient fonctionnel dans de nombreuses applications technologiques pour obtenir des aliments fonctionnels (Peñalver et *al.*, 2020).

la classification chimique des plantes est préférentiellement obtenue par comparaison des métabolites secondaires car ils sont remarquablement divers (Kessler et Kalske, 2018), et comprennent de nombreuses classes de composés (glycosides, phénoliques ou alcaloïdes) (Wink, 2010), et sont essentiels pour la classification des espèces, car ils sont limités à des groupes d'espèces apparentés sur le plan taxonomique (Wink et *al.*, 2010; Singh et *al.*, 2016).

Plus récemment, de nombreux efforts de criblage de composés algaux ont permis de décrire chaque année des centaines de nouveaux métabolites (Carroll et *al.*, 2019).

Parmi les êtres vivants marins sources de métabolites primaires et secondaires à activité anti-inflammatoire, on compte les champignons et les bactéries (Ali Shah, 2017; Barzkar et *al.*, 2019; Li et *al.*, 2019). Les champignons, par exemple, sont à l'origine d'un grand nombre d'alcaloïdes marins dont l'activité biologique est connue (Jin et *al.*, 2016; Wang et Ding, 2018). Les micro et macroalgues sont des organismes à fort potentiel de bioprospection de produits naturels marins et sont des riches sources de composés ayant déjà une activité antimicrobienne, antitumorale, anticoagulante et anti-inflammatoire à partir de métabolites secondaires (Montalvão et *al.*, 2016; Liu et *al.*, 2018; Van Tran et *al.*, 2018; Olivares-Bañuelos et *al.*, 2019). Plusieurs études montrent que les algues contiennent une gamme de substances bioactives au potentiel pharmacologique divers, comme les antioxydants (Silva et *al.*, 2019), les anti-âge (Liu et *al.*, 2019), anti-tumoral (Gutiérrez-Rodríguez et *al.*, 2018), anti-diabétique (Yan et *al.*, 2019).

Selon l'Organisation Mondiale de la Santé, l'utilisation de médicaments traditionnels et complémentaires, parmi lesquels les plantes médicinales, est très répandue et concerne environ 80% de la population des états membres (WHO, 2019). La communauté scientifique s'est tournée vers les plantes médicinales comme l'une des plus grandes sources de substances biologiquement actives (Bashir et *al.*, 2016). L'océan, abritant la plus grande concentration d'espèces de la planète, dont des dizaines de milliers de nouvelles substances à potentiel pharmacologique sont décrites (Altmann, 2017).

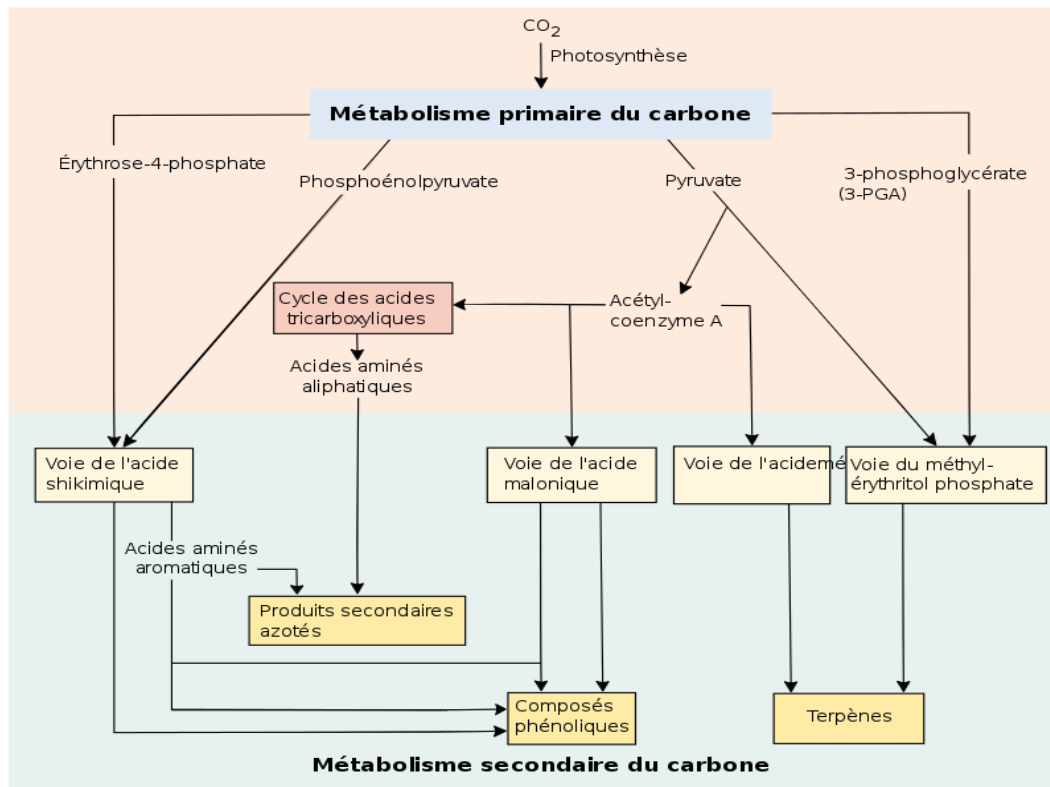


Figure 1: Voies du métabolisme secondaire des plantes qui produisent les trois types généraux de composés secondaires : produit azotés (alcaloïdes), composés phénoliques et terpénoïdes. La relation avec le métabolisme primaire est également indiquée (Lincoln et Zeiger, 2006).

5.1. Les alcaloïdes

Les études sur les alcaloïdes d'algues, en particulier, doivent être stimulées afin d'élucider toute la gamme des activités biologiques de ces composés, en particulier leur potentiel anti-inflammatoire (Cássio et *al.*, 2020). Les études de bioprospection des produits naturels marins ayant une activité anti-tumorale provenant des alcaloïdes (Mehra et *al.*, 2019). Les alcaloïdes d'algues aux activités biologiques distinctes peuvent avoir un impact indirect sur les mécanismes inflammatoires (Peng et *al.*, 2019), sont le cas des alcaloïdes à activité antioxydante, et les mécanismes antioxydants impactant les voies de signalisation pro-inflammatoires sont bien décrits dans la littérature (Lubrano, 2015; Korbecki et *al.*, 2019).

Les toxines sont aussi des alcaloïdes sécrétés par les algues, prenant l'exemple de *Champia parvula* (Rhodophyte) elle les secrète face au moustique vecteur de la dengue (Yogarajalakshmi et *al.*, 2020). De même, chez les animaux marins, de nombreux alcaloïdes d'éponges sont identifiés et leurs activités antibiotiques, antifongiques, antitumorales, antileucémiques et antidépressives potentielles sont décrites (Kubota et *al.*, 2016; Liu et *al.*,

2017; Wu *et al.*, 2019). D'autres activités biologiques décrites pour les alcaloïdes marins impliquent des effets antiparasitaires, enzymatiques, et antirétroviraux (Wittine *et al.*, 2019), cas des espèces de coraux, avec des activités antivirales, antitumorales, antibiotiques et immunomodulatrices (Alarif *et al.*, 2019).

5.2. Les composés phénoliques

Les composés phénoliques représentent le groupe le plus répondu chez les végétaux, leur particularité est la présence d'un ou plusieurs cycles benzéniques directement lié à une ou plusieurs fonctions hydroxyles (Matou, 2019). Lorsqu'ils comportent plusieurs groupement hydroxyles associés à un ou plusieurs noyaux benzéniques, ces composés sont qualifiés de polyphénols (El Gharras, 2009; Legrand, 2015).

Cette famille compte un grand nombre de molécules allant du phénol simple à des molécules complexes telles que ; les coumarines, les tanins ; hydrolysables et condensés, les flavonoïdes, et les lignanes (Bruneton, 2009).

5.3. Les Terpènes

Cette famille, généralement lipophile, regroupe les hormones, phéromones, pigments caroténoïdes, stérols, le latex et les huiles essentielles (Matou, 2019). Parmi ces molécules, les terpènes sont remarquablement abondants, avec environ 60% de tous les produits naturels connus étant des terpénoïdes (Blunt *et al.*, 2018; Carroll *et al.*, 2019). Les terpénoïdes (ou isoprénoïdes) sont une classe vaste et diversifiée de produits chimiques organiques naturels dérivés des terpènes ; ils constituent la plus grande classe de produits naturels, avec des estimations de plus que 70 000 composés distincts, fournissant un vaste bassin de complexité qui peut interagir avec des cibles biologiques d'une grande variété de façons (Hare *et al.*, 2017). La biosynthèse est médiée par les terpènes synthases, et comprend en outre des transformations secondaires pour produire des modifications des squelettes parents de base, générant l'étonnante variété de différents terpénoïdes, impliquant généralement des réactions d'oxydation, de réduction, d'isomérisation, et de conjugaison, qui fournissent des propriétés fonctionnelles spécifiques aux terpénoïdes (Pazouki et Niinemets, 2016; Kumari *et al.*, 2017). Ainsi, les terpénoïdes sont généralement classés en fonction du nombre de C, basé sur l'unité d'isoprène (C5), qui composent le terpène parent (Blunt et Munro, 2008). Les terpénoïdes présentent des activités biologiques hautement spécialisées allant de la régénération nerveuse à la régulation de la glycémie (Hegazy *et al.*, 2015).

6. Facteurs de répartition des algues

Les activités humaines sont intenses dans les zones côtières, et les communautés marines, qui sont soumises à la pression de multitude facteurs de stress, entraînant des changements à grande échelle dans l'abondance, et la répartition des espèces (Ranahewa et *al.*, 2018). La présence de vasières, d'estuaires et de récifs coralliens le long des lagunes et des plages rocheuses, fournit un habitat idéal pour la croissance durable des algues (Premarathna et *al.*, 2019b). Des modèles de distribution changent dans la présence des communautés d'algues, le long du gradient de profondeur ; en fait, la plus grande diversité est évidente près de la côte (Premarathna et *al.*, 2020).

7. Les espèces non indigènes (ENI)

Les études effectuées sur les ENI remontent aux années 1970 (Ojaveer et *al.*, 2018). Depuis lors, la recherche mondiale dans ce domaine s'est développée très rapidement (Giakoumi et *al.*, 2019).

La mer méditerranée est aujourd'hui considérée comme l'une des plus touchées des mers régionales, en raison des diverses pressions anthropiques sur les différents écosystèmes du bassin méditerranéen (Mannino et *al.*, 2017). Cela lui favorise d'être un lieu important pour les espèces non indigènes, qui peuvent devenir envahissantes, entraînant une perte de biodiversité, et des changements dans les services écosystémiques (Brunel et *al.*, 2013; Giakoumi, 2014; Vergés et *al.*, 2014, 2016). Parmi ceux-ci, les plus pertinents, sont la perte et la modification de l'habitat, les tendances du changement climatique, l'eutrophisation et la pollution, l'urbanisation côtière, la surexploitation des ressources naturelles et l'introduction intentionnelle ou non des ENI (Katsanevakis et *al.*, 2013; Marchini et *al.*, 2015; Azzurro et *al.*, 2019). Cela est lié aussi des changements dans la biodiversité marine méditerranéenne liés à l'introduction des ENI ont été signalés comme les conséquences d'un certain nombre d'actions spécifiques: trafic maritime intense (Petrocelli et *al.*, 2019; Sardain et *al.*, 2019) ; ouverture de canaux artificiels (Galil, 2006; Galil et *al.*, 2017) ; et activités aquacoles (Savini et *al.*, 2010).

La révision méticuleuse par des experts taxonomiques d'espèces exotiques établies en méditerranée a entraîné une révision majeure de la liste proposée par Galil et *al.* (2016), avec 73 espèces à exclure (35 espèces classées comme non établies et 37 comme non vraies exotiques), et 72 espèces ajoutées à la liste. En 2016, le nombre total d'espèces exotiques établies en méditerranée a atteint 613, soit une augmentation de 28% par rapport aux quatre

années précédentes, si nous considérons également les espèces occasionnelles (208 espèces), le nombre total d'espèces exotiques en méditerranée est de 821 (Zenetos et *al.*, 2019).

8. Les espèces exotiques envahissantes (EEE)

Les EEE sont reconnues comme l'une des menaces les plus graves, après les pertes d'habitats, pour la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes naturels. En mer méditerranée, en raison de multiples facteurs de stress d'origine humaine, le nombre des espèces non indigènes, enregistrés a énormément augmenté au cours des 100 dernières années (Occhipinti Ambrogi et *al.*, 2011; Katsanevakis et *al.*, 2014a), atteignant environ 1000 ENI, dont 134 espèces sont des macrophytes (Verlaque et *al.*, 2015; Alós et *al.*, 2016). Cependant, seulement environ 12% de toutes les ENI en méditerranée sont aujourd'hui considérés comme invasives ou potentiellement invasives (Bonanno et Orlando-Bonaca, 2019). Parmi les EEE, *Caulerpa cylindracea* peut avoir des effets négatifs sur l'habitat affectant la structure de la communauté d'algues indigènes qui présente une faible diversité (Mannino et Balistreri, 2019).

Pour planifier des stratégies de gestion et de conservation efficaces, des données fiables sur la distribution, la dynamique de propagation et les impacts des EEE sont essentielles. Étant donné que les programmes de surveillance intensive peuvent être très coûteux, la science citoyenne, impliquant les citoyens ; les touristes, les pêcheurs, les plongeurs, dans la collecte des données, pourrait être un outil utile pour fournir des données sur les EEE qui seraient autrement impossibles à collecter en raison des limites de temps et ressources (Mannino et Balistreri, 2018). Des études récentes visant à donner la priorité aux actions de gestion aux décideurs pour le contrôle des espèces marines envahissantes (Giakoumi et *al.*, 2019), ont suggéré que la mise en œuvre d'une élimination ciblée, et d'une utilisation commerciale de *Caulerpa cylindracea* pourrait même être un outil approprié à développer des applications biotechnologiques et pharmacologiques (Stabili et *al.*, 2016; D'Aniello et *al.*, 2019).

9. Impact des espèces non indigènes (ENI) sur l'environnement et la santé humaine

Parmi les modifications entraînées par les ENI ; des changements dans le fonctionnement de l'écosystème, l'introduction de nouvelles maladies et parasites, et des modifications génétiques, telles que l'hybridation avec les taxons indigènes causant une perte des espèces indigènes (Cook et *al.*, 2016). Il subsiste un grand manque de connaissances dans certains domaines scientifiques qui doit être comblé pour intégrer un type de données dans un modèle de bioinvasion robuste (Ulman et *al.*, 2019). Cependant, l'impact écologique global des ENI sur la mer méditerranée reste relativement difficile à quantifier et est principalement

qualitatif; néanmoins, il y a eu de bonnes tentatives de quantification (Katsanevakis et al., 2014b, 2016; Ojaveer et al., 2014, 2015; Gallardo et al., 2016).

L'étude des microalgues ENI a conduit à des experts des sous-bassins méditerranéens à effectuer une étude rigoureuse, qui a abouti à une liste beaucoup plus courte, à savoir deux dinoflagellés ; *Alexandrium catenella* (Whedon et Kofoid) Balech, *Ostreopsis* cf. *ovata* Y.Fukuyo et trois diatomées ; *Chaetoceros bacteriastroides* Karsten, *Pseudo-nitzschia multistriata* H.Takano (H.Takano), *Skeletonema tropicum* Cleve (Zingone, 2015; Corriero et al., 2016; Mozetic et al., 2019). En dehors des diatomées *Skeletonema tropicum*, et *Chaetoceros bactériastroides*, les trois autres espèces peuvent être considérées comme nocives pour l'environnement et la santé humaine (Lassus et al., 2016).

Les macroalgues envahissantes ont l'impact le plus élevé parmi tous les groupes taxonomiques, avec *Caulerpa cylindracea* Sonder, *Womersleyella setacea* (Hollenberg) RE Norris, et *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz, indiquées comme les plus envahissantes de la mer méditerranée (Katsanevakis et al., 2016). L'algue verte *Caulerpa cylindracea* est également considérée comme hautement envahissante dans la mer adriatique (Orlando-Bonaca et al., 2019), et spécifiquement le long de la côte croate. Cette algue aurait étouffé des colonies vivantes de corail pierreux méditerranéen *Cladocora caespitosa* (L., 1767), ce qui a provoqué une rétraction complète des coraux (Kružić et al., 2008). Les activités anthropiques pourraient améliorer la diffusion de cette EEE (Iveša et al., 2015). Battelli et Rindi (2008), ont souligné que la propagation rapide par fragmentation végétative est une voie typique de la plupart des macroalgues envahissantes qui ont été introduites dans la mer méditerranée.

Selon González-Moreno et al (2019), pour identifier les plus nuisibles ENI sur une plus grande *trans* échelle -régionale, des outils standardisés sont nécessaires, ainsi que des experts hautement qualifiés, à qui une formation adéquate et des directives claires ont été données. S'est constaté que les coûts des dommages causés par les EEE nuisibles ont varié de 1,4 à 12% du produit intérieur brut (Marbuah et al., 2014).

10. Gestion pour l'atténuation des espèces non indigènes

Les informations disponibles sur les efforts qui ont été (ou sont en cours) entrepris en méditerranée pour mieux gérer les ENI marines, un modèle des méthodes utilisées pour une bonne gestion des ENI est présenté par Rotter et al (2020), dans le schéma ci-dessous comprenant huit étapes; Reconnaître, Réduire, Réutiliser, Recycler, Récupérer/Restaurer, Remplacer, retirer et Réglementer.

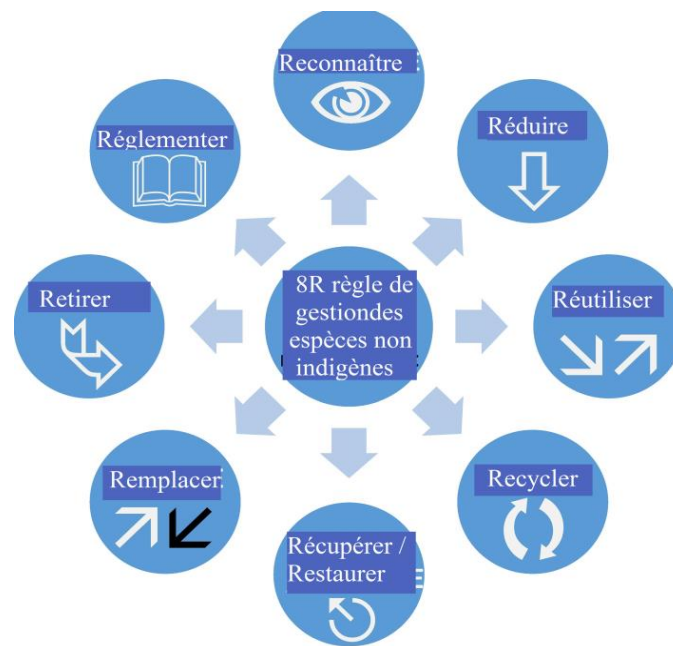


Figure 2: Représentation du modèle 8 Règles pour la gestion des ENI (Rotter et *al.*, 2020).

10.1. Reconnaître

L'identification correcte des ENI est d'une extrême importance pour les secteurs scientifique et gouvernemental, pour avoir une bonne surveillance de propagation de ces espèces (Rotter et *al.*, 2020).

Exemple de méthodes utilisées pour par l'action de **reconnaissance**, Participation des citoyens aux sciences par la création de Assistance scientifique citoyenne pour la surveillance des espèces aquatiques envahissantes (modèle testé pour les plantes au Portugal) et des espèces marines invasives en méditerranée orientale application smartphone italienne pour le traçage des organismes marins, y compris le non indigène (Freiwald et *al.*, 2018; César de Sá et *al.*, 2019; Giovos et *al.*, 2019).

10.2. Réduire

La méthode la plus efficace pour réduire les ENI est d'empêcher l'entrée et la propagation, et enfin l'établissement, de tout ENI dans une zone spécifique (Rotter et *al.*, 2020).

10.3. Réutilisation

Ces activités englobent l'utilisation d'organismes complets pour un autre objectif (Rotter et *al.*, 2020).

Cas de **réutilisation** ; Utilisation d'*Undaria pinnatifida* (algue brune) en médecine et pour les produits destinés aux aliments fonctionnels (Torres et *al.*, 2019).

10.4. Recycler

Les composés et métabolites contenus dans les ENI peuvent être valorisés pour une utilisation en tant que produits à haute valeur ajoutée (Rotter et *al.*, 2020).

Cas de **recyclage** exemple ; Utilisation d'*Undaria pinnatifida* (algue brune) pour la production de biocarburants ; Exploiter le potentiel des diatomées à inclure dans la recherche et l'industrie des biocarburants en raison de leur teneur élevée en lipides (Hildebrand et *al.*, 2012; Kim et *al.*, 2013; Maeda et *al.*, 2017; Torres et *al.*, 2019).

10.5. Récupérer

Il s'agit d'activités organisées visant à récupérer et / ou restaurer une zone envahie dans son état d'origine (Rotter et *al.*, 2020). Cependant, avant de pouvoir entreprendre des activités de récupération efficaces, il est nécessaire d'éliminer les organismes impactant, ou au moins de réduire leur gravité, leur intensité et / ou leur dureté (Smith et *al.*, 2017).

10.6. Remplacer

Les stratégies de remplacement peuvent être classées en remplacement d'espèces ; l'objectif des stratégies de remplacement est d'introduire intentionnellement des espèces concurrentes qui finiront par sur-numéroter et sur-conurrencer les ENI, ou remplacement de surfaces ; dont, des stratégies de remplacement de surface peuvent être envisagées pour diminuer la probabilité d'introduction accidentelle de ENI par l'encrassement biologique de la coque (Rotter et *al.*, 2020).

10.7. Retirer

Les activités d'élimination peuvent être organisées comme des événements de science citoyenne (dans le cas des macro-organismes faciles à détecter et à éliminer), ou sous la forme des recherches et d'actions innovantes. Ceux-ci seraient généralement financées sous forme de projets collaboratifs où des stratégies d'élimination sont développées (Rotter et *al.*, 2020). Dans le cas des micro-organismes, par exemple les proliférations d'algues nuisibles d'espèces indigènes ou non indigènes, dont les actions faites comprennent le contrôle physique (floculation, remise en suspension des sédiments et récolte et élimination des cellules), chimique (utilisation de biosurfactants, paille d'orge, peroxyde d'hydrogène, Cuivre) et biologique (propriétés algistatiques et algicides des macroalgues, virus et bactéries) pour atténuer les nuisances la prolifération d'algues (Kidwell, 2015).

10.8. Réglementer

Essentiellement, l'objectif de la mise en place d'un cadre réglementaire pour les ENI en mer méditerranée est de protéger l'environnement contre toute augmentation critique du nombre d'ENI individuels avant qu'ils puissent avoir des effets néfastes sur les écosystèmes locaux (Rotter et *al.*, 2020).

CHAPITRE II : POLLUTION ENVIRONNEMENTALE

Divers facteurs affectent la toxicité de certains composés et, en raison de la nature sensible des espèces analysées, des variables telles que la température, le pH, la salinité et la turbidité doivent également être prises en compte (Yadav et *al.*, 2019).

1. Pollution des eaux et des milieux marins

La contamination anthropique du milieu marin est l'un des facteurs importants de stress, qui affectent le biote marin (Arulkumar et *al.*, 2017; Kaleshkumar et *al.*, 2017; Anandkumar et *al.*, 2019). La destruction de l'habitat et le développement industriel qui libèrent des polluants toxiques constituent le défi le plus sérieux à la survie des systèmes biologiques sur Terre, et en particulier dans le milieu marin (Rajaram et *al.*, 2017). Cependant, une augmentation des activités industrielles, urbaines, de pêche et d'aquaculture, a sérieusement affecté la qualité de l'environnement (Nouira et *al.*, 2013; Khiari et *al.*, 2017; Damak et *al.*, 2019). En raison de ces pratiques, des rejets urbains et industriels à faible profondeur (< 2 m), causant la prolifération des espèces nitrophiles telles que les espèces envahissantes (*Caulerpa racemosa*), et tolérantes à la pollution (*Carcinus aestuarii*) (Sellami, 2017). Par exemple, les industries textiles, provoquant de graves dommages au milieu aquatique s'affectant sur la biodiversité des espèces benthiques (Hassaan et El Nemr, 2017; Gita et *al.*, 2017).

Outre, les plastiques sont la principale composante des débris dans les environnements estuariens, récifaux et océaniques (Galgani et *al.*, 2015). Ils sont très répandus, ce qui en fait une menace sérieuse pour la faune dans les zones de récifs estuariens et côtiers (Santos et *al.*, 2015; Andrades et *al.*, 2016, 2019). les effets de l'ingestion de ce dernier en relation avec l'acquisition de nutriments et les conséquences sur la forme physique (Machovsky-Capuska et *al.*, 2019). La géométrie nutritionnelle basée sur les proportions permet une interprétation directe des interactions entre les nutriments et les polluants lors de la consommation d'aliments (Raubenheimer, 2011). Cette approche a contribué des décisions nutritionnelles des animaux en réponse aux pressions anthropiques sous forme de fluctuations environnementales (Rothman et *al.*, 2015; Machovsky-Capuska et *al.*, 2018), et de l'urbanisation (Machovsky-Capuska et *al.*, 2015; Coogan et *al.*, 2017, 2018). Pour cela, il y avait eu lieu création de bases théoriques pour approfondir les subtilités entre la nutrition et la pollution dans les organismes marins (Machovsky-Capuska et *al.*, 2019; Machovsky-Capuska et Raubenheimer, 2020). Donc, l'obligation de l'ajustement des besoins nutritionnels aux défis de la recherche de nourriture dans des environnements, qui étaient différemment touchés par la pollution marine (Gabriel et *al.*, 2020).

En revanche, les sédiments résultant de processus physiques, biologiques, ou chimiques, peuvent également être une source importante de métaux lourds dans la colonne d'eau, et les organismes marins (Selvaraj et *al.*, 2010; Ben Amor et *al.*, 2018). Les algues ont une puissance maximale à être utilisées comme biomoniteurs pour la pollution par les métaux lourds dans le milieu marin, car elles ont des conditions préalables fondamentales pour être utilisées comme indicateurs biologiques (Shams El-Din et *al.*, 2014; Ismail et Ismail, 2017). La potentialité des algues vertes aide à réduire les niveaux de métaux dans le milieu marin et les taux d'élimination en fonction des concentrations des métaux dissous (Sinaei et *al.*, 2018).

2. Phycoremédiation

Le bio adsorbant de sources divergentes a été utilisé comme agent prometteur pour éliminer les contaminants dans les eaux usées en raison de sa disponibilité, de son faible coût, de sa biodégradabilité, et de sa non-toxicité (Ehsanur et *al.*, 2020). Les algues sont les seules plantes utiles pour la restauration de l'écosystème marin, donc plus d'attention devrait être mise sur ces plantes importantes pour répondre à nos besoins et demandes (Prasanta, 2019).

La phycoremédiation est décrite comme étant l'utilisation de macro ou microalgues pour la suppression ou la biotransformation des polluants, y compris les nutriments et les xénobiotiques (pesticides et médicaments), dans les eaux usées, tout en générant une biomasse utilisable pour la fabrication de biocarburants et autres coproduits utiles (Olguin, 2003; Olguin et *al.*, 2004; Moreno-Garrido 2008; Mulbry et *al.*, 2008; Rawat et *al.*, 2011). Le but de la phycoremédiation, est de faire profiter les algues par la consommation de nutriments (phosphore et azote), ou d'autres polluants qui se trouvent dans les environnements aquatiques, ce qui diminue les risques d'eutrophisation des cours d'eau (Rawat et *al.*, 2011). De nombreuses applications sont reliées à la phycoremédiation (Olguin, 2003; Rawat et *al.*, 2011). C'est une méthode identifiée comme respectueuse de l'environnement, et permet un recyclage efficace des éléments nutritifs (Munoz et Guieysse 2006; Pizarro et *al.*, 2006; Mulbry et *al.*, 2008). De plus, comme les microalgues ont la capacité de fixer le CO₂ atmosphérique, une diminution des gaz à effets de serre peut être observée (Rao et *al.*, 2011). Les autotrophes vont fixer le carbone inorganique, sous forme de CO₂ à partir de l'atmosphère et des émissions de gaz à combustion, grâce à leur activité photosynthétique (Cai et *al.*, 2013; Gonçalves et *al.*, 2017). Pour lutter contre cette pollution, les scientifiques et les technologues s'intéressent à préparer des adsorbants naturels à base de polysaccharides, par exemple des hydrogels (Salama et *al.*, 2015; Jana et *al.*, 2019). Le processus d'adsorption est une méthode hautement préférable pour l'élimination des ions et des colorants de métaux

lourds toxiques des eaux usées, en raison de ses nombreux avantages de haute efficacité, de faisabilité économique, et de facilité d'utilisation (Bopari et *al.*, 2011). D'autre part, le processus d'absorption des métaux lourds par les algues est intéressant pour le traitement des eaux usées, et la récupération des métaux précieux, car il permet de réutiliser la biomasse qui peut être séparée après le traitement de l'effluent, permettant la récupération de métaux précieux (Paperi et *al.*, 2006; Tel-Or et Forni, 2011). Particulièrement les microalgues peuvent être implantées dans des parcs industriels pour traiter un mélange de différentes eaux usées, et potentiellement obtenir des produits de valeur à partir de la biomasse produite (Belanger-lepine, 2019).

En général, le mécanisme de la biosorption des ions métalliques comprend l'adsorption ou la complexation sur les surfaces des parois cellulaires, et l'accumulation à l'intérieur des cellules (Singh et *al.*, 2017).

3. Pollution de l'environnement par les ETM

La contamination par les éléments traces métalliques (*ETM*) constitue une menace pour la santé humaine, et le fonctionnement des écosystèmes, dont certains éléments, tels que le Pb et le Cd, ne sont pas essentiels à la vie, et ils sont toxiques pour les organismes à de très faibles concentrations (Peralta-Videa et *al.*, 2009). D'autres, comme le Cu, le Zn, et le Fe, sont aussi des oligo-éléments essentiels pour la vie des êtres vivants (animal, végétal, homme,...), leur déficit ou leur excès engendre des désordres physiologiques chez les organismes vivants (Kabata-Pendias, 2011). À la différence des polluants organiques (pesticides, hydrocarbures), les métaux ne sont pas biodégradables dans l'environnement, et sont par contre très persistants, et ils sont des éléments chimiques possédant des propriétés de conduction de chaleur et d'électricité, dont ils participent aux réactions sous forme de cations, et ils sont de nombre de 94 parmi les 118 éléments de la classification de Mendeleïev (Figure 3) (Kabata-Pendias, 2011).

Le tableau périodique de Mendeleïev est présenté avec les éléments classés par groupes (IA à VIIIA) et périodes (1 à 7). Une ligne noire horizontale sépare les éléments métalliques (en haut) des éléments non métalliques (en bas). Une zone rouge encadrée regroupe les métaux lourds, incluant les éléments de la période 4 à 6, les groupes IIIA à VIIIA, et les éléments de la période 7 (de l'élément 87 à 118). Les éléments de la période 7 sont étiquetés avec des lettres U (Uub à Uuo). Les éléments de la période 6 sont étiquetés avec des lettres A (La à Lu) et des lettres B (Ac à Lr). Les éléments de la période 5 sont étiquetés avec des lettres C (Cs à Fr) et des lettres D (La à Lu). Les éléments de la période 4 sont étiquetés avec des lettres E (K à Kr) et des lettres F (La à Lu). Les éléments de la période 3 sont étiquetés avec des lettres G (Na à Mg) et des lettres H (La à Lu). Les éléments de la période 2 sont étiquetés avec des lettres I (Li à Be) et des lettres J (La à Lu). Les éléments de la période 1 sont étiquetés avec des lettres K (H) et des lettres L (He).

1	2											10	11	12			
1	2											10	11	12			
3	4											5	6	7	8	9	10
11	12											13	14	15	16	17	18
19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36
37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54
55	56	*	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86
87	88	**	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118
* lanthanides		57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	
** actinides		89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	101	102	103	

Figure 3: Tableau périodique de Mendeleïev.

La ligne noire sépare les éléments métalliques des éléments non métalliques, celle encadré en rouge, regroupe l'ensemble des métaux lourds. (Établi par Berthelot, 2017).

Selon Alloway (2012), les métaux toxiques et/ou métaux lourds, sont des éléments naturels caractérisés par une masse volumique supérieure à 5 g/cm^3 , un numéro atomique supérieur à 20 et formant des précipités insolubles avec les sulfures, dont quarante et un éléments correspondent à cette définition générale, auxquels il faut ajouter cinq metalloïdes (As, B, Si, Te, At), des éléments qui combinent certaines caractéristiques du métal, et d'autres caractéristiques opposées. Cependant, le terme « métaux lourds » est le sujet de nombreuses critiques, car il est imprécis et mal défini.

Le terme « métaux lourds » est associé à une notion de toxicité, alors que certains de ces éléments sont indispensables en faible concentration à certains processus biologiques (exemple : Cu, Mn, Fe) (Kabata-Pendias, 2011). Pour cela, le terme « *d'éléments traces métalliques* » (ETM), a été proposé afin de regrouper les vrais métaux lourds, les éléments plus légers (exemple : Al, Be ou Zn), et les éléments non métalliques qui s'en approchent physiquement et chimiquement (exemple : As et Se), dont la toxicité dépend du discipline, des confusions peuvent toutefois apparaître, par exemple, dans le domaine de la biologie, dont

un élément est qualifié de « trace », lorsque sa concentration n'excède pas 100 mg/kg de matière sèche dans les tissus animaux ou végétaux (Alloway, 2012).

En fonction de leurs effets sur l'organisme vivant, les ETM peuvent être classés en éléments toxiques, dont aucune fonction physiologique n'est connue à ce jour (exemple : Pb, Hg), comme ils peuvent être classés comme éléments essentiels. Les métaux essentiels par définition, répondent aux caractéristiques suivantes : (i) En absence de l'élément, un organisme donné ne peut réaliser son cycle de vie. (ii) un autre élément ne peut remplacer la fonction d'un élément essentiel, (iii) l'élément essentiel est impliqué directement dans le métabolisme de l'organisme, en tant que cofacteur enzymatique par exemple, ou parce qu'il est nécessaire dans une réaction enzymatique (exemple : Cu, Ni, Mn,... qui à forte concentration deviennent toxique) (Waldron *et al.*, 2009).

4. Origines de pollution par les ETM

4.1. Origine Naturelle

Les métaux lourds sont présents naturellement dans les roches, ils sont libérés lors de l'altération de celles-ci pour constituer le fond géochimique, pédologiques, en dehors de tout apport d'origine anthropique (Baize, 1997). les activités sismiques et volcaniques, l'érosion, les incendies de forêts, les rivières et fleuves, le lessivage des sols et l'altération des continents, font l'objet d'origine naturelle des différents polluants.

4.2. Origine Anthropique

Les concentrations les plus importantes des métaux lourds sont liées à l'activité humaine ; les activités industrielles, pétrochimiques, l'utilisation de combustibles, le transport, l'incinération des déchets, les déchets urbains, agricoles et industriels, et l'activité minière (Monna, 2008), dont ils sont fortement électropositifs et donnent par perte d'électrons des cations métalliques de charge variable.

Le tableau suivant montre un exemple de flux des éléments traces dans l'environnement cas d'introduction naturelle, et anthropique (Bich, 2005).

Tableau 1: Flux des éléments traces dans l'environnement (tonne/an) (Bich, 2005).

Elément	Flux anthropogénique	Flux naturel
As	150	90
Cd	43	4,5
Cr	7810	810
Cu	9162	375
Pb	3665	180
Hg	17,8	0,9
Ni	1134	255
Zn	7467	540

5. Effets des ETM sur la santé humaine

L'ingestion, l'inhalation, et parfois la pénétration par voie cutanée ou parentérale sont les principaux modes de pénétration des ETM chez l'être humain. Les ETM peuvent s'avérer toxiques à des doses trop importantes, selon le métal. De nombreuses pathologies sont reconnues, de dangers variables ; de la dermatose à la carcinogénèse, en passant par les troubles cardiovasculaires (Bleackley et Macgillivray, 2011). Il est reconnu qu'une exposition chronique à ces éléments, augmente fortement les risques de cancer, de dépression, d'hypertension et de dérèglements neuronaux et hormonaux (Järup, 2003). Les métaux les plus néfastes pour la santé humaine sont le Pb, le Cd, l'Hg et l'As, causant certaines maladies graves (Peralta-Videa et *al.*, 2009) telles que :

- Troubles du système nerveux central et périphérique causé par un excès de Plomb.
- Les maladies de Parkinson et d'Alzheimer, dont les apparitions peuvent être accentuées par une contamination au mercure.
- Problèmes rénaux et osseux (Itaï-itaï) causée par un excès de Cadmium.

En général, Les ETM ont des effets néfastes sur tous les êtres vivants (plantes, microorganismes, humains, ...), et plus généralement sur le fonctionnement général des écosystèmes. Ces problèmes nécessitent la mise en place de méthodes de dépollution adaptées aux différents environnements (Berthelot, 2017).

Parmi les ETM, on note la toxicité, utilisation et effets de quelques métaux lourds répons dans l'environnement et dans l'industrie, citant :

5.1. Le Cadmium (Cd)

Le Cadmium est l'un parmi les éléments rares répons comme inutile pour les fonctions physiologiques chez l'homme et l'animal, il se concentre sur les tissus mous comme le foie et les reins, dont il provoque notamment, des problèmes rénaux, et l'augmentation de la tension (Plumlee et Ziegler, 2003). Il présente aussi une forte toxicité, le risque cancérigène, la tératogénicité, la toxicité endocrinienne, et la toxicité de l'appareil reproductif, comme il peut également infecter le système immunitaire (Lazou et *al.*, 2002).

Présentant des symptômes de toxicité, se manifestant par des troubles respiratoires, atteinte hépato digestive avec vomissement, douleurs abdominales, et diarrhées (Adriano, 2001).

Il entre dans la composition de nombreux alliages à bas point de fusion (soudures, brasures), et sert à la fabrication de certaines batterie d'accumulateurs (Anonyme, 2007).

5.2. Le Plomb (Pb)

Grâce à sa large utilisation, les humains sont exposés au Plomb et ces dérivés quotidiennement, par l'ingestion des aliments, de l'eau et de l'inhalation (Florea et Dietrich, 2006). Les effets pathologiques d'une intoxication au Pb sont nombreux et peuvent être classés en deux catégories : effets physiologiques ; produisant une augmentation de la tension artérielle et l'apparition de dommages vasculaires et intestinaux, ainsi que des troubles au niveau des reins (néphropathie saturnine), et neurologiques ; les plus fréquents sont les pertes de mémoire (Plumlee et Ziegler, 2003).

Il rentre en compétition avec le Calcium dans les os, de très grands problèmes pour le fœtus chez la femme enceinte. Ainsi que des problèmes de stérilité (Goyer et Clarkson, 2001; Devi et *al.*, 2005).

La pollution de la mer par le Plomb peut être effectuée directement par le rejet des eaux usées urbain et industrielle sans aucun traitement, soit par lessivage des routes dus aux eaux pluviales, soit par des retombés atmosphériques dues à la combustion des carburants automobile (Chaouay et *al.*, 2016).

En alliage avec l'étain et l'antimoine il était utilisé pour la fabrication des caractères d'imprimerie, dans l'industrie de verre, les pigments et d'autres compositions chimiques (Anonyme, 2007). Actuellement plusieurs applications de ce métal sont encore trouvées, bien

que beaucoup d'applications historiques du Plomb ont été proscrites en raison de sa toxicité lorsqu'il est absorbé par les organismes vivants (Anonyme, 2007).

5.3. Le Cuivre (Cu)

C'est un métal de couleur rougeâtre, possédant une conductivité thermique et électrique exceptionnelles à température ambiante après l'argent. Sa concentration moyenne dans la croûte terrestre serait comprise entre 45 et 70 mg/kg (Tizaoui, 2013).

D'après Pais et Benton (2000), des teneurs totales en Cu ≤ 7 ppm, entraînent des carences cupriques, et en revanche, des toxicités apparaissent au-delà de 180ppm. Chez l'homme, des symptômes de toxicité aiguë se manifestent par des diarrhées, des nausées, des vomissements et des irritations intestinales.

Chez l'homme et les mammifères, le Cuivre intervient dans la fonction immunitaire et contre le stress oxydant, son manque cause le syndrome de Menke (Plumlee et Ziegler, 2003). Le Cuivre est aussi, à dose plus élevée et sous ses formes oxydées, un puissant poison pour l'homme, causant la maladie de Wilson (Plumlee et Ziegler, 2003).

Les sels de Cuivre, comme le sulfate ou l'oxychlorure, présentent des propriétés fongicides mises à profit pour la viticulture et l'agriculture (Anonyme, 2007).

5.4. Le Zinc (Zn)

Élément dit essentiel impliqué dans de nombreux processus physiologiques, mais, à de fortes concentrations, il devient toxique pour les végétaux et les animaux, et constitue un contaminant majeur pour le milieu terrestre et aquatique, et perturbation de la croissance des végétaux par détérioration de l'appareil chlorophyllien (Willem, 2017).

Chaque être vivant a un seuil de teneur en cet élément, au delà de ce seuil, il provoque diverses lésions tissulaires, en particulier chez les invertébrés aquatiques et chez les poissons, il retarde également la croissance et perturbe leur reproduction (Ramade, 2000).

Chez l'homme, une toxicité aiguë par le Zinc est observée à très forte concentration, se manifestant par des nausées, des vomissements, une rigidité musculaire, et une irritation des muqueuses, alors qu'il occasionne dans l'eau une très forte astringence dès 5 mg/l. La principale utilisation du Zinc est la galvanisation des aciers ; le dépôt d'une mince couche de Zinc en surface de l'acier le protège de la corrosion (Anonyme, 2007).

5.5. Le Chrome (Cr)

D'après Bouchriti (2003), les organismes même loin des zones aquatiques polluées, concentrent le Chrome dans leurs organismes. Le Chrome se présente sous deux formes : trivalente (Cr^{3+}), indispensable à la vie humaine, car il intervient dans l'utilisation de l'énergie des graisses et des sucres ; et forme hexavalente (Cr^{6+}), causant ainsi des irritations du nez, des yeux, de la gorge des lésions de foie, et des reins, ainsi que le cancer des voies respiratoires. Les analyses du Cr^{3+} , et Cr^{6+} doivent être examinées séparément, vu que l'un d'eux est nocif.

5.6. Le Nickel (Ni)

Le Nickel se trouve dans l'environnement de façon naturelle de 0,8 à 0,9%, par les activités volcaniques, météorites, minerais, et de façon anthropique par les activités industrielles, rejets agricoles, engrais phosphatés, batteries de véhicule (Lansari, 2017).

Le Nickel est essentiel, mais un surdosage provoqué par la consommation alimentaire due à la contamination des sols, peut présenter un risque pour la santé, causant le risque de développement des cancers des poumons, du larynx et de prostate, nausées, vomissements et vertige après une exposition au gaz, embolies pulmonaires, échec de naissance, asthme et bronchite chronique, réactions allergiques telles que des éruptions cutanées (Bounaceur, 2015).

5.7. Le Fer (Fe)

Le fer est essentiel pour l'homme et les êtres vivants, mais à forte dose devient toxique. L'accumulation du fer ainsi que sa grande toxicité ont été confirmées dans toutes les formes de la maladie de Parkinson, par crainte d'induire une anémie, aucune stratégie thérapeutique basée sur la chélation du fer n'avait été développée chez l'humain (Moreau et *al.*, 2019).

6. Les transferts des contaminants dans le milieu marin

6.1. La bioaccumulation

La bioaccumulation est le processus d'assimilation et de concentration des métaux lourds dans l'organisme. Dans ce processus il y a un simple transfert d'une fraction de la substance contenue dans le biotope, dans l'organisme, de sorte que la concentration dans ce dernier, est généralement supérieure ou égale, à celle du polluant dans l'eau, ou dans le sol (Miquel, 2001).

6.2. La bioamplification (biomagnification)

Selon Miquel (2001), Le phénomène est par lequel, un contaminant présent dans un biotope, connaît un accroissement de sa concentration, au fur et à mesure qu'il circule vers les maillons supérieurs d'un réseau trophique. Les métaux lourds présents dans les micro-organismes, les algues, les végétaux, les poissons et les autres animaux, sont ingérés, et s'accumulent dans les organismes vivants selon la chaîne alimentaire jusqu'au l'être humain. En bout de chaîne, certains métaux, notamment le Plomb, et surtout le mercure sous forme méthylée, se retrouvent en quantité concentrée dans l'organisme du consommateur final. Donc La bioamplification, c'est l'augmentation de concentration d'un polluant au sein d'organismes du bas vers le haut de la chaîne trophique ; le dernier maillon de la chaîne va se retrouver avec un cumule de concentration.

6.3. La bioconcentration

La bioconcentration est un cas particulier de la bioaccumulation, elle est définie comme le processus par lequel une substance (ou un élément) se trouve présente dans un organisme vivant, à une concentration supérieure à celle de son milieu environnant ; C'est donc l'accroissement direct de la concentration d'un contaminant lorsqu'il passe de l'eau à un organisme aquatique, dont le facteur de bioconcentration d'un produit chimique est le ratio de ses concentrations dans l'organisme et dans l'eau pendant l'état stable, ou à l'équilibre (Ron Van Der Oost, 2003).

6.4. La biodisponibilité

La biodisponibilité est définie comme la fraction de la quantité de l'élément chimique présent dans le sol/sédiment et l'eau (interstitielle), qui peut potentiellement être prise pendant la durée de vie de l'organisme dans ses tissus (excluant le tube digestif) (Ron Van Der Oost, 2003).

6.5. Le bioindicateur de pollution

Par définition, le bio indicateur est une espèce vivante (végétal, animal, champignon,...) qui, par sa présence, son absence ou sa rareté, permet d'évaluer la qualité de l'environnement. C'est le principe de « bio indicateurs quantitatifs » basé sur le fait que les organismes marins concentrent les contaminants, en particulier les métaux lourds, en relation avec les concentrations présentes dans le milieu (Bergasa, 2009).

7. Les minéraux essentiels

Parmi les éléments minéraux essentiels pour la nutrition et le bien être des végétaux, on cite le Magnésium, le Calcium, le Potassium et le Sodium, ayant plusieurs effets sur la santé, et plusieurs réactions physiologiques, et biochimiques de l'espèce.

7.1. Le Magnésium (Mg)

Le Magnésium est un constituant primordial de la chlorophylle, il joue donc un rôle important dans la photosynthèse, favorisant la mobilité des sucres et du phosphore dans la plante, et est aussi un activateur important d'enzymes (FAO, 2005). La chlorophylle présente un taux de Magnésium de 5 % à 15% du Magnésium total de la plante (Elalaoui, 2007).

Le Mg est un activateur de nombreuses enzymes, dont toutes les enzymes, phosphorylases (incorporation et transfert de phosphore inorganique) dépendent de la présence du Mg, qui forme un pont entre l'ATP ou l'ADP, et la molécule de l'enzyme. Le transfert de l'énergie de ces composés est fondamental lors des processus de photosynthèse, la respiration (glycolyse et le cycle des acides tricarboxyliques), réaction de synthèse de composés organiques (hydrates de carbones, lipides et protéines), absorption ionique (principalement de phosphore), et le travail mécanique exécuté par la plante (Borin *et al.*, 2013).

7.2. Le Sodium (Na)

Le Sodium n'est pas un élément essentiel pour les plantes, mais il peut être utilisé en petites quantités, comme les micronutriments, afin d'aider au métabolisme et à la synthèse de la chlorophylle, dont chez certaines plantes, il peut être utilisé comme substitut partiel du Potassium ; il aide à l'ouverture et à la fermeture des stomates, ce qui contribue à réguler l'équilibre hydrique interne (Lamrani, 2010).

7.3. Le Potassium (K)

Le Potassium est le cation le plus abondant dans la nature, ayant une fonction importante dans l'état énergétique de la plante, dans la translocation et le stockage des assimilants (produits de la photosynthèse) (Borin *et al.*, 2013).

Solon Kali et Potasse (2004), Le Potassium joue le rôle d'activateur de différentes enzymes, c'est l'élément le plus important qui permet l'augmentation de la pression cellulaire ; les plantes bien alimentées en K ont des parois cellulaires plus épaisses.

7.4. Le Calcium (Ca)

Le Calcium, sous forme de pectinate de Calcium, est responsable de la cohésion des parois cellulaires des plantes ; le Calcium a beaucoup d'effets sur la croissance et le développement de la plante, lui étant attribué le rôle de messenger secondaire dans de nombreuses réponses de la plante, il est essentiel au maintien de l'intégrité structurelle des membranes, et des parois cellulaires lors du processus de division cellulaire (Borin et *al.*, 2013).

CHAPITRE III : PRESENTATION DE L'ESPECE *Caulerpa racemosa***1. Description de *Caulerpa cylindracea* Sonder, 1845**

Klein (2007) a donné une identification pointue et bref du taxon disant ; *Caulerpa cylindracea* est une thallophte, Chlorobionte, marine de couleur verte, reconnaissable par ses axes rampants nommés ; stolons, avec des rhizoïdes servant pour la fixation, et des frondes dressés portant des ramules en forme de vésicules, de taille pouvant atteindre de 1 à 11 cm.

Selon Verlaque et al (2003), *C.cylindracea* possède un thalle cœnocytique, constitué d'un stolon mesurant entre 0,7 mm et 2 mm de diamètre, fixé dans le substrat par de minces et courts rhizoïdes d'une longueur qui varie entre 1 mm et 20, mm avec un diamètre entre 0,3 mm et 1 mm. Des frondes atteignant de 1 à 11mm (jusqu'à 19 cm en mer méditerranée), portées verticalement sur le stolon. Des ramules de formes arrondies, avec une longueur de 1,7 mm à 7 mm et un diamètre entre 1 mm et 3 mm disposés d'une façon radiale ou distique sur les frondes, ces mêmes frondes sont légèrement Gonflées au-dessus de l'attachement avec le stolon.

De nombreuses pousses latérales sphériques ou ovoïdes se ramifient depuis les frondes donnant le nom de « caulerpe raisin » à cette algue. Les données morphométriques de *C.cylindracea* en méditerranée peuvent varier selon la région, la profondeur et la saison (Klein et Verlaque, 2008).



Figure 4: présentation de *C.cylindracea*.

2. Reproduction de *C.cylindracea*

Cette espèce présente dans son cycle de vie les deux types de reproduction; sexuée et asexuée.

La reproduction végétative ou asexuée qu'adopte la souche de *C.cylindracea*, est par fragmentation et bouturage ou par dissémination des ramules transformés en propagules qui peuvent se détacher facilement de l'axe et régénérer un thalle complet (Pomin, 2014).

Piazzzi et al (2005), définissent la reproduction sexuée de cette espèce comme suit ; conduisant à la lyse entière du thalle en gamètes libérés simultanément, provoquant par la suite, la mort de l'individu. Les individus sont monoïques, développant les deux types de gamètes, mâles et femelles. Ceci permet la formation de zygote par fusion des gamètes, qui se fixent et produisent après cinq semaines un tube, qui s'allongera pour se développer en un nouvel individu. La reproduction est donc holocarpe puisqu'elle provoque la disparition de l'individu mère, de plus, les reproductions des différents thalles se fait de façon synchrone.

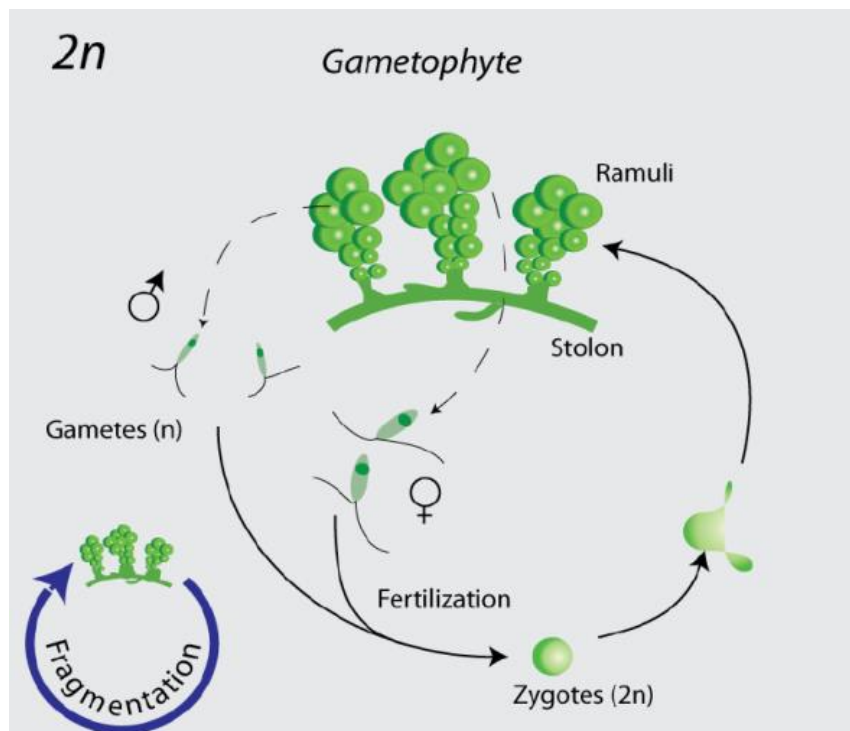


Figure 5: Résumé des cycles de vie de *C.cylindracea* (Pomin, 2014).

3. Classification Taxonomique de l'espèce *C.cylindracea*

La classification actuelle est soumise par Guiry et Guiry (2020), sur la plateforme algaebase.

Empire : *Eukaryota*

Règne : *Plantae*

sous-règne : *Viridiplantae*

Embranchement *Chlorophyta*

Sub-embranchement *Chlorophytina*

Classe *Ulvophyceae*

Ordre *Bryopsidales*

Famille *Caulerpaceae*

Genus *Caulerpa*

Espèce *Caulerpa racemosa*

Variété : *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman et Boudouresque, 2003

Nom accepté : *Caulerpa cylindracea* Sonder, 1845.

Parent : *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J.Agardh, 1873.

4. Définitions et Caractéristiques majeures du genre *Caulerpa*

Il existe actuellement quatre-vingt-dix-sept (97) espèces taxonomiquement reconnues associées au genre *Caulerpa* (Guiry et Guiry, 2019). Le genre habite des substrats des zones intertidales aux zones subtidales, des plateaux récifaux aux lagunes vaseuses peu profondes (Baleta et Nalleb, 2016; Wichachucherd et al., 2019), et se distingue principalement par un thalle siphonné, qui se différencie en stolons, rhizoïdes et assimilateurs droits (ou frondes), portant généralement des ramulis.

Parmi les algues avec des composés anti-inflammatoires identifiés, celles du genre *Caulerpa* sont bien étudiées et décrites dans la littérature (Rivanor et al., 2018; Sun et al., 2019), Les espèces de *Caulerpa* montrent l'importance des métabolites secondaires (Sasikala et Geetha Ramani, 2017), citant le cas de *C.lentellifera* (Yujiao et al., 2020). Rizzo et al (2017a), indiquent que les polysaccharides représentent une nouvelle source pour son activité antibactérienne. Le polysaccharide sulfaté de *C.racemosa*, réduit la douleur expérimentale dans l'articulation temporo andibulaire chez les rats (Albuquerque Ribeiro et al., 2020). *C.cupressoides* présente des effets antinociceptifs (Araújo et al., 2017; Coura et al., 2017). *C.racemosa* montre un potentiel antiviral à partir de l'activité anti-CHIKV de l'alcaloïde

marin isolé ; caulerpin (Esteves et *al.*, 2019). La présence de caulerpin et caulerpicine chez *C.racemosa*, et *C.lentillifera*, provoquent un effet d'anesthésie contre les animaux marins (Kase et *al.*, 2020).

Les raisins de mer contiennent des teneurs élevées ; en minéraux, en protéines, en acides gras polyinsaturés (AGPI), et en vitamines (Saito et *al.*, 2010; Peña-Rodriguez et *al.*, 2011; Nagappan et Vairappan, 2014). La composition chimique de l'espèce *C.racemosa* présente des taux ; entre 2.3 et 10.5 % de lipides, 16 et 33.75 % de carbohydrates, et entre 6.8 et 12.5% de Protéines (Rodrigues et *al.*, 2015). Cela montre que la consommation de *Caulerpa*, en particulier de *C.lentillifera* en tant qu'aliment fonctionnel riche en éléments de propriétés nutritionnelles, ainsi que des propriétés antibactériennes et anti-inflammatoires, serait bénéfique pour la santé (Nagappan et Vairappan, 2014).

Outre, l'utilisation de l'huile de *C.racemosa* comme carburant dans les moteurs diesel, induit à la réduction de l'émission des gaz toxiques et de fumées (Karthikeyan et Prathima, 2016).

L'invasion de *C.cylindracea* au moyen de rampements, d'escalades et d'intrusions se fait dans des espaces vides qui semble être favorisées par des espèces d'éponges, justifié par une forme de croissance massive avec des surfaces rugueuses, irrégulières, et de grandes oscillations et canaux du système aquifère en tant qu'espaces / micro-habitats appropriés avec de l'eau courante riche en nutriments ; cela indique que les plus grands canaux du système aquifère semblent être un refuge d'hiver pour *C.cylindracea* (Manconi et *al.*, 2020). Une valeur nutritionnelle de *C.racemosa*, contenant ; de 1% à 10% de farine raffinée de substitution, servant à la production du biscuits semi-sucrés, ayant des antioxydants fonctionnels ayant les avantages ; d'augmenter la capacité d'absorption d'eau et d'huile du mélange de farine ; d'améliorer la valeur nutritive et antioxydante ; et diminuer les scores sensoriels à des niveaux élevés (Kumar et *al.*, 2018).

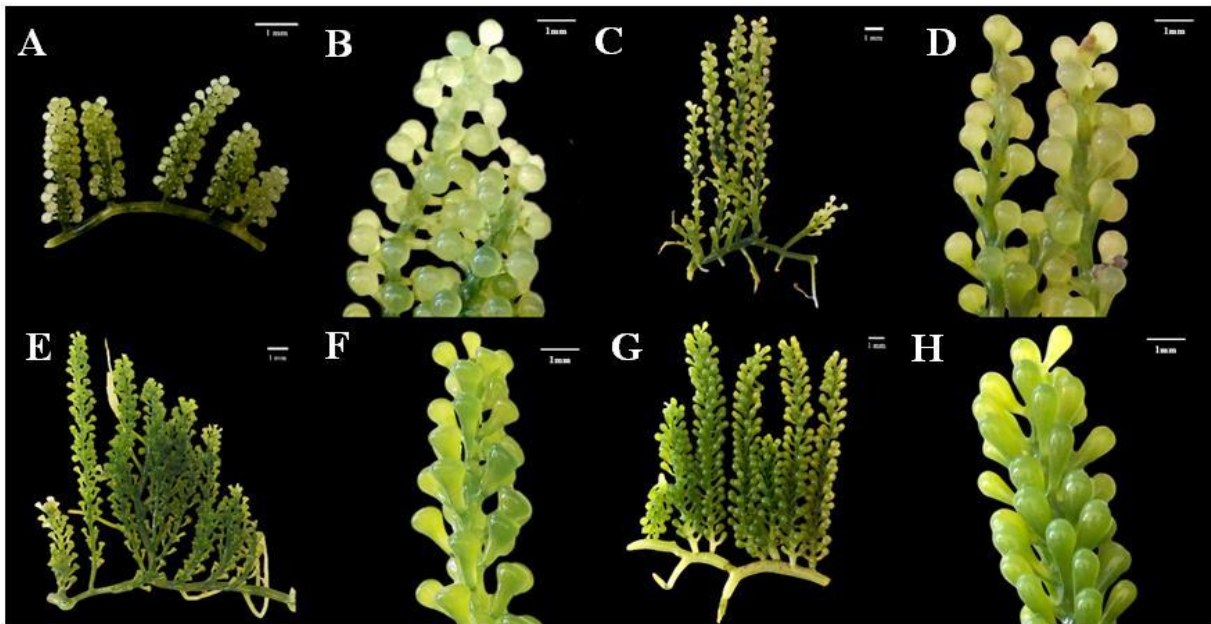


Figure 6: Espèces et variétés de raisins de mer identifiées par Estrada et al (2020).

(A-B) *Caulerpa lentillifera* et partie détaillée de l'assimilateur, (C-D) *Caulerpa racemosa* et partie détaillée de l'assimilateur, (E-F) *Caulerpa racemosa* var. *turbinata* et une partie détaillée de l'assimilateur, et (G-H) *Caulerpa racemosa* var. *laetevirens* et partie détaillée de l'assimilateur. Barre d'échelle = 1 mm.

L'algue envahissante *C.cylindracea*, montre une capacité réduite à envahir les prairies saines de *Posidonia oceanica*, pénétrant uniquement les lisières des prairies aux premiers stades de l'invasion dans la méditerranée occidentale. Cependant, l'interaction à long terme avec l'algue envahissante, pourrait détériorer la structure des prairies, diminuant leur résistance initiale à l'invasion, en raison des mécanismes de concurrence potentiels entre les deux macrophytes (par exemple, les effets allélopathiques, une anoxie accrue des sédiments), cela souligne l'importance de conserver les prairies précieuses de *P.oceanica* comme moyen pour contrôler les bio-invasions en mer méditerranée (Bernardeau-Esteller, 2019). À l'instar, dans d'autres régions méditerranéennes, *P.oceanica* est l'habitat infralittoral le plus abondant et le plus pertinent dans la zone d'étude (Ruiz et al., 2015).

5. L'expansion de *C.cylindracea* dans la mer méditerranée

L'espèce *C.cylindracea* a été découverte pour la première fois dans la mer méditerranée dans le port de Sousse en Tunisie (Hamel, 1926). Puis, elle a été repérée dans la mer méditerranée orientale, dont elle n'a pas été signalée comme envahisseur potentiel (Hamel, 1931; Mayhoub, 1976). En 1990, l'expansion de ce taxon a été enregistrée par la suite dans des sites en Libye, à ce stade, il a été désigné comme envahisseur (Nizamuddin, 1991). L'invasion de

cette espèce était très rapide, gagnant la majeure partie de la mer méditerranée (Verlaque et *al.*, 2000), dont en fin 2002, son installation s'est enregistrée dans plus de 11 pays méditerranéens (Albanie, Croatie, Chypre, France, Grèce, Italie, Libye, Malte, Espagne, Tunisie et Turquie), ainsi que dans toutes les grandes îles (îles Baléares, Corse, Crète, Chypre, Sardaigne et Sicile), montrant les premiers signes significatifs d'impact négatif sur certaines communautés et activités humaines qui ont été signalés (Balata et *al.*, 2000; Cecere et *al.*, 2000; Ceccherelli et *al.*, 2001a; Magri et *al.*, 2001; Piazzini et *al.*, 2001).

En 2003, Verlaque et son équipe de recherche assuraient l'hypothèse de l'origine australienne de *C.cylindracea*, en se basant sur de nouvelles études morphologiques et moléculaires (séquences d'ADNr ITS1, 5.8S et ITS2), dont ils ont confirmé que l'invasion de ce taxon introduit récemment, et identifier comme espèce invasive d'origine du sud-ouest australien, connue sous le nom de ; *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman et Boudouresque est donc a été proposée.



Figure 7: propagation de *C.cylindracea* dans la mer méditerranée (d'après Verlaque et *al.*, 2004; Piazzini et *al.*, 2005 ; modifiée)

6. L'expansion de *C.cylindracea* dans le littoral algérien

C.cylindracea s'est installée sur plusieurs sites du littoral algérien (Bentaallah et Kerfouf, 2013). Ould Ahmed et Meneisz (2007), sont les premiers à découvrir l'expansion de cette espèce sur la côte algérienne, en 2006. Puis, elle a été mentionnée par la suite, à Bordj El Kiffan à l'Est d'Alger (Seridi, 2007), et puis, elle est devenue un sujet intéressant pour les chercheurs, afin de la découvrir dans différentes zones du littoral d'Alger (Lamouti et *al.*, 2011).

La recherche sur l'expansion et le control de cette algue s'est étalée sur la côte ouest algérienne, par le suivi de Bachir Bouiadjra, qui a signalé sa présence sur plusieurs stations ; deux sites de la côte Mostaganémoise ; Stidia et Salamandre (Bachir Bouiadjra et *al.*, 2010a), et le site d'Arzew de la ville d'Oran (Bachir Bouiadjra et *al.*, 2010b; Chahrour, 2013).

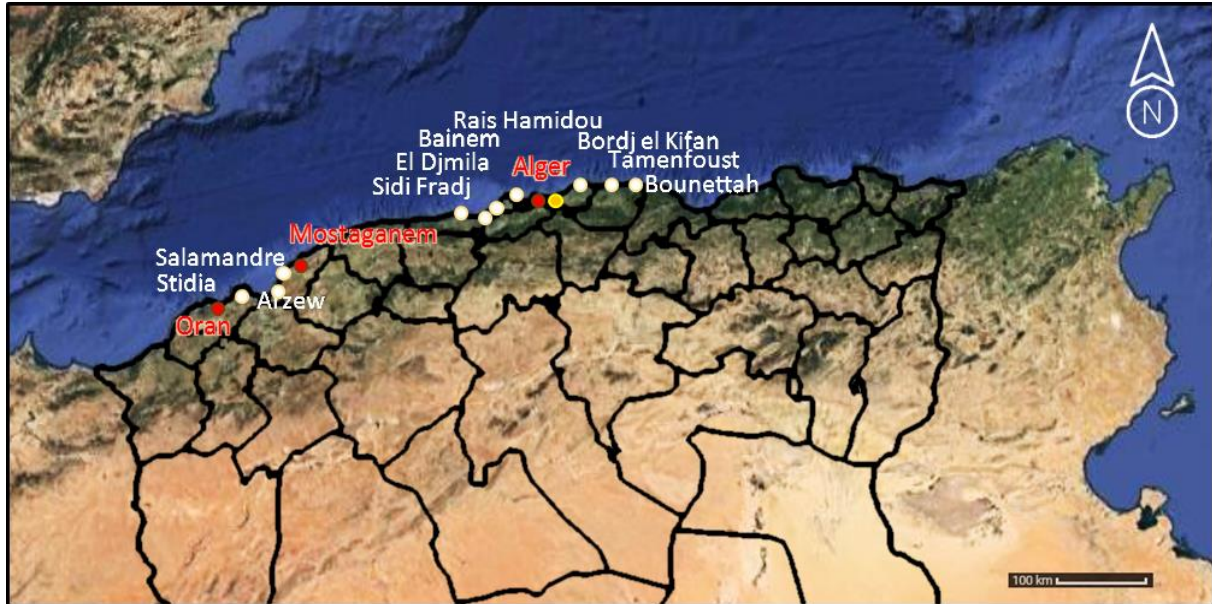


Figure 8: Localisation géographique de *C.cylindracea* sur le littoral algérien Sources : Ould Ahmed et Meneisz, 2007; Seridi, 2007; Bachir Bouiadjra et *al.*, 2010a, 2010b; Lamouti et *al.*, 2011.

PARTIE II

MATERIEL

ET

METHODES

1.Choix des sites d'étude

Les sites d'étude s'allongent sur seize stations au niveau de la côte ouest algérienne, qui se positionnent sur cinq wilaya (Figure 9), de l'extrême ouest vers l'est comme suit :

La wilaya de Tlemcen, dont les stations visitées sont la commune de Ghazaouet ; plage **Oued Abdellah**, et plage **sidna Youchaa**, et la commune de Honaïne ; La station de **Tafsout**.

la wilaya d'Aïn Temouchent ; La commune de Beni saf ; la station **Madrid**, le deuxième site est celui de **Bouzedjar**, et la troisième station est celle de **Sbeaat**,

La wilaya d'Oran ; les stations visitées sont ; **Bousfer**, **Kristel**, **Arzew**, et **Mers El Hadjadj**

La wilaya de Mostaganem ; Les stations ; **Stidia**, **Salamandre**, et **Bosquet** (Hadjadj).

La wilaya de Chlef la côte de Ténès ; les sites ; **Oued Elgsob**, **Marina**, et **plage Anglaise**.

Notre travail a pour objectif, la recherche de l'expansion, le suivi et le contrôle de l'algue verte invasive *Caulerpa cylindracea* Sonder, 1845.

Les sites ont été choisis pour leur accessibilité, leur proximité aux différentes activités anthropiques telles que ; les grandes usines de raffinerie de pétrole, ports de trafiques maritimes, eaux baignades, exposition aux rejets urbains, ainsi que la richesse phytobenthique, nous permettant d'estimer le degré d'invasion de notre espèce vis-à-vis la biodiversité des autres taxons.

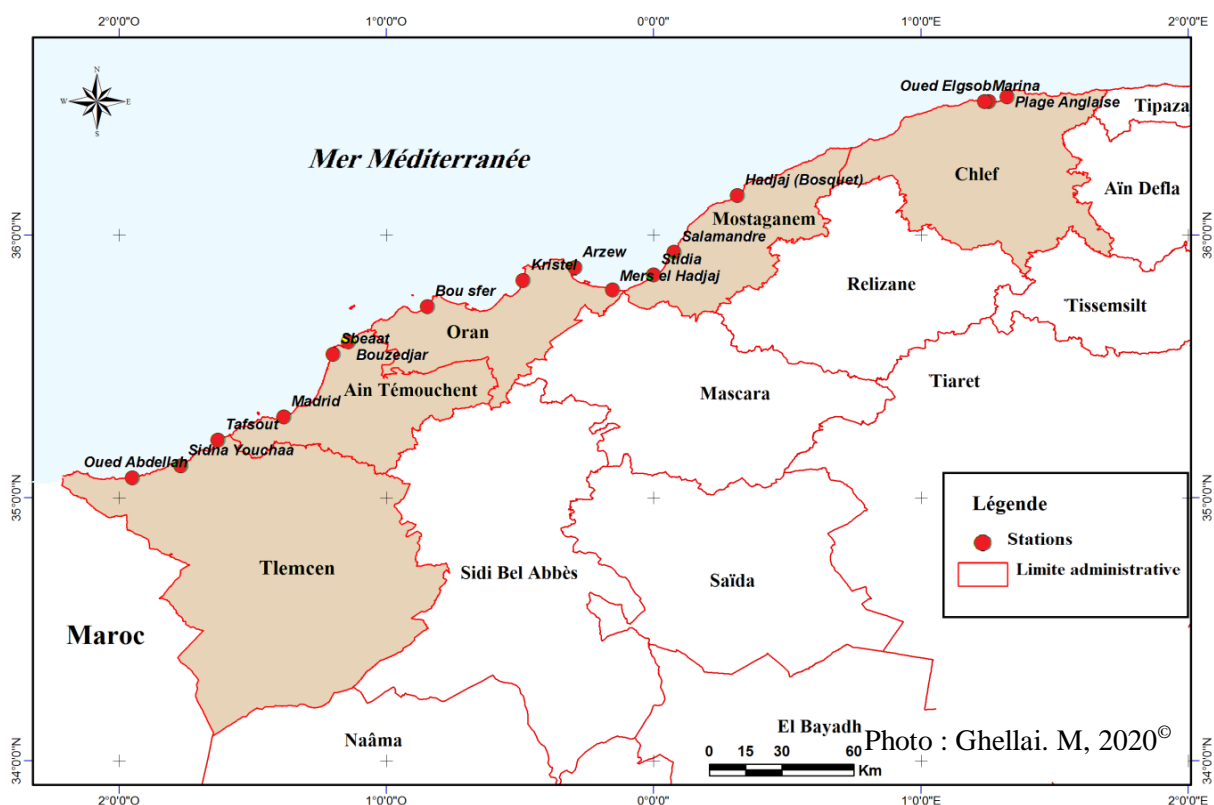


Figure 9 : Localisation géographique des stations d'étude.

2. Présentation des stations d'étude de l'ouest algérien vers l'est

2.1. Station n°1 : Plage d'Oued Abdellah (Ghazaouet)

La station Oued Abdellah (figures 10 et 11), est de la commune de Ghazaouet de la wilaya de Tlemcen, proche de la frontière marocaine, située à 72 km au nord-ouest de Tlemcen, à 50 km au nord de Maghnia et à 34 km à vol d'oiseau à l'est de la ville marocaine de Saïdia et à 97 km de la ville maritime de Nador.

Coordonnées géographiques 35° 05' 38" N, 1° 51' 37" O.



Figure 10 : Photo satellitaire de la station d'Oued Abdellah (Google Maps).



Figure 11 : La station d'Oued Abdellah.

2.2. Station n°2 : Plage de Sidna Youchaa

La station de Sidna Youchaa (figures 12 et 13) est située dans la commune de Yaghmoracen Daira de Ghazaouet.



Figure 12 : Photo satellitaire de la station de Sidna Youcha (Google Maps).



Figure 13 : La station de Sidna Youcha.

2.3. Station n°3 : Plage de Tafsout (Honaïne)

Les figures 14 et 15 présentent le site prospecté situé à Honaïne, qui est une commune de la wilaya de Tlemcen, située à l'extrême nord-ouest de l'Algérie, à 60 km au nord-ouest

de Tlemcen et à 120 km à l'ouest de Sidi Bel Abbès. Il existe de belles plages situées près de Honaine.

La ville est un port méditerranéen ayant pour activité principale la pêche artisanale. C'est aussi une station balnéaire avec plusieurs plages : les plages de Honaine-centre, Tafsout, Agla et Bni kheled.

Coordonnées géographiques 35° 10' 35" N, 1° 39' 18" O.



Figure 14 : Photo satellitaire de la station de Tafsout (Google Maps).



Figure 15 : La station de Tafsout.

2.4. Station n°4 : Plage de Madrid

Les figures 16 et 17 présentent le site de la plage de Madrid, situé dans le territoire de la commune de Béni Saf, qui se situe à l'ouest de la wilaya d'Aïn Temouchent, à environ 30 km à l'ouest d'Aïn Temouchent et 90 km au sud-ouest d'Oran.

La ville est connue pour ses activités halieutiques et de construction navale. Par sa plage, à l'ouest du port de pêche, c'est également une petite station balnéaire nommée Madrid

Coordonnées géographiques 35° 18' 08" N, 1° 23' 01" O.



Figure 16 : Photo satellitaire de la station de la plage de Madrid (Google Maps).



Figure 17 : La station de la plage de Madrid.

2.5. Station n°5 : Plage de Sbeaat

Cette belle plage sauvage qui se trouve dans la commune de Messaid dans la wilaya d'Ain Temouchent entre les plages de Bouzedjar et Sassel. Elle mesure au moins 1200 mètres de long et jusqu'à 70 mètres de large dans certains endroits (figures 18 et 19).

Coordonnées géographiques 35° 18' 26.1" N, 1° 8' 32.82.5" O.



Figure 18 : Photo satellitaire de la station de Sbeaat (Google Maps).



Figure 19 : La station de Sbeaat.

2.6. Station n°6 : Plage de Bouzedjar

La station de Bouzedjar (figures 20 et 21), est située au nord-ouest de l'Algérie dans la wilaya d'Ain Temouchent. Villes et villages voisins : El Messaid, Ouled Boudjemaa et El Amria.

Coordonnées géographiques 35° 34' 28" N, 1° 10' 01" O.

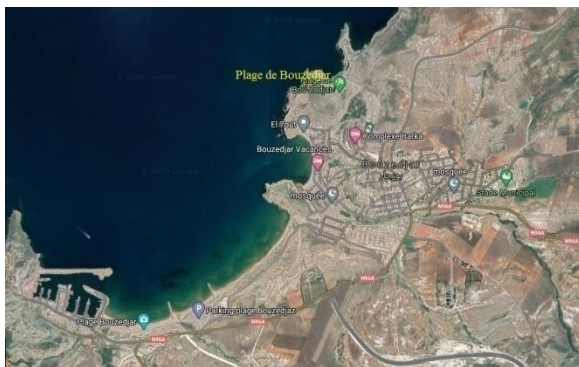


Figure 20 : Photo satellitaire de la station de Bouzedjar (Google Maps).



Figure 21 : La station de Bouzedjar.

2.7. Station n°7 : Plage de Bousfer

Bousfer (figures 22 et 23) (appelée parfois *Aïn Boucefara*) est une commune de la wilaya d'Oran, située à 20 km à l'ouest d'Oran, en Algérie. Le village est situé en face de la base marine de Mers el-Kébir.

Coordonnées géographiques 35°42'39" N, 0°48'38" O.



Figure 22 : Photo satellitaire de la station de Bousfer (Google Maps).



Figure 23: La station de Bousfer.

2.8. Station n°8 : Plage de Kristel

Kristel est un village enclavé, situé dans une crique, en bordure des villes d'Oran et d'Arzew, à 26 km à l'est d'Oran dans une région couverte par des maquis denses, mais également très peu peuplée. Il relève administrativement de la commune de Gdyl (Wilaya d'Oran).

La côte du village est rocheuse et le relief de son territoire est accidenté, le Djebel Krsitel atteint 490 m d'altitude et le Djebel Orous 630 m. Le site visité de Kristel est représenté sur les figures 24, 25.

Coordonnées géographiques 35° 49' 34"N, 0° 29' 00" O.



Figure 24 : Photo satellitaire de la station de Kristel (Google Maps).



Figure 25 : La station de Kristel.

2.9. Station n°9 : Plage d'Arzew

Le territoire de la commune d'Arzew est situé au nord-est de la wilaya d'Oran. Arzew a une grande industrie pétrochimique ainsi qu'un port maritime. Elle abrite l'une des zones pétrochimiques les plus importantes d'Algérie. Le site est représenté sur les figures 26 et 27

Coordonnées géographiques 35°51'01" N, 0°19'04" O.



Figure 26 : Photo satellitaire de la station d'Arzew (Google Maps).



Figure 27 : La station d'Arzew.

2.10. Station n°10 : Plage de Mers El Hadjadj

Les figures 28 et 29 représentent le site de Mers El Hadjadj, anciennement *Port aux poules*, est une commune algérienne située à l'extrême de la wilaya d'Oran entre les villes de Bethioua à l'est et de Fornaka (wilaya de Mostaganem). Coordonnées géographiques 35° 47' 00" N, 0° 10' 00" O.



Figure 28 : Photo satellitaire de la station de Mers El Hadjadj (Google Maps).



Figure 29 : La station de Mers El Hadjadj.

2.11. Station n°11 : Plage de Stidia

Village situé à 62 km d'Oran et à 14 km de Mostaganem. Le méridien de Greenwich passe exactement par Stidia (figures 30 et 31).

Coordonnées géographiques 35° 50' 00" N, 0° 00' 00".



Figure 30 : Photo satellitaire de la station de Stidia (Google Maps).



Figure 31 : La station de Stidia.

2.12. Station n°12 : Plage de Salamandre

Salamandre (figures 32 et 33), est située à l'ouest de la wilaya de Mostaganem, à 363 km à l'ouest d'Alger, à 79 km à l'est d'Oran, à 48 km d'Arzew et à 81 km au nord de Mascara.

Coordonnées géographiques 35° 56' 00" N, 0° 05' 00" E.



Figure 32 : Photo satellitaire la station de Salamandre (Google Maps).



Figure 33 : La station de Salamandre.

2.13. Station n°13 : Plage de Bosquet (Hadjadj)

La commune est située dans la daïra de Sidi Lakhdar dans la wilaya de Mostaganem. La commune de Hadjadj est limitée : Au nord par la mer méditerranée, au sud par la commune de Sidi-Belatar (ex *Pont-du-Chéiff*), à l'ouest par la commune de Ben-Abdel Malek Ramdane

(ex *Ouillis*), et à l'est par la commune Sidi-Ali (ex *Cassaigne*) et de Sidi-Lakhdar (ex *Lapasset*). Son chef-lieu est situé à Hadjadj, à 16 km du siège de la Daïra (arrondissement) et 35 km de la wilaya (département). Le site est représenté sur les figures 34 et 35.

Coordonnées géographiques 36° 06' 00" N, 0° 20' 00" E.

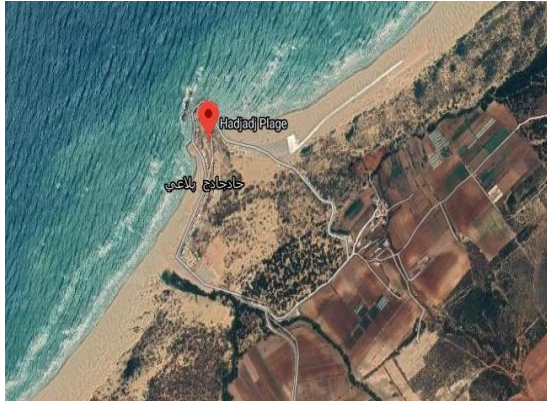


Figure 34 : Photo satellitaire de la station de Bosquet (Google Maps).



Figure 35 : La station de Bosquet.

2.14. Station n°14 : Plage d'Oued elsob

Ténès est une ville côtière et une commune de la Wilaya de Chlef en Algérie. Elle est située à 52 km au nord de Chlef, chef-lieu de la wilaya. Elle est située au nord de l'Algérie, à mi-distance d'Alger à environ 215 km à l'est, et d'Oran à environ 230 km à l'ouest et à 102 km de Cherchell. La station d'Oued elsob est représentée sur les figures 36 et 37.

Coordonnées géographiques 36° 30' 16" N, 1° 15' 27" E.



Figure 36: Photo satellitaire de la station d'Oued elsob (Google Maps).



Figure 37: La station d'Oued elsob.

2.15. Station 15 : Plage de Marina

La station de Marina (figures 38 et 39), est située dans la ville de Ténès à : 36° 30' 19" N, 1° 14' 09" E.



Figure 38: Photo satellitaire de la station de Marina (Google Maps).



Figure 39 : La station de Marina.

2. 16. Station 16 : Plage Anglaise

La station anglaise (figures 40 et 41), située à coté du port de Ténès ; le seul port de commerce (port de pêche) sur 400 km de côte, le port de Ténès se situe à équidistance des villes d'Alger et Mostaganem et à 50 km au nord de Chlef, point de jonction avec l'axe autoroutier et ferroviaire est/ ouest.

Coordonnées géographiques 36° 31' 35" N, 1° 19' 24" E.



Figure 40 : Photo satellitaire de la station de la plage Anglaise (Google Maps).



Figure 41 : La station de la plage Anglaise.

3. Matériel végétal

Nous avons procédé à l'échantillonnage des macrophytes benthiques dans seize sites d'étude, effectuant ; la récolte, l'identification, et l'analyse selon le paramètre, fixant notre

enquête sur un axe de recherche sur l'expansion de l'algue invasive ; *Caulerpa cylindracea* Sonder, 1845. Ils ont fait l'objet des relevés phytosociologiques saisonniers étalés sur une période de l'année 2018, à l'année 2020. Les relevés ont été effectués dans les niveaux superficiels entre 0 et 2 m de profondeur sur différents substrats.

4. Procédures d'échantillonnage

Nous avons recensé et identifié les espèces présentes pour chaque site prospecté, assimilant l'aire minimale, à l'aide d'un quadrat de 20cm sur 20cm, afin de mentionner l'apparence des différentes macroalgues, ainsi que la Posidonie, vis-à-vis de leur distribution dans les zones d'étude, et d'avoir le mode d'agencement de ces espèces végétales avec l'expansion de notre algue d'intérêt d'étude ; *Caulerpa cylindracea*. Pour cela, nous avons procédé d'abord au paramètre phytosociologique, déterminant les différents taxons récoltés au laboratoire.



Figure 42 : Quadrat

Au niveau du laboratoire, le matériel végétal récolté est lavé plusieurs fois à l'eau de robinet afin d'éliminer les débris de végétaux épiphytes, d'animaux, les grains de sable, et autres particules, achevant à l'identification de chaque espèce à l'aide des clés pour compléter les informations utiles pour l'étude de mode de distribution des espèces.

Les échantillons de l'algue *C.cylindracea* issus de chaque site, sont aussi lavés soigneusement et séparément, afin d'obtenir des thalles distincts entre eux, pour entamer les analyses des différents paramètres.

Quelques spécimens d'algue sont séparés dans des eppendorfs avec de l'éthanol aqueux, conservés au frais (- 20°C), et envoyé au laboratoire de biologie moléculaire situé au niveau du département de biologie animale, faculté des sciences vétérinaires, université de Murcie (Espagne) pour l'étude phylogénétique, qui s'est effectuée pendant quelques semaines, dont

j'ai bénéficié d'un stage de 15 jours pour apprendre les techniques de manipulations pratiques des différentes étapes pour l'identification de notre taxon.

Nous avons procédé à quelques analyses nécessaires à l'état frais, et à l'état sec, puis nous avons entamé le broyage des échantillons pour les conserver en poudre au frais pour le reste des analyses ; en les séchant d'abord à l'air libre pendant une quinzaine de jours, jusqu'à l'obtention d'un produit déshydraté, puis les mettre dans l'étuve à 40°C pendant 24 heures, pour faciliter leur broyage.

Les différentes manipulations et analyses ont été établies au niveau de laboratoire pédagogique du département de biologie de l'université de Relizane. La lecture des teneurs en éléments minéraux ainsi qu'éléments métalliques à l'aide de SAA, a été effectuée au niveau laboratoire de l'Institut national des sols et drainage (INSID) à Matmar (Relizane, Algérie) dans une durée d'un mois.

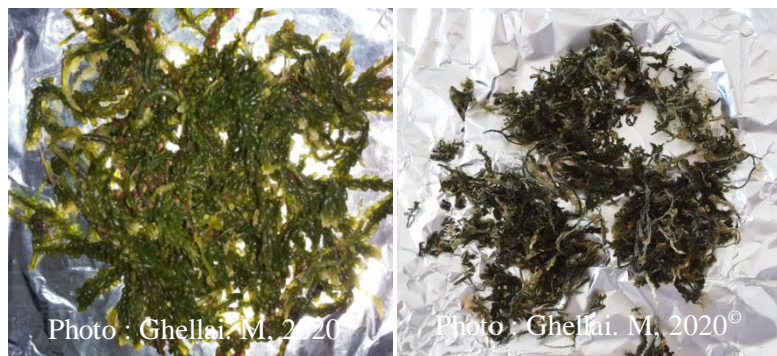


Figure 43: Thalles frais et thalle séché de *C.cylindracea*.

5. Les paramètres analytiques

5. 1. Etude phytosociologique

Nous avons établi une étude phytosociologique in situ à partir des visites établies au niveau des différentes stations, achevant les communautés végétales et leur relation avec le milieu, et en se basant sur des clés floristiques pour l'identification des taxons ainsi que leur apparence vis-à-vis l'invasion de l'algue non indigène *C.cylindracea*.

5. 1.1. Etude de la fréquence

Cette étude se base sur le recensement du pourcentage d'apparence des individus de chaque espèce végétale présente dans une aire minimale, en utilisant un quadrat 20cm/20cm, pour identifier le mode de distribution de ces macrophytes benthiques, ainsi qu'en présence et en absence du taxon invasif *C.cylindracea*.

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). Il est donné par la formule suivante : $F = (A/N) \cdot 100$

Selon le pourcentage relatif, la fréquence nous donne, une indication sur la présence de l'espèce (tableau 2).

Tableau 2 : 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	$80 < F < 100$

5.1.2. L'indice de diversité spécifique (H') et d'équitabilité (E)

- **Indice de Shannon (H')**

Un des indices dérivés de la théorie de l'information, et le plus utilisé dans l'étude des populations est donné par l'expression de Shannon-Weaver (1938) : $H' = - \sum [P_i \times \log_2 P_i]$

Avec P_i (recouvrement relative de l'espèce i) = R_i/R_t

R_i : recouvrement de l'espèce i

R_t : recouvrement total

Tableau 3 : Classification de l'état écologique des stations à partir des seuils de H' (d'après Simboura et Zenetos, 2002).

Etat Ecologique	Valeur de H'	Classification de la pollution
Mauvais	$0 < H' \leq 1,5$	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

- **L'équitabilité (E)**

Pour comparer la structure de plusieurs peuplements, on utilise aussi l'Équitabilité (Pielou, 1977) ou Régularité (Frontier et Pichod-Viale, 1991), définie comme le rapport entre la diversité effective de la communauté et sa diversité maximale théorique : $E = H' / \log_2 T$

T : nombre total des espèces recensées

Lorsque celui-ci tend vers le 1, il renseigne sur une équirépartition des dominances entre toutes les espèces recensées ; les recouvrements spécifiques sont inégalement répartis lorsque E tend vers le 0.

5.1.3. Etude de l'indice paysager *Caulerpa racemosa* "ICar" ; (*Caulerpa cylindracea*) (Cariou et al., 2013)

L'indice paysager *ICar* est composé de 4 critères qui qualifient (1) le substrat, (2) la superficie, (3) la couverture algale et (4) l'expérience du plongeur. Chaque critère est un code à 2 caractères permettant de donner des informations sur le site étudié. Ainsi on obtient un code à 8 caractères pour chaque site.

Critère 1 : Qualification du substrat (Tableau 4) Pour chaque site, le substrat est qualifié en 7 catégories soit de (*Va*) vase, (*Sa*) sable, (*Ro*) roche, (*RA*) roche avec algues, (*Po*) Posidonie, (*MP*) matte morte de Posidonie ou (*CM*) coralligène-maërl.

Tableau 4 : Critère 1, qualification du substrat ; code et description.

Va	Vase
Sa	Sable
Ro	Rocheux
RA	Rocheux avec algues
Po	Posidonie
Mp	Matte morte de Posidonie
CM	Coralligène-maërl

Critère 2 : Qualification de la superficie à petite échelle (Tableau 5) Pour chaque site, la superficie de la zone colonisée est qualifiée en 4 catégories soit une absence de *C.racemosa* (*S0*), soit des tâches colonisées inférieures à 1 m² (*S1*), soit des tâches colonisées supérieures à 1 m² (*S2*), soit une prairie continue (*S3*).

Tableau 5 : Critère 2, qualification de la superficie; code et description.

S0	Absence de <i>C.racemosa</i>
S1	Tâche inférieur à 1 m ²
S2	Tâche supérieure à 1 m ²
S3	Prairie continue

Critère 3 : Qualification de la couverture algale *C.racemosa* (Tableau 6). Pour chaque site, la couverture algale est qualifiée en 5 catégories : soit une absence de *C.racemosa* (C0) ; soit une répartition très irrégulière de l'algue à densité très faible avec un nombre de frondes faciles à compter (C1) ; soit une densité de l'algue plus importante mais avec une répartition irrégulière (C2) ; soit une densité relativement importante et régulière avec la partie rampante (stolon) en une voir deux couches (C3) ; soit une densité importante et régulière avec la partie rampante en plusieurs couches (stolons se superposant) (C4).

Tableau 6 : Critère 3, qualification de la couverture algale *C.racemosa*; code et description.

C0	Absence de <i>C.racemosa</i>
C1	Répartition très irrégulière de l'algue, densité très faible, nombre de frondes facile à compter
C2	Densité de l'algue plus importante mais répartition irrégulière
C3	Densité relativement importante et régulière, partie rampante (stolon) en une voir deux couches
C4	Densité importante et régulière, partie rampante en plusieurs couches (stolons se superposant)

Critère 4 : Qualification du plongeur (Tableau 7). Pour chaque site, l'expérience du plongeur est qualifiée en 3 catégories : soit il n'a jamais vu la caulerpe (P1), soit il a déjà observé certains indices de couverture de *C.racemosa* (P2), soit il a déjà observé tous les indices de couverture en *C.racemosa* (P3).

Tableau 7 : Critère 4, qualification plongeur ; code et description.

P1	Jamais vu de la caulerpe
P2	Déjà observé certains indices de couverture de <i>C.racemosa</i>
P3	Déjà observé tous les indices de couverture en <i>C.racemosa</i>

5.1.4. Etude statistique des paramètres phytosociologiques

5.1.4.1. Analyse Factorielle des Correspondances (AFC)

Pour établir le traitement de nos données, nous nous sommes référés à l'analyse factorielle des correspondances, qui est une méthode d'ordination particulière spécifiquement adaptée aux tableaux de contingence. Comme son nom l'indique, l'objectif est de mettre en correspondance les lignes avec les colonnes d'un tableau de fréquence. Cette analyse est très souvent employée pour résumer la structure d'un jeu de données de distribution d'espèces, et mettre en relation les conditions écologiques des stations avec les espèces, qui en sont caractéristiques (Ezzahiri, 1989).

5.1.4.2. Classification Hiérarchique Ascendante (CHA)

Classification hiérarchique ascendante par la méthode Wards est une méthode de construction de dendrogrammes obtenus à partir d'une distance, ou dissimilarité entre 2 échantillons. Son algorithme consiste à regrouper de manière séquentielle les 2 échantillons les plus proches (sur la base de leur indice de Jaccard), et à répéter ce processus jusqu'au regroupement complet des échantillons comparés. Le profil en branche du dendrogramme obtenu illustre les dissimilarités entre les différents échantillons regroupés (Fourçon, 2004). Le logiciel dont nous avons fait usage pour la réalisation de cette analyse statistique, est le Pc-ord 5.0 (McCune, Mefford, 1999).

5.1.4.3. Analyse en composante principale (ACP)

Nous avons procédé à l'analyse en composante principale, son grand intérêt réside dans le fait qu'elle prend en compte toutes les variables simultanément et non pas isolément. Elle permet de déceler les liens existant entre les différentes variables étudiées, de réduire leur nombre lors d'études semblables ultérieures, et de visualiser la répartition des différents relevés considérés. Elle peut aussi renseigner sur certaines liaisons entre les variables et les relevés.

5.2. Paramètres ; biométrique, physiologique, biochimique et minéral

Afin de donner les caractéristiques relatives à *C.cylindracea*, nous avons entamé l'analyse de quelques paramètres ; biométrique, physiologique et biochimique tels que la capacité à retenir de l'eau, et des pigments chlorophylliens et caroténoïdes, ainsi que les taux des teneurs en éléments minéraux essentiels et éléments traces métalliques.

5.2.1. Paramètres biométriques de *Caulerpa cylindracea*

Nous avons procédé aux mesures biométriques, notamment ; la longueur cumulée du stolon, la hauteur des frondes et la distance entre les frondes des thalles pour toutes les stations visitées (figure 44) dans les deux majeures saisons ; le printemps, la saison où les thalles sont au maximum de leur développement et la saison de l'hiver où la croissance des thalles atteint son minimum.



Figure 44: mesures biométriques sur *C.cylindracea*.

5.2.2. Estimation de la teneur en eau

Pour établir la teneur en eau de *C.cylindracea* récoltée dans différentes stations, Nous avons évalué le poids humide des échantillons dès leur sortie d'eau, et le poids sec avec la déshydratation total des spécimens, dès leur sortie de l'étuve, calculée à partir de l'équation suivante : **Teneur en eau % = Poids frais – Poids sec / Poids frais × 100**

5.2.3. Estimation des pigments

Nous avons pesé 100 mg de matière fraîche du thalle de *C.cylindracea* pour chaque station étudiée séparément, puis le broyé dans 10 ml d'acétone à 80% et stocké au frais à 4°C à l'obscurité pendant 48 heures. Une lecture à l'aide du spectrophotomètre à UV pour avoir la densité optique aux différentes longueurs d'ondes ; 645, 663 et 480 nm (Kirk et Allen, 1965).

Pour établir les concentrations en pigments, nous devons passer par les formules suivantes :

$$\text{Chlorophylle a (mg/g pf)} = 12.7 \times A_{663} - 2.69 \times A_{645}$$

$$\text{Chlorophylle b (mg/g pf)} = 22.9 \times A_{645} - 4.68 \times A_{663}$$

$$\text{Caroténoïde (mg/g pf)} = 4 \times (A_{480}) \times 10 / 500$$

5.2.4. Détermination du bilan minéral et du bilan métallique

Nous avons établi dans la présente recherche les teneurs en éléments minéraux et en éléments traces métalliques pour notre algues invasive *C.cylindracea*. nous avons utilisé la méthode décrite par Vogel-Milkus et al (2005), pour les éléments étudiés comme suit ; Magnésium, Calcium, Potassium et Sodium ainsi que Zinc, Nickel, Cuivre, Cadmium, Plomb, Fer, et Chrome.

30 mg de la poudre végétale de chaque échantillon sont dissout dans 3,5ml de mélange ($\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$) (7V/1V), incubé à l'obscurité pendant 24 heures puis dilué dans 5 ml d' HNO_3 à 0,2% puis lu à l'aide d'un spectrophotomètre à absorption atomique au niveau de laboratoire de l'INSID, Relizane.

Remarque : pour établir toutes les lectures, nous avons multiplié les quantités indiquées dans le protocole 5 à 6 fois pour avoir un bon volume sachant que le SAA absorbe pour chaque lecture un volume de notre extrait.

Les mesures par Spectrophotomètre à Absorption Atomique à flamme (SAA), en préparant les courbes d'étalonnage pour chaque élément sur la base de 0,5 g/l de solution mère pour chaque éléments, et des concentrations de 1/ 3/ 6/ 9 ppm pour les minéraux et 0,1/ 0,3/ 0,6/ 1/ 3/ 6 ppm pour les ETM.

5.2.5. Etude statistique de la variance

Les résultats sont analysés statistiquement à l'aide du logiciel Statistica version 6. L'analyse de la variance (ANOVA) est réalisée pour tester la significativité des variables mesurables comparativement pour tous les sites d'étude. Le test LSD Fisher utilisé permet de comparer les groupes de différences degrés de liberté à $p < 0,05$.

5.3. Etude phylogénétique : Identification moléculaire de *C.cylindracea*

Les échantillons d'algue *C.cylindracea* récoltés sur les huit sites (dont ; Sbeaat, Bousfer, Kristel, Arzew, Mers El Hadjadj, Stidia, Salamandre, et Bosquet), ont subit une identification moléculaire pour confirmer leur originalité. Pour cela, un protocole détaillé sur l'extraction, le séquençage afin d'arriver à une identification exacte du taxon invasif.

5.3.1. Extraction d'ADN

Le protocole d'extraction d'ADN suivi dans nos manipulations était celui du kit végétal Qiagen ; Le kit DNeasy Plant Mini (cat. N ° 69104 et 69106).

Remarques avant de commencer

- Effectuez toutes les étapes de centrifugation à température ambiante (15–25 °C).
- Si nécessaire, dissolvez à nouveau les précipités dans les concentrés tampon AP1 et tampon AW1.
- Ajouter de l'éthanol aux concentrés tampon AW1 et tampon AW2.
- Préchauffez un bain-marie ou un bloc chauffant à 65 °C.

1. Interrompre les échantillons (≤ 100 mg poids humide) à l'aide du TissueRuptor®, le TissueLyser II ou un mortier et un pilon.

2. Ajouter 400 μ l de tampon AP1 et 4 μ l d'ARNase. Vortex et incubé pendant 10 min à 65 °C. Retourner le tube 2 à 3 fois pendant l'incubation.

Remarque: ne pas mélanger le tampon AP1 et l'ARNase avant utilisation.

3. Ajouter 130 μ l de tampon P3. Mélanger et incubé pendant 5 min sur de la glace.

4. Recommandé: Centrifuger le lysat pendant 5 min à 20 000 x g (14 000 tr/min).

5. Pipeter le lysat dans une colonne de centrifugation QIAshredder placée dans un tube de prélèvement de 2 ml. Centrifuger pendant 2 min à 20 000 x g.

6. Transférer l'écoulement dans un nouveau tube sans déranger le culot s'il est présent. Ajouter 1,5 volume de tampon AW1 et mélanger par pipetage.

7. Transférer 650 μ l du mélange dans une colonne à centrifuger DNeasy Mini placée dans un tube de prélèvement de 2 ml. Centrifuger pendant 1 min à ≥ 6000 x g (≥ 8000 tr/min). Jeter le flux. Répétez cette étape avec l'échantillon restant.

8. Placez la colonne de centrifugation dans un nouveau tube de prélèvement de 2 ml. Ajouter 500 μ l de tampon AW2 et centrifuger pendant 1 min à ≥ 6000 x g. Jeter le flux.

9. Ajoutez encore 500 μ l de tampon AW2. Centrifuger pendant 2 min à 20 000 x g. Remarque: Retirez soigneusement la colonne de centrifugation du tube de prélèvement afin que la colonne n'entre pas en contact avec l'écoulement.

10. Transférez la colonne de centrifugation dans un nouveau tube de microcentrifugeuse de 1,5 ml ou 2 ml.

11. Ajouter 100 μ l de tampon AE pour l'élution. Incuber pendant 5 min à température ambiante (15–25 °C). Centrifuger pendant 1 min à ≥ 6000 x g.

12. Répétez l'étape 11.

A ce moment là, L'ADN de notre algue purifiée est prêt pour les réactions de PCR et de séquençage.

5.3.2. L'amplification par PCR de la région *tufA*

Cette PCR permet d'identifier une région génomique chloroplastidique (*tufA*) d'intérêt phylogénétique, dont les séquences d'amorces utilisées sont :

tuf-F:TGAAACAGAAMA WCGTCATTATGC

tuf-R: CCTTCNCGAATMGCRAAWCGC

L'amplification d'ADN a été réalisée sous les conditions de PCR indiqués comme suit ;

Le réactif pour la PCR a été préparé selon des concentrations en composants essentiels représentés dans le tableau 8.

Tableau 8 : Composition de réactif pour la PCR.

Concentration de réactif (Recommandé par BIOLINE)					
		Initial		Final	
Tampon		5	X	1	x
MgCl ₂ supplémentaire :		50	mM	0	mM
<i>tuf-F</i>		10	μM	0,3	μM
<i>tuf_R</i>		10	μM	0,3	μM
BSA :		20	mg/ml	0	mg/ml
DMSO :		0		0	μl/tube
Taq :	TaqRed (BIOLINE)	5	Unité/μl	0,5	Unité/tube

A partir de ce réactif, nous venons de préparer un cocktail pour PCR (tableau 9) des volumes différents de chaque ingrédient déjà préparé à des concentrations indiquées sur le tableau précédant, afin d'avoir un volume final de 10,5 μl de mélange, pour l'ajouter à chaque fois avec un volume de 2 μl d'extrait d'ADN purifié auparavant pour chaque échantillon d'algue, pour avoir finalement des volumes de mélange de 12,5 μl pour tous les échantillons d'algue et les faire rentrer dans le Thermocycleur programmé selon le tableau 10.

Tableau 9 : Préparation de Cocktail pour PCR.

Cocktail pour PCR		
Eau :	7,15	µl
Tampon (5x) :	2,5	µl
MgCl ₂ :	0	µl
<i>tuf</i> -F	0,375	µl
<i>tuf</i> _R	0,375	µl
BSA :	0	µl
DMSO :	0	µl
Taq :	0,1	µl
Volume total :	10,5	µl
Volume pour tube :	10,5	µl

Tableau 10 : Programmation de Thermocycleur pour PCR.

Programme de PCR (recommandé par BIOLINE)		
Dénaturation initiale:	94°C	5min
Nombre de cycles:	35	
Dénaturation initiale:	94°C	1min
Hybridation:	50°C	1min
Élongation:	72°C	2min
Extension finale:	72°C	10min
Tenir :	4°C	∞

Après cette étape, nos échantillons obtenus pourront être stockés au frais à 4°C le temps de passer à la prochaine étape.

5.3.3. Vérification des produits de la PCR par électrophorèse sur gel d'agarose

Les produits d'amplification ont été analysés par électrophorèse sur gel d'agarose à 0,1% sur lequel 3 µl des produits de la PCR avec 3 µl de bleu de dépôt dilué au 1/3 sont déposés, ainsi que 5 µl du marqueur de poids moléculaire. La migration a été effectuée sous une tension de 100 Volte pendant 25 minutes.

L'étape de la révélation a été réalisée par une coloration dans un bain de bromure d'éthidium (*BET*) pendant 15 à 30 minutes suivie d'une décoloration dans un bain d'eau pendant 10

minutes. Une fois prêt, le gel est visualisé sous lumière U.V en utilisant un logiciel de capture d'image.

5.3.4. Le séquençage des produits de la PCR

Les produits d'amplifications purifiés obtenus sont passés au séquençage d'ADN par la méthode de type Sanger automatisée avec analyse des fragments d'ADN par électrophorèse capillaire, afin avoir la composition génomique de chaque échantillon.

Les résultats de séquençage sont obtenus sous formes des fichiers abi, traduits et décodés en fichier fasta à l'aide de logiciel MEGA10.1 (Molecular Evolutionary Genetics Analysis), à partir de chromatogramme pour chaque souche, puis nettoyés pour enlever les régions malles séquencées afin d'obtenir des fragments propres quelque soit pour les brins forward et reversed, et puis la présentation de consensus aura lieu.

A l'aide de la base de données du GenBank NCBI (National Center for Biotechnology Information), l'identification de l'origine de notre algue a pu se faire en effectuant une comparaison entre nos séquences obtenues avec celles de la base de données NCBI à l'aide de la fonction Blast (Basic Local Alignment Search Tool).

Nous avons pu obtenir un arbre phyllogénétique à l'aide des informations obtenues de la base des données NCBI ainsi que les résultats obtenus pour nos échantillons, en transmettant toutes les données sur le logiciel MEGA 10.1.

RESULTATS



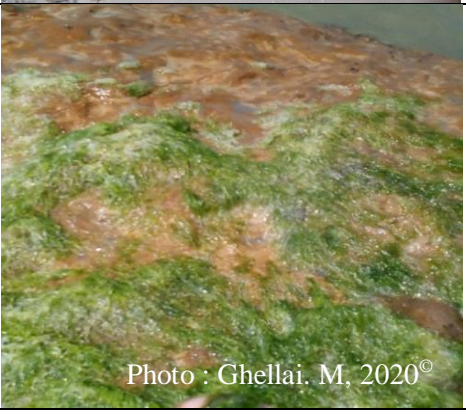
ET





DISCUSSION





1. Identification de la flore benthique





A l'aide des clés d'identification, nous avons pu donner des descriptions brèves des différentes espèces répertoriées dans nos sites d'étude figurant dans le tableau 11. (Coppejans, 1983; Fischer et *al.*, 1987; Verlaque, 1990; Belhissoun, 1995; Mojetta et *al.*, 1996; Carrillo Marta Sanson, 1999; Ballesteros et *al.*, 2007).





Tableau 11: Inventaire des espèces répertoriées dans les différentes stations.



<p><i>Caulerpa cylindracea</i> Sonder, 1845. (Chlorophyte)</p> <p>Fronde de 19 cm maximum, sur un stolon accroché au substrat à l'aide de rhizoïdes fins et courts. Axe cylindrique portant des ramules orientés vers le haut, de 7 mm de longueur et 3 mm de diamètre maximum.</p> <p>Algue envahissante d'origine australienne.</p>	 <p>Photo : Ghellai, M, 2020[©]</p>
<p><i>Caulerpa prolifera</i> (Forssk.) J.V.Lamour. (Chlorophyte)</p> <p>Algue pérenne siphonnée présente un stolon peu ramifié d'où partent : vers le bas des rhizoïdes ; fixation au substrat. vers le haut, des frondes lancéolées membraneuses dressées, à stipe net et à bord toujours entier. Algue autochtone de la côte algérienne.</p>	 <p>Photo : Ghellai, M, 2020[©]</p>
<p><i>Cladophora laetevirens</i> (Dillwyn) kutzing. (Chlorophyte)</p> <p>Touffes spongieuses jusqu'à 8 cm de hauteur et 2 à 5 cm de diamètre, vert clair, thalle très ramifié.</p> <p>Médiolittoral inférieur ou infralittoral supérieur en mode battu</p>	 <p>Photo : Ghellai, M, 2020[©]</p>

<p><i>Codium fragile</i> (Suringar) Hariot, 1889. (Chlorophyte)</p> <p>Il a des thalles cylindriques et dichotomes, se ramifiant régulièrement et pouvant atteindre une longueur totale de 30 cm. Elle est de couleur vert plus ou moins foncé. La consistance est souple, ferme et élastique. Les poils, peuvent être très visibles et abondants.</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>
<p><i>Ulva compressa</i> Linnaeus, 1753. (Chlorophyte)</p> <p>Fronde creuse, allongée et comprimée de couleur verte. Extrêmement résistant à des salinités et des températures très variables. Bulles d'oxygène par la photosynthèse, souvent apparentes dans les frondes tubulaires. Utilisé séché en cuisine, en particulier avec les œufs de poule.</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>
<p><i>Ulva intestinalis</i> Linnaeus, 1753. (Chlorophyte)</p> <p>Thalle tubuleux-boursoufflé, mince, vert, translucide, 5 à 50 cm de longueur, se tient dressé lorsqu'il est sous l'eau</p> <p>Fronde peu ou pas ramifiées avec base en forme de petit crampon attachée à des substrats variés.</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>
<p><i>Ulva lactuca</i> L., 1753. (Chlorophyte)</p> <p>Laitue de mer, peut se manger crue ou cuite, mince et aplati, souvent lobé.</p> <p>Bioindicatrice de la pollution maritime par les ETM ; Zn, Ni, Cu, Pb, Cd.</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>

<p><i>Ulva rigida</i> C. Agardh, 1823. (Chlorophyte)</p> <p>Algue foliacée vert foncé à clair, à la base épaissie assez rigide et fixée par un petit crampon aux roches. Lames relativement épaisses, à consistance cartilagineuse, peu translucides, de 5 à 10 cm de diamètre, avec une marge souvent ondulée voire crénelée.</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>
<p><i>Cystoseira baccata</i> (S.G.Gmelin) P.C.Silva, 1952.</p> <p>(Pheophyte) de 1 m ou plus de longueur, attachées par un disque de fixation épais et conique. Axe simple ou ramifié, Systèmes de ramifications latérales distiques, alternes, radialement symétriques, abondamment ramifiées de façon répétée pennée et portant des appendices clairsemés, filiformes.</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>
<p><i>Cystoseira compressa</i> (Esper) Gerloff & Nizamuddin, 1975. (Pheophyte)</p> <p>Grande algue souple à port dressé. Hauteur variable entre 5 cm et 1 m. Forme en rosette des jeunes thalles. Substrats durs éclairés, en mode calme et semi battu, cuvettes.</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>
<p><i>Cystoseira stricta</i> (Montagne) Sauvageau 1911.</p> <p>(Pheophyte) Thalles érigés de couleur brune pouvant atteindre 40 cm de hauteur. Base encroûtant étendue, d'où partent plusieurs axes dressés. Rameaux couverts de ramules spiniformes, espèce indicatrice de mode battu et sensible aux détergents. (pollution par les rejets domestiques).</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>

<p><i>Dictyopteris membranacea</i> (Stackhouse) Batters 1902. (Pheophyte) Thalle plat de couleur brun verdâtre, avec nervure centrale très visible, et ramification pseudodichotome régulière du thalle. Consistance membraneuse et fragile Forte odeur hors de l'eau.</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>
<p><i>Dictyota dichotoma</i> (Huds.) J.V. Lamouroux, 1809. (Pheophyte) Thalle aplati en lanières. La ramification est dichotome. Les rameaux sont de même longueur, vraie dichotomie. Le sommet des rameaux est arrondi. L'algue peut atteindre 10 à 25 cm de longueur (max. 50 cm) et 5 à 10 mm de largeur. Sa couleur varie du brun au vert.</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>
<p><i>Padina pavonica</i> (Linnaeus) Thivy. (Pheophyte) Le thalle haut de 5 à 10 cm est une lame en éventail zoné, à marge ciliée, blanche et brune, incrustée de calcaire. La lame est souvent enroulée en cornet avec des stries concentriques. La surface du thalle est ornée de fines rangées concentriques de poils.</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>
<p><i>Sargassum vulgare</i> C. Agardh, 1821. (Pheophyte) La sargasse est fixée par un disque basal et porte des vésicules aérifères pédicellées. La fronde présente une morphologie complexe rappelant celle des végétaux supérieurs.</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>

<p><i>Carradoriella elongata</i> (Hudson) A.M.Savoie & G.W.Saunders, 2019. (Rhodophyte)</p> <p>Algue de couleur rouge, fixée à un support dur (pierre, coquillage...) 10-30 cm algue largement cortiquée au printemps et en été, les axes principaux sont couverts de jeunes rameaux courts et très nombreux.</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>
<p><i>Corallina officinalis</i> Linnaeus, 1758.</p> <p>(Rhodophyte)</p> <p>Algue calcaire érigée, articulée à articles en forme de losange aplati. Ramification pennée. Articles portant deux rameaux latéraux. Algue photophile présente à faible profondeur en mode battu.</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>
<p><i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders, 2013. (Rhodophyte)</p> <p>Frondes calcifiées, articulées, rose blanchâtre à rougeâtre, jusqu'à 50 mm de haut, axe comprimé, pennées à plusieurs reprises, plus abondamment et régulièrement ramifiées que <i>Corallina officinalis</i>. c'est une espèce qui tolère la pollution.</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>
<p><i>Hypnea musciformis</i> (wulfen) Lamouraux.</p> <p>(Rhodophyte)</p> <p>Habituellement rouge, mais peut être brun jaunâtre dans les environnements à forte luminosité ou dans les eaux pauvres en nutriments. Souvent trouvé comme épiphyte sur les algues de récifs.</p>	 <p>Photo : Ghellai. M, 2020[©]</p>

<p><i>Jania rubens</i> (L.) J.V.Lamour., 1816. (Rhodophyte) Frondes fines, rose-rose, articulées, calcifiées, jusqu'à 50 mm de haut. Les spécimens luxuriants à ramification dichotomique à répétition sont secondairement pennés.</p>	 <p>Photo : Ghellai, M, 2020[©]</p>
<p><i>Posidonia oceanica</i> (L.) Delile, 1813. (Phanerogame) endémique de la méditerranée, espèce protégée. C'est une plante vivace à fleurs. Les individus sont constitués de rhizomes ligneux bruns rampants sur lesquels se développent des rhizomes dressés qui se terminent par des feuilles vertes rubanées larges de 1 cm environ et longues de 20 à 100 cm. elle régresse aux alentours des grands centres urbains côtiers.</p>	 <p>Photo : Ghellai, M, 2020[©]</p>

2. Etude phytosociologique

2.1. La fréquence

Nous avons entamé l'étude du mode de distribution de chaque macrophyte, avec estimation de l'aire occupée par ces dernières désignée par le facteur fréquence, illustré par graphe pour chaque site d'observation.

2.1.1. Station n°1 : Oued Abdellah

La première station visitée est représentée par La plage de Oued Abdellah située dans l'extrême ouest algérien dans la wilaya de Tlemcen ville de Ghazaouet, afin de localiser la présence et /ou l'absence du taxon invasif *Caulerpa cylindracea*. Pour ce site on relève l'absence totale de l'espèce invasive recherchée. En revanche la présence d'autres espèces de macrophytes est signalée dans une aire minimale, de 20 cm x 20 cm avec des fréquences relatives à chaque macrophyte existante sur le relevé, ce qui permettra de cerner leur mode d'agencement interspécifique.

Le relevé algal sur la figure 45 marque un bon assemblage entre les différentes espèces, dont les algues vertes du genre *Ulva* ; *U.intestinallis*, *U.rigida* et *U.lactuca* avec l'espèce *Cladophora laetevirens*, ayant de grands intérêts écologique et économique, ainsi que des

espèces d'algues rouges (Cas de *Corallina officinalis* et *Jania rubens*) et les autres algues brunes (*Cystoseira compressa*, *Dictyota dichotoma* et *Padina pavonica*) s'installant d'une manière équitable.

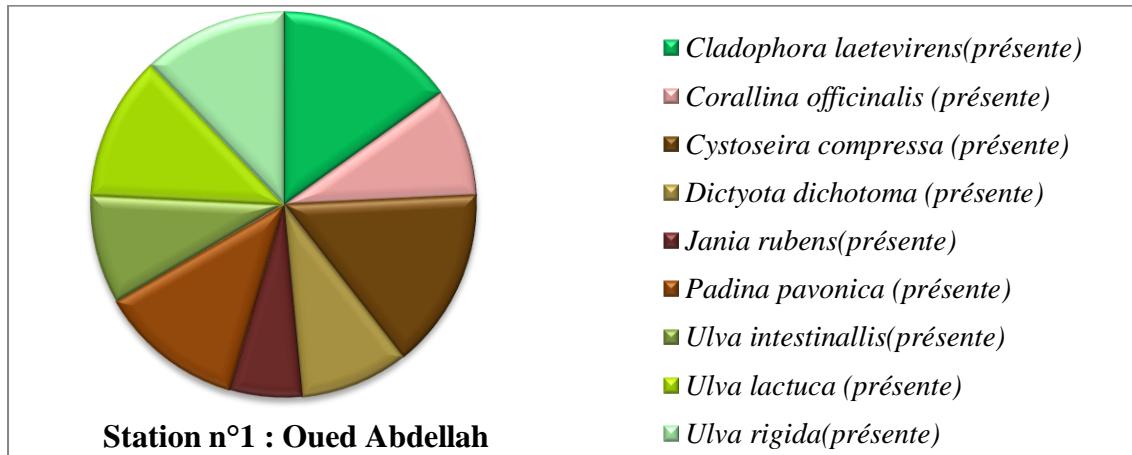


Figure 45 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station d'Oued Abdellah.

2.1.2. Station n°2 : Sidna Youchaa

La plage de Sidna Youchaa est la deuxième station prospectée, située dans la Wilaya de Tlemcen l'ouest de l'Algérie (figure 46). Cette dernière aussi marque l'absence du taxon invasif ciblé, dont le relevé sur quadrats enregistre, la propagation d'une façon équilibrée des espèces d'algue; *Corallina officinalis*, *Cystoseira compressa* et *Padina pavonia*, de grandes proportions par rapport à *Ellisolandia elongata* et *Hypnea musciformis* laissant apparaître la présence d'autres espèces d'algues vertes du genre *Ulva* en bonnes fréquences.

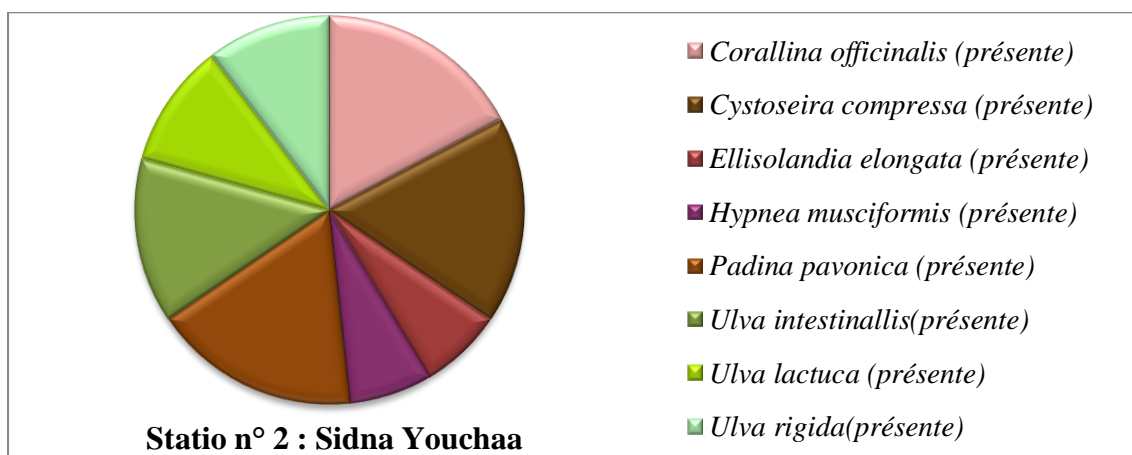


Figure 46 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Sidna Youchaa.

2.1.3. Station n°3 : Tafsout

La figure 47 représente le relevé de la plage de Tafsout qui est la dernière station visitée faisant partie du territoire de Tlemcen, se situant dans la ville de Honaine. Notre enquête a permis d'avoir un assemblage entre différents types d'algues avec absence totale du taxon recherché *C.cylindracea*, dont un bon mariage entre les espèces d'*Ulva* avec l'espèce *Cladophora laetevirens* faisant partie des algues vertes de bonnes proportions avec la présence des variétés d'algues rouges et brunes dont ; *Corallina officinalis*, *Ellisolandia elongata*, *Hypnea musciformis* ainsi que *Padina pavonica*, homogénéisés entre elles.

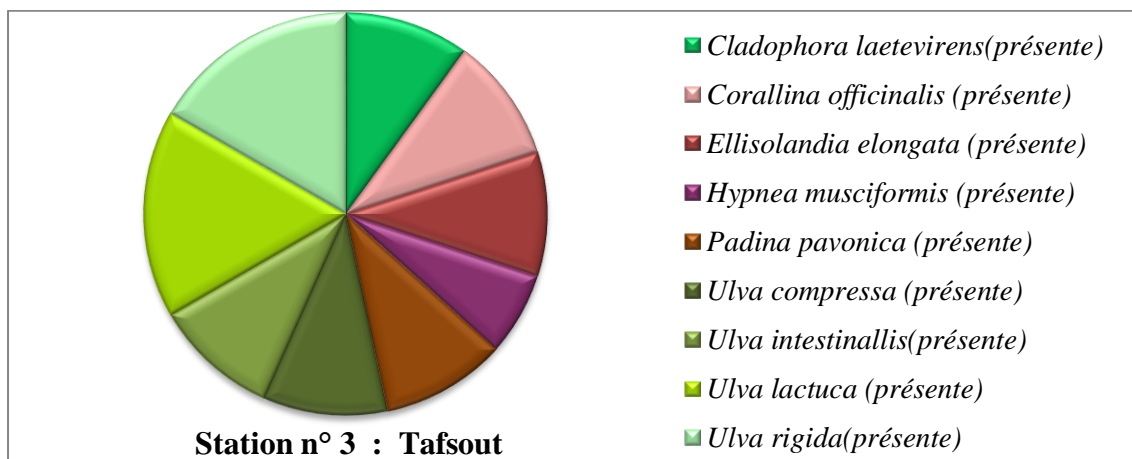


Figure 47 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Tafsout.

2.1.4. Station n°4: Madrid

La plage de Madrid est la quatrième station prospectée, sans repérage de l'espèce invasive cependant la présence de macrophytes benthiques, est représenté par l'algue brune *Cystoseira stricta* identifiée principalement par rapport aux autres espèces d'algues brunes et rouges dont *Dictyota dichotoma*, *Padina pavonica*, *Corallina officinalis* et *Jania rubens*, avec la présence d'un monde bien assemblé d'espèces d'algues vertes composé de *Cladophora laetevirens* et des Ulves atteignant un demi de la surface d'algues calculée, et illustrée dans en figure 48. Signalons que la présence de *Cystoseira* témoigne de la bonne qualité de l'eau de baignade pour cette plage qui enregistre en saison estivale une sur fréquentation humaine.

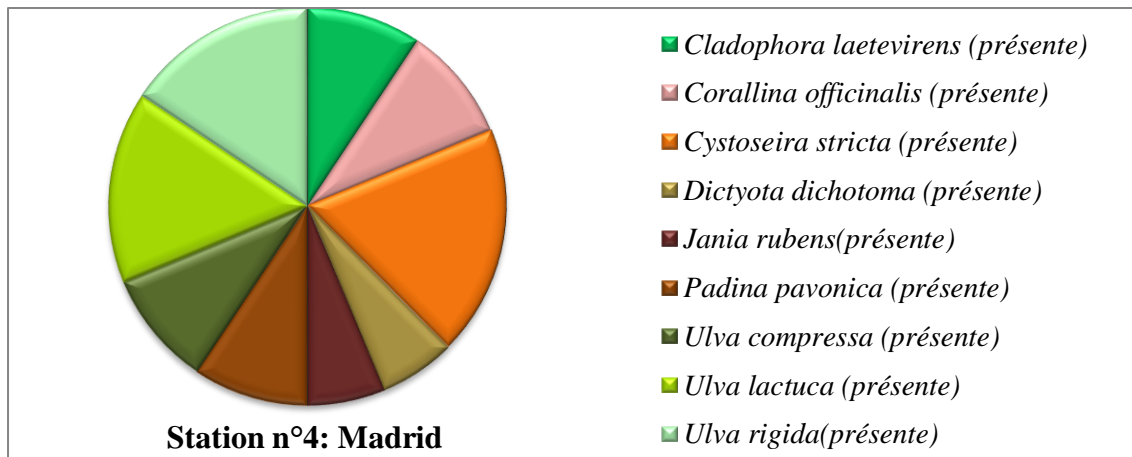


Figure 48 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de la plage de Madrid.

2.1. 5. Station n°5: Sbeaat

Le relevé floristique de l'aire minimale, à la plage de Sbeaat, signale la présence du taxon recherché *C.cylindracea*, avec une faible fréquence, ce qui suggère une phase d'installation de l'espace invasive qu'il faut surveiller attentivement, afin d'éviter des propagations et disséminations des colonies dans d'autres zones limitrophes à La station, qui représente un lieu de destination très convoités par les baigneurs qui à leur tour sont des vecteurs potentiels de dissémination de l'espèce envahissante. Cette surveillance doit se concrétiser par l'organisation des campagnes de sensibilisation, par les directions de l'environnement, de la pêche et des ressources halieutiques, en collaboration avec des associations, en charge de la protection du milieu marin, et des laboratoires d'universités qui doivent élaborer des guides de reconnaissance de l'espèce invasive destinés aux riverains, en vue de l'identifier et de la signaler aux autorités compétentes pour des mesures préventives, consistant en des arrachages de touffes d'algues, quand leur surface d'occupation n'excède pas 1m². Le taxon invasif est associé à d'autres espèces d'algues vertes du genre *Ulva*, qui sont opportunistes et cosmopolites qui occupent presque tout le milieu d'analyse fréquentielle avec l'apparence de l'espèce *Corallina officinalis*, espèce réputée encroûtante, et résistante à l'envahissement de la caulerpe, avec une rareté de l'espèce *Hypnea musciformis* (figure 49).

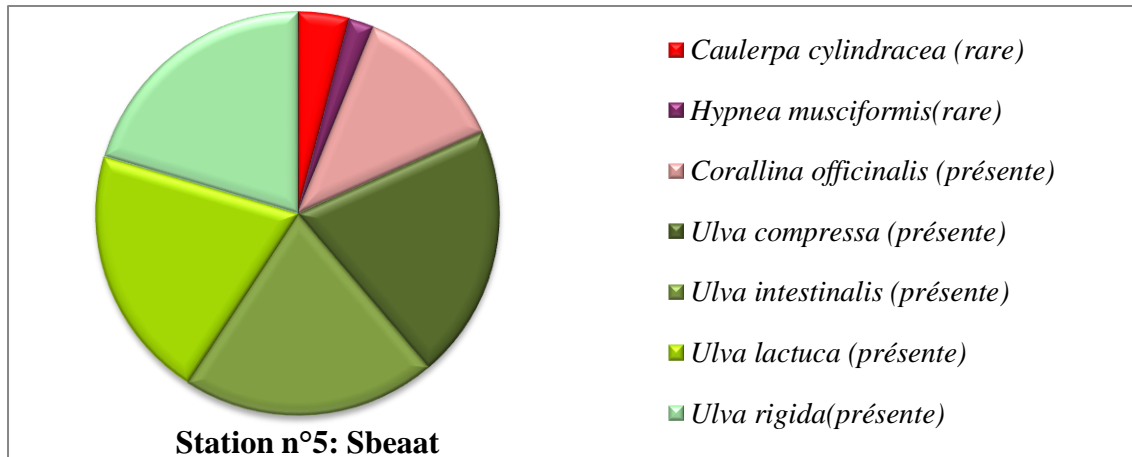


Figure 49 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Sbeaat.

2.1.6. Station n°6: Bouzedjar

La troisième station visitée de la wilaya d'Aïn Témouchent a marquée l'absence du taxon invasif (figure 50), laissant croître une gamme variée d'algues composée principalement d'algues vertes ; *Ulva compressa*, *Ulva intestinallis*, *Ulva lactuca* et *Ulva rigida*, s'immergeant d'une façon importante sur la surface algale composée des espèces *Corallina officinalis*, *Ellisolandia elongata*, *Hypnea musciformis* ainsi que *Dictyoota dichotoma* et *Padina pavonica*.

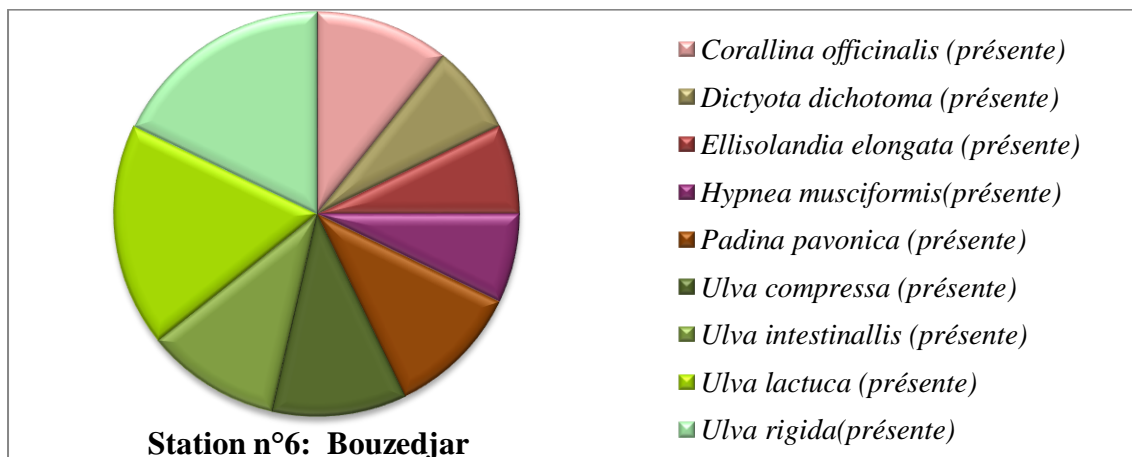


Figure 50 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Bouzedjar.

2.1.7. Station n°7 : Bousfer

La station de Bousfer enregistre une forte présence de l'espèce invasive *C.cylindracea* s'installant sur une surface plus étendue, et considéré comme presque une espèce commune, et bien naturalisée. *C.cylindracea* en s'installant, dans une zone riche en espèces d'algues

pour changer le mode d'intégration de ces dernières en rentrant en compétition pour la nourriture et l'occupation de l'espace avec d'autres communautés algales illustrées en (figure 51) dont la proportion de présence est faible, citons en exemple *Cystoseira compressa* et *Dictyopteris membranacea*, et; *Ellisolandia elongata* et *Hypnea musciformis*. Néanmoins une certaine résistance est observée dans la même figure 51 chez le genre *Ulva* composé d'espèces opportunistes et s'accommodant bien différents biotopes envahis par l'espèce introduite.

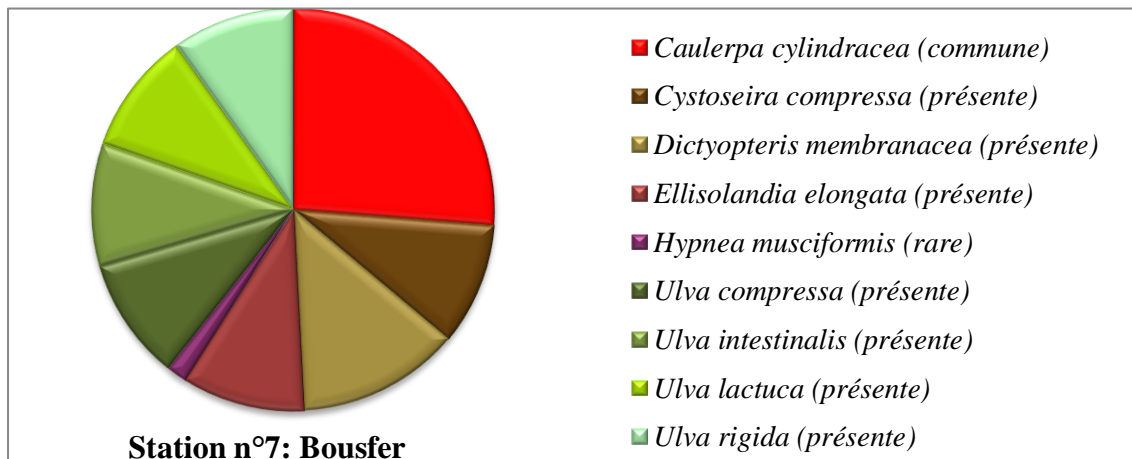


Figure 51 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Bousfer.

2.1.8. Station n°8 : Kristel

La figure 52 montre la distribution des types d'algues en présence de *C.cylindracea*, qui est plus ou moins équilibrée, avec la présence pour la première fois de l'espèce d'algue verte *Codium fragile* considérée comme espèce à large répartition spatiale, accompagné de deux espèces d'Ulve, et une bonne présence de l'espèce endémique et indicatrice de mode battu et de la bonne qualité de l'eau *Cystoseira strica* associée à *Dictyopteris membranacea* et *Padina pavonica*, pour le groupe des algues brunes et une faible apparence de l'algue rouge *Corallina officinalis*.

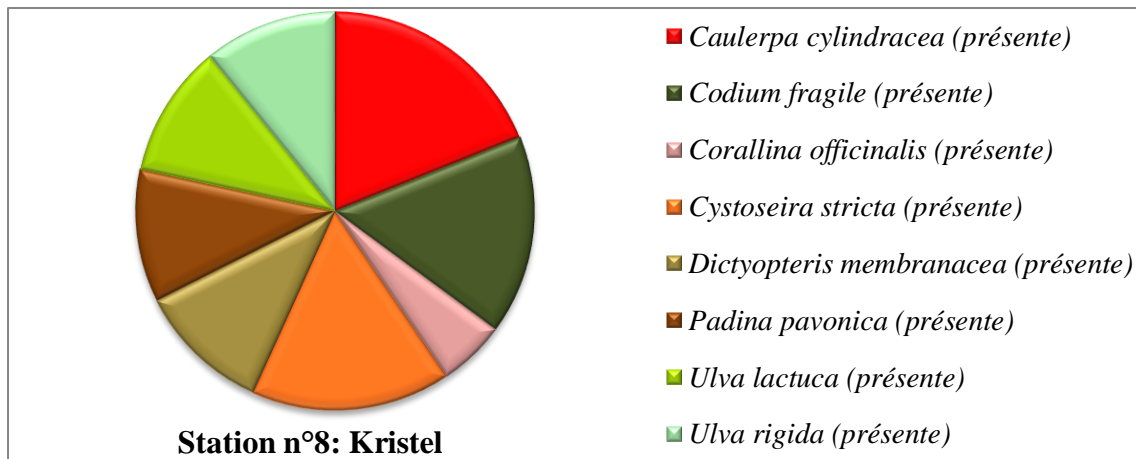


Figure 52 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Kistel.

2.1.9. Station n°9 : Arzew

C.cylindracea continue à se propager sur le littoral ouest algérien, d'une façon évolutive, avec l'augmentation des surfaces d'occupation, où elle est considéré comme naturalisée et commune, en rapport avec d'autres groupes algues recensées qui sont moins abondantes. Pour les Phéophyceae citons ; *Dictyota dichotoma* et *Padina pavonica*, et les Rhodophyceae; *Corallina officinalis* et *Jania rubens*, et les chlorophyceae du genre *Ulva* qui se propagent d'une façon plus abondante (figure 53).

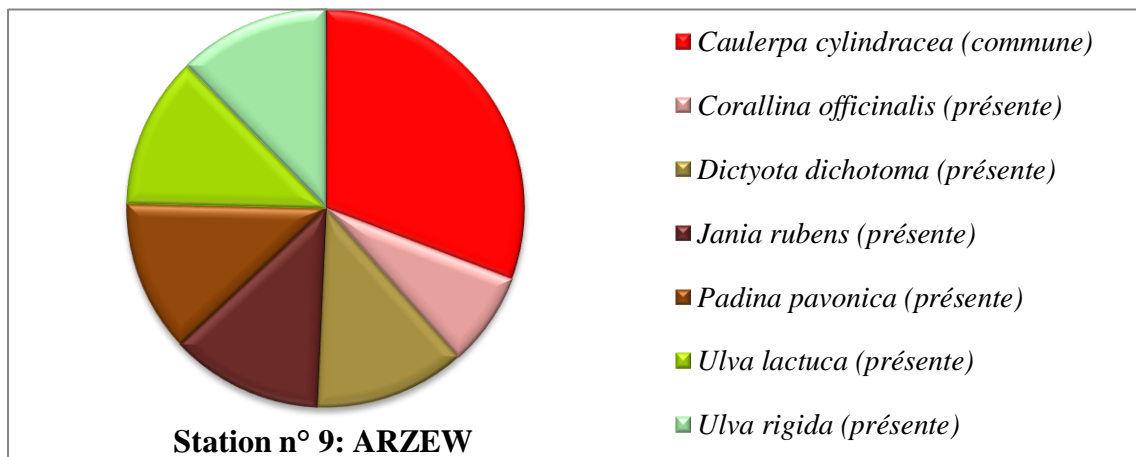


Figure 53 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station d'Arzew.

2.1.10. Station n°10: Mers El Hadjadj.

Au niveau de la station de Mers El Hadjadj, les spécimens d'algues répertoriées se dispersent d'une façon indiquant une présence régulière de toutes les espèces, accompagnatrice mais avec une nette dominance du taxon invasif ciblé *C.cylindracea*. (Figure 54). L'enregistrement pour la première fois de l'espèce autochtone *Caulerpa prolifera*, avec un faible taux d'occupation de l'espace suggère un remplacement du taxon autochtone cité plus haut, par l'espèce envahissante *C.cylindracea*. Pour les autres groupes d'algues rouges ; *Jania rubens*, brunes ; *Dictyota dichotoma* et *Padina pavonica*, et vertes ; *Ulva lactuca* et *Ulva rigida*, nous signalons une présence régulière.

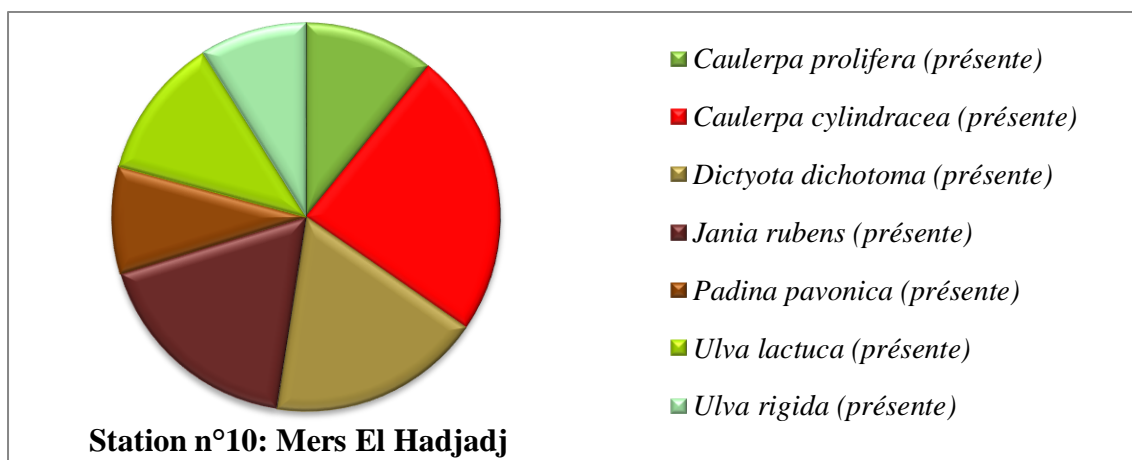


Figure 54 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Mers El Hadjadj.

2.1.11. Station n°11: Stidia

Le résultat obtenu après observation faite sur le site de Stidia a permis d'identifier plus d'espèces végétales dans l'aire d'étude, par rapport aux stations précédentes, néanmoins leurs taux de fréquence restent faibles, vue la forte présence du taxon invasif *C.cylindracea* qui est en phase de naturalisation et devient une espèce commune (figure 55), rentrant en compétition pour l'occupation de l'espace et la nourriture avec les autres espèces d'algues accompagnatrices.

Notant la présence de la phanérogame endémique de la Méditerranée ; *Posidonia oceanica* pour la première fois dans ce relevé, identifiée avec une faible fréquence qui tend vers la rareté, cela définit l'état de l'herbier qui est clairsemé, composé de quelques touffes et rhizomes non denses ne pouvant résister, à l'envahissement de la caulerpe, qui trouve à son tour des facilités d'expansion quand les niches écologiques sont vides, et c'est bien le cas du

site de Stidia. Parmi les espèces d'algues répertoriées, nous mentionnons ; *Caulerpa prolifera*, *Ulva compressa* et *Ulva lactuca*, d'autres espèces tels ; *Cystoseira baccata*, *Sargassum vulgare* avec une forte présence à structure morphologique résistante à l'invasion biologique, une présence de *Padina pavonica*, et une faible présence de *Carradoriella elongata*.

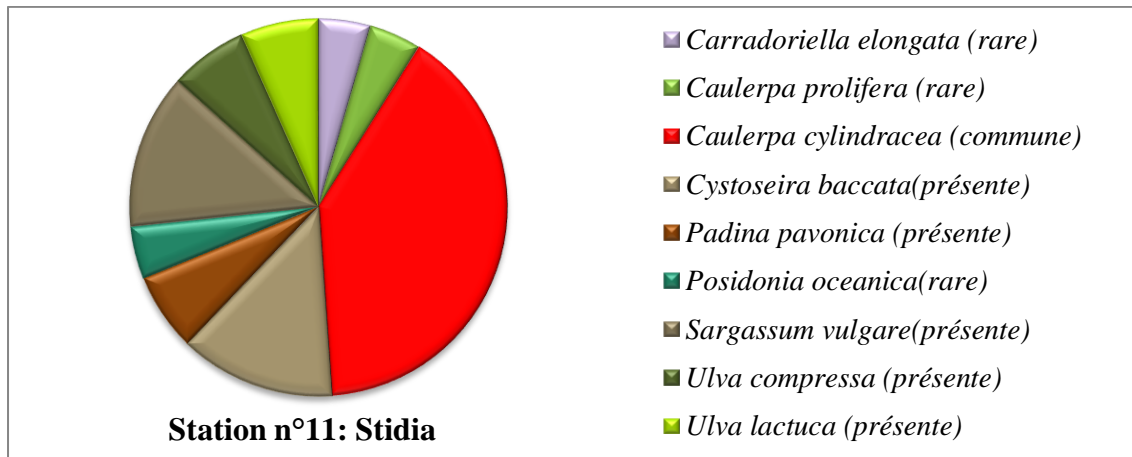


Figure 55 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Stidia.

2.1.12. Station n°12: Salamandre

C'est dans cette station que nous avons enregistré le maximum d'expansion de cette algue invasive, marquant une fréquence de plus de 50% parmi la végétation recensée, ce qui signifie selon Meinesz (1999), que le niveau d'impact est important que l'espèce s'est bien naturalisée, est devenue dominante, et entre en compétition avec d'autres espèces en bouleversant l'écosystème, en entier où l'on enregistre une faible présence et un recul des espèces résistantes d'Ulves (*Ulva compressa* et *Ulva lactuca*), et de la phanérogame *Posidonia oceanica*, qui prend du recul vu l'état de sa dégradation. Pour les espèces *Cystoseira compressa*, et *Padina pavonica*, la figure 56 montre une présence plus ou moins affirmée ce qui signifie probablement une certaine tolérance temporaire à l'invasion, qui disparaîtra avec le temps car le paysage du fond benthique envahi par *C.cylindracea* a tendance à devenir homogène (figure 57), avec l'accélération du phénomène de l'expansion de l'algue.

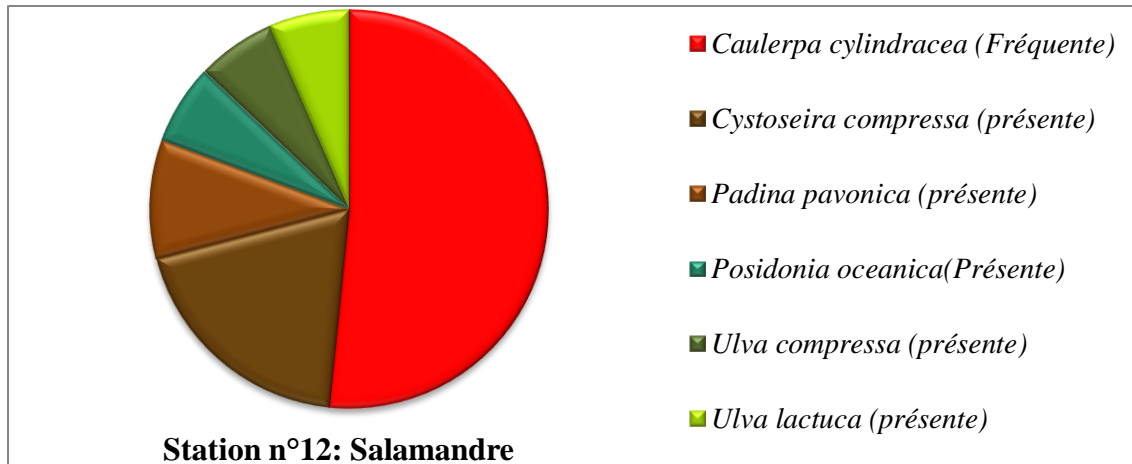


Figure 56 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Salamandre.



Figure 57 : Colonies denses de *C.cylindracea* dans la station fortement touchée de Salamandre ; un paysage homogène avec disparition d'autres algues accompagnatrices.

2.1.13. Station n°13: Bosquet

Bosquet présente une variété d'espèces avec une signalisation de *C.cylindracea* comme rare, vu sa faible présence par rapport aux autres sites, cela révèle un début de colonisation qu'il faut surveiller attentivement en repérant les spécimens épars, constituant les colonies de faibles dimensions, que l'on peut arracher facilement avant leur propagation, c'est une technique qui s'est avérée efficace car dépassé ce stade d'installation, l'éradication de *C.cylindracea* devient un obstacle. Dans ce site on enregistre *Cystoseira stricta* comme espèce commune, s'étalant sur une bonne surface avec d'autres types d'algues marquées comme présentes sur les secteurs voir figure 58, citons également ; trois autres espèces d'*Ulva*, *Padina pavonica* et d'autres signalées comme rare dans la zone d'étude ; *Posidonia oceanica*, *Hypnea musciformis*, et *Dictyopteris membranacea*.

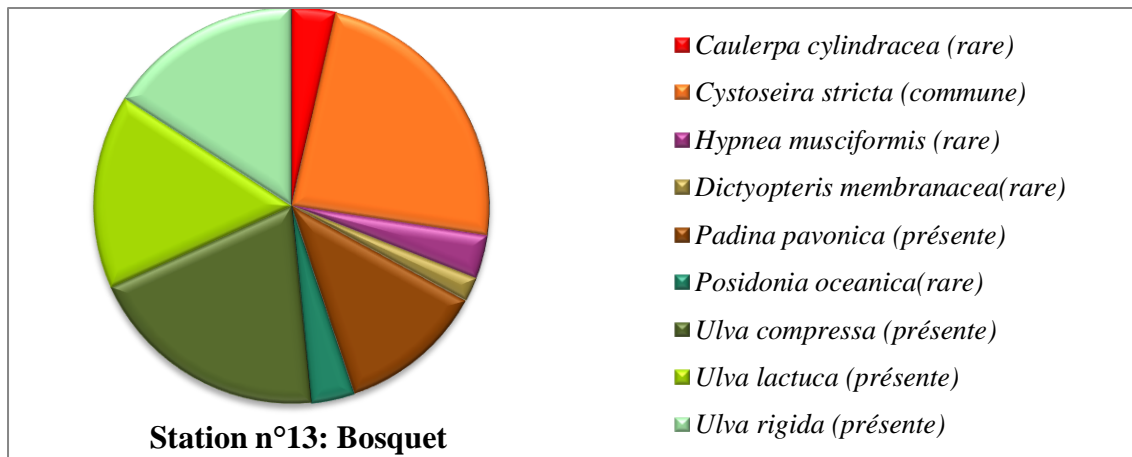


Figure 58 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Bosquet.

2.1.14. Station n°14: Oued Elgsob

Pour ce site, nous enregistrons une absence totale de *C.cylindracea*, et une diversité d'espèces d'algues benthiques présentes avec un taux d'occupation de l'espace témoignant de l'équilibre de l'écosystème (figure 59), ainsi l'inventaire présente une communauté d'algues composée de trois espèces d'ulves, qualifiées d'espèces opportunistes de biotope, une espèce filamenteuse *Chladophora laetevirens*, sensible aux invasions, dont la présence est bien affirmée en l'absence du taxon invasif, une présence de la phanérogame endémique *Posidonia oceanica*, qui résiste aux invasions, quand l'herbier est bien vigoureux avec un nombre élevé de faisceaux de feuilles de Posidonie qui manifestent un certain équilibre entre elles. Ce cortège floristique est associé à *Cystoseira compressa* et *Padina pavonica*, et aux Rhodophyceae *Hypnea musciformis*, et *Carradoriella elongata*, mentionnant une faible présence au site d'étude considéré.

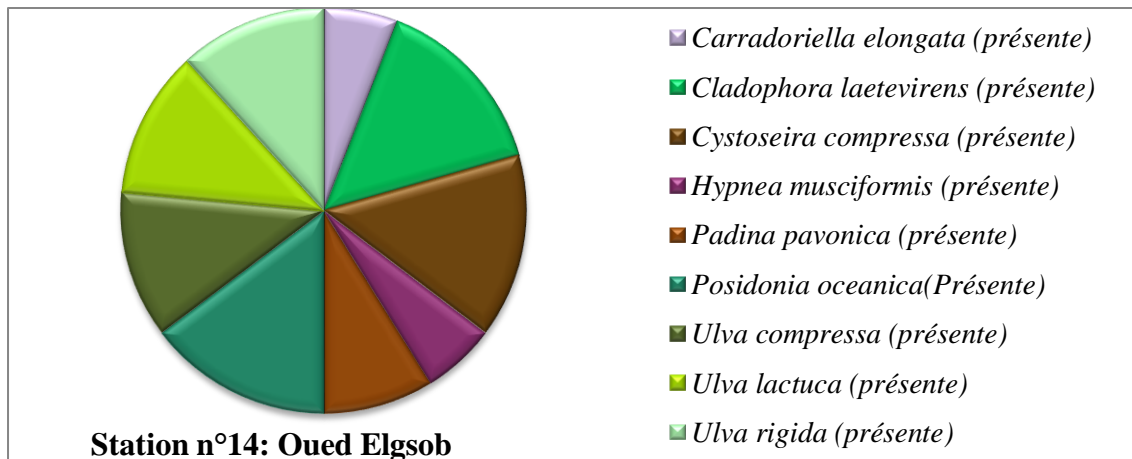


Figure 59 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station d'Oued Elgsob.

2.1.15. Station n°15 : Marina

La figure 60 présente différentes fréquences des espèces d'algues répertoriées avec absence totale de *C.cylindracea*, en montrant un mode d'agencement équilibré entre quatre espèces d'algues vertes du genre *Ulva* avec l'espèce filamenteuse *Chladophora laetevirens*, gagnant une bonne proportion et laissant l'espace pour la croissance d'autres espèces associées; *Corallina officinalis*, *Hypnea musciformis*, et *Padina pavonica*, avec la présence *Posidonia oceanica* signe révélateur d'un état écosystème en équilibre.

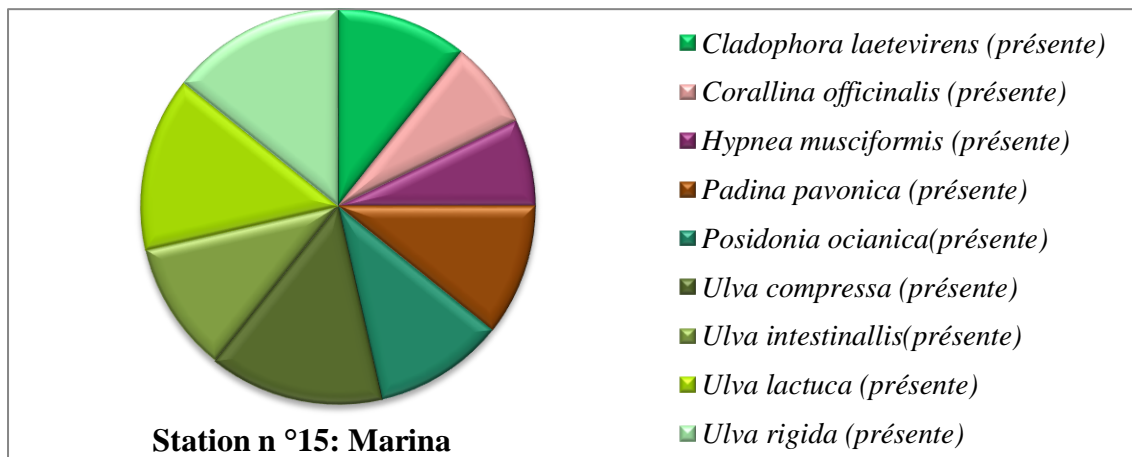


Figure 60 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de Marina.

2.1.16. Station n°16: Plage Anglaise

La dernière station visitée est celle Ténès, où l'on note dans le relevé phytosociologique l'absence de *C.cylindracea*, et la présence d'autres espèces d'une façon bien équilibrée,

affirmée par le calcul de leurs fréquences, parmi les présentes, citons ; quatre espèces du genre *Ulva*, accompagnées de *Cladophora laetevirens*, *Posidonia oceanica*, *Corallina officinalis* et *Hypnea musciformis* (Rhodophytes), *Dictyota dichotoma* et *Padina pavonica* (Phéophytes) (figure 61).

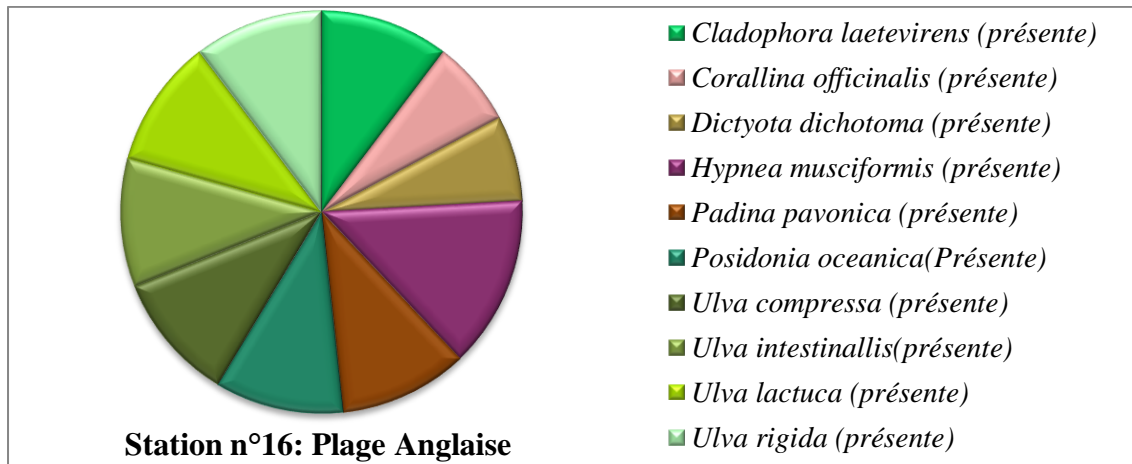


Figure 61 : Présentation des fréquences de la flore benthique récoltée dans l'aire minimale de la station de la plage Anglaise.

Les macroalgues marines, communément appelées algues marines, constituent un groupe phylogénétiquement diversifié important pour maintenir l'équilibre océanique (Bhuyar et *al.*, 2020). En tant que producteurs primaires, les algues jouent un rôle écologique important en fournissant des nutriments, et de l'énergie aux organismes marins, directement ou indirectement (Nicoletti et Trincone, 2016).

C.cylindracea représente l'un des événements les plus graves invasifs en méditerranée, montrant de vastes zones colonisées dans l'ensemble du bassin et interférant avec les communautés autochtones (Boudouresque et Verlaque, 2002; Ceccherelli et *al.*, 2002; Verlaque et *al.*, 2003). L'espèce est définie comme algue envahissante, établissant une structure dominante dans l'environnement, limitant les espaces de vie aux autres espèces (Cirik et *al.*, 2001).

L'impact de la prolifération de l'espèce invasive *C.cylindracea* provoque la disparition des espèces d'algues vertes à structure fragile présentant des intérêts économique et écologique très importants, telle que l'algue filamenteuse *Cladophora laetevirens*, qui s'est présentée dans quelques sites non touchés par ce taxon envahissant, comparativement à tous les autres sites (exemple de la station de Marina, figure 60), et avec une apparence accordée aux algues du genre *Ulva*, qui sont apparues dans presque toutes les stations avec une bonne proportion en absence de *C.cylindracea*, en revanche, ils sont faiblement présentés dans le cas des

stations de Salamandre et Stidia (figures 55, 56), qui affichent une colonisation assez prononcée, et un impact fortement invasif du taxon sur le cortège algal, et ce pour tous les groupes d'algues confondues, en comparaison avec les sites non affectés par la caulerpe, c'est le cas des stations ; Oued Elgsob, Marina, et La plage Anglaise (figures 59, 60, 61). Les espèces *U.intestinallis* et *U.compressa* non tolérantes aux invasions de *C.cylindracea* ont bien marqué leur absence dans les stations lourdement touchées par la caulerpe (exemple des illustrations des figures 53, 54).

Le groupe d'algues permettant de déterminer la turbidité, la transparence de l'eau, le degré de pollution, et parfois même sa nature, est représenté par l'ordre des Ulvales, qui exigent pour leur croissance et développement, de fortes concentrations en nitrates et en phosphore (Bachir Bouiadjra, 2012).

L'espèce autochtone *Caulerpa prolifera*, affiche une faible apparence, et ne résiste pas à la présence et l'invasion de *C.cylindracea*, qui représente un concurrent potentiel pour l'occupation de l'espace, c'est l'exemple des stations de Mers El Hadjadj, et de Stidia (figures 54, 55).

De même pour quelques espèces d'algues rouges fragiles, qui accusent à leur tour, l'impact de la présence de l'espèce invasive dans leur habitat, et se présentent d'une façon rare, exemple *Carradoriella elongata* (Station de Stidia), *Hypnea musciformis*, dont la présence est insignifiante avec une fréquence faible dans plusieurs sites (exemple celui de Bousfer). Par ailleurs, leur faible présence dans tous les sites est bien justifiée par leur aspect d'algue rouge, vivant dans les profondeurs maritimes, sachant que nos relevés floristiques n'excédaient pas deux mètres de profondeur, et notre inventaire algal ne se veut pas exhaustif.

La prospection dans plusieurs sites d'étude signale la présence des espèces résistantes, comme les espèces calcifiées ; telle que *Ellisolandia elongata* ; très tolérante à la pollution, et constitue de ce fait, une indicatrice potentielle de milieu perturbé (Bachir Bouiadjra, 2012), *Corallina officinalis*, et *Jania rubens*, faisant partie du groupe des algues rouges, ainsi que *Padina pavonica*, *Dictyota dichotoma* et *Dictyopteris membranacea*, algues brunes qui se présentent à des fréquences équilibrées dans la majorité des stations, et dans différentes situations, vu leur adaptabilité aux variations des conditions d'envahissement, le cas des stations de Bousfer, Kristel et Arzew (figures 51, 52, 53).

De même, des algues brunes à port dressé et de forme rigide, telles que *Cystoseira compressa*, *C.baccata* et *Sargassum vulgare*, qui paraissent très résistantes face à cette contrainte

écologique et phytosociologique, en présentant une bonne forme structurale, permettant à l'algue de s'adapter fortement face aux invasions, comme c'est le cas pour les stations ; *Stidia* et Salamandre (figures 55, 56), contrairement à l'espèce *C.stricta*, bioindicatrice de pollution organique, qui s'est présentée dans les relevés des stations de ; Kristel et Bosquet, et Madrid, l'espèce est endémique des côtes algériennes et tunisiennes, est sentinelle des eaux en mode battu et calme, et semble être très sensible à la pollution, et utilisée à ce titre pour la classification des statuts écologiques des zones côtières ; sa régression est constatée autour des grandes agglomérations en région méditerranéenne (Bachir Bouiadjra, 2012).

L'herbier de Posidonie, représentant la plante phanérogame endémique, ayant des intérêts écologique et économique, est affecté fortement par l'invasion de cette espèce exotique qui cause des dégâts par l'occupation de l'espace. Cela a attiré la tension de beaucoup de chercheurs qui ont visé l'étude de ce comportement très agressif face à cette contrainte phytosociologique. C'est le cas des stations *Stidia* et Salamandre par rapport à notre relevé au niveau des stations de la ville de Ténès (figures 55, 56 et 59, 60, 61). L'interaction à long terme avec les algues envahissantes pourra détériorer la structure des prairies de la Posidonie, en diminuant leur résistance initiale à l'invasion, en raison des mécanismes de concurrences potentielles entre les deux types de macrophytes (par exemple, les effets allélopathiques) (Bernardeau-Esteller, 2019).

La caractérisation des assemblages de macroalgues et d'herbes marines montre une faible couverture pour toutes les espèces de la zone d'invasion (Bentaallah et *al.*, 2021), dont, l'invasion de *C.cylindracea* peut affecter fortement, la structure, et la biodiversité des assemblages de la flore benthique, en réduisant ; (a) l'espace de vie, (b) le nombre des espèces natives, (c) l'abondance et la couverture des espèces natives (Chabane, 2019).

Quoi qu'il en soit, les conditions de grande incertitude et de variabilité biologique, suggèrent la nécessité de programmes de surveillance et de cartographie à jour des écosystèmes côtiers, afin de garantir la survie des espèces endémiques, vivant encore en méditerranée, et la protection de sa biodiversité marine (Bentaallah et *al.*, 2021).

2.1.10. Comparaison entre différentes Fréquences de *C.cylindracea* dans toutes les stations

Le relevé global présenté en figure 62 résume et regroupe l'état de chaque station étudiée vis-à-vis de la présence, l'absence, et estimation de la fréquence du taxon invasif *C.cylindracea*.

2.2. L'indice de diversité ; Indice de Shannon H', et d'équitabilité E

L'indice de Shannon H', donne une appréciation direct sur les milieux, il confirme ce qui est dit auparavant sur l'expansion de l'algue invasive, donnant pour les endroits les plus touchés la désignation de médiocre concernant l'état écologique justifié comme perturbé, cela est pour les sites suivant (figure 63) ; Salamandre avec une forte propagation du taxon invasif influençant sur la qualité du milieux marin enregistrant la valeur la plus basse ($H'=1,74$) afin d'avoir par la suite de faible valeur pour l'indice d'équitabilité ($E=0,4$), puis les stations fortement touchées par *C.cylindracea* dont ; Stidia, Bousfer, Arzew, Mers El Hadjadj, et Kristel ($H'= 2,09 ; 2,16 ; 2,19 ; 2,48 ; 2,6$ successivement) et qui sont signalés comme des milieux fortement pollués, enregistrant des valeurs de E variant entre 0,42 jusqu'à 0,5.

La prospection effectuée au niveau des stations Stidia et Salamandre a permis d'enregistrer des valeurs faibles de H', variant de 1,32 à 1,44, suivi fidèlement d'un indice d'équitabilité (E) oscillant entre 0,73 à 0,76, Or ces stations sont lourdement touchées par les rejets directs industriels, domestiques et urbains, des eaux sans traitement préalables, générant ainsi une pollution sans cesse croissante, affectant inévitablement la communauté algale dans sa diversité (Bachir Bouiadjra, 2012).

Les sites de Sbeaat et de Bosquet enregistrent aussi des valeurs légèrement élevées de H' ; (2,74 ; 2,96) mais toujours désignant des sites en état de perturbation, avec des valeurs de E ; (0,57 et 0,6). Ce qui est confirmé par Bachir Bouiadjra (2012), la station de Bosquet qui est relativement épargnées par les pollutions d'origines diverses présente des indices de diversité et d'équitabilité légèrement supérieurs, cependant la vigilance doit être mise dans ce secteur d'où la nécessité d'envisager des mesures appropriées avant qu'il ne soit trop tard.

Pour Les trois stations visitées dans la wilaya de Tlemcen, les deux stations d'Aïn Témouchent (Madrid et Bouzedjar), et les trois dernières stations de Chlef, ne présentant pas l'expansion du taxon invasif étudié, nous ont permis de les considérées comme des sites modérément pollués, avec un état écologique désigné comme moyen, présentant des valeurs H' entre 3,01 et 3,29 (cas des stations Sidna Youchaa et plage anglais comme exemples retenus), laissant apparaître des valeurs de E visiblement plus élevées par rapport aux cas précédents, variant entre 0,6 et 0,64.

Il est admis qu'un indice de diversité élevé traduit généralement un peuplement algal évolué, pour lequel le degré d'organisation est important (Boudouresque, 1970). Dans les phytocénoses benthiques infralittorales de méditerranée, on retrouve cette gamme de variation

pour l'indice de diversité, par contre les indices d'équitabilité restent toujours moyens, même dans les peuplements assez bien structurés, en raison du nombre important de petites espèces d'abondance négligeable (Gerbal, 1994). En effet, l'indice de diversité (H') montre des valeurs assez élevées dans les stations relativement propres, ainsi que des valeurs plus faibles dans les stations relativement polluées ou instables (Chabane, 2019).

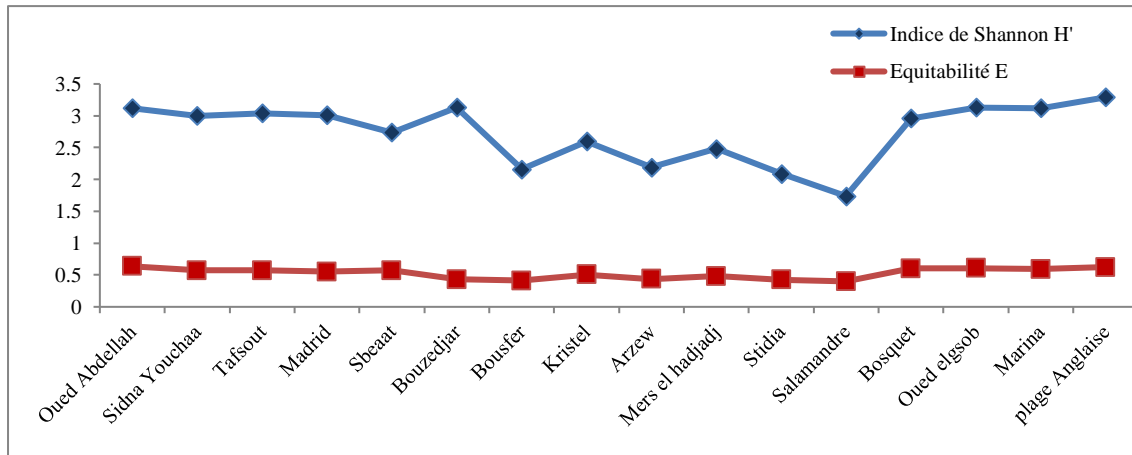


Figure 63 : L'indice de diversité de Shannon H' et d'équitabilité E dans différentes stations.

2.3. Etude de l'Indice paysager *Caulerpa racemosa* ; ICar

Les résultats de prospection de l'identification des zones visitées vu l'indice *Caulerpa racemosa* ; ICar se résume sur le tableau 12.

ICar a été créé et appliqué par Cariou et *al.*, pour la première fois en 2011 et 2012, dans la Baie de La Revellata (France), sur une large gamme de profondeur pouvant aller de 3 à 42 m ; l'indice paysager ICar pourrait être appliqué sur l'ensemble de la méditerranée. Cette simple méthodologie, permet de qualifier les différentes zones colonisées par la Chlorobionte, elle permet également de réaliser un suivi de l'évolution spatio- temporelle de la distribution de l'algue invasive (Cariou et *al.*, 2013). Cette dernière ne couvrait ni la vase, ni le coralligène, dont elle était présente sur toutes les autres catégories de substrats rencontrées dans la zone étudiée (Cariou et *al.*, 2013).

D'abord, les sites Oued Abdellah, Sidna Youchaa, Tafsout, Madrid et Bouzedjar, situés dans l'extrême ouest algérien sont classés non affectés par l'espèce invasive *C.cylindracea*. Les substrats de ses sites étudiés varient de rocheux avec algues à Sableux.

Les zones prospectées citant Sbeaat et Bosquet, enregistrent une faible présence de ce taxon; soit des tâches colonisées inférieures à 1 m² présentant un substrat sableux, avec une répartition très irrégulière de l'algue à densité très faible avec un nombre de frondes faciles à

compter. L'extension de l'algue s'élargit, dans le site de Kristel sur un substrat sableux, puis dans les sites de ; Bousfer, Arzew et Stidia, beaucoup plus sur un substrat rocheux avec algues, et Mers El Hadjadj sur un substrat sableux, puis le maximum d'extension, avec une densité importante et régulière avec la partie rampante en plusieurs couches donnant des stolons qui se superposent.

Le maximum d'expansion est signalé au niveau du site de Salamandre ; sur un substrat rocheux avec algues, la présence des prairies continues de *C.cylindraea*, avec une densité importante et régulière, partie rampante en plusieurs couches.

Pour le reste des stations situées dans l'est de l'étendu d'étude ; Oued Elgsob, Marina et La plage Anglaise, l'espèce *C.cylindracea* est absente tout le long des sites, présentant des substrats rocheux avec algues et sableux.

Le type de substrat ne semble pas être un facteur limitant à l'expansion de *C.cylindracea*, elle colonise la matre morte de Posidonie, le détritique côtier, les substrats rocheux et sableux, et même l'herbier sain de la Posidonie (Cariou et *al.*, 2013; Gobert et Richir, 2019). Outre, les substrats meubles (sables, vases) présentant peu d'anfractuosités sont ceux pour lesquels les meilleurs résultats, ont été observés, alors que les substrats durs où les herbiers *Posidonia oceanica* cohabitent, avec le taxon invasif ne permettent pas de garantir un succès total des interventions (Ceccherelli et *al.*, 2001b).

Cet indice est pensé pour être applicable et utilisable par le plus grand nombre de ; biologistes marins, gestionnaires de l'environnement littoral ou plongeurs loisir ..., cela est rendu possible via la diffusion d'une plaquette d'identification du statut de colonisation du substrat par la caulerpe (Gobert et Richir, 2019).

Tableau 12: données de prospection selon ICar dans différentes stations.

Site	Localisation géographique	Profondeur (m)	Année	ICar
Oued Abdellah	35° 05' 38" N, 1° 51' 37" O	2	2020	RA S0 C0 P1
Sidna Youchaa	35°11'81"N, 1°77'95"O	0,5-1	2020	RA S0 C0 P1
Tafsout	35°10'35"N, 1°39'18"O	1,5	2020	RA S0 C0 P1
Plage de Madrid	35°18'08" N, 1°23'01"O	0,5-1	2019	Sa S0 C0 P1
Sbeaat	35° 18' 26"N, 1° 8' 32"O	0,5-1	2019	Sa S1 C1 P2
Bouzedjar	35° 34' 28" N, 1° 10' 01" O	0,5-1	2019	Sa S0 C0 P1
Bousfer	35°43'36"N, 0°51'0"O	1-1,5	2019	RA S2 C3 P2
Kristel	35° 49' 34"N, 0° 29' 00"O	1-1,5	2019	Sa S2 C2 P2
Arzew	35°51'01"N, 35°51'01"O	1-1,5	2019	RA S2 C3 P2
Mers El Hadjadj	35° 47' 00"N, 0° 10' 00"O	1-1,5	2019	Sa S2 C3 P2
Stidia	35° 50' 00"N, 0° 00' 00"	0,5-1	2019	RA S2 C3 P2
Salamandre	35° 56' 00"N, 0° 05' 00"E	0,5-1	2019	RA S3 C4 P2
Bosquet	36° 06' 00"N, 0° 20' 00"E	1-1,5	2019	RA S1 C1 P2
Oued Elgob	36° 30' 16"N, 1° 15' 27"E	0,5-1	2018	Sa S0 C0 P1
Marina	36° 30' 19"N, 1° 14' 09"E	0,5-1	2018	RA S0 C0 P1
Anglaise	36° 31' 35"N, 1° 19' 24"E	0,5-1	2018	Sa S0 C0 P1

2.4. Etude statistique des paramètres phytosociologiques

Les résultats obtenus de la distribution des différents types des macrophytes benthiques sont validés statistiquement selon les analyses suivantes.

2.4.1. Analyse factorielle de correspondance (AFC)

Afin de mettre en évidence certains facteurs qui réagissent sur la distribution des macrophytes benthiques, vis-à-vis de l'invasion de *C.cylindracea*, une analyse factorielle des

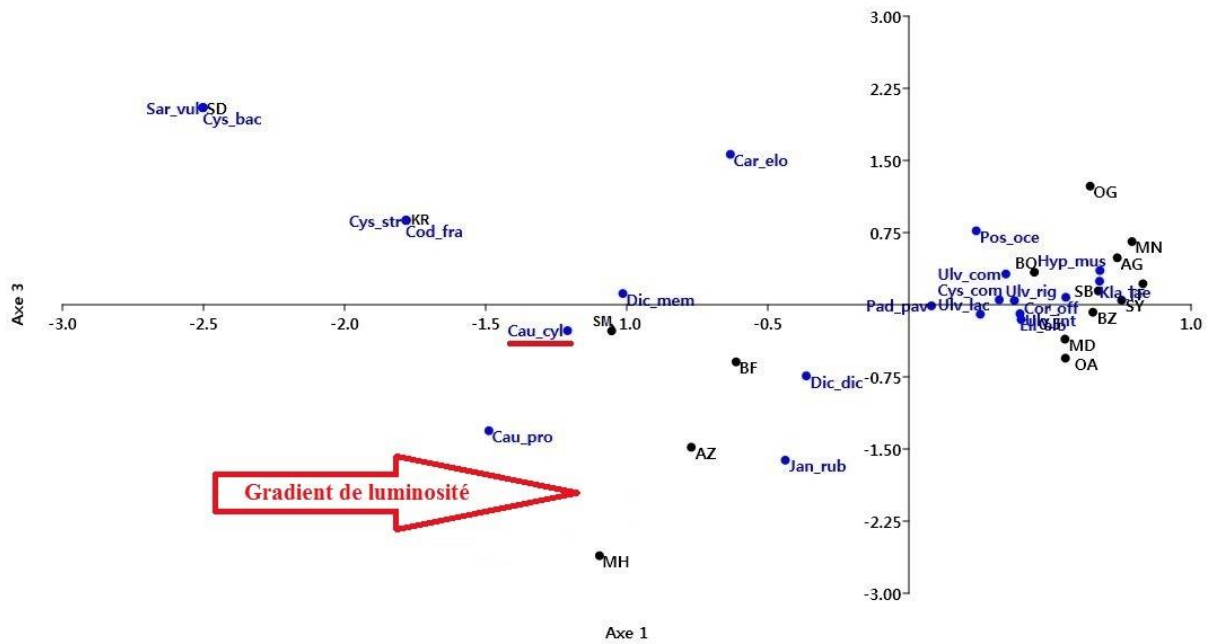


Figure 65 : plan factoriel F1-F3 de distribution des différentes espèces.

Les figures 64 et 65 expliquent que ; l'expansion de l'espèce invasive *C.cylindracea* n'est pas limitée par les différents facteurs cités auparavant, selon les gradients ; de pollution, de turbidité, et de luminosité.

2.4.2. Classification Hiérarchique Ascendante (CAH)

Les résultats obtenus de la distribution des différents types des macrophytes benthiques sont validés statistiquement par la classification hiérarchique ascendante (figure 66 et 67).

La classification hiérarchique des 16 stations (figure 66), nous permet d'identifier deux principaux groupes correspondant aux assemblages d'espèces suivants : G1 : l'espèce invasive *C.cylindracea* ; G2 : espèces accompagnatrice (recensées).

Ces assemblages d'espèces sont représentés successivement le long du premier axe factoriel de l'AFC (figure 64, AFC : inertie de l'axe 1 = 0,26 ; pourcentage de variance expliqué par l'axe 1 = 26.96% ; inertie de l'axe 2 = 0,23 ; pourcentage de variance expliqué par l'axe 2 = 23.62%).

Le second groupe est subdivisé en deux sous-groupe G2' et G2'' ; le premier (G2') contient des espèces qui sont représentées dans 1 à 4 sites. Le second sous-groupe (G2'') explique pertinemment les taxons qui s'affichent dans 4 à 15 sites.

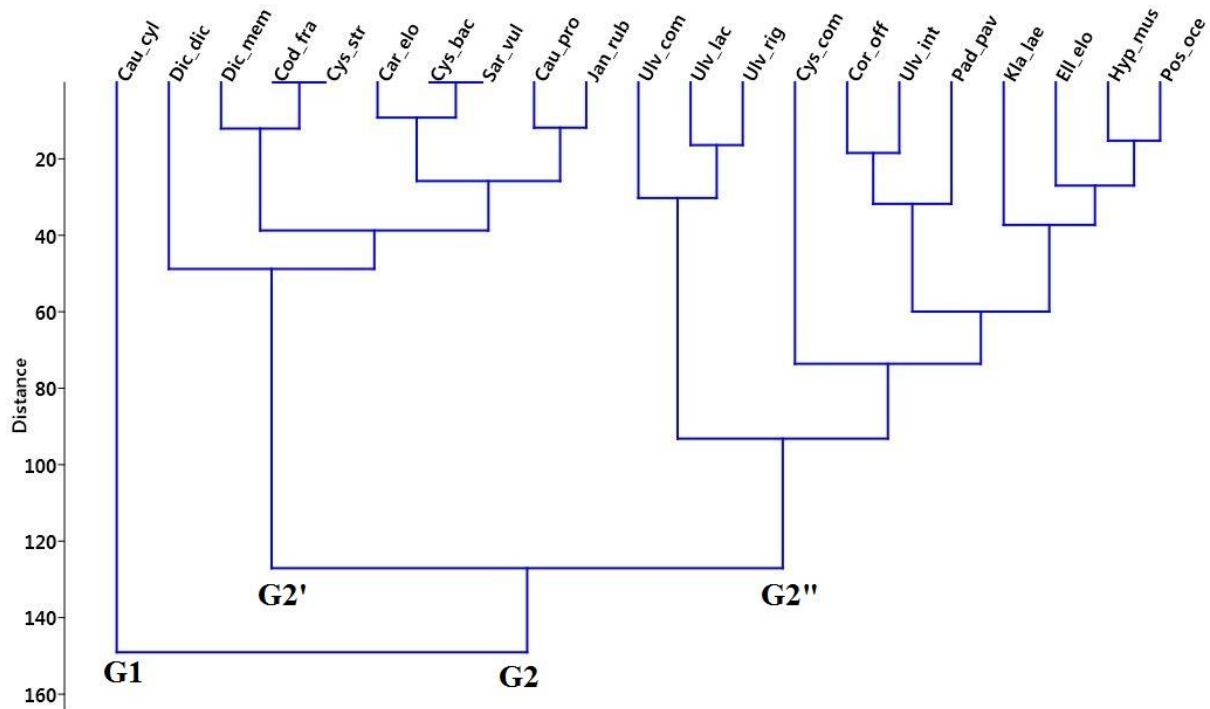


Figure 66 : Classification ascendante hiérarchique des différentes espèces recensées.

La classification hiérarchique ascendante des différents sites (figure 67), montre un gradient d’invasion par *C.cylindracea*, mettant en évidence deux groupes ; G1 décrivant les sites fortement touchés par l’invasion de cette espèce envahissante, ainsi que le groupe G2 présente les sites les moins touchés par la propagation de ce taxon agressif.

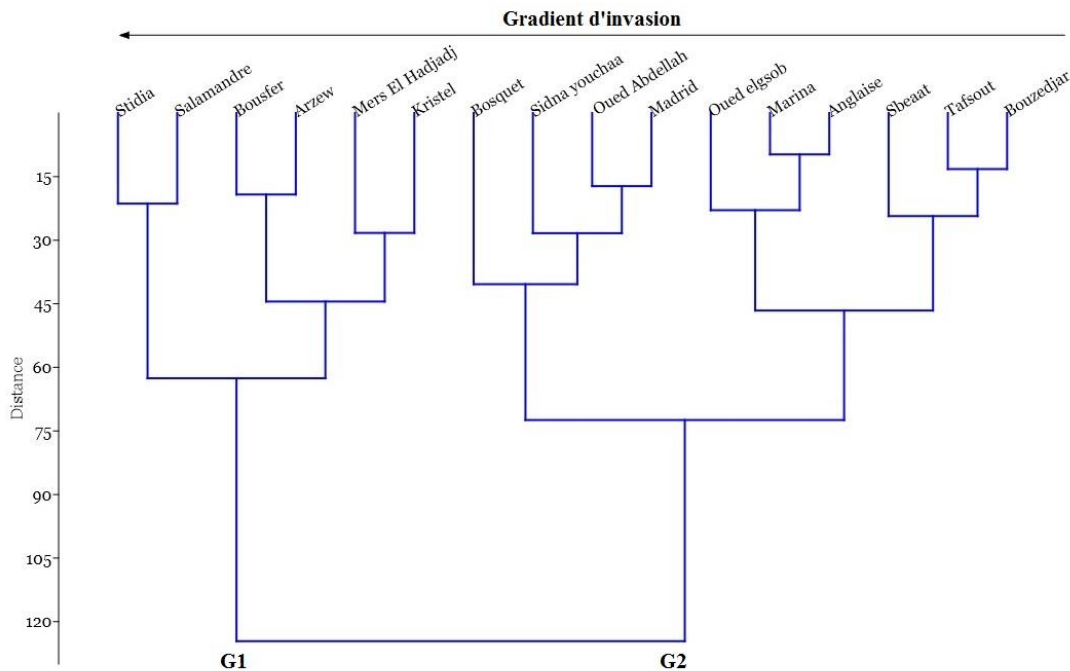


Figure 67 : Classification hiérarchique ascendante des différentes stations.

2.4.3. Analyse en composantes principales (ACP)

Pour bien confirmer nos résultats, une Analyse en composantes principales ACP est réalisée sur les deux extrémités de la CAH en particulier *C.cylndracea* et *Posidonia oceanica* (figure 68, 69).

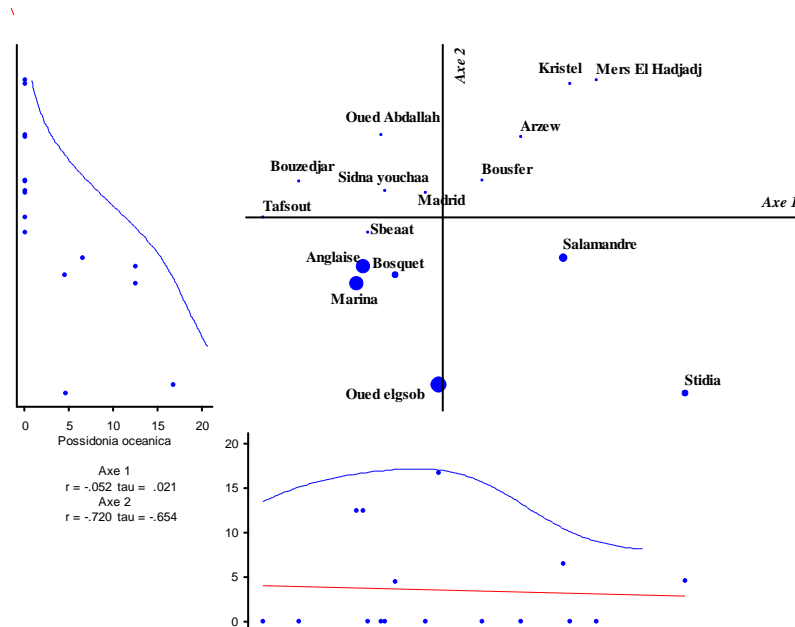


Figure 68 : Ordination de *Posidonia oceanica* dans le plan des axes 1-2 de l'ACP

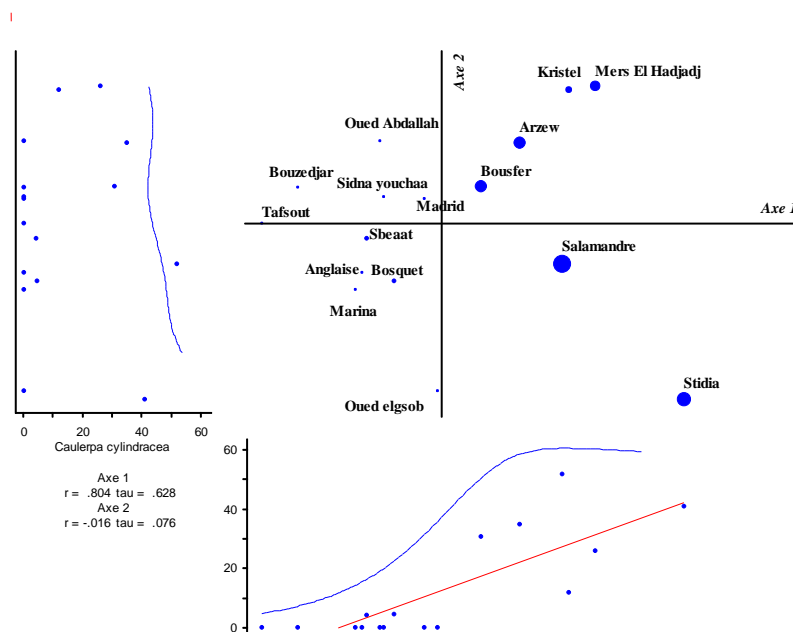


Figure 69 : Ordination de *Caulerpa cylindracea* dans le plan des axes 1-2 de l'ACP

L'ACP révèle la régression de la fréquence de *P.oceanica*, et la forte succession d'une espèce invasive à savoir *C.cylindracea* (Figure 68, 69).

Les stations ayant subi un fort changement dans la composition floristique sont : Stidia, Salamandre. Cette modification est due essentiellement aux actions anthropiques.

Les figures 68, et 69 expliquent l'expansion de *C.cylindracea* dans les sites retenus pour l'étude. Il est à noter que cette propagation du taxon invasif a tendance à confisquer la niche écologique de l'espèce endémique *P.oceanica*, caractérisant un niveau d'impact assez prononcé voir la dégradation d'un écosystème symbolique et endémique de la méditerranée. Ce qui impose à l'avenir le suivi, pour analyser et modéliser les variations de composition et de diversité algale lors d'une succession. Les mêmes figures affichent une courbe de régression pour les deux espèces en question. La lecture de ces courbes fait ressortir la position actuelle de la posidonie et permet d'estimer et de modéliser l'état de la phanérogame considérée comme espèce clé. En revanche les résultats de l'ACP relative à *C.cylindracea* révèlent une courbe qui traduit une propagation sans cesse croissante et non limitée affectant plusieurs stations d'observation.

L'examen de l'impact de l'espèce invasive *C.cylindracea* sur les communautés benthiques macrophytiques en méditerranée nord-occidentale (Marseille, France) ressort une réduction de la biomasse des espèces dans les communautés envahies par rapport aux communautés non-envahies (Klein et Verlaque, 2012). Lorsque *C. cylindracea* est implantée dans les sédiments, son hache rampante et ses rhizoïdes tissent rapidement une couverture compacte qui piège les sédiments et arrête la lumière, le substrat devient progressivement inaccessible à d'autres organismes, en particulier à d'autres macrophytes (Verlaque et Fritayre 1994; Piazzi et al., 2001).

L'étude de Boris et al (2008), en Croatie porte sur l'impact de *C.cylindracea* sur les assemblages des macroalgues et *P.oceanica*, signale que la matte morte des herbiers marins, *P.oceanica* et les roches couvertes d'algues photophiles, sont souvent signalées comme des substrats favorables à la propagation de cette algue (Piazzi et al., 2001; Ceccherelli et al., 2002; Piazzi et al., 2003; Ruitton et al., 2005a,b; Bulleri et Benedetti-Cecchi, 2008; Katsanevakis et al., 2010; Infantes et al., 2011). Dans une zone d'étude en mer adriatique (Italie), une plus grande abondance de *C.cylindracea* sur le sable et les substrats détritiques est enregistrée (Pierucci et al., 2019). Ce qui est confirmé par une étude récente de Sghaier et al (2015), le long de la côte tunisienne, signalant une présence très élevée de *C.cylindracea* sur les substrats sableux, ainsi que les lieux des roches et des prairies *P.oceanica*. En revanche, Piazzi et Cinelli (1999), et Infantes et al (2011), montrent une densité élevée de *C.cylindracea* dans les eaux peu profondes de 0–3 m et <8 m de profondeur.

L'effet de cette algue sur les communautés benthiques, a été décrit par Piazzini et al (2016), soulignant quelques principaux facteurs directs et indirects, affectant la dissémination de ce taxon, dont beaucoup d'autres sont encore mal connus. Par exemple, la pertinence de la profondeur, du mouvement de l'eau, des herbivores et d'autres envahisseurs dans la dynamique de dispersion de ce ravageur n'est toujours pas claire (Pierucci et al., 2019).

Pour *C.taxifolia*, comme pour *C.cylindracea*, l'invasion peut être résumée en quatre étapes principales ; (1) arrivée, (2) installation, (3) expansion, (4) persistance (Boudouresque et Verlaque, 2012). Le processus d'expansion peut être très long, montrant que seulement avec des études de suivi à long terme couplée à une meilleure connaissance écophysiological de *C.cylindracea*, et grâce à des expériences de manipulation, il pourrait être possible de mieux comprendre les facteurs clés de l'invasion de cette espèce en mer méditerranée (Montefalcone et al., 2015; Ivesa et al., 2015). Des études supplémentaires d'intérêt biologique en particulier, sont nécessaires pour évaluer la propagation, la vitesse d'invasion et l'impact de cette algue, qui affecte remarquablement différentes zones, à différentes profondeurs et substrats (Pierucci et al., 2019).

3. Etude des paramètres biométriques de *C.cylindracea*

L'étude biométrique sur l'espèce invasive *C.cylindracea*, a été effectuée au cours de l'année, établissant des mesures faites sur ; la longueur des stolons, la longueur des frondes et la distance entre frondes, afin de cerner les périodes de forte croissance du taxon. Nous avons remarqué l'enregistrement d'une bonne croissance dans la période du printemps, le moment le plus propice pour se reproduire, et d'avoir une bonne masse algale, comparativement aux taux de croissance de l'algue en saison du froid, où les conditions sont défavorables pour leur croissance et leur développement, vu le mauvais éclaircissement, et la baisse de température... Pour cela, nous avons établi les différentes dimensions signalant les deux saisons pour montrer l'impact des changements climatique sur notre algue jouant le rôle de facteur limitant.

3.1. La différence des longueurs des frondes

La figure 70 montre une étude comparative entre les différentes dimensions de longueur des frondes pour les spécimens récoltés dans différentes stations, donnant une estimation sur leurs tailles pendant les deux saisons mentionnées atteignant le minimum et le maximum de leur croissance, signalant un écart remarquable des taux de croissance, atteignant le maximum en printemps et un minimum en hiver.

En printemps, les valeurs maximales des mesures des frondes sont celles enregistrées chez les spécimens récoltés dans les stations ; Stidia, Bousfer, et Salamandre, pour ; $5,63 \pm 1,18$; $5,49 \pm 1,16$; $5,05 \pm 1,3$ cm respectivement. Tandis que pour les stations Kristel, Bosquet, et Arzew, le taux de croissance des frondes est moyennement important, révélant des valeurs successivement de ; $4 \pm 1,3$; $3,84 \pm 1,65$; $3,05 \pm 1,09$ cm. Pour le reste des stations, des longueurs des frondes affichent les valeurs les moins importantes ; $2,82 \pm 0,25$ cm pour Sbeaat et $2,42 \pm 0,54$ cm pour Mers El Hadjadj.

Pour la saison hivernale, enregistrement d'une baisse de taille d'environ 2 cm pour chaque spécimen par rapport aux valeurs mentionnées en printemps, dans les différentes stations.

Les chiffres enregistrés en centimètre sont comme suit pour : Stidia ($3,83 \pm 1,17$) ; Salamandre ($3,55 \pm 1,3$) ; Bousfer ($2,8 \pm 0,63$) ; Bosquet ($1,84 \pm 1,67$) ; Kristel ($1,6 \pm 0,67$) ; Arzew ($1,43 \pm 0,42$) ; Sbeaat ($1,31 \pm 0,33$) ; Mer El Hadjadj ($1,04 \pm 0,26$).

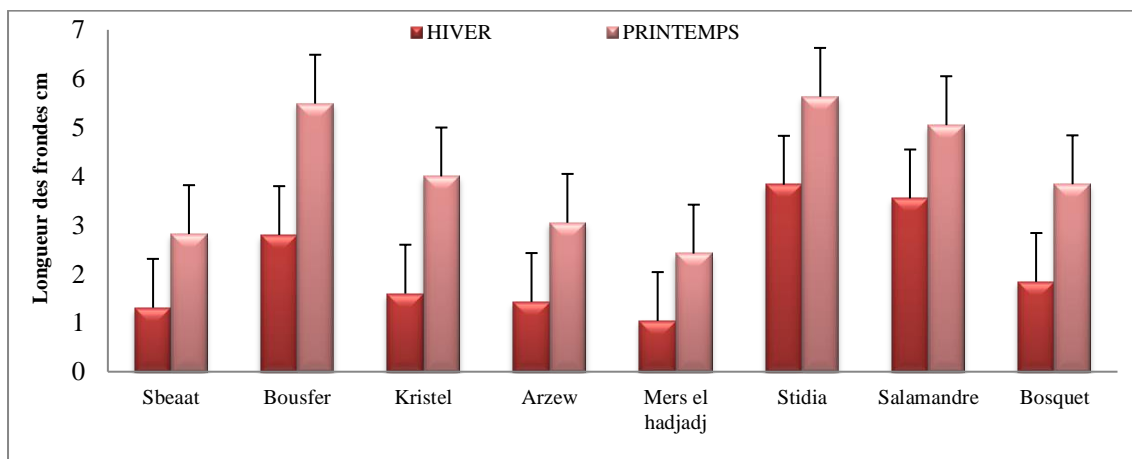


Figure 70 : Différence entre les longueurs des frondes de *C.cylindracea* dans différentes stations.

Le relevé statistique ($p < 0,05$) (Tableau 18, Annexe), affiche des différences très significatives entre les longueurs des frondes des spécimens d'algue, pour la plupart des sites de récolte.

3.2. La différence entre les longueurs des stolons

La figure 71 révèle une différence nettement signalée entre les longueurs des stolons, pour l'ensemble des échantillons de *C.cylindracea* récoltée dans toutes les stations, dans les deux saisons. Les écarts des valeurs de croissance des stolons en période hivernale sont moins importantes qu'en saison printanière, dont on enregistre en hiver les mesures suivantes ; $11 \pm 2,64$ cm pour Salamandre ; $10 \pm 3,68$ cm pour Stidia ; $6 \pm 1,34$ cm pour Bousfer ; $5,25 \pm 1,01$

cm pour Arzew ; $4,5 \pm 1,03$ cm pour Kristel ; $4,3 \pm 0,8$ cm Mers El Hadjadj ; $4,2 \pm 1,5$ cm pour Bosquet ; et $3 \pm 1,42$ cm pour Sbeaat

En printemps, des chiffres plus importants telles ; $17,9 \pm 2,64$ cm Salamandre ; $16,6 \pm 3,7$ cm Stidia ; $12,6 \pm 5,81$ cm Bousfer ; $11,34 \pm 3,69$ cm pour Arzew ; $9 \pm 1,05$ cm kristel / $8 \pm 1,94$ cm Mers El Hadjadj ; $8,7 \pm 1,49$ cm Bosquet ; et $5,83 \pm 3,06$ cm Sbeaat.

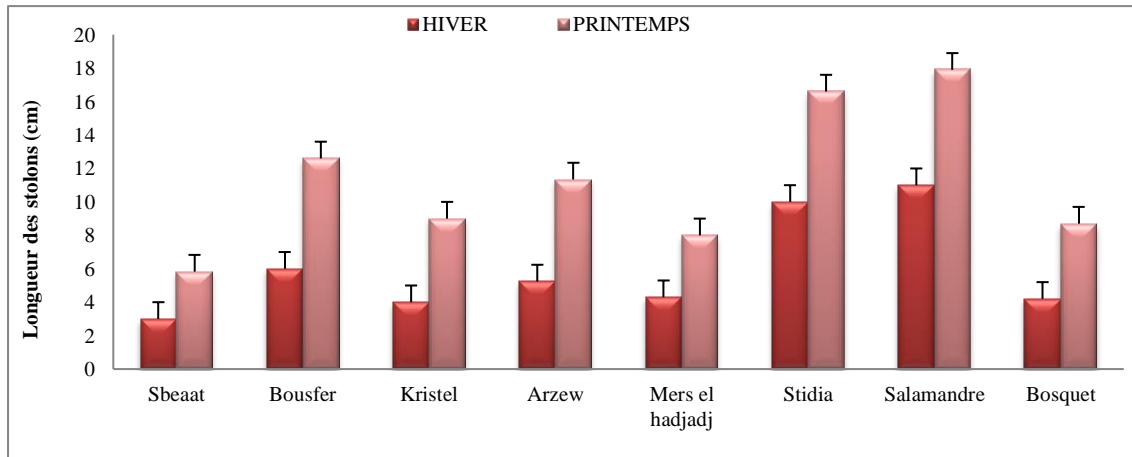


Figure 71 : Différence entre les longueurs des stolons de *C.cylindracea* dans différentes stations.

Les résultats obtenus révèlent des différences entre les longueurs des stolons de l'algue *C.cylindracea*, justifiés statistiquement comme significatifs à fortement significatifs, dans les différentes sations (Tableau 19, Annexe).

3.3. La différence des distances entre frondes

Les valeurs obtenues pour ce paramètre sont plus importante en saison froide qu'en saison printanière, la distance entre fronde se réduit au moment de la croissance et le développement des thalles de *C.cylindracea*.

D'après la figure 72, les enregistrements des grandeurs en hiver, dans différentes stations, sont comme suit (en centimètre) ; Arzew ($2,76 \pm 0,59$) ; Bosquet ($2,52 \pm 0,3$) ; Mers El Hadjadj ($2,2 \pm 0,42$) ; Bousfer ($2,1 \pm 0,55$) ; Kristel ($2 \pm 0,42$) ; Stidia ($2,05 \pm 0,45$) ; Salamandre ($1,81 \pm 0,35$) ; et Sbeaat ($1,21 \pm 0,44$).

En printemps, l'évaluation des mesures obtenues est comme suit (en centimètre) ; Arzew ($2,35 \pm 0,62$) ; Bosquet ($1,22 \pm 0,36$) ; Mers El Hadjadj ($1,24 \pm 0,62$) ; Bousfer ($1,39 \pm 0,88$) ; Kristel ($1,5 \pm 0,23$) ; Stidia ($1,25 \pm 0,45$) ; Salamandre ($1,01 \pm 0,3$) ; et Sbeaat ($0,93 \pm 0,8$).

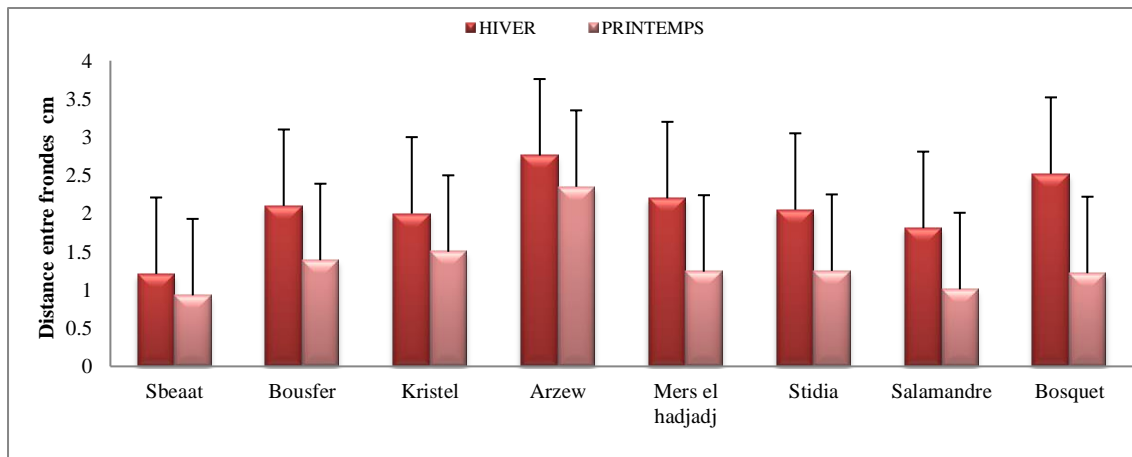


Figure 72 : Différence entre les distances entre les frondes de *C.cylindracea* dans différentes stations.

Des variances significatives à hautement significatives, des distances entre frondes de *C.cylindracea*, mesurée dans deux saisons (printemps et hiver), sont signalées dans la majorité des sites (Tableau 20, Annexe).

Les périodes hivernales semblent être les périodes d'intervention optimale pour faire des gestes (arrachage manuel et/ ou intervention mécanique), visant la diminution de propagation et d'expansion de *Caulerpa*, dans la mesure où les chances de régénération des boutures sont minimales, vu l'état réduit des thalles, qui échappent à la dissémination des stolons déchaussés par les intervenants, qu'en période de forte croissance s'étalant en d'autre saison (Piazzini et al., 2003).

Ces structures ont été utilisées pour la caractérisation et la délimitation des espèces, bien qu'elles se soient révélées présenter une plasticité morphologique contrôlée par l'environnement sous l'évolution de l'environnement (Belton et al., 2014; Riosmeña-Rodriguez et al., 2014). Les espèces du genre *Caulerpa*, présentent des niveaux élevés de plasticité phénotypique en raison des facteurs environnementaux (Belton et al., 2014).

Selon Klein (2007), *C.cylindracea*, peut avoir des frondes mesurant de 1 jusqu'à 11cm.

Comme c'est le cas pour Verlaque et al, signalant que les frondes peuvent atteindre jusqu'à 19 cm pour celle propagée sur la mer méditerranée, ayant un stolon variant entre 1cm pouvant avoir au-delà de 20 cm (Verlaque et al., 2003).

une des espèces de plus de ressemblances avec *C.cylindracea*, est *C.lentillifera*, ayant une taille qui variait entre 9 et 11 cm (Hoan et al., 2020).

4. Teneur en eau de *C.cylindracea*

Les valeurs de la teneur en eau enregistrées, sont plus ou moins importantes, pour les thalles de *C.cylindracea* récoltées dans tous les sites d'étude. Le minimum est observé au niveau de la station de Kristel qui est de $105,76 \pm 0,2$ % et le maximum au niveau de la station de Sbeaat d'une valeur de $110,36 \pm 0,39$ %.

Pour les autres sites, les valeurs obtenues sont toujours importantes, et varient de 105 à 107 % (figure 73).

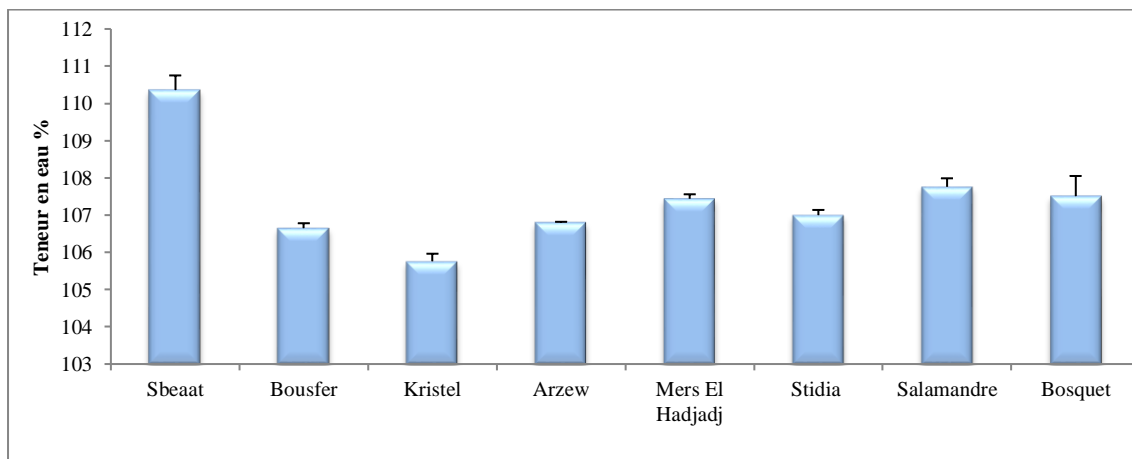


Figure 73 : Teneur en eau de *C.cylindracea* dans différentes stations.

Le test statistique (Tableau 21, Annexe), montre des différences hautement significatives des teneurs en eau chez *C.cylindracea* provenant de plusieurs sites, confirmant nos résultats sur l'étude de ce paramètre physiologique.

Les résultats suggèrent que l'algue présente de forte teneur en humidité (jusqu'à 110 %) comparativement à l'algue verte à thalle foliacée ; *Ulva lactuca* qui enregistre un taux d'humidité de 84 % (Wong et Cheung, 2000), 87,40 % (Ortiz et al., 2006), 85,05 % (Yaich et al., 2011).

Les raisins de mer contiennent 95 % d'eau, cas de *Caulerpa lentillifera* (Hoan et al., 2020).

Alors que les algues brunes, telle *Cystoseira compressa* affiche un taux d'humidité de 69,70%, *Cystoseira barbata* ; 62,27 % (Polat et Ozogul, 2009; Ozgun et Turan, 2015).

Quant aux algues rouges, on cite ; *Ellisolandia elongata* ; 47,05% renfermant un faible taux d'humidité (Oucif, 2018), suivi de *Jania rubens* avec 44,55% (Polat et Ozogul, 2009), et *Corallina officinalis* ; 31,50% (Ozgun et Turan, 2015), en raison de leurs thalles encroûtants et calcifiés.

La teneur élevée en eau pour les algues, n'est pas justifiée par leur immersion dans l'eau durant leur cycle de vie, car, les plantes terrestres aussi renferment une forte teneur en eau, cas d'*Atriplex halimus*, qui emmagasine jusqu'à 94% d'eau, même en situation de stress (Ghellai, 2014; Babou, 2020).

5. Teneur en pigments de *C.cylindracea*

5.1 Teneur en chlorophylle a et chlorophylle b

En figure 74, la teneur en chlorophylle a est minimale pour les thalles de la station Sbeaat voir $8,82 \pm 3,69$ mg/g PF, avec un maximum pour le site de Stidia qui s'élève à ; $17,58 \pm 7,43$ mg/g PF. Alors que pour le reste des sites, la teneur en chlorophylle a, se présente comme suit ; $15,19 \pm 3,6$ mg/g PF, pour la station de Bousfer, $13,94 \pm 6,66$ et $13,72 \pm 1,95$ mg/g PF, pour les stations Salamandre et Kristel. $12,86 \pm 4,46$ et $12,07 \pm 1,21$ mg/g PF, pour Mers El Hadjadj et Bosquet respectivement.

Concernant la chlorophylle b, les valeurs enregistrées pour la station de Sbeaat sont de ; $7,36 \pm 4,91$ mg/g PF ; de $13,02 \pm 7,76$ mg/g PF pour Bousfer ; et de $10,89 \pm 2,87$ mg/g PF, pour Bosquet ; ce qui représentent des valeurs inférieures à celles signalées à la chlorophylle a, pour les autres sites nous enregistrons les valeurs suivantes ; $23,11 \pm 17,56$ mg/g PF, pour Stidia ; $16,82 \pm 15,37$; $16,44 \pm 3,14$; $14,54 \pm 8,02$; et $13,76 \pm 12,35$ mg/g PF, pour Salamandre, Kristel, Arzew et Mers El Hadjadj.

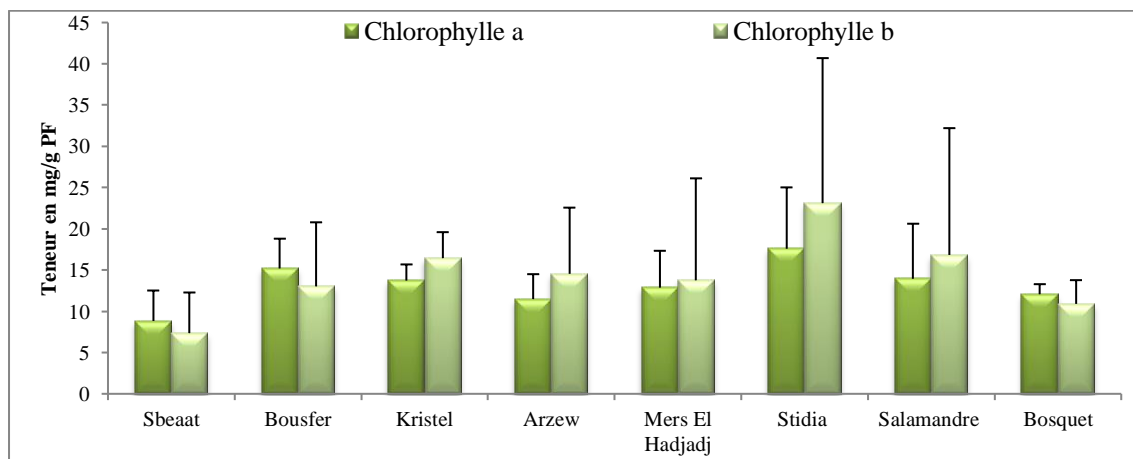


Figure 74 : Teneur en chlorophylle a, chlorophylle b de *C.cylindracea* dans différentes stations.

L'analyse statistique des teneurs en chlorophylle a, par rapport à celle la chlorophylle b n'est pas significative, et cela pour l'ensemble de nos sites d'observation (Tableau 22, Annexe).

La concentration des algues en pigments varie selon l'espèce, notre espèce montre une forte teneur en pigments chlorophylliens telle que la chlorophylle a et la chlorophylle b, cela est confirmé par les résultats signalés par Suparna (2020), sur *Caulerpa racemosa* (chlorophylle a $6,58 \pm 0,17$ mg/g PS ; et chlorophylle b $6,86 \pm 0,11$ mg/g PS), *Caulerpa racemosa* var. *macrophysa* (chlorophylle a $6,94 \pm 0,15$ mg/g PS, et chlorophylle b $9,12 \pm 0,12$ mg/g PS), *Caulerpa scalpelliformis* (chlorophylle a $7,30 \pm 0,15$ mg/g PS, et chlorophylle b $8,58 \pm 0,37$ mg/g PS). Nos résultats sur les pigments chlorophylliens, sont comparés à d'autres classes voir les pheophyceae qui renferment une quantité adéquate de chlorophylle a, et de chlorophylle b, exemple cas de ; *Padina tetrastromatica* (chlorophylle a $7,97 \pm 0,05$ mg/g PS, et chlorophylle b $5,96 \pm 0,35$ mg/g PS) , *Sargassum cinereum* (chlorophylle a ; $6,95 \pm 0,06$ mg/g PS, chlorophylle b ; $3,54 \pm 0,08$ mg/g PS), l'espèce *Hydroclatharus clathratus* (chlorophylle a $0,30 \pm 0,09$ mg / g PS ; et chlorophylle b ; $0,12 \pm 0,01$ mg / g PS), quand à la classe des algues rouges (*Rhodophytes*) *Gracilaria foliifera* ; Suparna (2020), signale un taux de $13,69 \pm 0,38$ mg/g PS.

5.2. Teneur en caroténoïdes

Les concentrations en caroténoïdes s'affichent en moins, par rapport aux pigments chlorophylliens a et b, avec un intervalle compris entre $0,09 \pm 0,06$ mg/g pour la station de Sbeaat, et $0,24 \pm 0,001$ mg/g PF pour Bousfer.

Pour les sites d'observation, de Kristel, Stidia et Bosquet, les valeurs varient de $0,21 \pm 0,03$; $0,19 \pm 0,08$; $0,16 \pm 0,04$ mg/g PF, et enfin pour le reste des stations, il est enregistré une même valeur ; $0,14 \pm 0,1$ mg/g PF, pour Mers El Hadjadj, Salamandre et Arzew (figure 75).

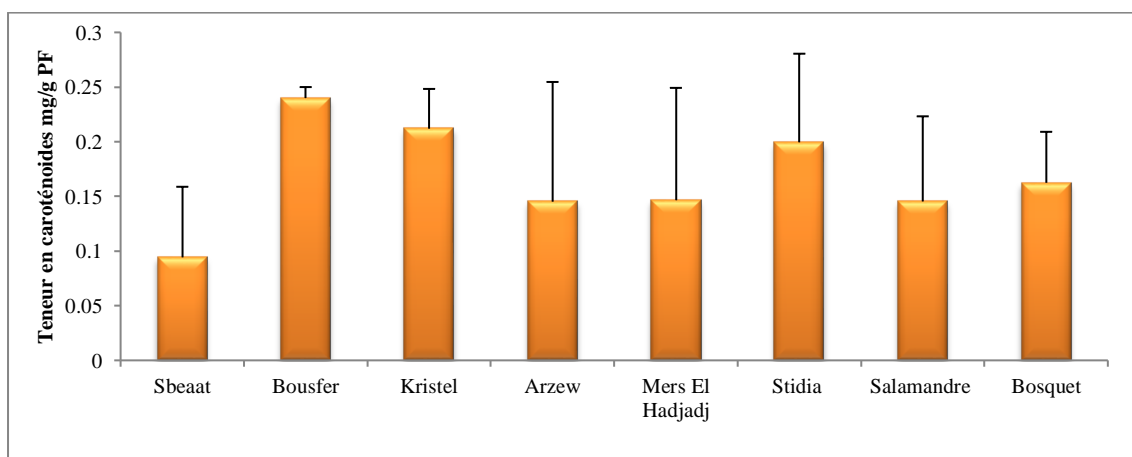


Figure 75 : Teneur en caroténoïdes de *C. cylindracea* dans différentes stations.

Le relevé statistique des teneurs en caroténoïdes (Tableau 23, Annexe), du cortège florestique algal indique une différence significative entre le site de Sbeaat, Bousfer et Kristel. Pour le reste des stations, les différences ne sont pas significatives, vue que les teneurs se rapprochent entre elles.

La teneur en caroténoïdes de nos échantillons affiche des valeurs relativement importantes comparativement à celles présentées par Suparna (2020), cas de *Caulerpa racemosa* var. *macrophysa* signalant $0,04 \pm 0,002$ mg/g PS. Tandis que l'espèce invasive *Caulerpa taxifolia* avait une synthèse de β carotène avec un rendement moyen de 0,1% et 2% de son poids de biomasse sèche (Rammuni et al., 2019).

6. Teneur en éléments minéraux de *C.cylindracea*

Ce paramètre est étudié pour identifier la richesse, en éléments minéraux de notre taxon, et de la nature de leur composition chimique. Ce qui permettra de valoriser l'espèce envahissante *C.cylindracea* comme engrais biologique destiné aux cultures, et à l'alimentation des animaux domestiques vu son caractère invasif colonisant des espaces assez vastes, en outre les compagnes d'arrachage des stolons de l'algue, dans les sites fortement affectés peuvent faire l'objet de réutilisation des stolons récupérés.

Les éléments analysés sont : Magnésium, Calcium, Potassium et Sodium.

6.1. La teneur en Magnésium (Mg^{2+})

L'intervalle des valeurs obtenues se situe est entre 5928 ± 891 mg/kg PS, pour Mers El Hadjadj, allant et 8793 ± 2409 mg/kg PS, pour Arzew pour l'accumulation de Magnésium dans les thalles de *C.cylindracea* (figure 76).

Les valeurs enregistrées sont ; 7543 ± 188 mg/kg PS, pour Stidia ; 7156 ± 1335 mg/kg PS, pour Bosquet ; 6801 ± 1682 mg/kg PS, pour kristel ; 6489 ± 514 mg/kg PS, pour Salamandre ; 6403 ± 1179 mg/kg PS, pour Sbeaat, et ; 6253 ± 762 mg/kg PS, pour Bousfer.

Es résultats révèlent que l'algue *C.cylindracea* accumule une forte teneur en cet élément essentiel ; qui est le Magnésium.

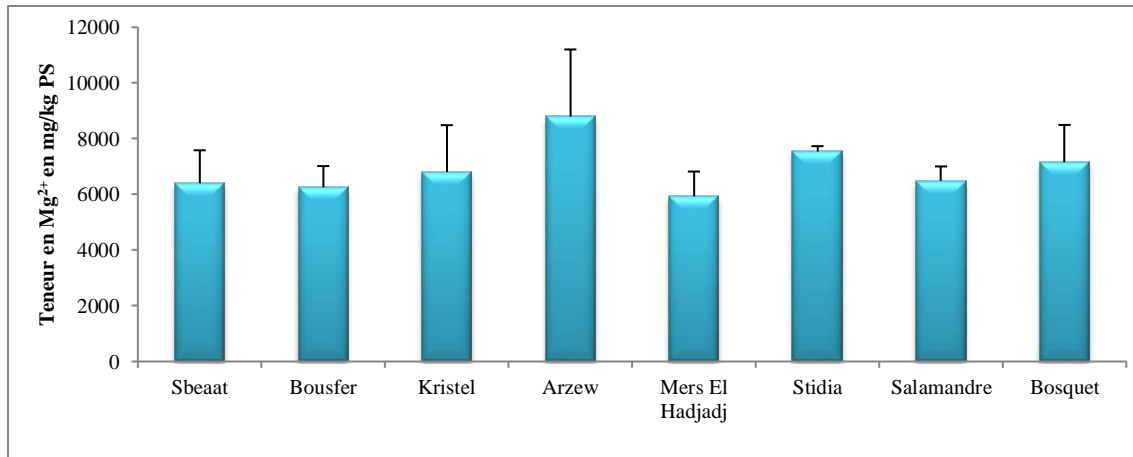


Figure 76 : Teneur en Magnésium de *C.cylindracea* dans différentes stations.

Le test statistique de variance ($p < 0,05$) (Tableau 24, Annexe), enregistre des différences non significatives des teneurs en Mg, pour sept stations d'observation, excepte le site d'Arzew.

6.2. Teneur en Calcium (Ca^{2+})

C.cylindracea concentre bien le Calcium. La plus grande valeur affichée est $4421,41 \pm 504$ mg/kg PS pour le site de Bousfer, tandis que la valeur la plus basse est enregistrée est $2777,8 \pm 635$ mg/kg PS dans le site de Bosquet. Pour les autres sites, les taux de Ca mentionnés sont respectivement ; $3822,16 \pm 800$ mg/kg PS pour Kristel ; $3798,08 \pm 755$ mg/kg PS pour Salamandre ; $3492,79 \pm 425$ mg/kg PS pour Stidia ; $3403,54 \pm 381$ mg/kg PS pour Mer El Hadjaj ; $3267,54 \pm 1065$ mg/kg PS pour Arzew ; $3093,99 \pm 1796$ mg/kg PS pour Sbeaat (figure 77).

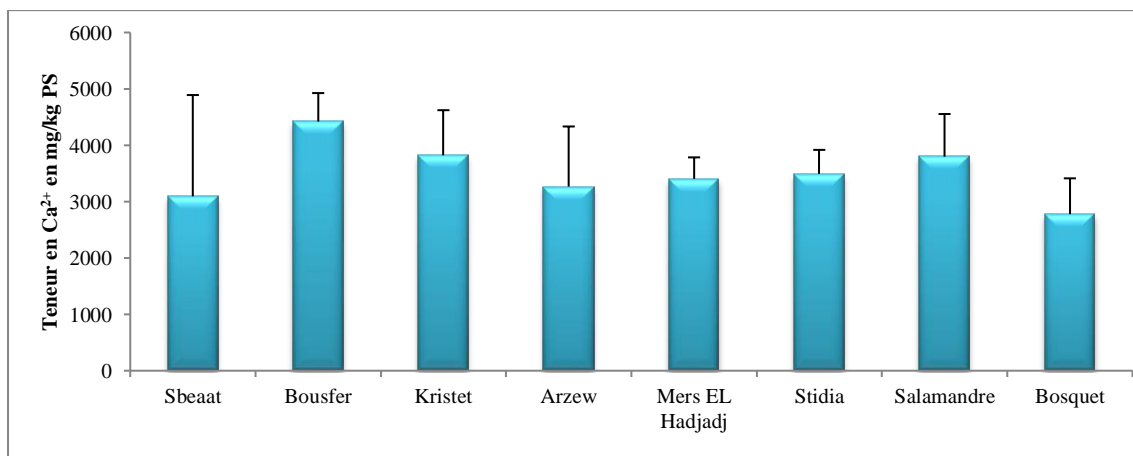


Figure 77 : Teneur en Calcium de *C.cylindracea* dans différentes stations.

L'analyse statistique indique des différences non significatives des teneurs en Ca des spécimens de *C.cylindracea* récoltés dans différents sites d'étude (Tableau 25, Annexe).

6.3. Teneur en Potassium (K^+)

Les valeurs marquées pour la teneur en Potassium de *C.cylindracea*, sont autour de $1738,18 \pm 253$ mg/kg PS pour Sbeaat, et $5831,47 \pm 692$ mg/kg PS pour Arzew.

Les chiffres mentionnés pour le reste des stations sont successivement ; $1920,78 \pm 170$ mg/kg PS pour Stidia ; $2293,49 \pm 501$ mg/kg PS pour Bousfer ; $3273,07 \pm 286$ mg/kg PS pour Mers El Hadjadj ; $3870,88 \pm 291$ mg/kg PS pour Salamandre ; $3998,38 \pm 196$ mg/kg PS pour Kristel ; $5483,69 \pm 822$ mg/kg PS pour Bosquet (figure 78).

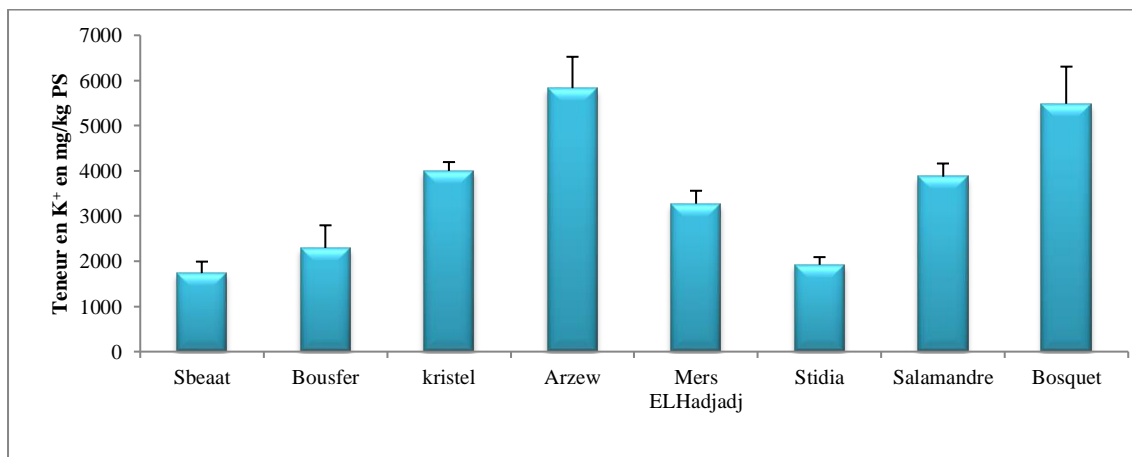


Figure 78 : Teneur en Potassium de *C.cylindracea* dans différentes stations.

L'étude statistique ($p < 0.05$) (Tableau 26, Annexe), montre une distinction hautement significative des teneurs en K des échantillons d'algue *C.cylindracea* récoltés dans la plupart des zones d'étude.

6.4. Teneur en Sodium (Na^+)

La teneur en Sodium est supérieure à celle enregistrée pour le Potassium, signalant le maximum au niveau de la station de Bosquet ($24507,35 \pm 1550$ mg/kg PS), et le minimum dans le site de Sbeaat ($11417,87 \pm 507$ mg/kg PS) (figure 79).

Les valeurs s'étalant ; $11708,28 \pm 567$ mg/kg PS pour Bousfer ; $13457,79 \pm 1189$ mg/kg PS pour Stidia ; $16786,82 \pm 455$ mg/kg PS pour Mers El Hadjadj ; $17806,78 \pm 393$ mg/kg PS pour Kristel ; $18047,61 \pm 424$ mg/kg PS pour Salamandre ; et $18083,02 \pm 431$ mg/kg PS pour Arzew.

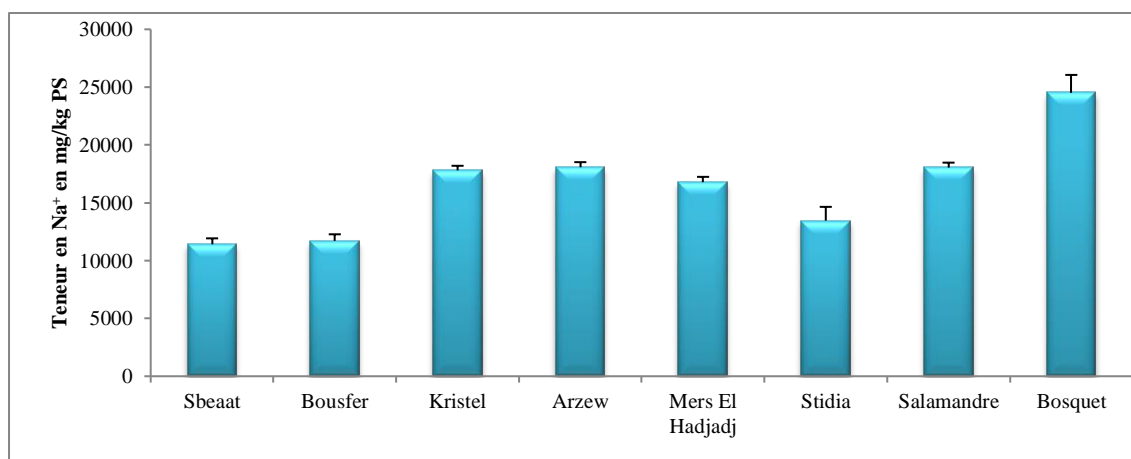


Figure 79 : Teneur en Sodium de *C.cylindracea* dans différentes stations.

Les différences enregistrées sont hautement significatives pour la concentration en Na dans les spécimens de l'algue *C.cylindracea* récoltés des différentes zones de prospection (Tableau 27, Annexe).

6.5. Etude de Ratio Na/K

Le Ratio Na/K indique des valeurs importantes variant de $3,12 \pm 0,3$ pour la station d'Arzew allant jusqu'à $7,01 \pm 0,45$ pour Stidia, justifiant la forte concentration de cette algue en Na, inversement au K (figure 80).

Des valeurs toujours élevées pour les autres stations citant ; Kristel ($4,45 \pm 0,15$) ; Bosquet ($4,51 \pm 0,38$) ; Salamandre ($4,67 \pm 0,29$) ; Mers El Hadjadj ($5,15 \pm 0,33$) ; Bousfer ($5,39 \pm 1,76$) ; Sbeaat ($6,72 \pm 1,44$).

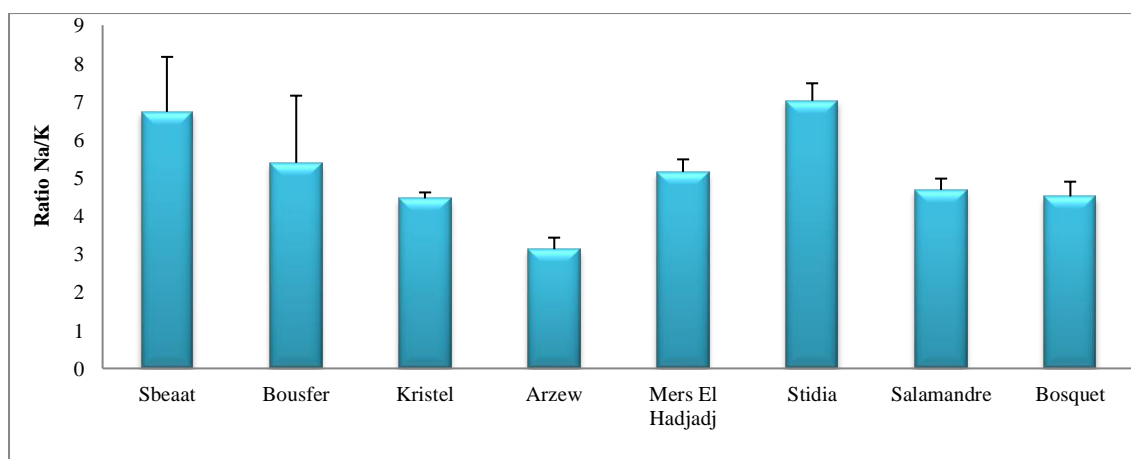


Figure 80 : Ratio Na/K de *C.cylindracea* dans différentes stations.

Le test statistique (Tableau 28, Annexe), montre des différences significatives de variation de ratio Na/K pour avoir une divergence entre les différents sites.

6.6. Comparaison entre les teneurs en tous les éléments minéraux

La figure 81 montre une comparaison entre les teneurs en différents éléments minéraux étudiés auparavant, indiquant les taux les plus élevés enregistrés pour le Sodium en premier rang, par la suite, le Magnésium, et puis les deux éléments restants ; Calcium et Potassium.

Cela, nous a permis d'établir le gradient de concentration suivant pour l'espèce *C.cylindracea* ; Na>Mg>Ca>K.

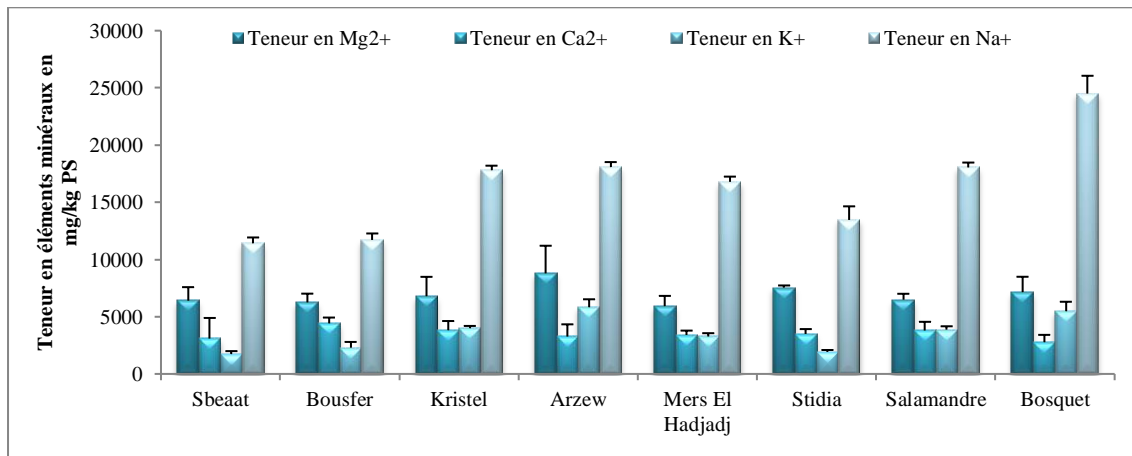


Figure 81: Bilan minéral de *C.cylindracea* dans différentes stations.

L'analyse statistique montre une différence très significative ($p < 0,05$), pour tous les minéraux établis, pour les différents sites, pour avoir une hétérogénéité entre les teneurs en chaque élément de *C.cylindracea* (Tableau 29, Annexe).

Les algues sont une source potentielle de macro et de micronutriments, contenant des protéines de haute qualité, des fibres alimentaires solubles, des constituants vitaminiques, des composés phytochimiques, des acides gras, ainsi que des minéraux, offrant une protection contre de nombreuses pathologies (Collins et al., 2016). L'espèce *C.racemosa*, communément appelée raisin de mer, est traditionnellement consommée comme salade ou légume dans les communautés côtières des pays de l'Asie du sud-est telles que ; l'Indonésie, les Philippines et la Malaisie (Novaczek, 2001).

La capacité à bioaccumuler ces éléments minéraux dépend de leur présence dans l'environnement, du milieu de croissance, du site d'échantillonnage et de la capacité d'absorption des algues (Sanchez-Rodriguez et al., 2001). Les échantillons cultivés de *C.racemosa* contiennent des quantités importantes de minéraux essentiels, dont son analyse a quantifié les échantillons avec ; 26,61 ppm PS de Ca ; 0,081 ppm PS de Na ; 0,055 ppm PS de K ; 0,032 ppm PS de Mg (Aroyehun et al., 2020). Dans une étude, les teneurs relatives en

minéraux de *C.racemosa*, enregistrent ; 25740 mg/kg PS de Na ; 3180 mg/kg PS de K ; 18520 mg/kg PS de Ca ; et 3840–16100 mg/kg PS de Mg (Akhtar et Sultana 2002; Santoso et al., 2006; Kumar et al., 2010). Pour cela, *C.racemosa* est considérée comme espèce comestible avec les autres espèces de *Caulerpa* vue sa valeur nutritionnelle (Kumar et al., 2010), le cas de l'espèce voisine ; *Caulerpa lentillifera*, ayant une grande valeur minérale dans la nutrition humaine, contient pour les macro-minéraux ; 18747 mg/kg PS de Ca ; 11427 mg/kg PS de K ; 10286 mg/kg PS de Mg ; et 89175, mg/kg PS de Na (Matanjun et al., 2009).

Les algues vertes du genre *Ulva*, fournissent une nouvelle source de minéraux à titre comparatif, composée de 3250 mg/kg PF de Ca ; 2450 mg /kg PF de K ; 4650 mg/kg PF de Mg ; et 3400 mg/kg PF de Na (Kumar et al., 2008). Les concentrations en minéraux pour une espèce d'algue brune ; *Fucus d'œufs* contenant ; 5750 mg/kg PF de Ca ; 7650 mg/kg PF de K ; 2250 mg/kg PF de Mg ; et 11738 mg/kg PF de Na (MacArtain et al., 2007). Tandis que pour l'algue rouge *Lithothamnium calcareum*, enregistre des niveaux très élevés de concentration en Calcium (Desideri et al., 2016).

Pour *C.racemosa* cultivée riche en Calcium, suggère que son apport pourrait aider à prévenir une variété de maladies osseuses, telles que l'ostéoporose, qui est essentiel dans les fonctions intracellulaires et l'hémostase de la coagulation sanguine (Stipanuk et Caudill, 2013).

Le rapport Na/K (1,47), étant relativement faible est avantageux, car les régimes à rapport Na/K élevé sont souvent liés à l'incidence de l'hypertension (Bocanegra et al., 2009). Cette caractéristique fait que le *C.racemosa* cultivé serait un substitut approprié pour les patients médicaux qui prennent des diurétiques pour contrôler l'hypertension et souffrent d'une sécrétion excessive de Potassium. Les algues à faible rapport Na/K sont idéales pour remplacer le chlorure de Sodium (Rodrigues et al., 2015).

7. Teneur en ETM de *C.cylindracea*

L'étude de ce paramètre vise à savoir le taux de concentration de certains ETM, tels que ; Zinc, Nickel, Cuivre, Chrome, Fer, Plomb et Cadmium, au niveau des tissus de cette algue invasive, vue sa capacité de propagation rapide dans les milieux pollués par voie naturelle et surtout anthropique.

7.1. Teneur en Zinc (Zn^{2+})

La figure 82 représente les teneurs en Zinc pour les échantillons de *C.cylindracea* récoltées dans les différentes stations, dont nous remarquons l'enregistrement de la valeur maximale au niveau du site de Mers El Hadjadj ($32 \pm 25,19$ mg/kg PS), suivi par la valeur minimale signalée pour le site de Stidia ($6,83 \pm 5,31$ mg/kg PS).

Des enregistrements s'étalant entre les deux cités auparavant sont comme suit ; Sbeaat ($30,43 \pm 6,02$ mg/kg PS) ; Bousfer ($28,19 \pm 17,86$ mg/kg PS) ; Kristel ($23,85 \pm 12,15$ mg/kg PS) ; Salamandre ($22,7 \pm 15,52$ mg/kg PS) ; Arzew ($13,36 \pm 7,03$ mg/kg PS) ; Bosquet ($12,24 \pm 11,03$ mg/kg PS).

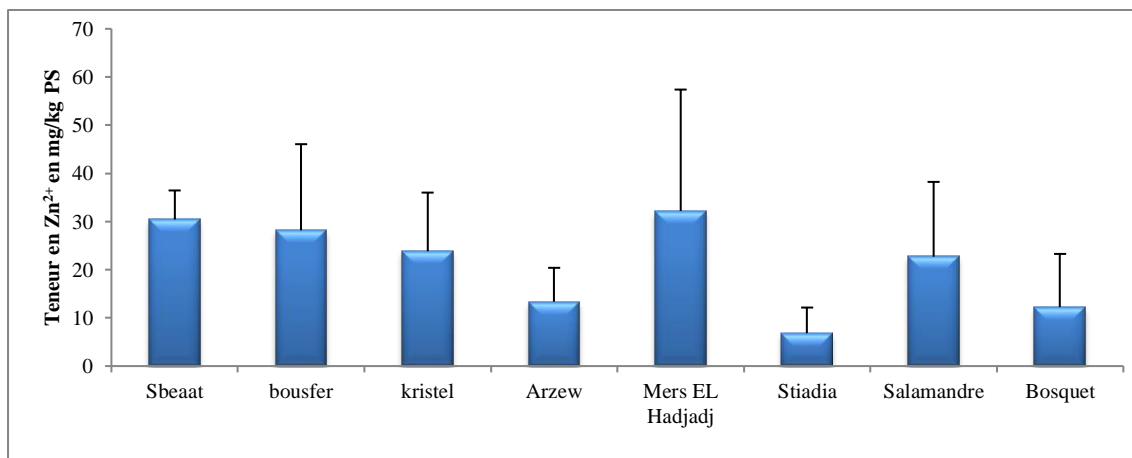


Figure 82 : Teneur en Zinc de *C.cylindracea* dans différentes stations.

Le résultat statistique présente des différences non significatives pour la majorité des sites, des les taux d'accumulation de Zn dans *C.cylindracea* (Tableau 30, Annexe).

7.2. Teneur en Nickel (Ni^{2+})

Les teneurs obtenues en Nickel de *C.cylindracea*, sont de l'ordre décroissant pour les stations suivantes ; Bosquet, Kristel, Stidia, Salamandre, Mers El Hadjadj, Arzew, Bousfer, et Sbeaat ayant les valeurs respectivement ; $912,33 \pm 29,98$; $776,33 \pm 193$; $754,61 \pm 109$; $708,33 \pm 101,4$; $605,38 \pm 117,92$; $499,89 \pm 399,35$; $422,16 \pm 93,92$; $265,29 \pm 25,68$ mg/kg PS (figure 83).

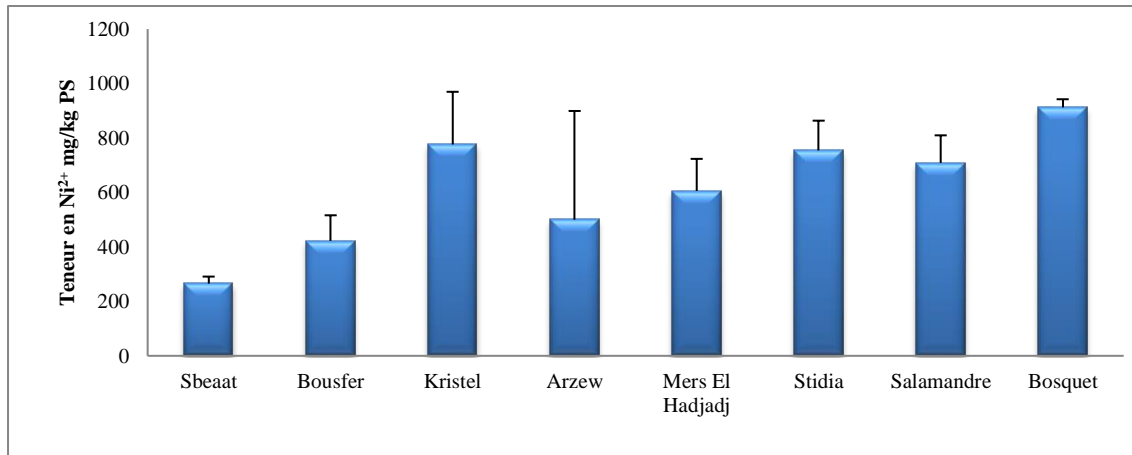


Figure 83 : Teneur en Nickel de *C.cylindracea* dans différentes stations.

Le test statistique de la variance ($p < 0,05$) (Tableau 31, Annexe), révèle une différence significative des teneurs en Nickel de *C.cylindracea*, pour la plupart des sites de récolte, démontrant une hétérogénéité dans les concentrations en cet élément, selon les sites de présence de cette algue.

7.3. Teneur en Cuivre (Cu²⁺)

La figure 84 représente les teneurs en Cuivre de *C.cylindracea*, enregistrant les valeurs décroissantes, citant ; $218,16 \pm 2,83$ mg/kg PS pour Salamandre ; $213,44 \pm 49,91$ mg/kg PS pour Bosquet ; $212,49 \pm 22,48$ mg/kg PS pour Kristel ; $186 \pm 24,2$ mg/kg PS pour Arzew, $149,22 \pm 27,51$ mg/kg PS pour Mers El Hadjadj, $118,99 \pm 69,57$ mg/kg PS pour Bousfer, $102,94 \pm 28,94$ mg/kg PS pour Stidia ; et $49,11 \pm 24,09$ mg/kg PS pour Sbeaat.

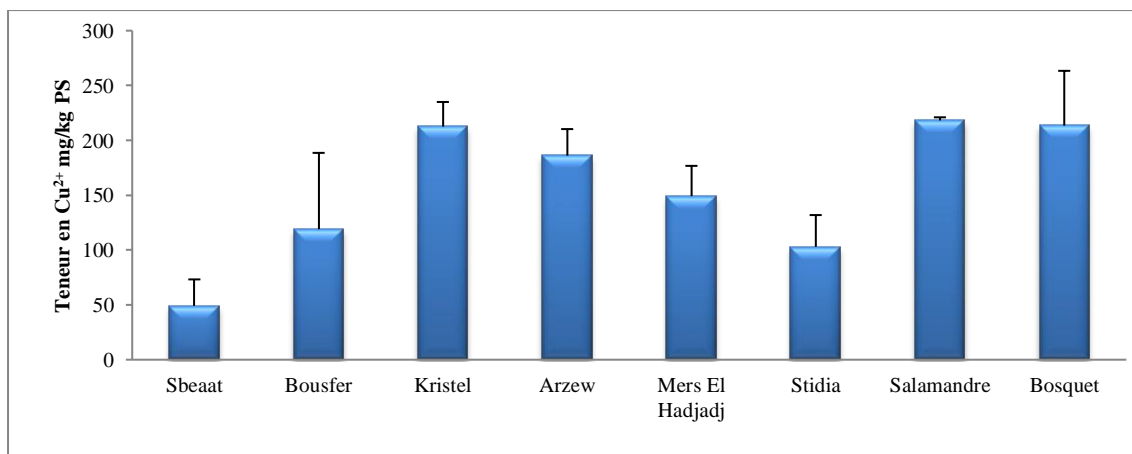


Figure 84 : Teneur en Cuivre de *C.cylindracea* dans différentes stations.

Les résultats statistiques (Tableau 32, Annexe), montrent un effet significatif à hautement significatif des teneurs en Cu, en fonction de la variation des stations, cela s'affichent pour la majorité des cas.

7.4. Teneur en Cadmium (Cd^{2+})

D'après la figure 85, notre espèce ne tient pas fortement l'élément trace métallique Cd au niveau ses tissus, dont les doses obtenues sont de l'ordre croissant suivant ; $9,44 \pm 5,44$; $12,93 \pm 6$; $18,13 \pm 4,01$; $18,22 \pm 9,37$; $30,69 \pm 15,79$; $35,79 \pm 3,58$; $35,88 \pm 4,32$; $44,38 \pm 4,32$ mg/kg PS pour les sites successivement ; Sbeaat, Bousfer, Kristel, Arzew, Stidia, Mers El Hadjadj, Bosquet, et Salamandre.

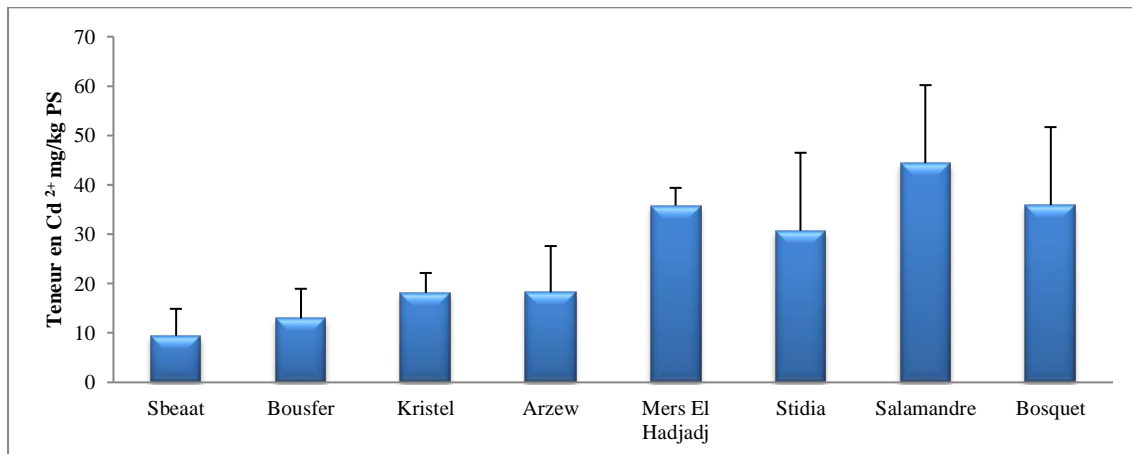


Figure 85 : Teneur en Cadmium de *C.cylindracea* dans différentes stations.

L'analyse de la variance indique un effet significatif à hautement significatif des teneurs de concentration en Cd de l'algue pour la quasi-totalité des stations d'étude comparatifs (Tableau 33, Annexe).

7.5. Teneur en Plomb (Pb^{2+})

Les teneurs en Plomb des spécimens d'algue récoltés, enregistrent de faibles valeurs, sur la figure 86, citant ; le site de Bousfer ayant une concentration minimale de $0,377 \pm 0,16$ mg/kg PS, ainsi, le taux maximal est enregistré pour la station d'Arzew pour $3,305 \pm 0,16$ mg/kg PS.

Des valeurs proches sont enregistrées pour les sites ; Sbeaat, Salamandre, Bosquet, Kristel, Mers El Hadjadj, et Stidia respectivement pour ; $1,038 \pm 0,58$; $1,227 \pm 0,32$; $1,227 \pm 0,58$; $1,699 \pm 0,28$; $1,983 \pm 0,74$; et $2,361 \pm 0,42$ mg/kg PS.

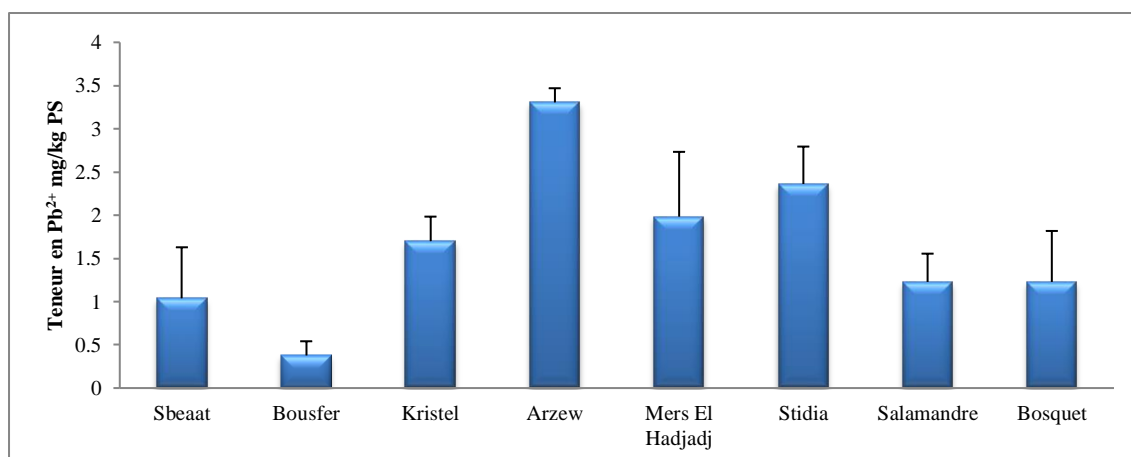


Figure 86 : Teneur en Plomb de *C.cylindracea* dans différentes stations.

Un effet hautement significatif sur l'accumulation de Pb de la plupart des échantillons d'algue récoltés dans différents sites d'étude (Tableau 34, Annexe).

7.6. Teneur en Fer (Fe²⁺)

Les teneurs mentionnées en fer de *C.cylindracea* sont proches pour les différentes stations, l'enregistrement de la plus grande concentration obtenu, est pour le site d'Arzew avec $9,91 \pm 2,51$ mg/kg PS, tandis que la valeur minimale est signalée pour le site de Mers El Hadjadj ayant $5,57 \pm 0,32$ mg/kg PS.

Des valeurs décroissantes, selon ; $6,98 \pm 1,17$; $6,61 \pm 0,16$; $6,32 \pm 0,16$; $6,32 \pm 0,91$; $5,85 \pm 0,16$; et $5,66 \pm 0,28$ mg/kg PS, pour Bosquet, Stidia, Kristel, Salamandre, Sbeaat, Bousfer respectivement (figure 87).

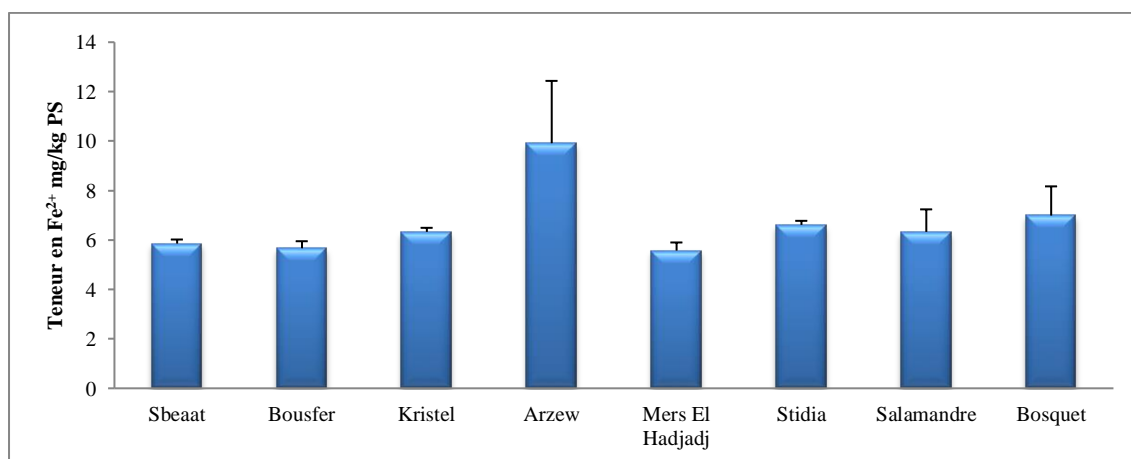


Figure 87 : Teneur en Fer de *C.cylindracea* dans différentes stations.

Le test statistique mentionne un effet non significatif de la teneur de l'algue en fer, cela est pour la majorité des sites (Tableau 35, Annexe).

7.7. Teneur en Chrome (Cr^{2+})

Le Chrome est présent en traces dans les échantillons de *C.cylindracea* récoltés dans différents sites, (figure 88), dont la plus grande valeur obtenue, est celle du site de Bosquet ; $9,91 \pm 0,56$ mg/kg PS, la plus faible est enregistrée pour le site de Mers El Hadjadj ; $1,6 \pm 2,04$ mg/kg PS.

Les valeurs obtenues pour les autres stations, s'étalent sur l'intervalle des deux valeurs citées auparavant, enregistrant respectivement ; $7,93 \pm 3,96$; $6,13 \pm 1,66$; $4,34 \pm 4,33$; $4,06 \pm 2,63$; $2,92 \pm 2,4$; $2,07 \pm 0,32$ mg/kg PS mg/kg PS, pour Bousfer, Stidia, Salamandre, Sbeaat, Arzew, et Kristel.

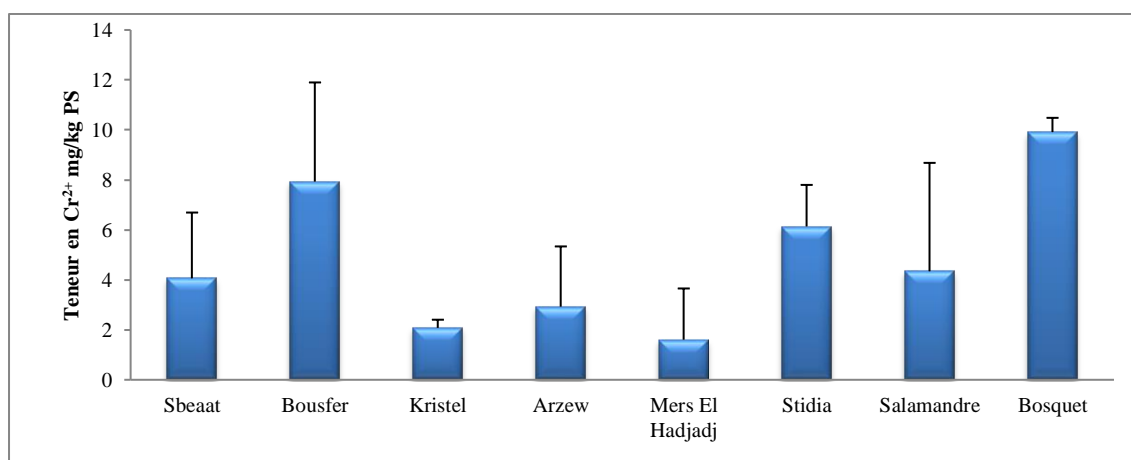


Figure 88: Teneur en Chrome de *C.cylindracea* dans différentes stations.

Des différences non significatives sont signalées pour la plupart des sites visités, pour la teneur de *C.cylindracea* en Cr (Tableau 36, Annexe).

7.8. Comparaison entre les teneurs de tous les éléments métalliques ETM

Comparant les teneurs des différents éléments traces métalliques illustré en figure 89, nous apercevons que la teneur la plus importante des ETM étudiés, est signalée pour l'élément Ni, qui se concentre fortement dans les spécimens d'algue récoltés dans différents sites, par rapport aux autres éléments, ainsi que le Cuivre, qui est signalé en deuxième position.

Pour le restes des éléments analysés, notant des teneurs relativement moins élevées que celles citées auparavant, citant respectivement ; Cadmium, Zinc, Fer, Chrome, et Plomb, se présentent sous forme de traces métalliques au niveau des thalles de *C.cylindracea*, ce qui a permis de tracer le gradient de concentration suivant pour le taxon envahissant *C.cylindracea* selon ; $\text{Ni} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Fe} > \text{Cr} > \text{Pb}$.

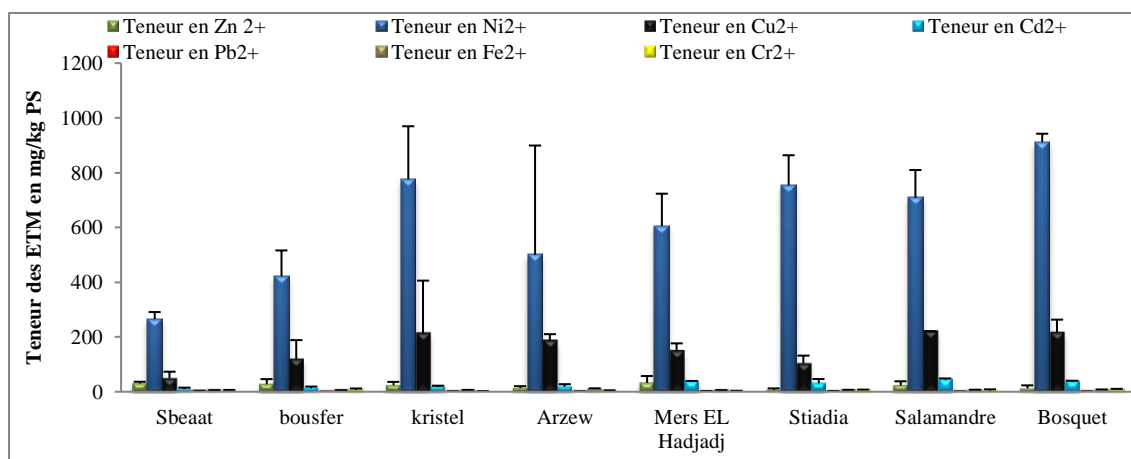


Figure 89: Bilan métallique de *C. cylindracea* dans différentes stations.

Des différences significatives à hautement significatives sont enregistrées pour le Ni, et le Cu par rapport aux autres éléments, et presque tous les sites étudiés (Tableau 37, Annexe). Pour le reste des autres éléments, le test statistique montre des différences non significatives, pour les spécimens d'algues échantillonnés dans différents sites.

les polluants perturbent la physiologie des espèces et se concentrent dans les sédiments et le long des chaînes trophiques jusqu'à l'homme (Thompson et al., 2004; Amiard, 2011).

Depuis 2000, en Europe, pour répondre aux enjeux environnementaux aquatiques, où ils ont mis en place de nombreux réseaux de surveillance pour qualifier l'état des écosystèmes, et leur évolution, ainsi que des initiatives de recherches fondamentales visant à comprendre et quantifier les processus au travers desquels, les activités humaines causent des changements écosystémiques observés (Roche et al., 2005). Au niveau mondial, des obligations internationales se mettent en place, et les pays en développement s'intègrent dans ces réseaux internationaux (Marchand, 2013; Adams et al., 2016).

Dans ce cadre, Gobert et al (2019), ont fait l'objet d'étude de quatre indices biotique au niveau du bassin méditerranéen, pour une identification facile du milieu, vu le degré de sa pollution ; un indice de qualité biologique pour la Directive-Cadre sur l'Eau (*PREI* ; *Posidonia Rapid and Easy Index*) (Gobert et al., 2009), un indice de colonisation par une espèce invasive (*ICar* ; *Indice Caulerpa cylindracea*) (Cariou et al., 2013), un indice de valeur patrimoniale du paysage (*LIMA* ; *indice Littoral MARin*) (Gobert et al., 2014), et un indice de pollution (*TEPI Trace Element index*) (Richir et Gobert, 2014). Ces indices sont faciles à étudier, et à discuter, pour pouvoir être utilisés partout dans les côtes de la méditerranée, afin de qualifier et préserver le littoral avant qu'il ne soit trop tard.

La pollution dans les zones marines s'accroît par la concentration en métaux lourds, tels que ; Cd, Zn, Pb... (Ben Amor et al., 2020). A cet effet, les algues sont étudiées pour définir leurs capacités à stocker tel ou tel élément, afin de dépolluer le milieu benthique. Ces dernières, sont considérées comme d'excellents indicateurs de la qualité des eaux côtières, ce qui est fort recommandé, à mettre en application dans un programme côtier national, pour surveiller la qualité de l'eau (Chabane, 2019).

L'algue verte *Chaetomorpha linum*, a enregistré une capacité à stocker les ions de Cu^{2+} et Zn^{2+} , qui pourrait être utilisée comme biosorbant, pour le traitement des eaux usées contaminées en Cuivre et Zinc (Ajjabi et Chouba, 2009). Bien que le Cuivre et le Zinc soient des éléments essentiels pour les plantes, ils sont toxiques à des concentrations plus élevées que la quantité requise pour une croissance régulière (Anandkumar et al., 2017).

Rajaram et al (2020), en étudiant dix espèces d'algues vertes, y compris *Caulerpa racemosa*, ont trouvé que le taux d'accumulation des métaux lourds était de l'ordre de $Pb > Cu > Zn > Cd$.

L'espèce *Caulerpa lentillifera* présente une capacité d'accumuler les ions de quelques ETM selon le gradient de concentration suivant ; $Pb > Cu > Cd > Zn$ (Pavasant et al., 2006). De même, *Ulva lactuca* contient des niveaux très élevés de Cu, Ni, et Pb dans ses tissus, par rapport à l'algue brune *Laminaria digitata*, présentant également, de hautes concentrations en Cd (Desideri et al., 2016) . Dans une étude de l'indice de danger réalisée sur 295 algues brunes et rouges séchées, la valeur moyenne des éléments dans les algues a été séquencée par ordre décroissant: $Al > Mn > As > Cu > Cr > Ni > Cd > Se > Pb > Hg$; les niveaux de Cd, Cu, Mn et Ni étaient plus élevés dans les algues rouges que dans les algues brunes, dont ils suggèrent une surveillance continue du Cd, Pb, et Hg, dans les algues comestibles (Chen et al., 2018).

Zhou et al (2017), ont étudié les caractéristiques de performance de l'adsorption de Cd^{2+} dans l'eau par des microalgues vivantes. L'adsorption de Cd^{2+} par *Scenedesmus quadricauda* était élevée, alors que celle de *Spirulina platensis* était faible, même si elle présentait une forte affinité pour Cd^{2+} .

Pour les éléments considérés comme éléments toxique, mais à forte concentrations, citant par exemples ; les algues vertes du genre *Ulva*, qui ont fourni 3 mg/kg PF de Cu ; 153 mg/kg PF de Fe ; et 9 mg/kg PF de Zn (Kumar et al., 2008). L'espèce d'algues brunes ; *Fucus d'œufs* contenait 8 mg/kg PF de Cu ; 149 mg/kg PF de Fe (MacArtain et al., 2007). Ainsi, pour le cas de *C.lentillifera*, les concentrations en micro-minéraux étaient ; Zn 35.1 mg/kg PS ; Cu 01.1 mg/kg PS (Matanjun et al., 2009). Kumar et al (2010), ont signalé la présence des

concentrations suivantes pour l'espèce *C.racemosa* ; Fe $297,1 \pm 3.33$ mg/kg PS ; Cu $6,2 \pm 0.04$ mg/kg PS ; et Zn 6.82 ± 0.58 mg/kg PS.

La présence des métaux toxiques, tels Cd, et Pb, s'est avérée inférieure aux limites de toxicité, ce qui fait que *C.racemosa* cultivée peut être utilisée comme complément alimentaire pour fournir l'apport quotidien en minéraux pour les humains (Aroyehun et al., 2020).

De même, Tao et al (2018), ont exploré les progrès de la recherche sur l'adsorption des polluants environnementaux par les microalgues marines, et ses performances de production de pétrole. Les éléments non essentiels, qui sont de nature toxique, sont estimés avec les risques associés, et ses estimateurs, cependant la composition nutritionnelle élevée des éléments essentiels trouvés dans les algues, pourrait servir de source importante pour répondre aux exigences sanitaires (Desideri et al., 2016).

8. Etude phylogénétique

Les produits de l'amplification du *tufA* sont analysés par électrophorèse sur gel d'agarose, où s'affichent des bandes similaires, en comparaison avec le marqueur de taille du poids moléculaire (figure 90).

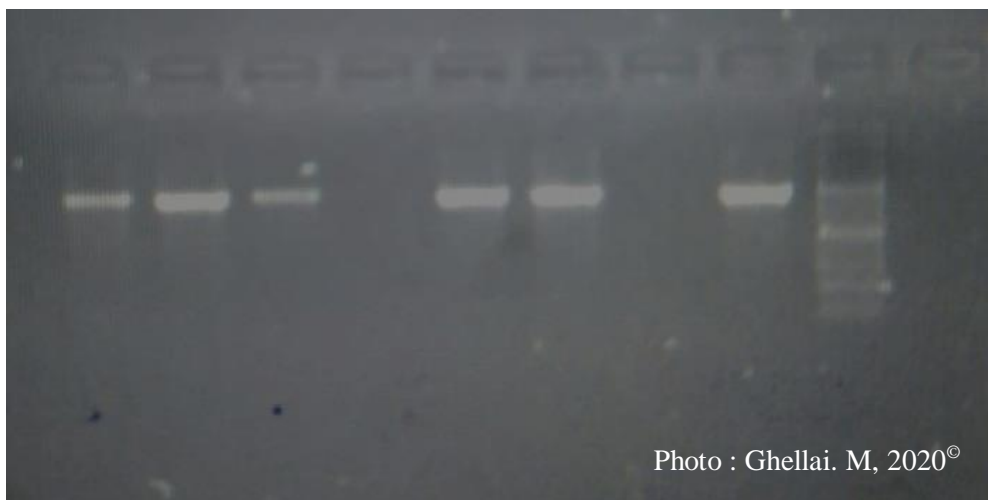


Figure 90 : Electrophorèse de quelque produit d'amplification *tufA*.

Les produits de l'amplification du *tufA*, à l'aide des amorces *tufF*, *tufR*, ont subi le séquençage, afin d'avoir pour chaque échantillon deux séquences brutes correspondant respectivement aux deux brins amplifiés par les deux amorces utilisées, désignées aux séquences forward et reverse, traduites dans des fichiers abi.

A l'aide du logiciel MEGA version 10.1, où nous avons pu nous accéder au chromatogramme de chaque séquence, et puis éliminer les extrémités des bases malle séquencées (figure 91),

puis, copier chaque séquence nettoyée en format fasta, afin de raccorder le forward avec reverse pour chaque échantillon codé pour *tufF*, et *tufR*, dont le résultat obtenu est le consensus.

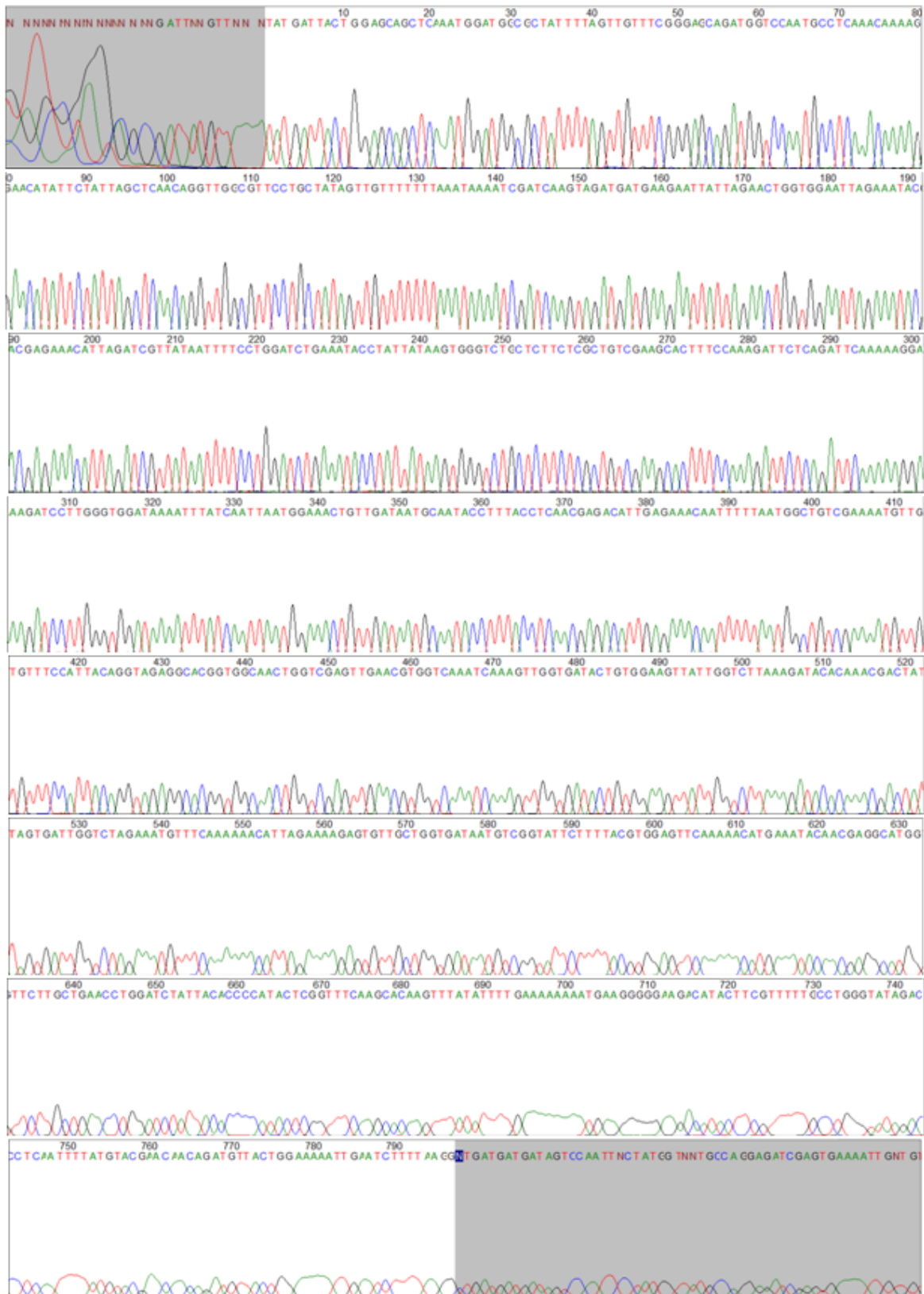


Figure 91 : Chromatogramme de la séquence *tufF* de l'échantillon YA190303.

Les chromatogrammes de nos échantillons ont marqué la taille des séquences variant autour de 700 à 800 bases, dont la figure 91 montre un exemple de l'échantillon YA190303 (*tufF*).

Chaque échantillon est codé par la suite (tableau 13).

Tableau 13 : Codage des séquences des échantillons de l'algue récoltée *C.cylindracea*.

Code de l'échantillon d'algue	Lieu de récolte
YAS190301	Sbeaat
YAS190302	Bousfer
YAS190303	Kristel
YAS190304	Arzew
YAS190305	Mers El Hadjadj
YAS190306	Stidia
YAS190307	Salamandre
YAS190308	Bosquet

Enfin, nous avons obtenu le gène *tufA* utilisé dans l'étude phylogénétique pour l'identification de cette espèce. Cela nous a permis d'identifier nos échantillons par similitude avec les espèces de *Caulerpa*, séquencées dans d'autres études faites sur l'espèce propagée dans le monde entier, reconnue dans la banque des gènes (*GenBank*) établi par NCBI à l'aide de Blast, afin d'avoir une excellente ressemblance entre tous nos échantillons, et l'espèce introduite de l'Australie ; *C.cylindracea*, déjà identifiée ailleurs (figure 92).

	Description	Common Name	Max Score	Total Score	Query Cover	E value	Per. Ident	Acc. Len	Accession
<input checked="" type="checkbox"/>	Caulerpa cylindracea voucher AD-A92474 elongation factor Tu (tufA) gene, partial cds: chloroplast	Caulerpa cylind...	1589	3010	99%	0.0	100.00%	867	JN817679.1
<input checked="" type="checkbox"/>	Caulerpa cylindracea voucher PERTH08292604 elongation factor Tu (tufA) gene, partial cds: chloroplast	Caulerpa cylind...	1589	3010	99%	0.0	100.00%	867	JN817677.1
<input checked="" type="checkbox"/>	Caulerpa cylindracea voucher AD-A90239 elongation factor Tu (tufA) gene, partial cds: chloroplast	Caulerpa cylind...	1585	3006	99%	0.0	100.00%	864	JN817674.1
<input checked="" type="checkbox"/>	Caulerpa racemosa voucher AD-A93727 elongation factor tu (tufA) gene, partial cds: chloroplast	Caulerpa race...	1583	3004	99%	0.0	100.00%	864	JQ894933.1
<input checked="" type="checkbox"/>	Caulerpa racemosa voucher IRD5629/TS0292 elongation factor tu (tufA) gene, partial cds: chloroplast	Caulerpa race...	1583	3004	99%	0.0	100.00%	914	JN645163.1
<input checked="" type="checkbox"/>	Caulerpa racemosa voucher IRD5631/TS0280 elongation factor tu (tufA) gene, partial cds: chloroplast	Caulerpa race...	1583	3004	99%	0.0	100.00%	902	JN645157.1
<input checked="" type="checkbox"/>	Caulerpa racemosa voucher TS133 elongation factor tu (tufA) gene, partial cds: chloroplast	Caulerpa race...	1583	3004	99%	0.0	100.00%	914	JN645150.1
<input checked="" type="checkbox"/>	Caulerpa cylindracea voucher AD-A91736 elongation factor Tu (tufA) gene, partial cds: chloroplast	Caulerpa cylind...	1580	3001	99%	0.0	100.00%	861	JN817675.1
<input checked="" type="checkbox"/>	Caulerpa racemosa voucher HV2537 elongation factor tu (tufA) gene, partial cds: chloroplast	Caulerpa race...	1557	2979	98%	0.0	100.00%	900	JN645174.1
<input checked="" type="checkbox"/>	Caulerpa racemosa isolate CA034 elongation factor Tu (tufA) gene, partial cds: chloroplast	Caulerpa race...	1515	2936	97%	0.0	100.00%	820	DQ652495.1
<input checked="" type="checkbox"/>	Caulerpa cylindracea voucher AD-A98125 elongation factor Tu (tufA) gene, partial cds: chloroplast	Caulerpa cylind...	1513	2934	97%	0.0	100.00%	819	KF649903.1
<input checked="" type="checkbox"/>	Caulerpa racemosa voucher CAN-06-30 elongation factor tu (tufA) gene, partial cds: chloroplast	Caulerpa race...	1506	2927	97%	0.0	100.00%	815	JQ894931.1
<input checked="" type="checkbox"/>	Caulerpa cylindracea isolate GoN1 elongation factor Tu (tufA) gene, partial cds: chloroplast	Caulerpa cylind...	1500	2921	97%	0.0	100.00%	812	JX185615.1

Figure 92 : Taux de ressemblance avec l'espèce pareille par NCBI.

L'espèce *C.cylindracea*, contient un pourcentage de similitude qui tend jusqu'à 100%, couvrant 99% d'apparence du gène codé *tufA* de nos échantillons, confirmant la taxonomie et l'originalité du taxon invasif introduit dans la mer méditerranée (figure 92).

Dans cette phase, nous arrivons à avoir toutes les informations essentielles pour produire l'arbre phylogénétique, permettant de résumer les ressemblances entre nos échantillons de l'espèce étudiée, en les comparant avec d'autres espèces du genre *Caulerpa*, après avoir récoltées leurs séquences codées sur la base des données NCBI, cela se fait en utilisant le logiciel MEGA, en procédant d'abord par l'étape de l'alignement (figure 93), et puis en établissant la fonction pour création de l'arbre phylogénétique, afin d'avoir un arbre bien détaillé, et bien fourni des espèces (figure 94).

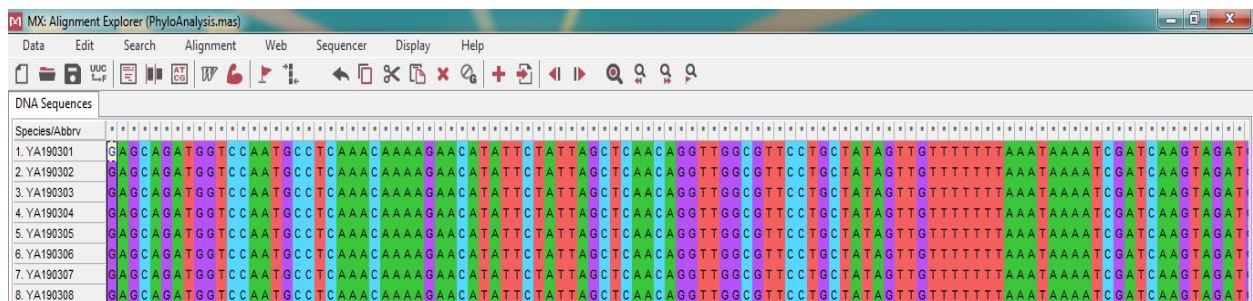


Figure 93 : Alignement d'une partie des séquences d'ADN du gène *tufA* des huit échantillons étudiés.

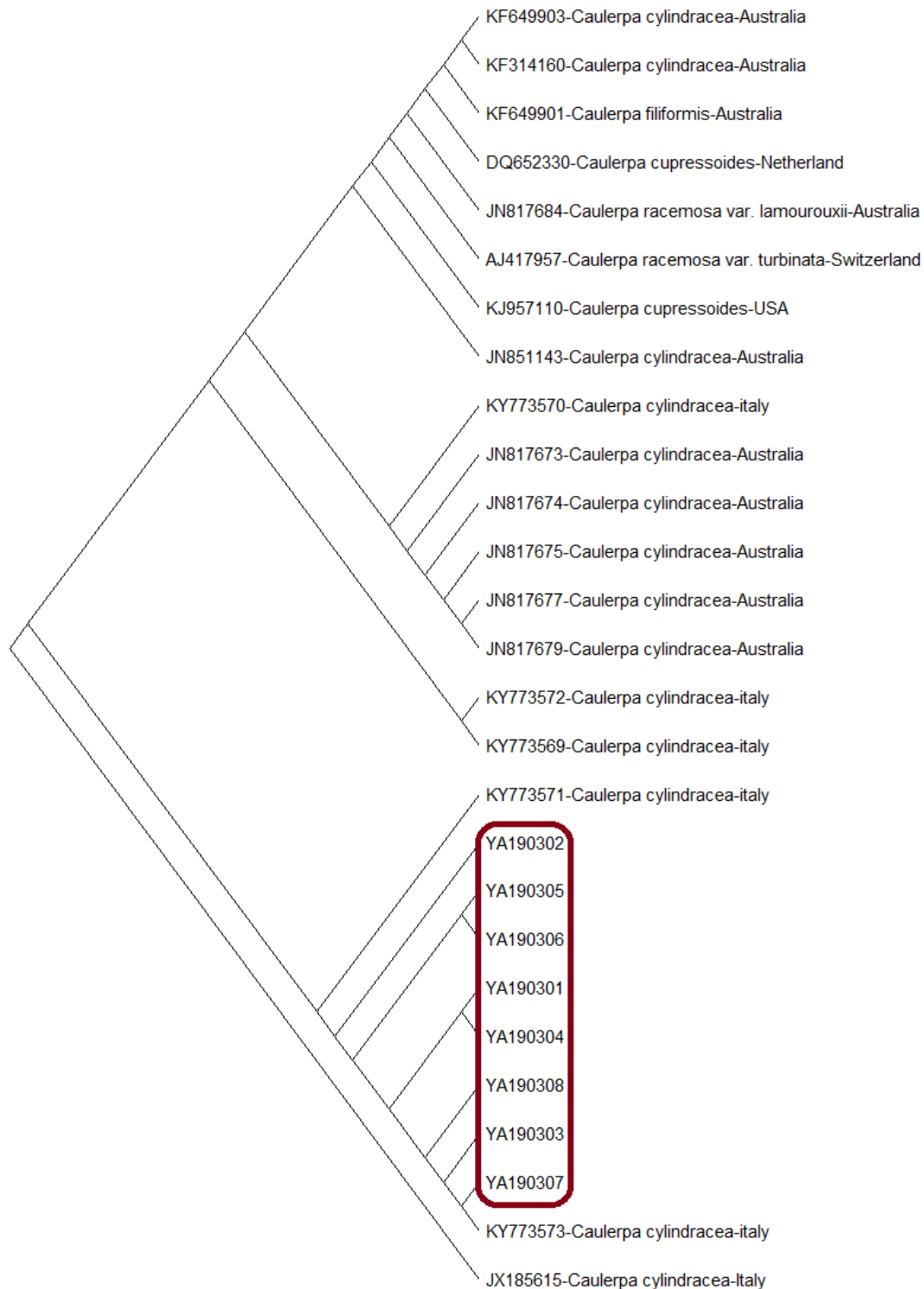


Figure 94 : L'arbre phylogénétique.

L'intérêt de l'arbre phylogénétique, est de montrer les relations de parenté entre les groupes d'espèce, dont chacun des nœuds représente l'ancêtre commun de ses descendants ; le clade ou groupe monophylétique formé des groupes frères, qui lui appartiennent.

Les huit échantillons analysés sont classés sur l'arbre, afin d'avoir une grande apparence avec l'espèce *C.cylindracea*, retrouvée sur le littoral Italien, codée KY773571, ayant le plus de ressemblance avec notre échantillon YA190302, et KY773573 le plus identique à notre échantillon YA190307 (Figure 94).

Le caractère de parenté vient de classer par la suite la ressemblance de nos échantillons avec les échantillons de l'espèce *C.cylindracea*, de la côte italienne codée JX185615, et puis les deux codes KY773572, et KY773569. Ces résultats nous orientent vers l'hypothèse que l'installation de cette espèce invasive sur le littoral algérien, a pour origine le trafic maritime des cargaisons de pétroliers, circulant à proximité du grand port commercial d'Arzew, où les premières signalisations de l'espèce ont été documentées par Bachir Bouiadjra et al (2010b).

L'arbre porte deux autres clades qui s'éloignent de la position de nos échantillons, pour avoir le clade le plus proche, mentionnant l'espèce *C.cylindracea*, pour rassurer son origine australienne. Le deuxième le plus loin, donne une vision sur la diversité des espèces ancêtres.

Caulerpa est principalement un assemblage de l'Ancien Monde, ayant jusqu'à présent la plus grande diversité d'espèces en Australie (Belton et al., 2019). Présentant plusieurs taxons envahisseurs de la mer méditerranée (Meinesz, 2002; Klein et Verlaque, 2008), les espèces de *Caulerpa*, peuvent constituer des composants importants dans leur aire de répartition d'origine (Crockett et Keough, 2014).

Aujourd'hui, il est postulé que *C.cylindracea* est invasive, vue sa résistance ; au froid, à l'insuffisance alimentaire, aux attaques pathogènes, et sa capacité de se croître végétativement, et sexuellement (Panayotidis et Žuljević, 2001; Uljevi et al., 2003; Bulleri et Malquori, 2015; Gennaro et al., 2015; Pusceddu et al., 2016). L'espèce est Génétiquement liée aux populations du sud-ouest de l'Australie (Verlaque et al., 2003). De ce fait, il y a un besoin urgent de comprendre le contexte génétique du comportement envahissant de l'espèce ; ce n'est qu'une question de temps avant qu'il n'atteigne les milieux benthiques abritant les principales réserves de poissons de nombreux pays, ainsi, la compréhension des mécanismes moléculaires de la capacité invasive de *C.cylindracea*, dépendant de la disponibilité des données génomiques pour l'espèce, afin de comprendre l'écologie marine du point de vue de la biologie moléculaire, dont les connaissances couvrant des mécanismes moléculaires complets, conduiront au développement de stratégies alternatives, pour éliminer ou réduire, la propagation de l'invasion (Ünlü et al., 2019).

L'analyse de courtes séquences d'ADN appelées codes-barres ADN, a été largement adoptée par les phycologues, leur permettant d'identifier des spécimens inconnus en référence à la classification établie (Saunders et Kucera, 2010; Pasha, 2016). Aujourd'hui, la discrimination des espèces de *Caulerpa*, est généralement basée sur un certain nombre de locus génomiques, le gène chloroplastidique *tufA*, codant pour le facteur d'élongation TU étant utilisé presque universellement (Stam et al., 2006; Kazi et al., 2013; Sauvage et al., 2013; Belton et al., 2014, 2015, 2019; Draisma et al., 2014; Wang et al., 2015; Fernández-García et al., 2016).

Belton et al (2014), ont proposé des codes-barres ADN *tufA* pour 37 espèces de *Caulerpa*, et les ont analysés en utilisant une méthode de délimitation d'espèces à locus unique, ainsi que d'autres critères statistiques, lorsque cela était possible, ils ont choisi les séquences *tufA* des spécimens les plus proches de l'emplacement du type, comme code-barres pour représenter l'espèce. Les études phylogénétiques présentent un manque dans l'identification des espèces non indigènes, cela cause des problèmes pour distinguer entre les espèces, surtout envahissantes, vu le manque des code-barre d'ADN (Bartolo et al., 2020). Dumilag et al (2019), ont procédé à l'élargissement de l'étude des codes-barres ADN disponibles, pour inclure les séquences du gène *tufA* de *Caulerpa*, et de réviser les enregistrements de *Caulerpa* de leur région, dans une liste mise à jour des espèces et des distributions, qui servira de référence pour l'élucidation future de la diversité complète des espèces de ce genre économiquement important.

Outre, un autre marqueur moléculaire de la région de l'ADN ribosomique ITS1-5.8S-ITS2 est retenu, qui pourrait être utilisé pour distinguer entre les différentes espèces de *Caulerpa* (Verlaque et al., 2000, 2003; Durand et al., 2002; Nuber et al., 2007; Sauvage et al., 2013; Belton et al., 2014). Comme c'est le cas pour l'identification de *C.cylindracea* sur la côte Andalouse (Altamirano et al., 2014).

CONCLUSION

L'algue verte *Caulerpa cylindracea* Sonder, 1845, est l'une des espèces envahissantes les plus menaçantes de la mer méditerranéenne. Elle s'est propagée rapidement dans toutes les régions méditerranéennes, provoquant de nombreux changements écologiques sur les communautés naturelles, avec détérioration de la richesse en espèces endémiques, et autochtones, et proliférant d'une façon intense, en rendant le paysage sous-marin homogène. Cela a fait l'objet de notre étude sur l'écologie de l'espèce, qui ne cesse de coloniser de grandes surfaces sur substrats meubles, et durs à la fois, et aux deux étages Medio et Infralittoral, au détriment des autres macrophytes d'intérêt écologique et économique. L'étude met en évidence, la présence de *C.cylindracea* en prospectant seize sites retenus de la côte ouest algérienne, afin d'estimer son impact sur la distribution des autres types de végétaux, voir phanérogame marine et macrophytes qui se localisent dans les zones superficielles, et en profondeur. En effet, les sites fortement affectés par le taxon invasif, présentent une faible diversité d'algues accompagnatrices, et suggère leur remplacement par *C.cylindracea*, Notamment pour la station de **Salamandre, Stidia, Arzew, Bousfer, Mers El Hadjadj, kristel**. En revanche, les stations représentant la wilaya de Tlemcen, et Ain Témouchent hébergeant un cortège floristique riche en macrophytes, où les proportions de fréquence, de taux d'installation, et de dominances des différents groupes recensés, sont en équilibre, excepter les sites de **Sbeaat** et **Bosquet**, où l'on relève un début d'installation de l'espèce invasive. Ces deux sites sont réputés attractifs par la qualité de leurs eaux de baignade, et très convoitées en saison estivale. Ce qui doit inciter à leur surveillance, et à une vigilance accrues, afin de leur éviter une propagation, et une forte contamination dénaturant ainsi le caractère touristique de ses plages. La nature des espèces d'algues accompagnatrices, au taxon envahissant, leur fréquence et dominance, renseigne sur la qualité des eaux marines et de la perturbation, ou non de l'écosystème marin. En effet dans les stations où l'on note une fréquence élevée de *C.cylindracea* associés à *Ellisondra elongata*, (espèce encroûtante) *Codium fragile* (espèce invasive, cosmopolite à répartition planétaire), et les quatre Ulves (*Ulva compressa*, *Ulva intestinalis*, *Ulva lactuca*, *Ulva rigida* ; réputées espèces nitrophiles accumulatrices d'azote sous forme de nitrates), signifierait un milieu fortement perturbé. En revanche, la seule présence de la pheophyceae *Cystoseira stricta* dans certaines stations, témoigne bien du mode battu et de la bonne qualité du milieu marin, il en de même pour la phanérogame endémique *Posidonia oceanica*, sentinelle négative des eaux polluées, et perturbées, où le faciès se présente sous forme de touffes, clairsemées avec un taux de présence assez faible, suggérant une compétition pour l'espace avec le taxon envahissant.

Le degré de danger de cette pollution biologique, associée à des déversements d'eaux usées domestiques, provenant des réseaux d'assainissement sans traitement préalables, dans certains sites d'observation, a provoqué des changements et des perturbations de ces milieux, et où l'algue *C.cylindracea* a trouvé des commodités pour coloniser de grandes surfaces aquatiques. Pour cela, il est fortement recommandé, de suivre attentivement ces expansions, et de les freiner par des opérations de sensibilisation, et d'organisation des campagnes d'arrachages, en cas où les surfaces d'occupation du spécimen invasif ne dépassent pas le mètre carré. Les sites faiblement touchés à potentiel touristique sont les premiers visés.

En perspectives il est impératif d'organiser des campagnes de sensibilisation destinée aux usagers de la Mer ; pêcheurs professionnels, plaisanciers, amateurs, baigneurs, pour faire connaître l'espèce invasive, et ses effets sur l'écosystème marin, seul moyen efficace pour limiter son expansion.

Le suivi et la cartographie d'apparition de nouvelles colonies, doivent être signalés expressément aux services en charges de la protection de l'environnement et du littoral. Les résultats de l'étude indiquent des stations fortement affectées par la caulerpe, alors que d'autres affichent un début d'installation.

L'évaluation des paramètres morphométriques, voir longueur des stolons, longueur des frondes, et distance entre frondes, révèlent une croissance maximale de l'algue invasive en saison printanière, alors qu'en hiver le contraire est observé, ce qui permet de retenir cette saison en cas d'organisation de campagne de lutte contre cette algue, par l'arrachage manuel de ses touffes. Les spécimens analysés de *C.cylindracea* ont montré une richesse en minéraux essentiels à la production primaire végétale, en particulier ; le Sodium, le Magnésium, le Calcium, le Potassium, déterminant l'équation suivante ; $Na > Mg > Ca > K$, recommandant fortement une réutilisation éventuelle des débris de touffes d'algues arrachés comme engrais organiques, et fertilisants destinés au secteur de l'agriculture, tels les vergers et le maraichage, à cela s'ajoutent les possibilités de valorisation pour l'alimentation du bétail.

Par ailleurs, le gradient de concentration enregistré ; $Ni > Cu > Cd > Zn > Fe > Cr > Pb$, de cette espèce d'algue, nous a permis d'identifier son pouvoir de concentration pour quelques ETM étudiés, où les teneurs obtenues restent faibles, pour le Plomb, le Fer et le Chrome. Alors que les niveaux de concentration en d'autres éléments, tels ; Nickel et Cuivre, pouvant rendre l'espèce utile pour la dépollution par le procédé de phycoremediation des substrats aquatiques affectés par certains ETM par la suite.

Les résultats de l'étude moléculaire, faites pour la première fois en Algérie, associés aux observations morphométriques, sur l'algue invasive, révèlent bien la ressemblance de nos échantillons de *C.cylindracea* récoltés sur la côte ouest algérienne, avec ceux signalés dans la littérature, et nous pouvons conclure que le taxon colonisant nos côtes, est bien d'origine australienne et similaire à celui signalé en Italie, ce qui est confirmé dans la présente étude.

Répondant aux enjeux d'atténuation de cette espèce exotique envahissante *C.cylindracea*, nous visons ; à la surveillance de l'expansion de ce taxon afin d'empêcher sa propagation dans les milieux sains. Ainsi, qu'une valorisation de ce dernier pour d'autres objectifs telle que sa réutilisation dans le domaine médical, ou son recyclage à haute valeur telle que la production de biocarburants. La récupération des zones envahies par cette espèce par la réduction de son intensité d'invasion, et de la remplacer par d'autres espèces concurrentes plus adaptées, évitant sa réintroduction. Sinon, l'éliminer luttant contre ce taxon, en utilisant des méthodes ; physique, chimique ou biologique. Il semble déjà que toute tentative d'éradication soit vaine, grâce à des systèmes très efficaces de reproduction sexuée ou asexuée, dont ça nécessite une législation internationale qui pourra être élaborée pour éviter toute autre sorte d'accident biologique de ce type.

REFERENCES

BIBLIOGRAPHIQUES

Abdelhamid. A.S, Martin. N, Bridges. C, Brainard. J.S, Wang. X, Brown. T.J, Hanson. S, Jimoh. O.F, Ajabnoor. S.M, Deane. K.H, et al., 2018. Polyunsaturated fatty acids for the primary and secondary prevention of cardiovascular disease. *Cochrane Database Syst. Rev.*

Abel. S, Riedel. S, Gelderblom. W.C.A, 2014. Dietary PUFA and cancer. *Proc, Nutr. Soc., 73, 361–367.*

Adams. J.B, Cowie. M, Van Niekerk. L, 2016. Assessment of completed ecological water requirement studies for South African estuaries and responses to changes in freshwater inflow (WRC Report for K5/1703). *Pretoria, Sout-Africa: Water Research Commission.*

Adriano. D.C, 2001. Trace elements in terrestrial environments. Biochemistry bio-availability and risks of metals, 2 nd Edition. *New York: Springer-Verlag.*

Ajjabi. L.C, Chouba. L, 2009. biosorption of Cu²⁺ and Zn²⁺ from aqueous solutions by driedmarine green macroalga *Chaetomorpha linum*. *Journal environmental Management. 90, 3485-3489.*

Akhtar. P, Sultana. V, 2002. Biochemical studies of some seaweed species from Karachi coast. *Records Zoological Survey of Pakistan 14: 1–4.*

Alarif. W.M, Abdel-Lateff. A, Alorfi. H.S, Alburae. N.A, 2019. Alcyonacea: A potential source for production of nitrogen-containing metabolites. *Molecules, 24, 286.*

Albuquerque Ribeiro. N, Vasconcelos Chaves. H, do Val. D.R, de Assis. E.L, Dantas Silveira. F, da Conceição Rivanor R.L, Fernandes Gomes. F.I, Freitas. H.C, Vasconcelos Vieira. L, da Silva Costa. D.V, de Castro Brito. G.A, Bezerra. M.M, Barros Benevides. N.M, 2020. Sulfated polysaccharide from the green marine algae *Caulerpa racemosa* reduces experimental pain in the rat temporomandibular joint. *International Journal of Biological Macromolecules. Elsevier.*

Ali Shah. S.A, Akhter. N, Auckloo. B.N, Khan. I, Lu. Y, Wang. K, Wu. B, Guo. Y.W, 2017. Structural diversity, biological properties and applications of natural products from cyanobacteria. *A review; Mar. Drugs, 15, 354.*

Alloway. B, 2012. Heavy Metals in Soils. *Trace Metals and Metalloids in Soils. Vol 3. 16–9.*

Alós. J, Tomas. F, Terrados. J, Verbruggen. H, Ballesteros. E, 2016. Fast-Spreading Green Beds of Recently Introduced *Halimeda incrassata* Invade Mallorca Island (NW Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series*, 558: 153–158.

Altamirano. M, Andreakis. N, Souza-Egipsy. V, Zanolla. M, De la Rosa. J, 2014. First record of *Caulerpa cylindracea* (Caulerpacae, Chlorophyta) in Andalusia (Southern Spain). *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 71(2): e007. ISSN: 0211-1322.

Altmann. K.H, 2017. Drugs from the oceans: Marine natural products as leads for drug discovery. *Chimia (Aarau)*, 71, 646–651.

Amiard. J.C, 2011. Les risques chimiques environnementaux. Paris, France: Editions TEC et DOC. 782p.

Anandkumar. A, Nagarajan. R, Prabakaran. K, Bing. C.H, Rajaram. R, Li. J, Du. D, 2019. Bioaccumulation of trace metals in the coastal Borneo (Malaysia) and health risk assessment. *Mar. Pollut. Bull.* 145, 56–66.

Anandkumar. A, Nagarajan. R, Prabakaran. K, Rajaram. R, 2017. Trace metal dynamics and risk assessment in the commercially important marine shrimp species collected from the Miri coast, Sarawak, East Malaysia. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 16, 79–88.

Andrades. R, dos Santos. R.A, Martins. A.S, Teles. D, Santos. R.G, 2019. Scavenging as a pathway for plastic ingestion by marine animals. *Environ. Pollut.* 248, 159–165.

Andrades. R, Martins. A.S, Fardim. L.M, Ferreira. J.S, Santos. R.G, 2016. Origin of marine debris is related to disposable packs of ultra-processed food. *Mar. Pollut. Bull.* 109, 192–195.

Anh. N.T.N, An. N.T.N, Ngan. P.T.T, Hai. T.N, 2017. Study on utilization of green seaweed (*Cladophora* sp.) as a feed for tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Scientific Journal of Can Tho University, Vietnam.*; 50b:119-126.

Anh. N.T.N, Hai. T.N, Hien. T.T.T, 2018. Effects of partial replacement of fishmeal protein with green seaweed (*Cladophora* spp.) protein in practical diets for the black tiger shrimp (*Penaeus monodon*) postlarvae. *Journal of Applied Phycology.* 30(4):2649-2658.

Anonyme, 2007. Britannica Encyclopedia. Sociedad Comercial y Editorial santiago Ltda., Lima, 2800 pp.

Araújo. I.W. F, Chaves. H.V, Pachêco. J. M, Val. D.R, Vieira. L.V, Santos. R, Freitas. R.S, Rivanor. R.L, Monteiro. V.S, Clemente-Napimoga. J.T, Bezerra. M. M, Benevides. N. M. B, 2017. Role of central opioid on the antinociceptive effect of sulfated polysaccharide from the red seaweed *Solieria filiformis* in induced temporomandibular joint pain. *Int. Immunopharmacol.* 44; 160–167.

Aroyehun. A.Q.B, Shariza. A.R, Kishneth. P, Thilaghavani. N, Nur Suraiza. N.R, Gan. W.J, Dinesh Kumar. C, Jestin. C, Anil. P.K, 2020. Bioprospecting Cultivated Tropical Green Algae, *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh: A Perspective on Nutritional Properties, Antioxidative Capacity and Anti-Diabetic Potential. *Foods*, 9, 1313.

Arulkumar. A, Paramasivam. S, Rajaram. R, 2017. Toxic heavy metals in commercially important food fishes collected from Palk Bay, Southeastern India. *Mar. Pollut. Bull.* 19, 454–459.

Avila. C, Núñez-Pons. L, Moles. J, 2018. From the tropics to the poles: Chemical defensive strategies in sea slugs (Mollusca: Heterobranchia). In *Chemical Ecology: The Ecological Impacts of Marine Natural Products*; Puglisi, M.P., Becerro, M.A., Eds.; CRC Press: Boca Raton, FL, USA.

Azis. H.Y, Karim. M.Y, Amri. K, Hasbullah. D, 2019. Productivity of several *Caulerpa* species grown in fishponds. *AAB Bioflux 11 (1): 21-24.*

Azzurro. E, Sbragaglia. V, Cerri. J, Bariche. M, Bolognini. L, Ben Souissi. J, et al., 2019. Climate change, biological invasions, and the shifting distribution of Mediterranean fishes: a large-scale survey based on local ecological knowledge. *Global Change Biol.* 25, 2779–2792.

Babou. F.Z, 2020. Recherche du caractère phytoremédiant chez une halophyte, *Atriplex halimus* L. Thèse de doctorat, laboratoire de physiologie végétale. *Université Ahmed Benbella 1, Oran, 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.*

Bachir Bouiadjra. B, Belbachir. N, Benkad. M.Y, Marouf. M, Riadi. H, 2010a. La présence de l'algue marine *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh (Caulerpales,

chlorophyta devant la côte Mostaganemoise (ouest d'Algérie). *Acta botanica Malacitana*.vol 35.

Bachir Bouiadjra. B, Taleb. MZ, Marouf. A, Youcef Benkada. M, Riadi. H, 2010b. First record of the invasive alga *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Gulf of Arzew (western Algeria). *Aquatic Invasion volume 5, supplément 1: S 97 : S101*.

Baize. D, 1997. Teneurs totales en “ métaux lourds ” dans les sols français. *résultats généraux du programme ASPITET. 1–14*.

Balasubramanian. G, Sarathi. M, Kumar. S.R, Hameed. A.S.S, 2007. Screening the antiviral activity of Indian medicinal plants against white spot syndrome virus in shrimp. *Aquaculture, 263, 15–19*.

Balata. D, Piazzini. L, Cinelli. F, 2000. Preliminary observations of the effects of spread of the introduced algae *Caulerpa taxifolia* and *C. racemosa* on a turf-dominated macroalgal assemblage in north-western Mediterranean. *In First Mediterranean Symposium on Marine Vegetation, Ajaccio, 3 – 4 October 2000 (PNUE editor), 79 – 82. RAC/SPA Publ., Tunis*.

Balestri. E, Vallerini. F, Menicagli. V, Barnaba. S, Lardicci. C, 2018. Biotic resistance and vegetative propagule pressure co-regulate the invasion success of a marine clonal macrophyte. *Sci. Rep. 8 (1), 16621*.

Baleta. F.N, & Nalleb. J.P, 2016. Species composition, abundance and diversity of seaweeds along the intertidal zone of Nangaramoan, San Vicente, Sta. Ana, Cagayan, Philippines. *Aquac Aquar Conserv Legis 9 (2): 250-259*.

Ballesteros. E, Toras. X, Pinedo. S, Garcia. M, Mangialajo. L, De Tores. M, 2007. A New methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water framework directive. *Marine pollution Bulletin 55/ 172- 180*.

Barreiro. D. L, Prins. W, Ronse. F, Brilman. W, 2013. Hydrothermal liquefaction (HTL) of microalgae for biofuel production: *State of the art review and future prospects, biomass and bioenergy, vol. 53, pp. 113-127*.

Bartolo. A. G, Zammit. G, Akira F. Peters. A.F, Kupper. F. C, 2020. The current state of DNA barcoding of macroalgae in the Mediterranean Sea: presently lacking but urgently required. *Botanica marina*.

Barzkar. N, Jahromi. S.T, Poorsaheli. H.B, Vianello. F, 2019. Metabolites from marine microorganisms, micro, and macroalgae: Immense scope for pharmacology. *Mar. Drugs*, 17, 464.

Bashir Dar. K, Hussain Bhat. A, Amin. S, Masood. A, Afzal Zargar. M, Ahmad Ganie. S, 2016. Inflammation: A Multidimensional Insight on Natural Anti-Inflammatory Therapeutic Compounds. *Curr. Med. Chem.* 23, 3775–3800.

Battelli. C, & Rindi. F, 2008. The extensive development of the turf-forming red alga *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R. E. Norris (*Rhodophyta, Ceramiales*) in the Bay of Boka Kotorska, Montenegro (southern Adriatic Sea). *Plant Biosyst ; 142*, 120–125.

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*.

Belhissoun. S, 1995. Contribution à l'étude Phyto-écologique du Phytobenthos Marin de la région de Rabat- Mohammedia (Atlantique Marocain). Thèse du diplôme d'études supérieures de 3è Cycle. *Université Mohammed V. Faculté des Sciences. Rabat. Maroc*.

Belton. G.S, Draisma. S.G.A, Prud'homme Van Reine. W.F, Huisman. J.M, Gurgel. C.F.D, 2019. Taxonomic reassessment of the diversity of *Caulerpa* (Chlorophyta, Caulerpaceae) from southern Australia based on *tufA* and *rbcL* sequencedata. *Phycologia* 52(1): 6–13.

Belton. G.S, Huisman. J.M, Gurgel. C.F.D, 2015. Caulerpaceae. In: *Algae of Australia: Marine benthic algae of north-western Australia*. 1. Green and brown algae. Huisman JM ed. Canberra and Melbourne: *ABRS and CSIRO Publishing*. p. 75–102.

Belton. G.S, Prud'homme van Reine. W.F, Huisman. J.M, Draisma. S.G.A, Gurgel. C.F.D, 2014. Resolving phenotypic plasticity and species designation in the morphologically challenging *Caulerpa racemosa peltata* complex (Caulerpaceae, Chlorophyta). *J Phycol* 50: 32-54.

Ben Amor. R, Abidi. M, Gueddari. M, 2018. Trace metal contamination by phosphogypsum discharge in surface and core sediments of the gabes coast area (SE of Tunisia). *Arab. J. Geosci.* 11, 207.

Ben Amor. R, Jerbi. H, Abidi. M, Gueddari. M, 2020. Assessment of trace metal contamination, total organic carbon and nutrient accumulation in surface sediments of

Monastir Bay (Eastern Tunisia, Mediterranean Sea). *Contents lists available at ScienceDirect Regional Studies in Marine Science journal.*

Bentaallah. M.E.A, & Kerfouf. A, 2013. Prolifération de l'algue *Caulerpa racemosa* dans les écosystèmes littoraux de l'Algérie : état des lieux et des connaissances. *Physio-Géo Géographie Physique et Environnement*, 7 ; 157-164.

Bentaallah. M.E.A, Taibib. N.E, Cantasano. N, 2021. Additional new records of *Caulerpa cylindracea* Sonder 1845 along the West Algerian Coasts. *Indian Journal of Geo Marine Sciences. Vol. 50 (02), February 2021, pp. 122-129.*

Bergasa. A, 2009. Study of metals concentrations levels in *Patella piperata* through the CanaryIslands, Spain. *Fresenius Environmental Bulletin. Issue 15.pp 1234- 1240.*

Bernardeau-Esteller . J, Marín-Guirao. L, Sandoval-Gil. J. M, García-Muñoz.R, Ramos Segura. A, Ruiz. J. M, 2019. Preuve de la résistance à long terme des prairies de *Posidonia oceanica* à l'invasion de *Caulerpa cylindracea*. *Contents lists available at ScienceDirect Aquatic Botany.*

Berthelot. C, 2017. Les endophytes bruns septés dans les sols pollués aux éléments traces métalliques (ETM). Thèse de Doctorat. *Université de Lorraine, Mention «Écotoxicologie, Biodiversité, Écosystèmes ».*

Bhalodia. N. R, Nariya. P. B, Acharya. R. N, Shukla. V. J, 2011. Evaluation of in vitro antioxidant activity of flowers of *Cassia fistula* Linn. *International Journal of Pharm Tech Research. IJPRI 3: 589-599.*

Bhuyar. P, Rahim. M.H, Sundararaju. S, Maniam. G.P, Govindan. N,2020. Antioxidant and antibacterial activity of red seaweed *Kappaphycus alvarezii* against pathogenic bacteria. *Glob. J. Environ. Sci. Manag., 6, 47–58.*

Bich. C, 2005. Contribution à l'étude de l'activation thermique du Kaolin : Evolution de la structure cristallographique et activité pouzzolique, Thèse doctorat en Sciences et techniques du déchet. *Institut national des sciences appliquées, Lyon.*

Bleackley. M, & Macgillivray. R, 2011. Transition metal homeostasis: from yeast to human disease. *Biometals; 24:785–809.*

Blunt. J.W, Carroll. A.R, Copp. B.R, Davis. R.A, Keyzers. R.A, Prinsep. M.R, 2018. Marine natural products. *Nat. Prod. Rep., 35, 8–53.*

Blunt. J.W, & Munro. M.H.G, 2008. Dictionary of Marine Natural Products; *Chapman and Hall/CRC: Boca Raton, FL, USA.*

Bocanegra. A, Bastida. S, Benedi. J, Rodenas. S, Sanchez-Muniz. F.J, 2009. Characteristics and nutritional and cardiovascular-health properties of seaweeds. *J. Med. Food., 12, 236–258.*

Bonanno. G, Orlando-Bonaca. M, 2019. Non-indigenous marine species in the Mediterranean Sea – myth and reality. *Environm. Sci. Policy 96, 123–131.*

Bopari. H. K, Joseph. M, O’Carroll. D. M, 2011. Kinetics and thermodynamics of Cadmium ion removal by adsorption onto nano zerovalent iron particles, *J. Hazard. Mater. 186 438-465.*

Borin. A.L.D.C, Ferreira. G.B, de Barcellos Ferreira. A.C, Carvalho. M.C.S, Bogiani. J.C, Sissoko. F, Dagbenonbakin. G.D, Koulibaly. B, Naïtormaïde. M, Fayalo. G, Traore. K, Amonmide. I, Djinodji. R, Di Stéfano. J.G, 2013. Diagnostique visuel des carences nutritionnelles du cotonnier. *Embrapa Brasília, DF, Brésil.*

Boris. A, Ante. O, Marija. D, Ivana. G, Ivan. C, 2008. Impact of the invasive green alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* on the epiphytic macroalgal assemblage of *Posidonia* oceanic seagrass rhizomes in the Adriatic Sea. *Nova Hedwigia, 155—167.*

Bouchriti. N, 2003 : Surveillance des zones de production conchylicoles. Actes du Séminaire sur la qualité des produits de la pêche, 20-24 mai 2002, Casablanca, Maroc. *Edité par Intosamak. PP. 90-125.*

Boudouresque. C. F, & Verlaque. M, 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea : invasive assemblages of the Mediterranean Sea. *Cah. Biol. Mar. 53 : 403-407.*

Boudouresque. C.F, 1970. Recherche de Bionomie analytique, structurale, et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles de méditerranée occidentale (fraction algale). Thèse de doctorat Etat. *Aix-Marseille II, France, 624p.*

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

Boudouresque. C.F, & Verlaque. M, 2012. An overview of species introduction and invasion processes in marine and coastal lagoon habitats. *Cah. Biol. Mar. 53, 309–317.*

Bounaceur. A, 2015. Adsorption du fer, Nickel et cobalt par la marine argileuse en solution aqueuse. Mémoire magister. *Université, Abou Bekr Belkaid, Tلمcen, Algérie.*

Brown. E.M, Allsopp. P.J, Magee. P.J, Gill. C.I, Nitecki. S, Strain. C.R, McSorley. E.M, 2014. Seaweed and human health. *Nutr. Rev.*, 72, 205–216.

Brunel S., Fernández-Galiano E., Genovesi P., Heywood V.H., Kueffer C. & Richardson D.M. 2013. Invasive Alien Species: A Growing but Neglected reat? In Late Lessons from Early Warning: Science, Precaution, Innovation. *Lessons for Preventing Harm. EEA Report 1/2013, Copenhagen, pp. 518–540.*

Bruneton. J, 2009. Pharmacognosie, phytochimie, plantes médicinales (4e éd.): *Lavoisier.*

Bulleri. F, & Benedetti-Cecchi. L, 2008. Facilitation of the introduced green alga *Caulerpa racemosa* by resident algal turfs: experimental evaluation of underlying mechanisms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 364, 77–86.

Bulleri. F, & Malquori. F, 2015. High tolerance to simulated herbivory in the clonal seaweed, *Caulerpa cylindracea*. *Mar. Environ.*

Burki. F, Roger. A.J, Brown. M.W, Simpson. A.G.B, 2020. The new tree of eukaryotes. *Trends Ecol. Evol*, 35, 43–55.

Cai. T, Park. S. Y, Li. Y, 2013. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews.* 19: 360-369.

Cantelli. L, Goncalves. P, Guertler. C, Kayser. M, Pilotto. M.R, Barracco. M.A, Perazzolo. L.M, 2019. Dietary supplementation with sulfated polysaccharides from *Gracilaria birdiae* promotes a delayed immunostimulation in marine shrimp challenged by the white spot syndrome virus. *Aquac. Int.*, 27, 349–367.

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.*

Cariou. N, Chery. A, Jousseume. M, Richir. J, Lejeune. P, Gobert. S, 2013. L'indice paysager *Caulerpa racemosa* "I.Ca.r". In Ifremer-AFB (Ed.), Cartographie des Habitats Marins Benthiques: de l'Acquisition à la Restitution (pp. 152-157). *Actes de colloque. Brest, France.*

Carrillo Marta Sanson. J. A, 1999. Algas, Hongros y fanerogamas marinas de Las Islas Canarias. Clave analítica. Service de publicaciones. *Universidade de la Laguna*. 143 p.

Carroll. A.R, Copp. B.R, Davis. R.A, Keyzers. R.A, Prinsep. M.R, 2019. Marine natural products. *Nat. Prod. Rep*, 36, 122–173.

Caselle. J.E, Davis. K, Marks. L.M, 2018. Marine management affects the invasion success of a non-native species in a temperate reef system in California, USA. *Ecol. Lett.* 21, 43–53.

Cássio. R. M. S, Wallace. P. B, Janeusa. T. S, 2020. Marine Alkaloids with Anti-Inflammatory Activity: Current Knowledge and Future Perspectives. *Marine. Drugs*, 18, 147.

Catarino. M.D, Silva. A.M.S, Cardoso. S.M, 2018. Phycochemical constituents and biological activities of *Fucus* spp. *Mar. Drugs*, 16, 249.

Ceccherelli. G, Campo. D, Piazzì. L, 2001a. Some ecological aspects of the introduced alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean: way of dispersal and impact on native species. *Biol. Mar. Me'dit.*, 8: 94 – 99.

Ceccherelli. G, Piazzì. I, Cinelli. F, Gravez. V, Ruitton. S, Boudouresque. C.F, Le Direac'h. L, Meinesz. A, Scabbia. G, Verlaque. M, 2001b. The development of *Caulerpa racemosa* at the margin of *Posidonia oceanica*. fourth international workshop on *Caulerpa taxifolia*,. edit, gis posidonie publ. fr., 376-384.

Ceccherelli. G, Piazzì. L, Balata. D, 2002. Spread of introduced *Caulerpa* species in macroalgal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 280, 1-1.

Cecere. E, Petrocelli. A, Saracino. O.D, 2000. Benthic algal flora of the Gulf of Taranto (Italy, Ionian Sea). In *First Mediterranean Symposium on Marine Vegetation, Ajaccio, 3 – 4 October 2000 (PNUE editor)*, 119 – 123. RAC/SPA Publ., Tunis.

César de Sá. N, Marchante. H, Marchante. E, Cabral. J. A, Honrado. J. P, et al., 2019. Can citizen science data guide the surveillance of invasive plants? A model-based test with Acacia trees in Portugal. *Biol. Invas.* 21, 2127–2141.

Chabane. K, 2019. Fonctionnement et diversité d'un écosystème à macroalgue de substrat rocheux de la région d'Alger. Thèse de doctorat en sciences biologiques spécialité : écosystèmes marins : modélisation et applications. *Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene USTHB-Alger*. P 76-82.

Chahrour.F, 2013. Etude de la vitalité des herbiers à *Posidonia oceanic* (L). Delile de la côte occidentale algérienne. Thèse de doctorat. *Université d'Oran, Ahmed Ben Bellal. Algérie.*

Chaouay. A, Okhrib. R, Hilali. M, Bazzi. L, Chahid. A, Khiri. E, 2016. Contribution a l'étude de l'analyse physico-chimique et de la contamination métallique de l'eau de mer du littoral d'Agadir (sud du Maroc). *J. Mater. Environ. Sci.* 7(8) (2016) 2748-2759. ISSN : 2028 2508. CODE : JMESCEN.

Chen. H, Zhou. D, Luo. G, Zhang. S, Chen. J, 2015. Macroalgae for biofuels production: *Progress and perspectives Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 47, pp. 427- 437.

Chen. Q, Pan. X.D, Huang. B.F, Han. J.L, 2018. Distribution of metals and metalloids in dried seaweeds and health risk to population in south-eastern China. *Scientific Reports* 8 Article number: 3578.

Chen. Y.Y, Kitikiew. S, Yeh. S.T, Chen. J.C, 2016. White shrimp *Litopenaeus vannamei* that have received fucoidan exhibit a defense against *Vibrio alginolyticus* and WSSV despite their recovery of immune parameters to background levels. *Fish Shellfish Immunol.*, 59, 414–426.

Chojnacka. K, Wieczorek. P. P, Schroeder. G, Michalak. I, 2018. Algae biomass: characteristics and applications. *Springer, Berlin*, 146 p.

Circuncisão. A.R, Catarino. M.D, Cardoso. S.M, Silva. A.M.S, 2018. Minerals from macroalgae origin: Health benefits and risks for consumers. *Mar. Drugs*, 16, 400.

Cirik. Ş, Cihangir. B, Choukhi. A, Lök. A, Metin. C, Küçüksezgin. F, Demirkurt. E, Eronat. H, Tıraşın.E.M, Ünlüoğlu. A, Akçalı. B, Kavcıoğlu. R, Altay. O, Kondaş. A, 2001. Research on *Caulerpa* species in Mediterranean. *Final Report*”, no: DBTE 128, November 2001, İzmir.

Collins. K, Fitzgerald. G, Stanton. C, Ross. R, 2016. Looking beyond the terrestrial: The potential of seaweed derived bioactives to treat non-communicable diseases. *Mar. Drugs*, 14, 60.

Conway. M, Mulhern. M, McSorley. E, van Wijngaarden. E, Strain. J, Myers. G, Davidson. P, Shamlaye. C, Yeates. A, 2018. Dietary determinants of polyunsaturated fatty acid (PUFA) status in a high fish-eating cohort during pregnancy. *Nutrients* 10, 927.

Coogan. S.C, Machovsky-Capuska. G.E, Senior. A.M, Martin. J.M, Major. R.E, Raubenheimer. D, 2017. Macronutrient selection of free-ranging urban Australian white ibis (*Threskiornis moluccus*). *Behav. Ecol.* 28, 1021–1029.

Coogan. S.C, Raubenheimer. D, Zantis. S.P, Machovsky-Capuska. G.E, 2018. Multidimensional nutritional ecology and urban birds. *Ecosphere* 9, e02177.

Cook. E. J, Payne. R. D, Macleod. A. K, Brown. S. F, 2016. Marine biosecurity: protecting indigenous marine species. *Rep. Biodiv. Stud.* 5, 1–14.

Coppejans. E, 1983. Iconographie d'Algues méditerranéennes. Chlorophyta, Phaeophyta, Rhodophyta. *Bibliotheca phycologica, Herausgegeben von, J. Cramer.* 317 p.

Corriero. G, Pierri. C, Accoroni. S, Alabiso. G, Bavestrello. G, Barbone. E, et al., 2016. Ecosystem vulnerability to alien and invasive species: a case study on marine habitats along the Italian coast. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosys.* 26, 392–409.

Costa. E. L, Abreu. M, Gargiulo. D, Rocha. E, Ramos. A.A, 2017. Anticancer effects of seaweed compounds fucoxanthin and phloroglucinol, alone and in combination with 5-fluorouracil in colon cells. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 80:776–87.

Coura. C.O, Chaves. H.V., do Val. D.R., Vieira. L.V, Silveira. F.D, Santos Lopes. F.M.L. dos, Gomes F.I.F, Frota. A.F, Souza R.B, Clemente-Napimoga J.T, Bezerra. M. M, Benevides N.M.B, 2017. Mechanisms involved in antinociception induced by a polysulfated fraction from seaweed *Gracilaria* COURA, C. O. et al. Mechanisms involved in antinociception induced by a polysulfated fraction from seaweed *Gracilaria* cornea in the temporomandibular joint o, *Int. J. Biol. Macromol.* 97, 76–84.

Crockett. P.F, & Keough. M.J, 2014. Ecological niches of three abundant *Caulerpa* species in Port Phillip Bay, southeast Australia. *Aquat. Bot.* 119: 120–131.

D’Aniello. E, Fellous. T, Iannotti. F.A, Gentile. A, Allara. M, Balestrieri. F, Gray. R, Amodeo. P, Di Marzo. V, 2019. Identification and characterization of phytocannabinoids as novel dual PPAR α/γ agonists by a computational and in vitro experimental approach. *Biochim. Biophys. Acta* 1863 (3), 586–597.

Damak. M, Frontalinic. F, Elleuch. B, Kalle. I.M, 2019. Benthic foraminiferal assemblages as pollution proxies along the coastal fringe of the Monastir Bay (Tunisia). *J. Afr. Earth Sci.* 150, 379–388.

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. ~ 327 ~ *J Entomol Zool Stud.*; 7(3):327– 31.

Davinelli. S, Nielsen. M.E, Scapagnini. G, 2018. Astaxanthin in Skin health, repair, and disease: A comprehensive review. *Nutrients 10 (4):522.*

Delan. G.G, Legados. J.A, Pepito. A.R, Cunado. V.D, Rica. R.L.V, Abdon. H.C, Ilano. A.S, Lamayo. M.H.A, 2013. The influence of habitat on the quality characteristics of the green macroalga *Caulerpa lentillifera* Agardh (Caulerpaceae, Chlorophyta). *Trop Technol J 16 (1): 1-10.*

Desideri. D, Cantaluppi. C. F, Ceccotto. M. A, Meli. C, Roselli. C, Feduzi. L, 2016. Essential and toxic elements in seaweeds for human consumption. *Journal of Toxicology and Environmental Health Part A 79 (3):112–22.*

Devi. C.B, Reddy. G.H, Prasanthi. R.P, Chetty. C.S, Reddy. F, 2005. Developmental lead exposure alters mitochondrial oxidase and synaptosomal catecholamine levels in rat brain. *Int J Dev Neurosci.*, 23 : 375-381.

Dharmaprabhakaran. T, Karthikeyan. S, Periyasamy. M, Mahendran. G, 2020a. Analyse de combustion de l'addition de nanoparticules de CuO₂ avec un mélange de biodiesel d'algues *botryococcus braunii* sur un moteur CI. *Science direct.*

Dharmaprabhakaran. T, Karthikeyan. S, Periyasamy. M, Mahendran. G, 2020b. Une source prometteuse de biodiesel algal pour alimenter les moteurs CI, *science direct.*

Dineshkumar. R, Kumaravel. R, Gopalsamy. J, Sikder. M.N.A, Sampathkumar. P, 2018. Microalgae as bio-fertilizers for rice growth and seed yield productivity. *Waste Biomass Valori. 9, 793e800.*

Draisma. S.G.A, Prud'homme Van Reine. W.F, Sauvage. T, Belton. G, Gurgel. C.F.D, Lim. P.E, Phang. S.M, 2014. A Re-Assessment of the infra-generic classification of the genus *Caulerpa* (Caulerpaceae, Chlorophyta) inferred from a time-calibrated molecular phylogeny. *J Phycol. 50: 1020–1034.*

Dumilag. R.V, 2019. Edible seaweeds sold in the local public markets in Tawi-Tawi, Philippines. *Philipp J Sci 148 (4): 803-811.*

Durand. C, Manuel. M, Boudouresque. C.F, Meinesz. A, Verlaque. M, Le Parco. Y, 2002. Molecular data suggest a hybrid origin for the invasive *Caulerpa racemosa*

(Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea. *Journal of Evolutionary Biology* 15: 122-133.

Ehsanur. R, Hridoy. R, Shoeb. A and Shakhawat H. F, 2020. The Seed of Burmese Grape (*Baccaurea Ramiflora*) As Low-Cost Bio-Adsorbent For Removal Of Methelyne Blue From Wastewater. *Proceedings of the 5th International Conference on Civil Engineering for Sustainable Development (ICCESD 2020)*, 7~9 February 2020, KUET, Khulna, Bangladesh.

El Gharras. H, 2009. Polyphenols: food sources, properties and applications—a review. *International Journal of Food Science & Technology*, 44(12), 2512-2518.

Elalaoui. A.C, 2007. Fertilisation minérale des cultures. Les éléments minéraux secondaires et oligo-éléments. *Bulletin mensuel d'information et de liaison du PNTTA n° 156*. Rabat, 4 pages.

Esteves. P.O, de Oliveira. M.C, de Souza Barros. C, Cirne-Santos. C.C, Laneuville. V.T, Palmer Paixão. I.C, 2019. Antiviral Effect of Caulerpin Against Chikungunya. *Natural Product Communications*.

Estrada. J. L, Bautista. N. S, Dionisio-Sese. M. L, 2020. Morphological variation of two common sea grapes (*Caulerpa lentillifera* and *Caulerpa racemosa*) from selected regions in the Philippines. *Biodiversitas, Volume 21, ISSN : 1412-033X E-ISSN : 2085-4722, Pages : 1823-1832*.

Ezzahiri. M, 1989. Application de l'analyse numérique à l'étude phytoécologique et sylvicole de la cédraie du Moyen Atlas tabulaire : l'exemple de la cédraie de Sidi-Mguild, Thèse de doctorat. *Institut agronomique et vétérinaire Hassan II, Rabat, 163p*.

Fabbri. F, Espino. F, Herrera. R, Moro. L, Haroun. R, Riera. R, et al., 2015. Trends of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Magnoliophyta) in the Canary Islands: population changes in the last two decades. *Sci. Mar.* 79 (1), 7–13.

FAO, 2005. Notions de nutrition des plantes et de fertilisation des sols. Utilisation des Intrants agricoles par les Organisations de Producteurs. 25 P fertilisant majeurs (*Azote, Potassium, Phosphore*).

Fernand. F, Israel. A, Skjermo. J, Wichard. T, Timmermans. K. R, Golberg. A, 2017. Offshore macroalgae biomass for bioenergy production: Environmental aspects, technological achievements and challenges, *Renewable and Sustainable Energy Reviews, vol. 75, pp. 35-45*.

Fernández-García. C, Cortés. J, Alvarado. J.J, Nivia-Ruiz. J, 2011. Physical factors contributing to the benthic dominance of the alga *Caulerpa sertularioides* (Caulerpacae, hlorophyta) in the upwelling Bahía Culebra, north Pacific of Costa Rica. *Intl J Biol* 60 (2): 93-107.

Fernández-García. C, Wysor. B, Riosmena-Rodríguez. R, Peña-Salamanca. E, Verbruggen. H, 2016. DNA-assisted identification of *Caulerpa* (Caulerpacae, Chlorophyta) reduces species richness estimates for the Eastern Tropical Pacific. *Phytotaxa* 252: 185–20.

Fernando. I. P. S, Nah. J. W, Jeon. Y. J, 2016. Potential anti-inflammatory natural products from marine algae, *Environ. Toxicol. Phar.* 48, 22-30.

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.

Fleurence. J, & Levine. I , 2016. Seaweed in Health and Disease Prevention, Academic Press/Elsevier.

Florea. A.M, & Dietrich. B, 2006. Occurrence, use and potentialtoxic effects of metals and metal compounds. *BioMetals.* ,19 :419-427.

Fourçon. A, 2004. Dynamique des communautés bactériennes de tapis microbiens soumis aux stress environnementaux. Thèse de doctorat. *Université Pau et des pays de l'Adour.* 260p.

Freiwald. J, Meyer. R, Caselle. J. E, Blanchette. C. A, Hovel. K, Neilson. D, et al., 2018. Citizen science monitoring of marine protected areas: Case studies and recommendations for integration into monitoring programs. *Mar. Ecol.* 39:e12470.

Frontier. S, & Pichode-Viale D, 1991. Ecosystèmes : structure et fonctionnement, évolution. *Collection Ecologie, Masson ed.,* 392p.

Gabriel. E, Machovsky. C, Ryan. A, Robson Guimarães. S, 2020. Debris ingestion and nutritional niches in estuarine and reef green turtles. *Contents lists available at ScienceDirect, Marine Pollution Bulletin.*

Gabriele. M, Pucci. L, Árvay. J, Longo. V, 2018. Anti-inflammatory and antioxidant effect of fermented whole wheat on TNF α -stimulated HT-29 and NF- κ B signaling pathway activation, *J. Funct. Foods* 45, 392-400.

Galgani. F, Hanke. G, Maes. T, 2015. Global distribution, composition and abundance of marine litter. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, pp. 29–56.

Galil. B, Marchini. A, Occhipinti-Ambrogi. A, Ojaveer. H, 2017. The enlargement of the Suez Canal–Erythraean introductions and management challenges. *Manag. Biol. Inv.* 8, 141–152.

Galil. B. S, 2006. “The marine caravan – the Suez Canal and the Erythraean invasion,” in Bridging Divides: *Maritime Canals as Invasion Corridors*.

Galil. B.S, Marchini. A, Occhipinti-Ambrogi. A, 2016. East is east and West is west? Management of marine bioinvasions in the Mediterranean Sea. *Estuar. Coast. Shelf S.*

Gallardo. B, Clavero. M, Sánchez. M. I, Vilà. M, 2016. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Glob. Chang. Biol.* 22, 151– 163.

Gennaro. P, Piazzzi. L, Persia. E, Porrello. S, 2015. Nutrient exploitation and competition strategies of the invasive seaweed *Caulerpacylindracea*. *Eur. J. Phycol.* 50, 384–394.

Gerbal. M, 1994. Analyse spacio-temporelle des peuplements de substrat meuble de l’étang deThau (Hérault, France). Thèse de doctorat. *Université Aix-Marseille. Fr.*, 241p.

Ghadiryfar. M, Rosentrater. K. A, Keyhani. A, Omid. M, 2016. A review of macroalgae production, with potential applications in biofuels and bioenergy, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 54, pp. 473-481.

Ghavri. S.V, Kumar. S, Bauddh. K, Singh. R.P, 2013. Enrichment coefficient and translocation factors of Fe and Cu in weeds growing on Sandila Industrial Area, India. *Geophytology* 43(2):153–161.

Ghellai. M, 2014. Action combinée de la salinité et du Plomb sur les réponses physiologiques des *Atriplex*. Mémoire de Magister, laboratoire de physiologie végétale. *Université Ahmed Benbella 1, Oran, Algérie*.

Giakoumi. S, 2014. Distribution Patterns of the Invasive Herbivore *Siganus luridus* (Rüppell, 1829) and its Relation to Native Benthic Communities in the Central Aegean Sea, Northeastern Mediterranean. *Marine Ecology*, 35: 96–105.

Giakoumi. S, Katsanevakis. S, Albano. P.G, Azzurro. E, Cardoso. A.C, Cebrian. E, Deidun. A, Edelist. D, Francour. P, Jimenez. C, Macic. V, Occhipinti-Ambrogi. A, Rilov. G, Sghaier. Y.R, 2019. Management priorities for marine invasive species. *Sci. Total Environ.* 688, 976–982.

Giovos. I, Kleitou. P, Poursanidis. D, Batjakas. I, Bernardi. G, Crocetta. F, et al., 2019. Citizen-science for monitoring marine invasions and stimulating public engagement: a case project from the eastern Mediterranean. *Biol. Invas.* 21, 3707–3721.

Gita. S, Hussan. A , Choudhury. T. G. 2017. Impact of textile dyes waste on aquatic environments and its treatment. *Environment and Ecology . Vol.35 No.3C pp.2349-2353.*

Gobert. S, Chery. A, Volpon. A, Pelaprat. C, Lejeune. P, 2014. The Seascape as an indicator of environmental interest and quality of the Mediterranean benthos: The in situ development of a description index: The LIMA. In O., Musard, Le Dû-Blayo, L., Francour, P., Beurier, J.-P., Feunteun, E., & Talassinis, L. (Eds.), *Underwater Seascape (pp. 273-287). Switzerland: Springer International Publishing.*

Gobert. S, & Richir. J, 2019. Des indices pour la définition de l'état des masses d'eau en milieu marin : mises au point, applications et aide à la gestion. *Geo-Eco-Trop., 2019, 43, 3, n.s. 353-364.*

Gobert. S, Sartoretto. S, Rico-Raimondino. V, Andral. B, Chery. A, Lejeune. P, Boisser. P, 2009. Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the *Posidonia oceanica* Rapid Easy Index: PREI. *Marine Pollution Bulletin, 58 : 1727-1733.*

Gonçalves. A. L, Pires. J. C. M, Simões. M, 2017. A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. *Algal research. 24: 403-415.*

González-Moreno. P, Lazzaro. L, Vila. M, Preda. C, Adriaens. T, Bacher. S, et al., 2019. Consistency of impact assessment protocols for non-native species. *Neobiota 44, 1–25.*

Gonzalez-Ortiz. G, Perez. J.F, Hermes. R.G, Molist. F, Jimenez-Diaz. R, Martin-Orue. S.M, 2014. Screening the ability of natural feed ingredients to interfere with the adherence of enterotoxigenic *Escherichia coli* (ETEC) K88 to the porcine intestinal mucus. *Br. J. Nutr, 111, 633–642.*

Goyer. R.A, & Clarkson. T.W, 2001. Toxic effects of metals. In: D.C. Klassen (Ed.), Casarett and Doull's Toxicology: the Basic Science of Poisons. *McGraw-Hill, New York*, pp. 811–868.

Grasa-Lopez. A, Milliar-Gracia. A, Quevedo-Corona. L, PaniaguaCatro. N, Escalona-Cardoso. G, Reyes-Maldono. E, Jaramillo-Flores. M. E, 2016. Undaria pinnatifida and Fucoxanthin ameliorate lipogenesis and markers of both inflammation and cardiovascular dysfunction in an animal model of diet-induced obesity. *Marine Drugs* 14 (8):148.

Gribben. P.E, Thomas. T, Pusceddu. A, Bonechi. L, Bianchelli. S, Buschi. E, Nielsen. S, Ravaglioli. C, Bulleri. F, 2018. Below-ground processes control the success of an invasive seaweed. *J. Ecol.* 106 (5), 2082–2095.

Guiry. M.D, & Guiry. G.M, 2019. AlgaeBase. World-wide electronic publication, *National University of Ireland, Galway.*

Guiry. M.D, & Guiry. G.M, 2020. AlgaeBase. World-wide electronic publication, *National University of Ireland, Galway.*

Guo. H, Yao. J, Sun. Z, Duan. D, 2015. Effect of temperature, irradiance on the growth of the green alga *Caulerpa lentillifera* (Bryopsidophyceae, Chlorophyta). *J Appl Phycol* 27 (2): 879 885.

Gutiérrez-Rodríguez. A.G, Juárez-Portilla. C, Olivares-Bañuelos. T, Zepeda. R.C, 2018. Anticancer activity of seaweeds. *Drug Discov. Today*, 23, 434–447.

Hamel. G, 1926. Quelques algues rares ou nouvelles pour la flore méditerranéenne. *Bull. Mus. Nation. Hist. Nat.*, 32: 420.

Hamel. G, 1931. Sur le *Cladostephus dubius* Bory. In Travaux cryptogamiques dédiés à Louis Mangin, 309 – 312. Laboratoire de Cryptogamie, *Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.*

Hare. S.R, Farnham. J.M, Tantillo. D.J, 2017. Putative biosynthetic cycloadditions en route to the diterpenoid (+)-chatancin. *Tetrahedron*, 73, 4227–4232.

Harun. R, Yip. J.W.S, Thiruvankadam. S, Ghani. W.A.W.A.K, Cherrington. T, Danquah. M.K, 2014. Algal biomass conversion to bioethanol e a step-by-step assessment. *Biotechnol. J.* 9,73e86.

Hassaan. M. A, & El Nemr. A, 2017. Health and Environmental Impacts of Dyes: Mini Review. *American Journal of Environmental Science and Engineering. Vol. 1, No. 3, pp. 64-67.*

Hegazy. M.E.F, Mohamed. T.A, Alhammady. M.A, Shaheen. A.M, Reda. E.H, Elshamy. A.I, Aziz. M, Paré. P.W, 2015. Molecular architecture and biomedical leads of terpenes from Red Sea marine invertebrates. *Mar. Drugs, 13, 3154–3181.*

Hildebrand. M, Davis. A. K, Smith. S. R, Traller. J. C, Abbriano. R, 2012. The place of diatoms in the biofuel industry. *Biofuels 3, 221–240.*

Hingsamer. M, & Jungmeier. G, 2019. Biorefineries. *Role Bioenergy Bioecon. 179e222.*

Hoan. N.X, Quan.D.H, Dong. D.H, Phuong .N.T, Yen. D.T, Cuong. D.X, Ha. H.T, Thinh. P.V, 2020. Effect of Drying Methods on Sensory and Physical Characteristics, Nutrient and Phytochemistry Compositions, Vitamin, and Antioxidant Activity of Grapes Seaweed *Caulerpa lentillifera* Grown in Vietnam. *Journal of pharmaceutical sciences and research. ISSN: 0975-1459. Vol 12(5), 624-630.*

Hu. J.J, Nagarajan. D, Zhang. Q.G, Chang. J.S, Lee. D.J, 2018. Heterotrophic cultivation of microalgae for pigment production: a review. *Biotechnol. Adv. 36, 54e67.*

Hu. Z.M, & Juan. L.B, 2014. Adaptation mechanisms and ecological consequences of seaweed invasions: a review case of agarophyte *Gracilaria vermiculophylla*. *Biol. Invasions 16, 967-976.*

Hussein K.B, & Bensahla Talet. L, 2019. First record of invasive green algae *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in Oran Bay (Western Algeria). *Indian Journal of Geo Marine Sciences, Vol. 48 (03), pp. 335-342.*

Infantes. E, Terrados. J, Orfila. A, 2011. Assessment of substratum effect on the distribution of two invasive *Caulerpa* (Chlorophyta) species. *Estuar. Coast Shelf Sci. 91, 434–444.*

Ismail. G.A, & Ismail. M.M, 2017. Variation in oxidative stress indices of two green seaweeds growing under different heavy metal stresses. *Environ. Monit. Assess. 189 (2), 68.*

Ivesa. L, Djakovac. T, Devescovi. M, 2015. Spreading patterns of the invasive *Caulerpa cylindracea* Sonder along the west istrian coast (northern Adriatic Sea, Croatia). *Mar. Environ. Res. 107, 1–7.*

Iveša. L, Djakovac. T, Devescovi. M, 2015. Spreading patterns of the invasive *Caulerpa cylindracea* Sonder along the west Istrian coast (northern Adriatic Sea, Croatia). *Mar. Environ. Res.* 107, 1–7.

Jambo. S.A, Abdulla. R, Mohd Azhar. S.H, Marbawi. H, Gansau. J.A, Ravindra. P, 2016. A review on third generation bioethanol feedstock. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 65, 756e769.

Jana. S, Ray. J, Mandal. B, Tripathy. T, 2019. Efficient and selective removal of cationic organic dyes from their aqueous solutions by a nanocomposite hydrogel, katira gum clpoly (acrylic acid-co-N, N-dimethylacrylamide)@bentonite, *Appl. Clay. Sci.* 173, 46-64.

Järup. L, 2003. Hazards of heavy metal contamination. *Br Med Bull*;68:167–82.

Jebril. S, Ben Jenana. R.K, Dridi. C, 2020. Synthèse verte de nanoparticules d'argent à l'aide d'extrait de feuille de *Melia azedarach* et leurs activités antifongiques: *in vitro* et *in vivo*. *Chimie et physique des matériaux, elsivier. Volume 248* , 122898.

Jin. L, Quan. C, Hou. X, Fan. S, 2016. Potential pharmacological resources: Natural bioactive compounds from marine-derived fungi. *Mar. Drugs*, 14, 76.

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.

Kabata-Pendias . A, 2011. Trace Elements in Soils and Plants. *CRC Press*.

Kalasariya. H, Patel. V, Patel. R, Patel. N, Rathwa. S, 2020. Seaweeds diversity study of selected Beyt dwarka coast in Gujarat, India. *International Journal of Botany Studies ISSN: 2455-541X; Impact Factor: RJIF 5.12*.

Kaleshkumar. K, Rajaram. R, Dinesh. P, Ganeshkumar. A, 2017. First report on distribution of heavy metals and proximate analysis in marine edible puffer fishes collected from Gulf of Mannar Marine Biosphere Reserve, South India. *Toxicol. Rep.* 4, 319–327.

Kali. A.G, & Potasse. S.A, 2004. Les symptômes de carence en éléments nutritifs. *Edit Murtenstrasse 116, France.* 33P.

Karthikeyan. S, & Prathima. A, 2016. Environmental effect on the impact of ferrofluid on *Caulerpa racemosa* Oil methyl ester from marine macroalgae. *Energy Sources Part A* ;38:3242–8.

Kase. A.G.O, Calumpong. H, Rupidara. A, 2020. Secondary metabolites of some varieties of *Caulerpa* species. International Seminar on Chemical Engineering Soehadi Reksowardojo (STKSR) IOP Conf. Series: *Materials Science and Engineering* 823. 012041 IOP Publishing.

Katsanevakis. S, Coll. M, Piroddi. C, Steenbeek. J, Ben Rais Lasram. F, Zenetos. A, Cardoso A.C, 2014a. Invading the Mediterranean Sea: biodiversity patterns shaped by human activities. *Frontiers in Marine Science*,1:32.

Katsanevakis. S, Issaris. Y, Poursanidis. D, Thessalou-Legaki. M, 2010. Vulnerability of marine habitats to the invasive green alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* within a marine protected area. *Mar. Environ. Res.* 70, 210–218.

Katsanevakis. S, Tempera. F, Teixeira. H, 2016. Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mediterranean Sea case study. *Divers. Distrib.* 22, 694–707.

Katsanevakis. S, Wallentinus. I, Zenetos. A, Leppäkoski. E, Çinar. M. E, Oztürk. B, et al., 2014b. Impacts of marine invasive alien species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquat. Invas.* 9, 391–423.

Katsanevakis. S, Zenetos. A, Belchior. C, Cardoso. A. C, 2013. Invading European seas: assessing pathways of introduction of marine aliens. *Ocean Coast. Manag.* 76, 64–74.

Kazi. M.A, Reddy. C.R.K, Jha. B, 2013. Molecular phylogeny and barcoding of *Caulerpa* (Bryopsidales) based on the *tufA*, *rbcL*, 18S rDNA and ITS rDNA genes. *PLoS ONE* 8: e82438.

Kessler. A, & Kalske. A, 2018. Plant secondary metabolite diversity and species interactions. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 49, 115–138.

Khanra. S, Mondal. M, Halder. G, Tiwari. O.N, Gayen. K, Bhowmick. T.K, 2018. Downstream processing of microalgae for pigments, protein and carbohydrate in industrial application: a review. *Food Bioprod. Process.* 110, 60e84.

Khiari. N, Atoui. A, Khalil. N, Charef. A, Aleya. L, 2017. Dynamics of sediments along with their core properties in the monastir-bekalta coastline (Tunisia, Central Mediterranean). *J. Afr. Earth Sci.* 134, 320–331.

Kidwell. D, 2015. Mitigation of harmful algal blooms: the way forward. *PICES Press* 23, 22 24.

Kim. H, Ra. C. H, Kim. S.-K, 2013. Ethanol production from seaweed (*Undaria pinnatifida*) using yeast acclimated to specific sugars. *Biotech. Bioproc. Engin.* 18, 533–537.

Kinley. R. D, & Fredeen. A. H, 2014. In vitro evaluation of feeding North Atlantic stormtoss seaweeds on ruminal digestion. *Journal of Applied Phycology*, vol. 27, pp. 2387-2393.

Kirk. J, & Allen. R, 1965. Dependence of chloroplast pigment synthesis on protein synthesis effect of actidione. *Biochemical and Biophysical Research Communications* 21: 523-530.

Klein. J, & Verlaque. M, 2008. *Marine Pollution Bulletin* 56: 205-225.

Klein. J.C, 2007. Impact de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (*Caulerpales, Chlorophyta*) sur les communautés macrophytiques en méditerranée nord-occidentale. Thèse de doctorat, *Université Aix-Marseille II, France.* 315 pp.

Klein. J.C, & Verlaque. M, 2012. Temporal trends in invasion impacts in macrophyte assemblages of the Mediterranean Sea. *Cah. Biol. Mar.* (2012) 53 : 403-407.

Klongklaew. N, Praiboon. J, Tamtin. M, Srisapoome. P, 2020. Antibacterial and Antiviral Activities of Local Thai Green Macroalgae Crude Extracts in Pacific White Shrimp (*Litopenaeus vannamei*). *Marine. Drugs*, 18, 140.

Kolanjinath. K, Ganesh. P, Sanraj. P, 2014. Pharmacological importance of seaweeds: A review. *World Journal of Fish and Marine Sciences* 6 (1):1–15.

Korbecki. J, Bobiński. R, Dutka. M, 2019. Self-regulation of the inflammatory response by peroxisome proliferator-activated receptors. *Inflamm. Res.*, 68, 443–458.

Lubrano. V, 2015. Enzymatic antioxidant system in vascular inflammation and coronary artery disease. *World J. Exp. Med.*, 5, 218–224.

Kružić. P, Žuljević. A, Nikolić. V, 2008. The highly invasive alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* poses a new threat to the banks of the coral *Cladocora caespitosa* in the Adriatic Sea. *Springer Link*

Kubota. T, Nakamura. K, Sakai. K, Fromont. J, Gonoï. T, Kobayashi. J, Hyrtinadines. C, D, 2016. New azepinoindole-type alkaloids from a marine sponge *Hyrtios* sp. *Chem. Pharm. Bull.*, 64, 975–978.

Kumar. A, Krishnamoorthy. E, Devi. H.M, Uchoi. D, Tejpal. C.S, Ninan. G, Zynudheen. A.A, 2018. Influence of sea grapes (*Caulerpa racemosa*) supplementation on physical, functional, and anti oxidant properties of semi sweet biscuits. *J. Appl. Phycol*, 30, 1393–1403.

Kumar. C, Ponesakki. G, Suresh. V, Bhaskar. N, 2008. Seaweeds as a source of nutritionally beneficial compounds – A review. *Journal Food Science Technology* 45 (1):1–13.

Kumar. D, Kumar. S, Kumar. N, 2017. Adaptation strategies of plants against common inorganic pollutants and metals. In: Shukla, V, Kumar S, Kumar N (eds) Plant adaptations strategies in changing environment. *Springer Publication*, pp 315–328.

Kumar. M, Gupta. V, Kumari. P, Jha. B, 2010. Assessment of nutrient composition and antioxidant potential of Caulerpaceae seaweeds. *Journal of Food Composition and Analysis* 24:270–278.

Kumar. M.S, & Sharma A.S, 2020. Toxicological effects of marine seaweeds: a cautious insight for human consumption. Toxicological effects of marine seaweeds: a cautious insight for human consumption. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*.

Kumar. N, Kumar. S, Bauddh. K, Dwivedi. N, Singh. D.P, Barman. S.C, 2014. Toxicity assessment of effluent from flash light manufacturing industry by bioassays tests in methi (*Trigonella foenumgracum*). *J Environ Biol* 35:1107–1113.

Kumar. S, Kumari.N, Karmakar. S, Ankit, Singh. R, Behera. M, Rani. A, Kumar. N, 2020. Advances in Plant–Microbe-Based Remediation Approaches for Environmental Cleanup, Chapter 5; P104-105. Emerging Eco-friendly Green Technologies for Wastewater Treatment. Editor Bharagava. R.N. Volume 18, *Springer. Microorganisms for Sustainability*, Editor ; Kumar. A.N.

Kumar. S, Singh. R, Behera. M, Kumar. V, Sweta. R.A, Kumar. N, Bauddh. K, 2019. Restoration of pesticide contaminated sites through plants. In: Pandey VC, Bauddh K (eds) Phytomanagement of polluted sites. *Elsevier Publication, Amsterdam*, pp 313–327.

Kumari. I, Ahmed. M, Akhter. Y, 2017. Evolution of catalytic microenvironment governs substrate and product diversity in trichodiene synthase and other terpene fold enzymes. *Biochimie*, 144, 9–20.

Lafargaa. T , Acién-Fernández. F.G , Garcia-Vaquero. M, 2020. Bioactive peptides and carbohydrates from seaweed for food applications: Natural occurrence, isolation, purification, and identification. *Algal Research, Elsevier, 48; 101909.*

Lakshmegowda. S.B, Rajesh. S.K, Kandikattu. H.K, Nallamuthu.I, Khanum. F, 2020. In Vitro and In Vivo Studies on Hexane Fraction of *Nitzschia palea*, a Freshwater Diatom for Oxidative Damage Protective and Anti-inflammatory Response. *Revista Brasileira de Farmacognosia, Springer.*

Lalitha. N, & Dhandapani. R, 2018. Proximate composition and amino acid profile of five green algal seaweeds from Mandapam Coastal regions, Tamil Nadu, India. *The Pharma Innovation Journal; 7(10):400-403.*

Lamouti. S, Rebzani. C, Bachari. N.E.I, 2011. Répartition de deux espèces introduites à caractère invasif dans la région centre de la côte algéroise : *Caulerpa racemosa* et *Oculina patagonica*. Actes de la "Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime" (Tanger), 2^{ème} édition, p. 361-366.

Lamrani. Z, 2010. Nutrition minérale et azoté. Physiologie végétales, nutrition minérale. *Ecole normal supérieure. 49P.*

Lansari. I, 2017. Adsorption des métaux lourds en solutions aqueuse par la chitine et la chitosane, Mémoire magister. *Université Abou Bekr Belkaid, Telmcen. Algérie.*

Lassus. P, Chomérat. N, Hess. P, Nézan. E, 2016. Toxic and Harmful Microalgae of the World Ocean. IOC Manuals and guides, 68. International Society for the Study of Harmful Algae. *Denmark: Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO.*

Laurens. L.M.L, Markham. J, Templeton. D.W, Christensen. E. D, Van Wychen. S, Vadelius. E.W, et al., 2017. Development of algae biorefinery concepts for biofuels and bioproducts; a perspective on process-compatible products and their impact on cost-reduction. *Energy Environ.*

Lawson. S.E, McGlathery. K.J, Wiberg. P.L, 2012. Enhancement of sediment suspension and nutrient flux by benthic macrophytes at low biomass. *Mar. Ecol. Prog. Ser. 448, 259–270.*

Lazou. B, Henge-Napoli. M.H, Minaro. L, Mirto. H, Barrouillet. M.P, Cambar, J, 2002. Effects of Cadmium and uranium on same in vitro targets. *Cell Biology and Toxicology. 18 : 329-340.*

Legrand. G, 2015. Contribution à la caractérisation du métabolisme des acides chlorogéniques chez la chicorée: *approches biochimique et moléculaire. Lille 1.*

Li. T, Ding. T, Li. J, 2019. Medicinal purposes: Bioactive metabolites from marine-derived organisms. *Mini Rev. Med. Chem., 19, 138–164.*

Li. Y, Sun. S, Pu. X, Yang. Y, Zhu. F, Zhang. S, Xu. N, 2018. Evaluation of Antimicrobial Activities of Seaweed Resources from Zhejiang Coast, China. *Sustainability, 10, 2158.*

Lin. H, Lu. W, Tsai. G, Chou. C, Hsiao. H, Hwang. P, 2016. Enhanced anti-inflammatory activity of brown seaweed *Laminaria japonica* by fermentation using *Bacillus subtilis*, *Process Biochem. 51 1945-1953.*

Lincoln. T, & Zeiger. E, 2006. Secondary Metabolites and Plant Defense in: *Plant Physiology, Fourth Edition, Sinauer Associates, chap:13.*

Liu. H.B, Lauro. G, O'Connor. R.D, Lohith. K, Kelly. M, Colin. P, Bifulco. G, Bewley. C.A, 2017. Tulongicin, a antibacterial tri-indole alkaloid from a deep-water *Topsentia* sp. sponge. *J. Nat. Prod. 80, 2556–2560.*

Liu. X, Liu. D, Lin. G, Wu. Y, Gao. L, Ai. C, Huang. Y, Wang. M, El-Seedi. H.R, Chen. X, et al., 2019. Anti-ageing and antioxidant effects of sulfate oligosaccharides from green algae *Ulva lactuca* and *Enteromorpha prolifera* in SAMP8 mice. *Int. J. Biol. Macromol., 139, 342–351.*

Liu. X, Wang. S, Cao. S, He. X, Qin. L, He. M, Yang. Y, Hao. J, M.a.o. W, 2018. Structural characteristics and anticoagulant property in vitro and in vivo of a seaweed sulfated Rhamnan. *Mar. Drugs, 16, 243.*

MacArtain. P, Gill. C, Brooks. M, Campbell. R, Rowland. I, 2007. Nutritional value of edible sea weeds. *Nutrition Reviews 65(1):535- 543.*

Machado. L, Magnusson. M, Paul. N. A, de Nys R, Tomkins. N, 2014. Effects of marine and freshwater macroalgae on in vitro total gas and methane production, *PLoS One, vol. 9, p.e85289.*

Machovsky-Capuska. G.E, Amiot. C, Denuncio. P, Grainger. R, Raubenheimer. D, 2019. A nutritional perspective on plastic ingestion in wildlife. *Sci. Total Environ. 656, 789–796.*

Machovsky-Capuska. G.E, Miller. M.G, Silva. F.R, Amiot. C, Stockin. K.A, Senior. A.M, Schuckard. R, Melville. D, Raubenheimer. D, 2018. The nutritional nexus: linking niche, habitat variability and prey composition in a generalist marine predator. *J. Anim. Ecol.* 87, 1286–1298.

Machovsky-Capuska. G.E, Raubenheimer. D, 2020. Nutritional ecology of vertebrate marine predators. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 12, 361–387.

Machovsky-Capuska. G.E, Senior. A.M, Zantis. S.P, Barna. K, Cowieson. A.J, Pandya. S, Pavard. C, Shiels. M, Raubenheimer. D, 2015. Dietary protein selection in a free ranging urban population of common myna birds. *Behav. Ecol.* 27, 219–227.

Maçic. V, Albano. P.G, Almpandou. V, Claudet. J, Corrales. X, Essl. F, Evagelopoulos. A, Giovos. I, Jimenez. C, Kark. S, Markovic. O, Mazaris. A.D, Olafsdottir. G.A, Panayotova. M, Petovic. S, Rabitsch. W, Ramdani. M, Rilov. G, Tricarico. E, Vega Fernandez. T, Sini. M, Trygonis. V, Katsanevakis. S, 2018. Biological invasions in conservation planning: a global systematic review. *Front. Mar. Sci.* 5, 178.

Maeda. Y, Nojima. D, Yoshino. T, Tanaka. T, 2017. Structure and properties of oil bodies in diatoms. *Phil. Trans. R. Soc. B* 372:20160408.

Magri. M, Piazzini. L, Serena. F, 2001. La présence de *Caulerpa racemosa* le long des côtes septentrionales de la Toscane et les conséquences possibles sur l'activité de pêche. In: 4th International Workshop on *Caulerpa taxifolia*, Lerici, 1 – 2 February 1999 (Gravez. V, Ruitton. S, Boudouresque. C. F, Le Direach. L, Meinesz. A, Scabbia. G, Verlaque. M, editors), 338 – 344. *GIS Posidonie, Marseilles*.

Maldonado-Gomez. M.X, Lee. H, Barile. D, Lu. M, Hutkins. R.W, 2015. Adherence inhibition of enteric pathogens to epithelial cells by bovine colostrum fractions. *Int. Dairy J.* 40, 24–32.

Manconi. R, Padiglia.A, Padedda. B.M, Pronzato. R, 2020. Invasive green algae in a western Mediterranean Marine Protected Area: interaction of photophilous sponges with *Caulerpa cylindracea*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*.

Mannino. A. M, & Balistreri. P, 2019. Effects of *Caulerpa cylindracea* Sonder (Chlorophyta Caulerpaceae) on marine biodiversity. *Biodiversity Journal*, 2019, 10 (4): 383–388.

Mannino. A. M, Balistreri. P, Deidun. A, 2017. The marine biodiversity of the Mediterranean Sea in a changing climate: the impact of biological invasions, in *Mediterranean Identities – Environment, Society, Culture*, ed. B. *Fuerst-Bjelis (London: Intech), 101–127.*

Mannino. A.M, & Balistreri. P, 2018. Citizen science: a successful tool for monitoring invasive alien species (IAS) in Marine Protected Areas. The case study of the Egadi Islands MPA (Tyrrhenian Sea, Italy). *Biodiversity, 19: 42–48.*

Marbuah. G, Gren. I. M, McKie. B, 2014. Economics of harmful invasive species: a review. *Diversity 6, 500–523.*

Marcellin-Gros. R, Piganeau. G, Stien. D, 2020. Metabolomic Insights into Marine Phytoplankton Diversity. *Mar. Drugs, 18, 78.*

Marchand. L, 2013. L’océan sous haute surveillance: Qualité environnementale et sanitaire. Versailles, France: *Editions QUAE. 224p.*

Marchini. A, Ferrario. J, Sfriso. A, Occhipinti-Ambrogi. A, 2015. Current status and trends of biological invasions in the Lagoon of Venice, a hotspot of marine NIS introductions in the Mediterranean Sea. *Biol. Invas. 17, 2943–2962.*

Marques Machado. T.W, Rodrigues. J.M, Rojo Moro.T, Rabello Duarte. M.E, Nosedá. M.D, 2020. Marine Microalgae Biomolecules and Their Adhesion Capacity to *Salmonella enterica* sv. Typhimurium. *Appl. Sci. 2020, 10, 2239.*

Matanjun. P, Mohamed. S, Mustapha. N.M, Muhammad. K, 2009. Nutrient content of tropical edible seaweeds, *Eucheuma cottonii*, *Caulerpa lentillifera* and *Sargassum polycystum*. *J. Appl. Phycol.21, 75–80.*

Matou. M, 2019. Composition et propriétés biologiques d’extraits de *Phyllanthus amarus* Schumacher & Thonning (1827) utilisés en médecine traditionnelle aux Antilles. Thèse de doctorat. *Université des Antilles région Guadeloupe ; P 36-40.*

Mayhoub. H, 1976. Recherches sur la végétation marine de la côte syrienne. Etude expérimentale sur la morphogenèse et le développement de quelques espèces peu connues. Thesis Natural Sciences, *Caen University, France, 286p.*

Mccune. B, & Mefford. M.J, 1999. Pc-ord multivariate analysis of ecological data. *Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.*

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.*

Medipally. S.R, Yusoff. F.M, Banerjee. S, Shariff. M, 2015. Microalgae as sustainable renewableenergy feedstock for biofuel production. *BioMed Res. Int.*

Mehra. R, Bhushan. S, Bast. F, Singh. S, 2019. Marine macroalga *Caulerpa*: Role of its metabolites in modulating cancer signaling. *Mol. Biol. Rep.*, 46, 3545–3555.

Meinesz. A, 1999. Killer Algae, the true tale of a Biological Invasion Chicago: *the University of Chicago press.*

Meinesz. A, 2002. Summary of *Caulerpa taxifolia* invasions and management in the Mediterranean. In: International *Caulerpa taxifolia* Conference Proceedings. Williams. E, Grosholz. E ed. San Diego. CA: California Sea Grant College. *University of California. p. 190–195.*

Miquel. G, 2001. Les effets des métaux lourds sur l’environnement et la santé. Rapport Office Parlementaire d’évaluation des choix scientifique et technologiques (Dir.). *Rapport Sénat n°261 : 360.*

Mishra. G, Singh. P, Verma. R, Kumar. S, Srivastav. S, Jha. K.K, Khosa. R.L, 2019. Traditional uses, phytochemistry and pharmacological properties of *Moringa oleifera* plant: *An overview.*

Mohan. K, Ravichandran. S, Muralisankar. T, Uthayakumar. V, Chandirasekar. R, Seedeivi. P, Abirami. R.G, Rajan. D.K, 2019. Application of marine-derived polysaccharides as immunostimulants in aquaculture: A review of current knowledge and further perspectives. *Fish. Shellfish Immunol.*86, 1177–1193.

Mojetta. A, & Ghisotti. A, 1996. Flore et Faune de la Méditerranée. *Edition Solar Paris. 317p.*

Monna. F, 2008. Cycles biogéochimique des éléments traces métalliques aux interfaces de l’environnement. Thèse de doctorat. Sciences de la terre et de l’environnement. *Université de Bourgogne, 181 p.*

Montalvão. S, Demirel. Z, Devi. P, Lombardi. V, Hongisto. V, Perälä. M, Hattara. J, Imamoglu. E, Tilvi. S.S, Turan. G, et al., 2016. Large-scale bioprospecting of cyanobacteria, micro- and macroalgae from the Aegean Sea. *New Biotechnol.* 33, 399–406.

Montefalcone. M, Morri. C, Parravicini. V, Bianchi. C.N, 2015. A tale of two invaders: divergent spreading kinetics of the alien green algae *Caulerpa taxifolia* and *Caulerpa cylindracea*. *Biol. Invasions* 17, 2717–2728.

Mooney-McAuley. K.M, Edwards. M.D, Champenois. J, Gorman. E, 2016. Best Practice Guidelines for Seaweed Cultivation and Analysis, Public Output report of the En Algae project, *Swansea*, p. 36. June 2016.

Moreau. C, Rolland. A.S, Guyon. P, Devedjian. J.C, Deplanque. D, Bordet. R, Carrière. N, Defebvre. L, Devos. D, 2019. Nouvelle stratégie de neuroprotection basée sur la chélation conservatrice du fer dans la maladie de Parkinson New neuroprotective strategy based on conservative iron chelation in Parkinson’s disease. *Bulletin de l’Académie Nationale de Médecine ; Volume 203, Issue 6, Pages 415-423. Elsevier.*

Moreno-Garcia. L, Adj allé. K, Barnabé. S, Raghavan. G. S. V, 2017. Microalgae biomass production for a biorefinery system: Recent advances and way towards sustainability. *Renewable and Sustainable Energy Reviews.* 76: 493-506.

Mozetic. P, Cangini. M, Francé. J, Bastianini. M, Bernardi Aubry. F, Bužan ˇ ci ˇ c. ´ M, et al., 2019. Phytoplankton diversity in Adriatic ports: lessons from the port baseline survey for the management of harmful algal species. *Mar. Pollut. Bull.* 147, 117–132.

Mulbry. W, Kondrad. S, Pizarro. C, Kebede-Westhead. E, 2008. Treatment of dairy manure effluent using freshwater algae: Algal productivity and recovery of manure nutrients using pilot-scale algal turf scrubbers. *Bioresource Technology.* 99: 8137-8142.

Munoz. R, & Guieysse. B, 2006. Aigal- bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: a review. *Water Research.* 40: 2799-815.

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

Nagappan. T, & Vairappan. C.S, 2014. Nutritional and bioactive properties of three edible species of green algae, genus *Caulerpa* (Caulerpaceae). *J Appl Phycol* 26: 1019-1027.

Ngoc Anh. N.T, 2020, Nutritional values of green seaweed Cladophoraceae in brackish water bodies in the Mekong delta, Vietnam. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 8(1):282-286.

Nguyen. V.T, Ueng. J.P, Tsai. G.J. 2011. Proximate composition, total phenolic content, and antioxidant activity of seagrape (*Caulerpa lentillifera*). *J Food Sci* 76: C950-8.

Nicoletti. R, & Trincone. A, 2016. Bioactive compounds produced by strains of *Penicillium* and *Talaromyces* of marine origin. *Mar. Drugs*, 14, 37.

Nirmal Kumar. J.I, Barot. M, Kumar. R.N, 2017. Distribution and biochemical constituents of different seaweeds collected from Okha coast, Gujarat, India. *Indian J Geo-Marine Sci.*; 46(2):349–57.

Nizamuddin. M, 1991. The Green Marine Algae of Libya. *Elga Publ., Bern*.

Not. F, Siano. R, Kooistra. W.H.C.F, Simon. N, Vulot. D, Probert. I, 2012. Diversity and ecology of eukaryotic marine phytoplankton. In *Advances in Botanical Research*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, Volume 64, pp. 1–53, ISBN 978-0-12-391499-6.

Nouira. T, Risso. C, Chouba. L, Budzinski. H, Boussetta. H, 2013. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in surface sediments from Monastir Bay (Tunisia, Central Mediterranean): *Occurrence, distribution and seasonal variations*. *Chemosphere* 93, 487–493.

Novacek, I, 2001. A Guide to the Common Edible and Medicinal Sea Plants of the Pacific Islands; Community Fisheries Training Pacific Series. *University of the South Pacific: Suva, Fiji*; p. 3.

Nuber. N, Gornik. O, Lauc. G, Bauer. N, Zuljevic. A, Papes. D, Zoldos. V, 2007. Genetic evidence for the identity of *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) in the Adriatic Sea. *European Journal of Phycology* 42: 113-120.

Nunes. N, Ferraz. S, Valente. S, Barreto. M.C, Pinheiro de Carvalho. M.A.A, 2017. Biochemical composition, nutritional value, and antioxidant properties of seven seaweed species from the Madeira Archipelago. *Journal of Applied Phycology.*; 29(5):2427-2437.

Occhipinti-Ambrogi. A, Marchini. A, Cantone. G, Castelli. A, Chimenz. C, Cormaci. M., Frogli. C, Furnari. G, Gambi. M.C, Giaccone. G, Giangrande. A, Gravili. C, Mastrototaro. F, Mazziotti. C, OrsiRelini. L, Piraino. S, 2011. Erratum to: alien species along the Italian coasts: an overview. *Biological Invasions*, 13: 531–532.

Ojaveer. H, Galil. B. S, Campbell. M. L, Carlton. J. T, Canning-Clode. J, Cook. E. J, et al., 2015. Classification of non-indigenous species based on their impacts: considerations for application in marine management. *PLoS Biol.*13:e1002130.

Ojaveer. H, Galil. B. S, Carlton. J. T, Alleway. H, Gouletquer. P, Lehtiniemi. M, et al., 2018. Historical baselines in marine bioinvasions: implications for policy and management. *PLoS One* 13: e 0202383.

Ojaveer. H, Galil. B. S, Minchin. D, Olenin. S, Amorim. A, Canning-Clode. J, et al., 2014. Ten recommendations for advancing the assessment and management of non-indigenous species in marine ecosystems. *Mar. Policy* 44, 160–165.

Olguin. E. J, 2003. Phycoremediation: Key issues for cost-effective nutrient removal processes. *Biotechnology advances.* 22: 81-91.

Olguin. E. J, Sanchez. G, Mercado. G, 2004. Cleaner production and environmentally sound biotechnology for the prevention of upstream nutrient pollution in the Mexican coast of the Gulf of Mexico. *Ocean Coastal Management.* 47: 641-70.

Olivares-Bañuelos. T, Gutiérrez-Rodríguez. A.G, Méndez-Bellido. R, Tovar-Miranda. R, Arroyo-Helguera. O, Juárez-Portilla. C, Meza-Menchaca. T, Aguilar-Rosas. L.E, Hernández-Kelly. L.C.R, Ortega. A, et al., 2019. Brown seaweed *Egregia menziesii*'s cytotoxic activity against brain cancer cell lines. *Molecules,* 24, 260.

Orlando-Bonaca. M, Lipej. L, Bonanno. G, 2019. Non-indigenous macrophytes in Adriatic ports and transitional waters: Trends, taxonomy, introduction vectors, pathways and management. *Mar. Pollut. Bull.* 145, 656– 672.

Ortiz. J, Romero. N, Robert. P, Araya. J, Lopez-Hernandez.J, Bazzo.C, Rio. A, 2006. Dietary fiber, amino acid, fatty acid and tocopherol contents of the edible seaweeds *Ulva lactuca* and *Durvillaea antarctica*. *Food Chemistry,* 99 (1) : 98-104.

Oucif. H, 2018. Valorisation des algues de la côte ouest algérienne : Potentiel antioxydant et hormonal. *Université Ahmed Benbella 1, Oran, Algérie.*

Ould Ahmed. N, & Meinesz. A, 2007. First record of the invasive alga *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) on the coast of Algeria. *Cryptogamie algologie,* 28 (3), 303-305.

Ozgun. S, & Turan. F, 2015. Biochemical composition of some brown algae from Iskenderun Bay, The northeastern Mediterranean coast of Turkey. *Journal of the black Sea/Mediterranean Environment*, 21 (2): 125-134.

Padua. D, Rocha. E, Gargiulo. D, Ramos. A.A, 2015. Bioactive compounds from brown seaweeds: Phloroglucinol, fucoxanthin and fucoidan as promising therapeutic agents against breast cancer. *Phytochemistry Letters* 14:91–8.

Pais. I, & Benton. J.J, 2000. The handbook of Trace Elements. *Boca Raton, FL, St. Lucie Press*, (2000) p223.

Palanikumar. P, Daffni Benitta. D.J, Lelin. C, Thirumalaikumar. E, Michaelbabu. M, Citarasu. T, 2018. Effect of *Argemone mexicana* active principles on inhibiting viral multiplication and stimulating immune system in Pacific white leg shrimp *Litopenaeus vannamei* against white spot syndrome virus. *Fish Shellfish Immunol.*, 75, 243–252.

Pallab. K, Tapan. B, Tapas. P, Ramen. K, 2013. Estimation of total flavonoids content (TPC) and antioxidant activities of methanolic whole plant extract of *Biophytum sensitivum* Linn. *Journal of Drug Delivery and Therapeutics*; 3(4): 33-37.

Panayotidis. P, & Žuljević. A, 2001. Sexual reproduction of the invasive green alga *Caulerpa racemosa* var. *occidentalis* in the Mediterranean Sea. *Oceanol. Acta* 24, 199–203.

Paperi. R, Micheletti. E, De Philippis. R, 2006. Optimization of copper sorbing-desorbing cycles with confined cultures of the exopolysaccharideproducing cyanobacterium *Cyanospira capsulata*. *Journal of Applied Microbiology* 101: 1351-1356.

Pasha. F, 2016. DNA barcoding in phytoplankton and other algae in marine ecosystem: An effective tool for biodiversity assessment. In: DNA Barcoding in Marine Perspectives. Trivedi S, Ansari A, Ghosh S, Rehman H ed. Switzerland: *Springer Cham*. p. 303–311.

Patel. A, Patel. A, Patel. A, Patel. N.M, 2010. Estimation of flavonoid, polyphenolic content and in vitro antioxidant capacity of leaves of *Tephrosia purpurea* Linn. (Leguminosae). *Int J Pharma Sci and Res*, 1(1): 66-77.

Patel. S, Patel. J, Patel. R.K, 2012. To study proximate analysis & biological evaluation of Triphala Guggulu formulation. *Int J PharmTech Res*; 4(4): 1520-1526.

Patel. V. R, Patel. P. R, Kajal. S. S, 2010. Antioxidant activity of some selected medicinal plants in Western Region of India. *Advances in Biological Research* 4: 23-26.

Pavasant. P, Apiratikul. R, Suthiparinyanont. P, Wattanachira. S, Marhaba. T.F, 2006. biosorption of Cu^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} and Zn^{2+} using dried marine green macroalga *Caulerpa lentillifera*. *Bioresour. Technol.*, 97, 2321-2329.

Pawar. P.R, 2017. Distribution Pattern & Species Diversity of Seaweeds at Uran (Navi Mumbai), West Coast of India. *Int J Pure Appl Zool [Internet]*. 5(1):25–32.

Pazouki. L, & Niinemets. Ü, 2016. Multi-substrate terpene synthases: Their occurrence and physiological significance. *Front. Plant Sci*, 7, 1019.

Peñalver. R, Lorenzo.J.M, Ros.G, Amarowicz.R, Pateiro.M, Nieto.G, 2020. Seaweeds as a Functional Ingredient for a Healthy Diet.*Mar. Drugs*, 18, 301.

Peña-Rodríguez. A, Mawhinney. T.P, Denis Ricque-Marie. D, Cruz-Suárez. L.E, 2011. Chemical composition of cultivated seaweed *Ulva clathrata* (Roth) *C. lentillifera* J. Agardh. *Food Chem* 129: 491-498.

Peng. J, Zheng. T.T, Li. X, Liang. Y, Wang. L.J, Huang. Y.C, Xiao. H.T, 2019. Plant derived alkaloids: The promising disease-modifying agents for inflammatory bowel disease. *Front. Pharmacol.*, 10.

Peralta-Videa. J.R, Lopez. M.L, Narayan. M et al., 2009.The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: implications for the food chain. *Int J Biochem Cell Biol*;41:1665–77.

Pereira. L, 2016. Edible seaweeds of the world. *CRC Press, Boca Raton, FL*.

Pereira. L, 2018. Therapeutic and nutritional uses of algae. *CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 673 p*.

Pereira. L, & Neto. J. M, 2015. Marine algae: biodiversity, taxonomy, environmental assessment, and biotechnology. *CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 390 p*.

Peteiro. C, & Freire. Ó, 2013. Biomass yield and morphological features of the seaweed *Saccharina latissima* cultivated at two different sites in a coastal bay on the Atlantic coast of Spain. *J Appl Phycol* 25 (1): 205- 213.

Petrocelli. A, Antolic. B, Bolognini. L, Cecere. E, Cvitkovi. C. I, Despalatovi. C. M, et al., 2019. Port baseline biological surveys and seaweed bioinvasions in port areas: what's the matter in the Adriatic Sea?. *Mar. Pollut. Bull.* 147, 98–116.

Piazzì. L, Balata. D, Bulleri. F, Gennaro. P, Ceccherelli. G, 2016. The invasion of *Caulerpa cylindracea* in the Mediterranean: the known, the unknown and the knowable. *Mar. Biol.* 163 (7), 161.

Piazzì. L, Ceccherelli. G, Balata. D, CINELLI. F, 2003. Early patterns of *Caulerpa racemosa* recovery in the Mediterranean Sea: the influence of algal turfs. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83: 27-29.

Piazzì. L, Ceccherelli. G, Cinelli. F, 2001. Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 210: 149 – 159.

Piazzì. L, & Cinelli. F, 1999. Developpement et dynamique saisonniere d'un peuplement mediterraneen de l'algue tropicale *Caulerpa racemosa* (Forsskal). J. Agardh. Cryptogamie. *Algologie* 20, 295–300 (in French, with English Abstract).

Piazzì. L, Meinesz. A, Verlaque M, Akcali. B, Antolic. B, Argyru. M, Balata. D, Ballesteros. E, Calvo. S, Cinelli. F, Cirik. S, Cos. U.A, D'archino. R, Djellouli. A, Javel. F, Lanfranco. E, Mifsud. C, Pala. D, Panayotidis. P, Peirano. A, Pergent. G, Petrocelli. A, Ruitton.S , Zuljevic. A, Ceccherelli. G, 2005. Invasion of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (*Caulerpales*, *Chlorophyta*) in the MediterraneanSea: an assessment of the spread. *Cryptogamie, Algologie*, vol. 26, n° 2, p. 189-202.

Pierucci. A, De La Fuente. Cannas G.R, Chiantore. M, 2019. A new record of the invasive seaweed *Caulerpa cylindracea* Sonder in the South Adriatic Sea. *Heliyon* 5 ; e02449 ; by Elsevier.

Pizarro. C, Mulbry. W, Blersch. D, Kangas. P, 2006. An economic assessment of algal turf scrubber technology for treatment of dairy manure effluent. *Ecological Engineering.* 26: 321-7.

Plumlee. G.S, & Ziegler. T.L, 2003. The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry. Elsevier Pergamon, Oxford*, pp. 264-310.

Polat. S, & Ozogul. Y, 2009. Fatty acid, mineral and proximate composition of some seaweeds from the northeastern Mediterranean coast. *Italian Journal of food sciences.* 321:317-324.

Pomin. V.H, 2014. Dans le livre: Algues: composition minérale, avantages nutritionnels et antioxydants et utilisations agricoles, Chapitre: Un examen illustré de la culture et du cycle biologique des plantes marines d'importance agronomique. *Éditeur: Nova Publishers, New York.*

Prabakaran. G, Sampathkumar. P, Kavisri. M, Moovendhan. M, 2020. Extraction and characterization of phycocyanin from *Spirulina platensis* and evaluation of its anticancer, antidiabetic and antiinflammatory effect. *International Journal of Biological Macromolecules.*

Prasanta. M, 2019. Distribution and diversity of macroalgae in the andaman region, india. *tropical plant research the journal of the society for tropical plant research issn (online): 2349-1183; issn (print): 2349-9265.*

Premarathna. A.D, Kumara AMCP, Anura P Jayasooriya, Jayanetti DE, Ranjith B Adhikari Sarvananda L, Amarakoon S., 2020. Distribution and Diversity of Seaweed Species in South Coastal Waters in Sri Lanka. *Journal of Oceanography and Marine Research, J Oceanogr Mar Res, Vol. 7 Iss. S1 No: 196 ISSN: 2572-3103. Science Direct.*

Premarathna. A.D, Ranaheva. T.H, Wijesekera. S.K, Wijesundara. R.R.M.K.K, Jayasooriya. A.P, Wijewardana. V, et al., 2019a. Wound healing properties of aqueous extracts of *Sargassum illicifolium*: An in vitro assay. *Wound Med. 24(1):1-7.*

Premarathna.A.D, Sarvananda. L, Jayasooriya. A.P, Amarakoon. S. A, 2019b. Review on Pathogenic Diseases on Corals Associated Risk Factors and Possible Devastations in Future in the Globe. *J Mar Sci Res Dev. 9:269.*

Puglisi. M.P, & Becerro. M.A, 2018. Chemical Ecology: The Ecological Impacts of Marine Natural Products; *CRC ress: Boca Raton, FL, USA.*

Pusceddu. A, Frascetti. S, Scopa. M, Rizzo. L, Danovaro. R, 2016. Meiofauna communities, nematode diversity and C degradation rates in seagrass (*Posidoniaoceanica* L.) and unvegetated sediments invaded by the algae *Caulerpa cylindracea* (Sonder). *Mar. Environ. Res. 119, 88–99.*

Qin. Y, 2018. Bio-active seaweeds for food applications: natural ingredients for healthy diets. *Academic Press, Cambridge, Massachusetts, USA, 322 p.*

Rabia. M.D.S, 2016. Cultivation of *Caulerpa lentillifera* using tray and sowing methods in brackish water pond. *Env Sci 4 (1):23-29.*

Raheem. A, Dupont. V, Channa. A.Q, Zhao. X, Vuppaladadiyam. A.K, Taufiq-Yap. Y.-H, et al., 2017. Parametric characterization of air gasification of *Chlorella vulgaris* biomass. *Energy Fuel*. 31, 2959e2969.

Rajaram. R, Ganeshkumar. A, Vinothkumar. S, Rameshkumar. S, 2017. Multivariate statistical and GIS-based approaches for toxic metals in tropical mangrove ecosystem, southeast coast of India. *Environ. Monit. Assess*. 189, 288.

Rajaram. R, Rameshkumara. S, Anandkumar. A, 2020. Health risk assessment and potentiality of green seaweeds on bioaccumulation of trace elements along the Palk Bay coast, Southeastern India. *Marine Pollution Bulletin* 154; 111069.

Ramade. F, 2000. Dictionnaire encyclopédique des polluants: les polluants de l'environnement à l'homme. *Ed. International, Paris*. 690p.

Ramirez. J. A., Browne. R. J, Rainey. T. J, 2015. A Review of Hydrothermal Liquefaction Bio-Crude Properties and Prospects for Upgrading to Transportation Fuels, *Energies*, vol. 8, pp. 6765-6794.

Rammuni. M.N, Ariyadasa. T.U, Nimarshana. P.H.V, Attalage. R.A, 2019. Comparative assessment on the extraction of carotenoids from microalgal sources: astaxanthin from *H. pluvialis* and b-carotene from *D. salina*. *Food Chem*. 277, 128e134.

Ranahewa. T.H, Gunasekara. A.J.M, Premarathna. A.D, Karunarathna. S.C, Jayamanne. S.C. A, 2018. Comparative Study on the Diversity of Seagrass Species in Selected Areas of Puttalam Lagoon in Sri Lanka. *J Oceanogr Mar Res*. 6(3):2.

Rao. P. H, Kumar. R. R, Raghavan. B. G, Subramanian. V. v, Sivasubramanian. v, 2011. Application of phycoremediation technology in the treatment of wastewater from leather-processing chemical manufacturing facility. *Water SA*. 37(1): 7-14.

Raubenheimer. D, 2011. Toward a quantitative nutritional ecology: the right-angled mixture triangle. *Ecol. Monogr*. 81, 407–427.

Rawat. L, Kumar. R. R, Mutanda. T, Bux. F, 2011. Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*. 88: 3411-3424.

Reboleira. J, Freitas. R, Pinteus. S, Silva. J, Alves. C, Pedrosa. R, Bernardino. S, 2019. Brown seaweeds, nonvitamin and nonmineral nutritional supplements. *Plant and Algae Extracts* :171–6.

Ren. J, Wang. X.P, Wang. C, Gong. P, Wang. X, Ya. T, 2017. Biomagnification of persistent organic pollutants along a high-altitude aquatic food chain in the Tibetan Plateau: processes and mechanisms. *Environ Pollut* 220:636–643.

Renuka. N, Guldhe. A, Prasanna. R, Singh. P, Bux. F, 2018. Microalgae as multifunctional options in modern agriculture: current trends, prospects and challenges. *Biotechnol. Adv.* 36, 1255e1273.

Reviere. B, 2002. Biologie et phylogénie des algues, *vol. 1 : tome 1, Paris, Belin, coll. « Belin Sup Sciences / Biologie », octobre 2002, 352 p.*

Richir. J, & Gobert. S, 2014. A reassessment of the use of *Posidonia oceanica* and *Mytilus galloprovincialis* to biomonitor the coastal pollution in trace elements: New tools and tips. *Marine Pollution Bulletin*, 89 : 390 406.

Riosmeña-Rodríguez. R, Ortuño-Aguirre. C, López Vivas. J.M, 2014. Variabilidad morfológica de *Caulerpa racemosa* (Bryopsiadales, Chlorophyta) en el Golfo de California: Implicaciones en la taxonomía. *Ciencia y Mar* 24: 39-45.

Rivanor. R.L.d.C, Do Val. D.R, Ribeiro. N.A, Silveira. F.D, de Assis. E.L, Franco. A.X, Vieira. L.V, de Queiroz. I.N.L, Chaves. H.V, Bezerra. M.M, et al., 2018. A lectin fraction from green seaweed *Caulerpa cupressoides* inhibits inflammatory nociception in the temporomandibular joint of rats dependent from peripheral mechanisms. *Int. J. Biol. Macromol.*, 115, 331–340.

Rizzo. C, Genovese. G, Morabito. M, Faggio. C, Pagano. M, Spanò. A, et al., 2017a. Potential antibacterial activity of marine macroalgae against pathogens relevant for aquaculture and human health. *J Pure Appl Microbiol*; 11(4):1695-706.

Rizzo. L, Pusceddu. A, Stabili. L, Alifano. P, Frascchetti. S, 2017b. Potential effects of an invasive seaweed (*Caulerpa cylindracea*. Sonder) on sedimentary organic matter and microbial metabolic activities. *Sci. Rep.* 7 (1), 12113.

Rizzo.L, Pusceddu.A, Bianchelli. S, Frascchetti. S, 2020. Potentially combined effect of the invasive seaweed *Caulerpa cylindracea* (Sonder) and sediment deposition rates on organic matter and meiofaunal assemblages. *Contents lists available at ScienceDirect Marine Environmental Research, Elsevier.*

Roche. P.A, Billen. G, Bravard. J.P, Decamps. H, Pennequin. D, Vindimian. E, Wasson. J.G, 2005. Les enjeux de recherche liés à la directive-cadre européenne sur l'eau. *Comptes Rendus Geoscience, 337 : 243–267.*

Rockmann. C, Fernandez. T.V, Pipitone. C, 2018. Regulation and planning in the Mediterranean Sea. In: Johnson, K., Dalton, G. (Eds.), *Building Industries at Sea: 'Blue Growth'and the New Maritime Economy. River Publishers, pp. 365–402.*

Rodrigues. D, Freitas. A.C, Pereira. L, Rocha-Santos. T.A, Vasconcelos. M.W, Roriz. M, Rodriguez-Alcala. L.M, Gomes. A.M, Duarte. A.C, 2015. Chemical composition of red, brown and green macroalgae from Buarcos bay in Central West Coast of Portugal. *Food Chem., 183, 197–207.*

Rodrigues. J.M, Duarte. M.E.R, Nosedá. M.D, 2019. Modified soybean meal polysaccharide with high adhesion capacity to *Salmonella*. *Int. J. Biol. Macromol.139, 1074–1084.*

Ron Van Der Oost. A, Jonny Beyer. B, Nico. P.E, Vermeulen. C, 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment. *Environmental Toxicology and Pharmacology 13. Elsevier LTD. pp57-149.*

Rothman. J.M, Chapman. C.A, Struhsaker. T.T, Raubenheimer. D, Twinomugisha. D, Waterman. P.G, 2015. Long-term declines in nutritional quality of tropical leaves. *Ecological Societ of America. Vol 96; num 3. P 873-878.*

Rotter. A, Klun. K, Francé. J, Mozetic, P, Orlando-Bonaca. M, 2020. Non-indigenous Species in the Mediterranean Sea: Turning From Pest to Source by Developing the 8Rs Model, a New Paradigm in Pollution Mitigation, *Frontier in marine science. Volume 7, Article 178.*

Roy. S, & Anantharaman. P, 2017. Biochemical compositions of seaweeds collected from Olaikuda and Vadakkadu, Rameshwaram, Southeast Coast of India. *Journal of Marine Science: Research & Development.; 7(7):5 pp.*

Ruitton. S, Javel. F, Culioli. J.M, Meinesz. A, Pergent. G, Verlaque. M, 2005a. First assessment of the *Caulerpa racemosa* (caulerpales, chlorophyta) invasion along the French mediterranean coast. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 1061–1068.

Ruitton. S, Verlaque. M, Boudouresque. C.F, 2005b. Seasonal changes of the introduced *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) at the northwest limit of its Mediterranean range. *Aquat. Bot.* 82, 55–70.

Ruiz. J.M, Bernardeau-Esteller. J, Belando. M.D, García-Muñoz. R, Ramos-Segura. A, 2015. Informe anual del proyecto: red de seguimiento *Posidonia oceanica* de la Región de Murcia (2004–2014). 48. *IEO Institutional Digital Repository*.

Ruiz. J.M, Marín-Guirao. L, Bernardeau-Esteller. J, Ramos-Segura. A, García-Muñoz. R, Sandoval-Gil. J.M, 2011. Spread of the invasive alga *Caulerpa racemosa* var. *Cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) along the Mediterranean coast of the Murcia region (SE Spain). *Anim. Biodivers. Conserv.* 34, 73–82.

Saadaoui. I, Sedky. R, Rasheed. R, Bounnit. T, Almahmoud. A, Elshekh. A, et al., 2019. Assessment of the algae-based biofertilizer influence on date palm (*Phoenix dactylifera* L.) cultivation. *J. Appl. Phycol.* 31.

Saber. M, Nakhshiniev. B, Yoshikawa. K, 2016. A review of production and upgrading of algal bio-oil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 58, pp. 918-930.

Saito. H, Xue. C.H, Yamashiro. R, Moromizato. S, Itabashi. Y, 2010. High polyunsaturated fatty acid levels in two subtropical macroalgae, *Cladosiphon okamuranus* and *Caulerpa lentillifera*. *J Phycol* 46: 665- 673.

Sala. E, & Giakoumi. S, 2018. No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES J. Mar. Sci.* 75, 1166–1168.

Salama. A, Shukry. N, El-Sakhawy. M, 2015. Carboxymethyl cellulose-g-poly(2 (dimethylamino) ethyl methacrylate) hydrogel as adsorbent for dye removal, *Int. J. Biol.Macromol.* 73,72-75.

Sambusiti. C, Bellucci. M, Zabaniotou. A, Beneduce. L, Monlau. F, 2015. Algae as promising feedstocks for fermentative biohydrogen production according to a biorefinery approach: A comprehensive review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 44, pp. 20-36.

- Sanchez-Rodriguez. I, Huerta-Diaz. M, Choumiline. E, Holguin-Quinones. O, Zertuche-Gonzalez. J, 2001.** Elemental concentrations in different species of seaweeds from Loreto Bay, Baja California Sur, Mexico: Implications for the geochemical control of metals in algal tissue. *Environ. Pollut.* 114, 145–160.
- Santos. R.G, Andrades. R, Boldrini. M.A, Martins. A.S, 2015a.** Debris ingestion by juvenile marine turtles: an underestimated problem. *Mar. Pollut. Bull.* 93, 37–43.
- Santoso. J, Yoshie-Stark. Y, Suzuki. T, 2006.** Comparative contents of minerals and dietary fibres in several tropical seaweeds. *Bulletin Teknologi Hasil Perikanan* 9:1–11.
- Sardain. A, Sardain. E, Leung. B, 2019.** Global forecasts of shipping traffic and biological invasions to 2050. *Nat. Sustainab.* 2, 274–282.
- Sasikala. C, & Geetha Ramani. D, 2017.** Comparative study on antimicrobial activity of seaweeds. *Asian J Pharm Clin Res.;* 10(12):384-6.
- Satish Kumar. T, Baskar Shanmugam. S, Rajasekaren. P, Sadasivam, Manikandan. V, 2008.** Optimization of flavonoids extraction from the leaves of *Tabernaemontana Heyneana* Wall. Using L16 orthodesign. *Nature and Science*, 6(3): 10-21.
- Saunders. G.W, & Kucera. H, 2010.** An evaluation of *rbcL*, *tufA*, *UPA*, *LSU* and *ITS* as DNA barcode markers from the marine green macroalgae. *Cryptogamie Algol.* 31: 487–528.
- Sauvage. T, Payri. C, Draisma. S.G.A, Prud’homme van Reine. W.F, Verbruggen. H, Belton. G.S, Gurgel. C.F.D, Gabriel. D, Sherwood. A.R, Fredericq. S, 2013.** Molecular diversity of the *Caulerpa racemosa-peltata* complex (Caulerpaceae, Caulerpales) in New Caledonia, with new australasian records for the variety *cylindracea*. *Phycologia* 52: 6-13.
- Savini. D, Occhipinti-Ambrogi. A, Marchini. A, Tricarico. E, Gherardi. F, Olenin. S, et al., 2010.** The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. *J. Appl. Ichthyol.* 26, 1–7.
- Saxena. G, Purchase. D, Mulla. S.I, Saratale. G.D, Bharagava. R.N, 2019.** Phytoremediation of heavy metal-contaminated sites: eco-environmental concerns, field studies, sustainability issues, and future prospects. In: de Voogt P (ed) *Reviews of environmental contamination and toxicology*, vol 249, pp 71–131.
- Sea. G, 2011.** (*Caulerpa racemosa*) [archive] *Marine Species Identification Portal*.

Sellami. R, 2017. The decline of marine biodiversity in the bay of monastir and its social effect, what changes after the revolution. *J. Mediterr. Geog.* 128, 45–54.

Selvakumar. P, & Umadevi. K, 2014. Enhanced lipid and fatty acid content under photoheterotrophic condition in the mass cultures of *Tetraselmis gracilis* and *Platymonas convolutae*. *Algal Res.* 6, 180e185.

Selvaraj. K, Parthiban. G, Chen. C.T.A, Lou. J.Y, 2010. Anthropogenic effects on sediment quality offshore southwestern Taiwan: assessing the sediment core geochemical record. *Cont. Shelf Res.* 30, 1200–1210.

Seridi. H, 2007. Etude de la flore algale de l'Algérie. Etude phytosociologique des peuplements algaux photophiles de l'infralittoral superficiel de substrat dur. Thèse de doctorat. Etat. *Université. Sci. Tech. H.Boumédiene*, 172pp.

Seridi. H, Kabrane. K, 2010. Progression de *Caulerpa racemosa* (caulerpales, Chlorophyta) sur le littoral algérien. Actes du "4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation" (*Yasmine-Hammamet*), S. El Asmi, H. Langar. Et W. Belgacem édit., Édit. RAC/SPA (Regional Activity Centre for Specially Protected Areas), Tunis, p. 125-128.

Serive. B, Nicolau. E, Bérard. J.B, Kaas. R, Pasquet. V, Picot. L, Cadoret. J.P, 2017. Community analysis of pigment patterns from 37 microalgae strains reveals new carotenoids and porphyrins characteristic of distinct strains and taxonomic groups. *PLoS ONE*, 12, e0171872.

Sghaier. Y. R., Zakhama-sraieb. R, mouelhi. S, vazquez. M, valle. C, ramos-espla. A. A, Astier. J.m, Verlaque. M, Charfi-cheikhrouha. F, 2016. Review of alien marine macrophytes in Tunisia. Mediterranean marine science indexed in wos (web of science, isi thomson) and scopus. *Medit, mar. Sci.*, 109-123.

Sghaier. Y.R, Zakhama-Sraieb. R, Mouelhi. S, Vazquez. M, Valle. C, Ramos-Espl a. A, Astier. J, Verlaque. M, Charfi-Cheikhrouha. F, 2015. Review of alien marine macrophytes in Tunisia. *Mediterr. Mar. Sci.* 17 (1), 109–123.

Shams El-Din. N, Mohamedein. L, El-Moselhy. K, 2014. Seaweeds as bioindicators of heavy metals off a hot spot area on the Egyptian Mediterranean Coast during 2008- 2010. *Environ. Monit. Assess.* 186, 5865–5881v.

Shobana. S, Kumar. G, Bakonyi. P, Saratale. G.D, Al-Muhtaseb. A.H, Nemesto'thy. N, et al., 2017. A review on the biomass pretreatment and inhibitor removal methods as key-steps towards efficient macroalgae-based biohydrogen production. *Bioresour. Technol.* 244,1341e1348.

Silva. J, Alves. C, Freitas. R, Martins. A, Pinteus. S, Ribeiro. J, Gaspar. H, Alfonso. A, Pedrosa. R, 2019. Antioxidant and neuroprotective potential of the brown seaweed *Bifurcaria bifurcata* in an in vitro Parkinson's disease model. *Mar. Drugs*, 17, 85.

Simboura. N, & Zenetos. A, 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottoms marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science*, 3/2: 77-111.

Sinaei. M, Loghmani. M, Bolouki. M, 2018. Application of biomarkers in brown algae (*Cystoseriaindica*) to assess heavy metals (Cd, Cu, Zn, Pb, Hg, Ni, Cr) pollution in the northern coasts of the Gulf of Oman. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 164, 675–680.

Singh. A. K, Syiem. M. B, 2019. Plant growth-promoting abilities in cyanobacteria. *Cyanobacteria*459e476.

Singh. M, Pant. G, Hossain. K, Bhatia. A.K, 2017. Green remediation. Tool for safe and sustainable environment: a review. *Appl Water Sci* 7: 2629–2635.

Singh. R, 2016. Chemotaxonomy: A tool for plant classification. *J. Med. Plants Stud.*, 4, 90-93.

Sirajunnisa. A.R, & Surendhiran. D, 2016. Algae e a quintessential and positive resource of bioethanol production: a comprehensive review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 66, 248e267.

Smith. C. J, Dailianis. T, Papadopoulou. K.-N, Gerovasileiou. V, Sevastou. K, Grehan. A, et al., 2017. Current Marine Pressures and Mechanisms Driving Changes in Marine Habitats. *Deliverable 1.2, MERCES Project.* 102 pp, Incl. Two Annexes.

Soriano. E.M, 2012. Effect of depth on growth and pigment contents of the macroalgae *Gracilaria bursa-pastoris*. *Rev Bras Farmacogn* 22 (4): 730-735.

Stabili. L, Frascetti. S, Acquaviva. M.I, Cavallo. R.A, De Pascali. S.A, Fanizzi. F.P, Gerardi. C, Narracci. M, Rizzo. L, 2016. The potential exploitation of the Mediterranean invasive alga *Caulerpa cylindracea*: can the invasion Be transformed into a gain?. *Mar. Drugs* 14, 210.

Stam. W.T, Olsen. J.L, Frisch Zaleski. S, Murray. S.N, Brown. K.R, Walters. L.J, 2006. A forensic and phylogenetic survey of *Caulerpa* species (Caulerpales, Chlorophyta) from the Florida coast, local aquarium shops, and e-commerce: Establishing a proactive baseline for early detection. *J Phycol.* 42: 1113–1124.

Stengel. D. B, & Connan. S, 2015. Natural products from marine algae: methods and protocols. *Humana Press, Totowa, New Jersey, USA, 440 p.*

Stipanuk. M.H, & Caudill. M.A, 2013. Biochemical, Physiological, and Molecular Aspects of Human Nutrition; Stipanuk, M.H., Caudill, M.A., Eds.; *Elsevier–Health Sciences: St. Louis, MO, USA. p. 968.*

Suganya. T, Varman. M, Masjuki. H.H, Renganathan. S, 2016. Macroalgae and microalgae as apotential source for commercial applications along with biofuels production: a biorefineryapproach. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 55, 909e941.

Sun. Y, Liu. Z, Song. S, Zhu. B, Zhao. L, Jiang. J, Liu. N, Wang. J, Chen. X, 2019. Anti inflammatory activity and structural identification of a sulfated polysaccharide CLGP4 from *Caulerpa lentillifera*. *Int. J. Biol. Macromol.*

Suparna. R, 2020. Screening and Partial Characterization of Natural Antioxidants from Seaweeds collected From, Rameshwaram Southeast Coast of India. *Journal of Marine Science Research and Oceanography. ISSN: 2642-9020.*

Sushanto. G, Gitanjali. H, Pramanik. K, 2015. Study on Algal Biodiversity in and around Rourkela, *Odisha, India.; 06(02):94–8.*

Syrpas. M, & Venskutonis. P. R, 2020. Algae for the production of bio-based products. *Biobased Products and Industries.*

Tamburello. L, Maggi. E, Benedetti-Cecchi. L, Bellistri. G, Rattray. A.J, Ravaglioli. C, Rindi, L, Roberts. J, Bulleri. F, 2015. Variation in the impact of non-native seaweeds along gradients of habitat degradation: a meta-analysis and an experimental test. *Oikos* 124, 1121 1131.

Tao. A, Meng. R, Liu. Y, Liang. J, Dou. X, Kong. L, Liu. J, 2018. Research progress on adsorption of environmental pollutants and oil production properties of marine microalgae. *Farm Prod Process* 12:70–75.

Tel-Or. E, & Forni. C, 2011. Phytoremediation of hazardous toxic metals and organics by photosynthetic aquatic systems. *Plant Biosystems* 145(1): 224-235.

- Thomas. J.-B.E, Ramos. F.S, Groöndahl. F, 2019.** Identifying suitable sites for macroalgacultivation on the Swedish West Coast. *Coast. Manag.* 47, 88e106.
- Thompson. R.C, Olsen. Y, Mitchell. R.P, Davis. A, Rowland. S.J, John. A.W.J, Russell. A.E, 2004.** Lost at sea: Where is all the plastic?. *Science*, 304 (5672): 838.
- Tizaoui. K, 2013.** Elimination des métaux lourds en solution aqueuse par des argiles algériennes. Mémoire de magister. *Université de Tlemcen*, 22 p.
- Toor.S.S, Rosendahl. L, Rudolf. A, 2011.** Hydrothermal liquefaction of biomass: A review of subcritical water technologies. *Energy*, vol. 36, pp. 2328-2342.
- Torres. M. D, Kraan. S, Domínguez. H, 2019.** Seaweed biorefinery. *Rev. Environm. Sci. Bio. Technol.* 18:335.
- Tragin. M, & Vulot. D, 2019.** Novel diversity within marine *Mamiellophyceae* (Chlorophyta) unveiled by metabarcoding. *Sci. Rep.*, 9, 1–14.
- Uljevi. A, Antoli. B, Onofri. V, 2003.** First record of *Caulerparacemosa* (Caulerpales: Chlorophyta) in the Adriatic Sea. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 83, S0025315403007689.
- Ulman. A, Ferrario. J, Forcada. A, Arvanitidis. C, Occhipinti-Ambrogi. A, Marchini. A, 2019.** A hitchhiker’s guide to Mediterranean marina travel for alien species. *J. Environm. Manag.* 241, 328–339.
- Ünlü. E.S, Ünüvar. O.C, Aydın. M, 2019.** Identification of alternative oxidase encoding genes in *Caulerpa cylindracea* by de novo RNA-Seq assembly analysis. *Marine Genomics* 46 ; 41–48 Elsevier.
- Uya. M , Bulleri. F, Wright. J.T, Gribben. P.E, 2020.** Facilitation of an invader by a native habitat-former increases along interacting gradients of environmental stress. *Ecology*, 0(0), *the Ecological Society of America*.
- Van Tran. T.T, Truong. H.B, Tran. N.H.V, Quach. T.M.T, Nguyen. T.N, Bui. M.L, Yuguchi. Y, Thanh. T.T.T, 2018.** Structure, conformation in aqueous solution and antimicrobial activity of ulvan extracted from green seaweed *Ulva reticulata*. *Nat. Prod. Res.*, 32, 2291–2296.
- Vassilev. S .V, & Vassileva. C. G, 2016.** Composition, properties and challenges of algae biomass for biofuel application: *An overview*, *Fuel*, vol. 181, pp. 1-33.

Vatsos. I.N, & Rebours. C, 2015. Seaweed extracts as antimicrobial agents in aquaculture. *J. Appl. Phycol.*, 27, 2017–2035.

Venugopal. V, 2019. Sulfated and non-sulfated polysaccharides from seaweeds and their uses: *An overview. EC Nutrit.*, 14, 126–141.

Vergés. A, Doropoulos. C, Malcolm. H.A, Skye. M, Garcia-Pizá. M, Marzinelli. E.M, Campbell. A.H, Ballesteros. E, Hoey. AS, Vila-Concejo. A, Bozec. Y.M, Steinberg. P.D, 2016. Long-Term Empirical Evidence of Ocean Warming Leading to Tropicalization of Fish Communities, Increased Herbivory, and Loss of Kelp. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.*, 113: 13791–13796.

Vergés. A, Steinberg. P.D, Hay. M.E, Poore. A.G, Campbell. A.H, Ballesteros. E, Heck. K.L. Jr, Booth. D.J, Coleman. M.A, Feary. D.A, Figueira. W, Langlois. T, Marzinelli. E.M, Mizerek. T, Mumby. P.J, Nakamura. Y, Roughan. M, Van Sebille. E, Gupta. A.S, Smale. D.A, Tomas. F, Wernberg. T, Wilson. S.K, 2014. The Tropicalization of Temperate Marine Ecosystems: Climate-Mediated Changes in Herbivory and Community Phase Shifts. *Proceedings Biological Sciences*, 281: 20140846.

Verlaque. M, 1990. Végétation Marine de la Corse (Méditerranée) VIII. Documents pour la flore des Algues. *Vie et Milieu*. 40 (1) : 79- 92.

Verlaque. M, Afonso-Carrillo. J, Gil-Rodriguez. M.C, Durand. C, Boudouresque. C.F, Le Parco. Y, 2004. Blitzkrieg in a marine invasion: *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Bryopsidales, Chlorophyta) reaches the Canary Islands (north-east Atlantic). *Biological Invasions* 6, 269–281.

Verlaque. M, Boudouresque. C.F, Meinesz. A, Gravez. V, 2000. The *Caulerpa racemosa* complex (Caulerpales, Ulvophyceae) in the Mediterranean Sea. *Bot. Mar.*, 43: 49 – 68.

Verlaque. M, Durand. C, Huisman. J.M, Boudouresque. C.F, Le Parco. Y, 2003. Sur l'identité et l'origine de la *Caulerpa racemosa* envahissante méditerranéenne (Caulerpales, Chlorophyta). *European Journal of Phycology* 38: 325-339.

Verlaque. M, & Fritayre. P, 1994. Incidence de l'algue introduite *Caulerpa taxifolia* sur le phytobenthos de Méditerranée occidentale. - 2. Les peuplements d'algues photophiles de l'infralittoral. First international Workshop on *Caulerpa taxifolia*, Boudouresque C.F, Meinesz A., Gravez. (Édit.), *GIS Posidonie publ. Marseille*: 349-353.

Verlaque. M, Ruitton. S, Mineur. F, Boudouresque. C.F, 2015. Vol. 4, Macrophytes. In: Briand F., CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean. *CIESM Publ., Monaco, 1 364.*

Vidhya Hindu. S, Chandrasekaran. N, Mukherjee. A, Thomas. J, 2019. A review on the impact of seaweed polysaccharide on the growth of probiotic bacteria and its application in aquaculture. *Aquacult. Int., 27, 227–238.*

Vogel-Milkus, Damjana. D, Majana. R, 2005. Zn Cd and Pb accumulation and arbuscular mycorrhizal colonization of pennycress *Thlaspi praecox* Wulf. (Brassicaceae) *from the vicinity of a lead mine and Smelter in Slovenia.*

Waldron. K.J, Rutherford. J.C, Ford. D et al., 2009. Metalloproteins and metal sensing. *Nature 460:823–30.*

Wang. K.W, & Ding. P, 2018. New Bioactive metabolites from the marine-derived fungi *Aspergillus*. *Mini Rev. Med. Chem., 18, 1072–1094.*

Wang. L, Park. Y.-J, Jeon. Y.-J, Ryu. B. M, 2018. Bioactivities of the edible brown seaweed, *Undaria pinnatifida*: A review. *Aquaculture (495):873–80.*

Wang. W.L, Liu. S.L, Li. T.H, 2015. Seaweeds of Dongsha Atoll in the South China Sea. (in Chinese). Kaohsiung (Taiwan): *Marine National Park Headquarters. 200p.*

WHO, 2019. Global Report on Traditional and Complementary Medicine; *World Health Organization: Geneva, Switzerland.*

Wichachucherd. B, Pannak. S, Saengthong. C, Koodkaew. I, Rodcharoen. E, 2019. Correlation between growth, phenolic content and antioxidant activity in the edible seaweed, *Caulerpa lentillifera* in open pond culture system. *J Fish Environ 43 (2): 66-75.*

Wilkes. R, Bennion. M, Mcquaid. N, Beer. C, Mccullough-Annett. G, Colhoun. K, Inger. R, Morrison. L, 2017. Intertidal seagrass in Ireland: Pressures, WFD status and an assessment of trace element contamination in intertidal habitats using *Zostera noltei*. *Ecological Indicators, 82 :117-130.*

Willem. J.P, 2017. Les dégâts des métaux lourds : prévention et détoxification naturelle., 2^{ème} édition. *Guy Trédaniel. Paris. 83p.*

Wink. M, 2010. Introduction: Biochemistry, physiology and ecological functions of secondary metabolites. In *Biochemistry of Plant Secondary Metabolism*; Wink, M., Ed.; Wiley-Blackwell: Oxford, UK; pp. 1–19, ISBN 978-1-4443-2050-3.

Wink. M, Botschen. F, Gosmann. C, Schfer. H, Waterman. P.G, 2010. Chemotaxonomy seen from a phylogenetic perspective and evolution of secondary metabolism. In *Biochemistry of Plant Secondary Metabolism*; Wink, M., Ed.; Wiley-Blackwell: Oxford, UK; pp. 364–433, ISBN 978-1-4443-2050-3.

Wittine. K, Safti'c. L, Peršuri'c. Ž, Kraljevi'c Paveli'c. S, 2019. Novel Antiretroviral Structures from Marine Organisms. *Molecules*, 24, 3486.

Wong. K.H, & Cheung. P.C.K, 2000. Nutritional evaluation of some subtropical red and green seaweeds: Part I-proximate composition, amino acid profiles and some physicochemical properties. *Food Chemistry*, 71: 475- 482.

Wongprasert. K, Rudtanatip. T, Praiboon. J, 2014. Immunostimulatory activity of sulfated galactans isolated from the red seaweed *Gracilaria fisheri* and development of resistance against white spot syndrome virus (WSSV) in shrimp. *Fish. Shellfish Immunol.* 36, 52–60.

Wu. Q, Nay. B, Yang. M, Ni. Y, Wang. H, Yao. L, Li. X, 2019. Marine sponges of the genus *Stelletta* as promising drug sources: Chemical and biological aspects. *Acta Pharm. Sin. B*, 9, 237–257.

Xu. S.Y, Huang. X, Cheong. K.L, 2017. Recent advances in marine algae polysaccharides: Isolation, structure, and activities. *Mar. Drugs*, 15, 388.

Yadav. A, Raj. A, Purchase. D, Ferreira. L.F.R, Saratale. G.D, Bharagava. R.N, 2019. Phytotoxicity, cytotoxicity and genotoxicity evaluation of organic and inorganic pollutants rich tannery wastewater from a Common Effluent Treatment Plant (CETP) in Unnao district, India using *Vigna radiata* and *Allium cepa*. *Chemosphere* 224:324–332.

Yaich. H, Garna. H, Besbes. S, Paquot. M, Blecker. C, Attia. H, 2011. Chemical and environmental signals. *Plant Cell Physiology*, 41: 251-257.

Yan. X, Yang. C, Lin. G, Chen. Y, Miao. S, Liu. B, Zhao. C, 2019. Antidiabetic Potential of Green Seaweed *Enteromorpha prolifera* Flavonoids Regulating Insulin Signaling Pathway and Gut Microbiota in Type 2 Diabetic Mice. *J. Food Sci*, 84, 165–173.

Yogarajalakshmi. P, Poonguzhali.T.V, Ganesan. R, Karthi. S, Nathan. S.S, Krutmuang. P, Radhakrishnan. N, Mohammad. F, Kim.T-J,Vasantha-Srinivasan. P, 2020. Dépistage toxicologique des algues rouges marines *Champia parvula* (C. Agardh) contre le moustique vecteur de la dengue *Aedes aegypti* (Linn.) Et sa non-toxicité contre trois prédateurs aquatiques bénéfiques. *Toxicologie aquatique, Elsevier. Vol 222 , 105474.*

Yujiao. S, Zhengqi. L, Shuang. S, Beiwei. Z, Lili. Z, Jinju. J, Ning. L, Jing. W, Xuefeng. C, 2020. Anti-inflammatory activity and structural identification of a sulfated polysaccharide CLGP4 from *Caulerpa lentillifera*. *Journal international des macromolécules biologiques, Elsevier.*

Zenetos. A, Çinar. M.E, Crocetta. F, Golani. D, Rosso. A, Servello. G, Shenkar. N, Turon. X, Verlaque. M, 2019. Uncertainties and validation of alien species catalogues: The Mediterranean as an example. *HAL Id: hal-01976050.*

Zhan. J, Rong. J, Wang. Q, 2017. Mixotrophic cultivation, a preferable microalgae cultivation mode for biomass/bioenergy production, and bioremediation, advances and prospect. *Int. J. Hydrogen Energy 42, 8505e8517.*

Zheng. K, Li. Y, Wu. D, Qian. G, Liu. J, Gong. D, Ji. X, 2019. Effects of the growth of *Nannochloropsis XJ006* on the removal efficiency of four heavy metals. *J Biol 36(3):47–50.*

Zhou. X, Li. C, Gao. P, Jiang. X, Zhao. Z, Han. W, 2017. Adsorption of Cd²⁺ in water by living microalgae. *Microbiol China 44(5):1182–1188.*

Zingone. A, 2015. Evaluation on the NIS From the Assessment Areas Ionian Sea and Western Mediterranean Sea. (Expert Evaluation MFSD_NIS_1. 27 March 2013, Updated March 2015). *Ostend: World Register of Marine Species.*

Zuldin. W.H, Shaleh. S.R.M, Shapawi. R, 2019. Growth, biomass yield, and proximate composition of sea vegetable, *Caulerpa macrodisca* (Bryopsidales, Chlorophyta) cultured in tank. *Philipp J Sci 148 (1): 1-6.*

ANNEXES

Tableau 14 : Fréquences des espèces répertoriées dans différentes stations (%).

1 : Oued Abdellah, **2** : Sidna youchaa, **3** : Tafout, **4** : madrid, **5** : Sbeaat, **6** : Bouzedjar, **7** : Bousfer, **8** : Kristel, **9** : Arzew, **10** : Mers El Hadjadj, **11** : Stidia, **12** : Salamandre, **13** : Bosquet, **14** : Oued Elgob, **15** : Marina, **16** : Plage Anglaise.

espèces répertoriées / station	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
<i>Carradoriella elongata</i>											4,5			6,6		
<i>Caulerpa cylindracea</i>					4		30,7	20,5	35,7	25,8	40,9	51,6	4,5			
<i>Caulerpa prolifera</i>										11,7	4,5					
<i>Cladophora laetevirens</i>	22,7		15	12,5										16,6	12,5	12,5
<i>Codium fragile</i>								17,6								
<i>Corallina officinalis</i>	13,6	25	15	12,5	12	15		5,8	8,8						8,3	8,3
<i>Cystoseira baccata</i>											13,6					
<i>Cystoseira compressa</i>	22,7	25					10					19,3		16,6		
<i>Cystoseira stricta</i>				25				17,6					30			
<i>Dictyopteris membranacea</i>							13,3	11,7					2,5			
<i>Dictyota dichotoma</i>	13,6			8,3		10		11,7	14,2	19,3						8,3
<i>Ellisolandia elongata</i>		10	15			10	10									
<i>Hypnea musciformis</i>		10	10		2	10	1,7						4,5	6,6	8,3	16,6
<i>Jania rubens</i>	9			8,3					14,2	19,3						
<i>Padina pavonica</i>	18	25	15	12,5		15		11,7	14,2	9,6	6,8	9,6	15	10	12,5	12,5
<i>Posidonia oceanica</i>											4,5	6,4	4,5	16,6	12,5	12,5
<i>Sargassum vulgare</i>											13,6					
<i>Ulva compressa</i>			15	12,5	20	15	10				6,8	6,4	25	13,3	16,6	12,5
<i>Ulva intestinallis</i>	13,6	20	15		20	15	10		14,2						12,5	12,5
<i>Ulva lactuca</i>	18	15	25	20,8	20	25	10	11,7	14,2	12,9	6,8	6,4	20	13,3	16,6	12,5
<i>Ulva rigida</i>	18	15	25	20,8	20	25	10	11,7		9,6			20	13,3	16,6	12,5

Tableau 15 : Valeurs propres de l'analyse globale.

Composantes	Valeurs propres	Inertie (%)	Inertie cumulée (%)
Axe 1	0.47	26.961	26.961
Axe 2	0.41	23.623	50.584
Axe 3	0.24	14	64.584

Tableau 16 : Inventaire floristique avec toutes les stations d'étude en abrégés.

Stations	abrégés	Espèces	abrégés
Oued Abdallah	OA	<i>Carradoriella elongata</i>	Car_elo
Sidna youchaa	SY	<i>Caulerpa cylindracea</i>	Cau_cyl
Tafsout	TF	<i>Caulerpa prolifera</i>	Cau_pro
Madrid	MD	<i>Cladophora laetevirens</i>	Kla_lae
Sbeaat	SB	<i>Codium fragile</i>	Cod_fra
Bouzedjar	BZ	<i>Corallina officinalis</i>	Cor_off
Bousfer	BS	<i>Cystoseira baccata</i>	Cys_bac
Kristel	KR	<i>Cystoseira compressa</i>	Cys_com
Arzew	AZ	<i>Cystoseira stricta</i>	Cys_str
Stidia	SD	<i>Dictyopteris membranacea</i>	Dic_mem
Mers El Hadjadj	MH	<i>Dictyota dichotoma</i>	Dic_dic
Salamandre	SM	<i>Ellisolandia elongata</i>	Ell_elo
Bosquet	BQ	<i>Hypnea musciformis</i>	Hyp_mus
Oued elgsob	OG	<i>Jania rubens</i>	Jan_rub
Marina	MN	<i>Padina pavonica</i>	Pad_pav
Anglaise	AG	<i>Posidonia oceanica</i>	Pos_oce
		<i>Sargassum vulgare</i>	Sar_vul
		<i>Ulva compressa</i>	Ulv_com
		<i>Ulva intestinallis</i>	Ulv_int
		<i>Ulva lactuca</i>	Ulv_lac
		<i>Ulva rigida</i>	Ulv_rig

Tableau 17 : Distribution des espèces phytobenthiques dans différentes stations aux 3 premiers axes de l'analyse factorielle des correspondances (AFC).

	Axis 1	Axis 2	Axis 3
<i>Car_elo</i>	-0.633	1.058	1.564
<i>Cau_cyl</i>	-1.210	0.463	-0.269
<i>Cau_pro</i>	-1.489	0.886	-1.310
<i>Cod_fra</i>	-1.782	-3.623	0.878
<i>Cor_off</i>	0.556	-0.241	0.078
<i>Cys_bac</i>	-2.502	2.037	2.049
<i>Cys_com</i>	0.320	0.176	0.052
<i>Cys_str</i>	-1.782	-3.623	0.878
<i>Dic_dic</i>	-0.364	-0.351	-0.740
<i>Dic_mem</i>	-1.014	-1.669	0.117
<i>Ell_elo</i>	0.394	-0.153	-0.093
<i>Hyp_mus</i>	0.677	0.013	0.355
<i>Jan_rub</i>	-0.438	0.259	-1.616
<i>Kla_lae</i>	0.676	0.069	0.245
<i>Pad_pav</i>	0.080	-0.063	-0.011
<i>Pos_oce</i>	0.239	0.395	0.769
<i>Sar_vul</i>	-2.502	2.037	2.049
<i>Ulv_com</i>	0.344	0.147	0.320
<i>Ulv_int</i>	0.398	-0.005	-0.154
<i>Ulv_lac</i>	0.253	0.128	-0.099
<i>Ulv_rig</i>	0.374	-0.185	0.044

Tableau 18 : Test statistique sur les longueurs des frondes de *C.cylindracea* dans les deux saisons dans différentes stations.

LSD test; variable DV_1 (Spreadsheet2)		Probabilities for Post Hoc Tests															
Error: Within MS = .96108, df = 135,00																	
Cell No.	R1	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	(13)	(14)	(15)	(16)
1	L F p Sbeaat		0,000763	0,000000	0,554151	0,005041	0,006164	0,600717	0,001884	0,363206	0,000083	0,000000	0,022767	0,000001	0,098221	0,021480	0,027042
2	L F h Sbeaat	0,000763		0,000000	0,000090	0,000000	0,509444	0,000117	0,784728	0,012494	0,539035	0,000000	0,000000	0,000000	0,000001	0,000000	0,228824
3	L F p Bousfer	0,000000	0,000000		0,000000	0,001511	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,749973	0,000229	0,317369	0,000020	0,000249	0,000000
4	L F h Bousfer	0,554151	0,000090	0,000000		0,025545	0,000962	0,945547	0,000249	0,134559	0,000008	0,000000	0,089438	0,000015	0,285623	0,085293	0,005393
5	L F p Kristel	0,005041	0,000000	0,001511	0,025545		0,000000	0,021480	0,000000	0,000249	0,000000	0,000516	0,584997	0,027042	0,237679	0,600717	0,000001
6	L F h Kristel	0,006164	0,509444	0,000000	0,000962	0,000000		0,001207	0,698810	0,063602	0,203688	0,000000	0,000001	0,000000	0,000018	0,000001	0,584997
7	L F p Arzew	0,600717	0,000117	0,000000	0,945547	0,021480	0,001207		0,000318	0,153041	0,000010	0,000000	0,077474	0,000011	0,256119	0,073791	0,006586
8	L F h Arzew	0,001884	0,784728	0,000000	0,000249	0,000000	0,698810	0,000318		0,025545	0,375290	0,000000	0,000000	0,000000	0,000004	0,000000	0,351371
9	L F p Mers el hadjadj	0,363206	0,012494	0,000000	0,134559	0,000249	0,063602	0,153041	0,025545		0,002026	0,000000	0,001627	0,000000	0,011027	0,001511	0,188098
10	L F h Mers el hadjadj	0,000083	0,539035	0,000000	0,000008	0,000000	0,203688	0,000010	0,375290	0,002026		0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,070254
11	L F p Stidia	0,000000	0,000000	0,749973	0,000000	0,000516	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000		0,000069	0,188098	0,000005	0,000076	0,000000
12	L F h Stidia	0,022767	0,000000	0,000229	0,089438	0,584997	0,000001	0,077474	0,000000	0,001627	0,000000	0,000069		0,006164	0,524132	0,981836	0,000012
13	L F p Salamandre	0,000001	0,000000	0,317369	0,000015	0,027042	0,000000	0,000011	0,000000	0,000000	0,000000	0,188098	0,006164		0,000825	0,006586	0,000000
14	L F h Salamandre	0,098221	0,000001	0,000020	0,285623	0,237679	0,000018	0,256119	0,000004	0,011027	0,000000	0,000005	0,524132	0,000825		0,509444	0,000151
15	L F p Bosquet	0,021480	0,000000	0,000249	0,085293	0,600717	0,000001	0,073791	0,000000	0,001511	0,000000	0,000076	0,981836	0,006586	0,509444		0,000011
16	L F h Bosquet	0,027042	0,228824	0,000000	0,005393	0,000001	0,584997	0,006586	0,351371	0,188098	0,070254	0,000000	0,000012	0,000000	0,000151	0,000011	

Tableau 19 : Test statistique sur les longueurs des stolons de *C.cylindracea* dans les deux saisons dans différentes stations.

LSD test; variable DV_1 (Spreadsheet2)																	
Probabilities for Post Hoc Tests																	
Error: Within MS = 6,6145, df = 135,00																	
Cell No.	R1	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}	{9}	{10}	{11}	{12}	{13}	{14}	{15}	{16}
1	L S p Sbeaat	6,3000	0,037231	0,000000	0,543811	0,019461	0,049475	0,000023	0,358382	0,141728	0,084338	0,000000	0,000003	0,000000	0,000000	0,038802	0,209600
2	L S h Sbeaat	0,037231	0,007545	0,000000	0,000166	0,903301	0,000000	0,239114	0,000475	0,715562	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000050	0,400525
3	L S p Bousfer	0,000000	0,000000	0,000003	0,000003	0,002264	0,000000	0,275255	0,000000	0,000104	0,000000	0,000681	0,543811	0,000009	0,602762	0,000914	0,000000
4	L S h Bousfer	0,543811	0,007545	0,000003	0,000003	0,010624	0,000240	0,128307	0,386154	0,020355	0,000000	0,000038	0,000000	0,000000	0,000000	0,141728	0,063750
5	L S p Kristel	0,019461	0,000016	0,002264	0,081313	0,000027	0,045670	0,001293	0,376752	0,000070	0,000000	0,013472	0,000000	0,000395	0,781270	0,000408	0,000000
6	L S h Kristel	0,049475	0,903301	0,000000	0,010624	0,000027	0,000000	0,290717	0,000723	0,808033	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000080	0,471771
7	L S p Arzew	0,000023	0,000000	0,275255	0,000240	0,045670	0,000000	0,000000	0,0004307	0,000000	0,000011	0,627132	0,000000	0,108182	0,023258	0,000000	0,000000
8	L S h Arzew	0,358382	0,239114	0,000000	0,128307	0,001293	0,290717	0,000000	0,017776	0,415216	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000316	0,735077	0,000000
9	L S p Mers el hadjadj	0,141728	0,000475	0,000104	0,386154	0,376752	0,000723	0,004307	0,017776	0,001622	0,000000	0,000914	0,000000	0,000013	0,543811	0,007001	0,000000
10	L S h Mers el hadjadj	0,084338	0,715562	0,000000	0,203355	0,000070	0,808033	0,000000	0,415216	0,001622	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000199	0,633290	0,000000
11	L S p Stidia	0,000000	0,000000	0,000681	0,000000	0,000000	0,000000	0,000011	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000075	0,260370	0,003679	0,000000	0,000000
12	L S h Stidia	0,000003	0,000000	0,543811	0,000038	0,013472	0,000000	0,627132	0,000000	0,415216	0,000000	0,000914	0,000000	0,000075	0,000000	0,006173	0,000000
13	L S p Salamandre	0,000000	0,000000	0,000009	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,260370	0,000001	0,000000	0,000000
14	L S h Salamandre	0,000000	0,000000	0,602762	0,000000	0,000395	0,000000	0,108182	0,000000	0,000013	0,000000	0,003679	0,260370	0,000075	0,000144	0,000000	0,000000
15	L S p Bosquet	0,038802	0,000050	0,000914	0,141728	0,000080	0,023258	0,003136	0,543811	0,000199	0,000000	0,0006173	0,000000	0,000000	0,000144	0,001057	0,000000
16	L S h Bosquet	0,209600	0,400525	0,000000	0,063750	0,000408	0,471771	0,000000	0,735077	0,007001	0,633290	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,001057	0,000000

Tableau 20 : Test statistique sur les distances entre frondes de *C.cylindracea* dans les deux saisons dans différentes stations.

LSD test; variable DV_1 (Spreadsheet2)																	
Probabilities for Post Hoc Tests																	
Error: Within MS = ,25441, df = 135,00																	
Cell No.	R1	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}	{9}	{10}	{11}	{12}	{13}	{14}	{15}	{16}
1	D F p Sbeaat	,93000	0,216649	0,043374	0,000001	0,012660	0,000005	0,000000	0,000000	0,171629	0,000000	0,158313	0,000002	0,723401	0,000150	0,200774	0,000000
2	D F h Sbeaat	0,216649	0,426286	0,000127	0,200774	0,000626	0,000001	0,000000	0,894395	0,000023	0,859517	0,000287	0,376850	0,008762	0,964705	0,000000	0,000000
3	D F p Bousfer	0,043374	0,426286	0,002026	0,626588	0,007728	0,000039	0,000000	0,507198	0,000460	0,535878	0,004031	0,094373	0,064785	0,452376	0,000002	0,000000
4	D F h Bousfer	0,000001	0,000127	0,002026	0,008762	0,658244	0,269703	0,004031	0,000208	0,658244	0,000245	0,824914	0,000004	0,200774	0,000150	0,064785	0,000000
5	D F p Kristel	0,012660	0,200774	0,626588	0,008762	0,028324	0,000245	0,000000	0,251099	0,002332	0,269703	0,016058	0,031582	0,171629	0,216649	0,000013	0,000000
6	D F h Kristel	0,000005	0,000626	0,007728	0,658244	0,028324	0,123095	0,000983	0,376850	0,001139	0,824914	0,000023	0,401106	0,000729	0,022677	0,000000	0,000000
7	D F p Arzew	0,000000	0,000001	0,000039	0,269703	0,000245	0,123095	0,071341	0,000002	0,507198	0,000003	0,185774	0,000000	0,018044	0,000002	0,452376	0,000000
8	D F h Arzew	0,000000	0,000000	0,000000	0,004031	0,000000	0,000983	0,071341	0,000000	0,014269	0,000000	0,002026	0,000000	0,000046	0,000000	0,289243	0,000000
9	D F p Mers el hadjadj	0,171629	0,894395	0,507198	0,000208	0,251099	0,000983	0,000002	0,000000	0,000039	0,964705	0,000460	0,309725	0,012660	0,929480	0,000000	0,000000
10	D F h Mers el hadjadj	0,000000	0,000023	0,000460	0,658244	0,002332	0,376850	0,507198	0,014269	0,000039	0,000046	0,507198	0,000001	0,086105	0,000027	0,158313	0,000000
11	D F p Stidia	0,158313	0,859517	0,535878	0,000245	0,269703	0,001139	0,000003	0,000000	0,964705	0,000046	0,000537	0,289243	0,014269	0,894395	0,000000	0,000000
12	D F h Stidia	0,000002	0,000287	0,004031	0,824914	0,016058	0,824914	0,185774	0,000206	0,000460	0,507198	0,000537	0,000009	0,289243	0,000337	0,039082	0,000000
13	D F p Salamandre	0,723401	0,376850	0,094373	0,000004	0,031582	0,000023	0,000000	0,309725	0,000001	0,289243	0,000009	0,000000	0,000537	0,353530	0,000000	0,000000
14	D F h Salamandre	0,000150	0,008762	0,064785	0,200774	0,171629	0,401106	0,018044	0,000046	0,012660	0,086105	0,014269	0,289243	0,000537	0,009921	0,002026	0,000000
15	D F p Bosquet	0,200774	0,964705	0,452376	0,000150	0,216649	0,000729	0,000002	0,000000	0,929480	0,000027	0,894395	0,000337	0,353530	0,009921	0,000000	0,000000
16	D F h Bosquet	0,000000	0,000000	0,000002	0,064785	0,000013	0,022677	0,452376	0,289243	0,000000	0,158313	0,000000	0,039082	0,000000	0,002026	0,000000	0,000000

Tableau 21 : Test statistique sur la teneur en eau chez *C.cylindracea* dans différentes stations.

LSD test; variable DV_1 (Spreadsheet1)									
Probabilities for Post Hoc Tests									
Error: Within MS = ,07340, df = 21,000									
Cell No.	R1	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}
1	TE Sbeaat	110,37	106,55	105,86	106,80	107,39	107,03	107,53	108,13
2	TE Bousfer	0,000000	0,000000	0,001654	0,201424	0,000261	0,019979	0,000043	0,000000
3	TE Kristel	0,000000	0,001654	0,000000	0,000071	0,000000	0,000004	0,000000	0,000000
4	TE Arzew	0,000000	0,201424	0,000071	0,000000	0,005909	0,243770	0,000994	0,000001
5	TE mers el hadjadj	0,000000	0,000261	0,000000	0,005909	0,000000	0,076450	0,456173	0,000925
6	TE Stidia	0,000000	0,019979	0,000004	0,243770	0,076450	0,000000	0,015907	0,000011
7	TE Salamandre	0,000000	0,000043	0,000000	0,000994	0,456173	0,015907	0,000000	0,005511
8	TE Bousquet	0,000000	0,000000	0,000000	0,000001	0,000925	0,000011	0,005511	0,000000

Tableau 22 : Test statistique sur la teneur en chlorophylle a et chlorophylle b chez *C.cylindracea* dans différentes stations.

LSD test; variable DV_1 (Feuille)																		
Probabilities for Post Hoc Tests																		
Error: Within MS = 56,540, df = 45,000																		
Cell No.	R1	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}	{9}	{10}	{11}	{12}	{13}	{14}	{15}	{16}	
1	CHa Sbeat	8,8249	7,3627	15,195	13,023	13,724	16,446	11,487	14,543	12,867	13,760	17,581	23,120	13,946	16,830	12,073	10,898	
2	Chb Sbeat	0,784570	0,784570	0,237159	0,433926	0,361780	0,158659	0,619057	0,287924	0,451120	0,358221	0,106555	0,010026	0,340619	0,139171	0,544352	0,698434	
3	Cha Bousfer	0,237159	0,147689	0,147689	0,684830	0,292751	0,237822	0,094453	0,442009	0,183635	0,306119	0,235162	0,060969	0,004847	0,222078	0,081737	0,380388	0,509490
4	Chb bousfer	0,433926	0,292751	0,684830	0,895735	0,522955	0,773978	0,776306	0,976680	0,890299	0,395825	0,063984	0,862965	0,477699	0,858992	0,691314		
5	ChA Kristel	0,361780	0,237822	0,783258	0,895735	0,611131	0,675975	0,872555	0,872668	0,994512	0,471901	0,083971	0,966845	0,562007	0,757635	0,597734		
6	Chb Kristel	0,158659	0,094453	0,815037	0,522955	0,611131	0,355934	0,722033	0,504249	0,615941	0,831927	0,215887	0,640457	0,942795	0,415126	0,302306		
7	Cha Arzew	0,619057	0,442009	0,489123	0,773978	0,675975	0,355934	0,568318	0,796421	0,670968	0,257770	0,033908	0,645951	0,320320	0,912717	0,912323		
8	chb arzew	0,287924	0,183635	0,902914	0,776306	0,878255	0,722033	0,568318	0,754035	0,883679	0,570541	0,113699	0,911118	0,669148	0,644509	0,496553		
9	Cha Mers el hadjadj	0,451120	0,306119	0,663544	0,976680	0,872668	0,504249	0,796421	0,754035	0,867255	0,379961	0,060127	0,840062	0,459917	0,881996	0,712937		
10	Chb Mers el hadjadj	0,358221	0,235162	0,788540	0,890299	0,994512	0,615941	0,670968	0,883679	0,867255	0,476111	0,085150	0,972329	0,566629	0,752417	0,592990		
11	Cha Stidia	0,106555	0,060969	0,655747	0,395825	0,471901	0,831927	0,257770	0,570541	0,379961	0,476111	0,303102	0,497668	0,888257	0,305750	0,215263		
12	Chb Stidia	0,010026	0,004847	0,143069	0,063984	0,083971	0,215887	0,033908	0,113699	0,060127	0,085150	0,303102	0,091312	0,243008	0,043472	0,026223		
13	Cha Salamndre	0,340619	0,222078	0,815330	0,862965	0,966845	0,640457	0,645951	0,911118	0,840062	0,972329	0,497668	0,091312	0,590222	0,726280	0,569343		
14	Chb Salamndre	0,139171	0,081737	0,759906	0,477699	0,562007	0,942795	0,320320	0,669148	0,459917	0,566629	0,888257	0,243008	0,590222	0,375726	0,270505		
15	Cha Bosquet	0,544352	0,380388	0,560005	0,858992	0,757635	0,415126	0,912717	0,644509	0,881996	0,752417	0,305750	0,043472	0,726280	0,375726	0,826124		
16	Chb Bosquet	0,698434	0,509490	0,423252	0,691314	0,597734	0,302306	0,912323	0,496553	0,712937	0,592990	0,215263	0,026223	0,569343	0,270505	0,826124		

Tableau 23 : Test statistique sur la teneur en caroténoïdes chez *C.cylindracea* dans différentes stations.

LSD test; variable DV_1 (Feuille)									
Probabilities for Post Hoc Tests									
Error: Within MS = ,00560, df = 21,000									
Cell No.	R1	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}
1	car Sbeat	,09424	,24500	,21896	,14516	,14654	,19950	,14540	,16242
2	Car bousfer	0,009606	0,009606	0,028202	0,346828	0,334197	0,059848	0,344608	0,211573
3	Car Kristel	0,028202	0,627730	0,627730	0,073078	0,076832	0,399549	0,073719	0,133541
4	car arzew	0,346828	0,073078	0,177669	0,177669	0,185565	0,716720	0,179023	0,297399
5	Car Mers el hadjadj	0,334197	0,076832	0,185565	0,979439	0,979439	0,328270	0,983014	0,767038
6	Car Stidia	0,059848	0,399549	0,716720	0,316115	0,328270	0,328270	0,318206	0,491133
7	car salamndre	0,344608	0,073719	0,179023	0,996424	0,983014	0,318206	0,318206	0,750888
8	Car bosquet	0,211573	0,133541	0,297399	0,747502	0,767038	0,491133	0,750888	

Tableau 24 : Test statistique sur la teneur en Magnésium chez *C.cylindracea* dans différentes stations.

LSD test; variable DV_1 (Spreadsheet2)									
Probabilities for Post Hoc Tests									
Error: Within MS = 1644E3, df = 21,000									
Cell No.	R1	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}
1	Mg Sbeaat	6403,3	6253,9	6801,4	8793,2	5928,7	7543,0	6489,0	7156,3
2	Mg Bousfer	0,870631	0,870631	0,665071	0,015440	0,606116	0,222502	0,925576	0,415572
3	Mg Kristel	0,665071	0,552337	0,552337	0,010704	0,723454	0,169706	0,797853	0,330870
4	Mg Arzew	0,015440	0,010704	0,039375	0,039375	0,346706	0,422516	0,733849	0,699413
5	Mg Mers el hadjadj	0,606116	0,723454	0,346706	0,004725	0,004725	0,089445	0,543202	0,190118
6	Mg Stidia	0,222502	0,169706	0,422516	0,182395	0,089445	0,089445	0,258030	0,674010
7	Mg Salamndre	0,925576	0,797853	0,733849	0,018985	0,543202	0,258030	0,258030	0,469868
8	Mg Bosquet	0,415572	0,330870	0,699413	0,085331	0,190118	0,674010	0,469868	

Tableau 28 : Test statistique sur le ratio Na/K chez *C.cylindracea* dans différentes stations.

LSD test; variable DV_1 (Spreadsheet1) Probabilities for Post Hoc Tests Error: Within MS = ,63000, df = 21,000									
Cell No.	R1	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}
		6,7249	5,3908	4,4588	3,1277	5,1504	7,0165	4,6786	4,5111
1	Na/K Sbeaat		0,027028	0,000594	0,000002	0,010601	0,608914	0,001510	0,000742
2	Na/K Bousfer	0,027028		0,111675	0,000602	0,672859	0,008632	0,218380	0,131987
3	Na/K Kristel	0,000594	0,111675		0,027343	0,231463	0,000172	0,699266	0,926646
4	Na/K Arzew	0,000002	0,000602	0,027343		0,001668	0,000001	0,011646	0,022411
5	Na/K Mers el hadjadj	0,010601	0,672859	0,231463	0,001668		0,003218	0,410021	0,267487
6	Na/K Stidia	0,608914	0,008632	0,000172	0,000001	0,003218		0,000438	0,000214
7	Na/K Salamendre	0,001510	0,218380	0,699266	0,011646	0,410021	0,000438		0,768279
8	Na/K Bousquet	0,000742	0,131987	0,926646	0,022411	0,267487	0,000214	0,768279	

Tableau 30 : Test statistique sur la teneur en Zinc chez *C.cylindracea* dans différentes stations.

LSD test; variable DV_1 (METAUX LOURD) Probabilities for Post Hoc Tests Error: Within MS = 192,92, df = 21,000									
Cell No.	R1	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}
		30,439	28,195	23,854	13,368	32,202	6,8327	22,700	12,242
1	Zn Sbeaat		0,821443	0,509872	0,096828	0,859258	0,025554	0,439519	0,078022
2	Zn Bousfer	0,821443		0,663060	0,146042	0,687373	0,041199	0,581782	0,119240
3	Zn Kristel	0,509872	0,663060		0,297782	0,404929	0,097739	0,907572	0,250295
4	Zn Arzew	0,096828	0,146042	0,297782		0,068857	0,513029	0,352830	0,909830
5	Zn Mers el Hadjadj	0,859258	0,687373	0,404929	0,068857		0,017347	0,344315	0,054965
6	Zn Stidida	0,025554	0,041199	0,097739	0,513029	0,017347		0,121108	0,587593
7	Zn Salamandre	0,439519	0,581782	0,907572	0,352830	0,344315	0,121108		0,299055
8	Zn Bousquet	0,078022	0,119240	0,250295	0,909830	0,054965	0,587593	0,299055	

Tableau 31 : Test statistique sur la teneur en Nickel chez *C.cylindracea* dans différentes stations.

LSD test; variable DV_1 (METAUX LOURD) Probabilities for Post Hoc Tests Error: Within MS = 30389,, df = 14,000									
Cell No.	R1	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}
		265,29	422,17	776,33	499,89	605,39	754,61	708,33	912,33
1	Ni Sbeaat		0,288992	0,002954	0,121559	0,031503	0,004001	0,007638	0,000457
2	Ni Bousfer	0,288992		0,026051	0,593601	0,218880	0,034905	0,064048	0,003954
3	Ni Kristel	0,002954	0,026051		0,072512	0,249678	0,880881	0,640205	0,355539
4	Ni Arzew	0,121559	0,593601	0,072512		0,470842	0,095173	0,165172	0,011696
5	Ni Mers el hadjadj	0,031503	0,218880	0,249678	0,470842		0,312224	0,481435	0,048922
6	Ni Stidia	0,004001	0,034905	0,880881	0,095173	0,312224		0,749889	0,286492
7	Ni Salamndre	0,007638	0,064048	0,640205	0,165172	0,481435	0,749889		0,173744
8	Ni Bousquet	0,000457	0,003954	0,355539	0,011696	0,048922	0,286492	0,173744	

Tableau 32 : Test statistique sur la teneur en Cuivre chez *C.cylindracea* dans différentes stations.

LSD test; variable DV_1 (METAUX LOURD) Probabilities for Post Hoc Tests Error: Within MS = 1136,8, df = 14,000									
Cell No.	R1	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}
		49,111	119,00	212,50	535,50	149,22	102,94	218,17	213,44
1	Cu Sbeaat		0,023631	0,000036	0,000000	0,002696	0,070791	0,000026	0,000034
2	Cu Bousfer	0,023631		0,004345	0,000000	0,290815	0,569031	0,002886	0,004058
3	Cu Kristel	0,000036	0,004345		0,000000	0,037456	0,001370	0,839881	0,973117
4	Cu Arzew	0,000000	0,000000	0,000000		0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
5	Cu Mers el hadjadj	0,002696	0,290815	0,037456	0,000000		0,114926	0,025253	0,035093
6	Cu Stidia	0,070791	0,569031	0,001370	0,000000	0,114926		0,000916	0,001281
7	Cu Salamandre	0,000026	0,002886	0,839881	0,000000	0,025253	0,000916		0,866261
8	Cu Bousquet	0,000034	0,004058	0,973117	0,000000	0,035093	0,001281	0,866261	

Tableau 33 : Test statistique sur la teneur en Cadmium chez *C.cylindracea* dans différentes stations.

LSD test; variable DV_1 (METAUX LOURD) Probabilities for Post Hoc Tests Error: Within MS = 58,192, df = 14,000									
Cell No.	R1	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}
		9,4444	12,939	18,133	18,228	35,794	30,694	44,389	35,889
1	Cd Sbeaat		0,583640	0,184750	0,180317	0,000839	0,004213	0,000064	0,000815
2	Cd Bousfer	0,583640		0,418297	0,410089	0,002525	0,012833	0,000178	0,002451
3	Cd Kristel	0,184750	0,418297		0,988116	0,013222	0,063327	0,000864	0,012833
4	Cd Arzew	0,180317	0,410089	0,988116		0,013623	0,065105	0,000890	0,013222
5	Cd Mers el Hadjadj	0,000839	0,002525	0,013222	0,013623		0,426612	0,189272	0,988116
6	Cd Stidia	0,004213	0,012833	0,063327	0,065105	0,426612		0,045213	0,418297
7	Cd Salamndre	0,000064	0,000178	0,000864	0,000890	0,189272	0,045213		0,193884
8	Cd Bousquet	0,000815	0,002451	0,012833	0,013222	0,988116	0,418297	0,193884	

Tableau 34 : Test statistique sur la teneur en Plomb chez *C.cylindracea* dans différentes stations.

LSD test; variable DV_1 (METAUX LOURD) Probabilities for Post Hoc Tests Error: Within MS = ,17346, df = 14,000									
Cell No.	R1	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}
		3,3056	,37778	1,7000	1,0389	1,9833	2,3611	1,3222	1,2278
1	Pb Sbeaat		0,000001	0,000328	0,000011	0,001639	0,014827	0,000044	0,000027
2	Pb Bousfer	0,000001		0,001639	0,072256	0,000328	0,000044	0,014827	0,025487
3	Pb Kristel	0,000328	0,001639		0,072256	0,418723	0,072256	0,285315	0,186634
4	Pb Arzew	0,000011	0,072256	0,072256		0,014827	0,001639	0,418723	0,587344
5	Pb Mers el hadjadj	0,001639	0,000328	0,418723	0,014827		0,285315	0,072256	0,043288
6	Pb Stidia	0,014827	0,000044	0,072256	0,001639	0,285315		0,008564	0,004930
7	Pb Salamndre	0,000044	0,014827	0,285315	0,418723	0,072256	0,008564		0,785277
8	Pb Bousquet	0,000027	0,025487	0,186634	0,587344	0,043288	0,004930	0,785277	

Tableau 35 : Test statistique sur la teneur en Fer chez *C.cylindracea* dans différentes stations.

LSD test; variable DV_1 (METAUX LOURD) Probabilities for Post Hoc Tests Error: Within MS = 1,1411, df = 14,000									
Cell No.	R1	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}
		5,8556	5,6667	6,3278	9,9167	5,5722	6,6111	6,3278	6,9889
1	Fe Sbeaat		0,831670	0,596731	0,000371	0,750098	0,400946	0,596731	0,214797
2	Fe Bousfer	0,831670		0,461030	0,000247	0,915308	0,297180	0,461030	0,151778
3	Fe Kristel	0,596731	0,461030		0,001051	0,400946	0,750098	1,000000	0,461030
4	Fe Arzew	0,000371	0,000247	0,001051		0,000201	0,001990	0,001051	0,004700
5	Fe Mers el hadjadj	0,750098	0,915308	0,400946	0,000201		0,253411	0,400946	0,126615
6	Fe Salamndre	0,400946	0,297180	0,750098	0,001990	0,253411		0,750098	0,671516
7	Fe Stidia	0,596731	0,461030	1,000000	0,001051	0,400946	0,750098		0,461030
8	Fe Bousquet	0,214797	0,151778	0,461030	0,004700	0,126615	0,671516	0,461030	

Tableau 36 : Test statistique sur la teneur en Chrome chez *C.cylindracea* dans différentes stations.

LSD test; variable DV_1 (METAUX LOURD)									
Probabilities for Post Hoc Tests									
Error: Within MS = 7,7062, df = 14,000									
Cell No.	R1	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}
		4,0611	7,9333	2,0778	2,9278	1,6056	6,1389	4,3444	9,9167
1	Cr Sbeaat		0,109631	0,396323	0,624831	0,296952	0,374824	0,902298	0,021665
2	Cr Bousfer	0,109631		0,021665	0,044395	0,014412	0,441749	0,135657	0,396323
3	Cr Kristel	0,396323	0,021665		0,713272	0,837964	0,094811	0,334267	0,003840
4	Cr Arzew	0,624831	0,044395	0,713272		0,568936	0,178434	0,542012	0,008094
5	Cr Mers el hadjadj	0,296952	0,014412	0,837964	0,568936		0,065281	0,246920	0,002539
6	Cr Stidia	0,374824	0,441749	0,094811	0,178434	0,065281		0,441749	0,117777
7	Cr Salmandre	0,902298	0,135657	0,334267	0,542012	0,246920	0,441749		0,027594
8	Cr Bousquet	0,021665	0,396323	0,003840	0,008094	0,002539	0,117777	0,027594	

