



République Tunisienne
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université de Monastir
Institut Supérieur de Biotechnologie de Monastir

Rapport de projet de fin d'étude

Filière : Licence Appliquée en Biotechnologie

Parcours : Licence Co-construite Biotechnologie marine et Aquaculture



Réalisé par

Ramla BOUHLEL



Etude de l'impact de l'espèce non indigène *Caulerpa cylindracea* sur l'espèce native *Cymodocea nodosa* autour de la petite île Kuriat

Soutenu le 28 Juillet 2020 devant le jury composé de :

Présidente du jury :	Dr Olfa AYARI GRIBAA
Examinatrice :	Dr Sabira BARKA
Encadrante:	Dr Boutheina GRAMI
Co-encadrante :	Dr Manel BENISMAIL
Invité :	Dr Yassine Ramzi SGHAEIR

Structures d'accueil

Laboratoire de Bioressources, Biologie Intégrative & Valorisation (BIOLIVAL)
Association Notre Grand Bleu (NGB)

Année Universitaire - 2019/2020-

DÉDICACE

Du profond de mon cœur, je dédie cet événement marquant de ma vie à tous ceux qui me sont chers,

A la mémoire de ma chère 'Ma Chrifa'. J'aurais bien aimé que tu sois parmi nous pour que nous puissions partager ensemble ce bonheur. Puisse Allah vous réserver sa clémence et sa bien large miséricorde et t'accueillir en son vaste paradis auprès des prophètes et des saints.

A la mémoire de ma mère disparue trop tôt. J'espère que, du monde qui est sien maintenant, elle apprécie cet humble geste comme preuve de reconnaissance de la part d'une fille qui a toujours priée pour le salut de son âme.

A ma famille, qui m'a doté d'une éducation digne, son amour a fait de moi ce que je suis aujourd'hui. Elle m'a toujours soutenu et elle continue à le faire, je ne trouverais les mots pour exprimer ma fierté, mon amour et ma gratitude pour sa grande affection, soutien permanent, encouragement et pour être présente en toutes circonstances. C'est grâce à cette famille que j'ai pu affronter toutes les difficultés. J'espère que je serai toujours à la hauteur de ses attentes.

Et finalement à tous mes amis, plus particulièrement Hajer ROUIS (joujou), qui n'ont jamais cessé de me soutenir.

REMERCIEMENTS

J'exprime, tout d'abord, toute ma gratitude au professeur Lotfi ACHOUR pour m'avoir accueilli au sein du laboratoire qu'il dirige à l'Institut Supérieur de Biotechnologie de Monastir :«Bioressources: Biologie Intégrative & Valorisation» (BIOLIVAL).

Je remercie aussi Mr Ahmed SOUKI, directeur de l'association Notre Grand Bleu de m'avoir accueillie, soutenue et solidifié mes connaissances pratiques vis-à-vis l'étude de l'écosystème marin pendant ces trois années.

Mes remerciements s'adressent également à Mme Olfa AYARI pour m'avoir fait le grand honneur d'accepter de présider ce jury, et Mme Sabria BARKA qui a accepté la charge d'examiner mon travail.

Je tiens à remercier chaleureusement mes encadrantes qui ont réussi à former un duo solide aux compétences complémentaires, Dr Boutheina GRAMI et Dr Manel BEN ISMAIL. Merci à toute les deux de votre implication, de votre disponibilité et de votre réactivité. Vous avez su apprécier avec justesse mes difficultés et apaiser mes doutes en proposant sans imposer. Je vous remercie et j'ai eu beaucoup de plaisir à travailler à vos cotés.

Je remercie vivement la personne qui fut la première à me faire découvrir le sujet qui a guidé ce mémoire, Dr Yassine Ramzi SGHAIER. Merci pour vos suggestions scientifiques, vos conseils et les encouragements qui m'ont été précieux.

L'occasion m'est donné de remercier spécialement toute l'équipe de l'association NGB et surtout Sahbi DORAI, Hayet BACCOUCHE Mouhamed DAMAK, Ghofrane LABYEDH, Habib JAAFER, Kamel NOUIRA et surtout Ones BENZARTI et Alaeddine SAID qui m'ont soutenus et aidés dans ce travail.

Mes reconnaissances s'adressent aussi à Arij SADRAOUI, Oussema NBILI, Anwar HLEL et particulièrement à Helmi RJEB, qui m'ont accompagné et aidé à la

prospection, l'échantillonnage et la détermination des paramètres physicochimique de l'eau lors du travail sur terrain.

Mes remerciements les plus chaleureux s'adressent plus particulièrement à Sahar CHEBAANE, la jeune experte en espèces invasives, pour la confiance qu'elle m'a accordée, pour nos discussions qui ont fait grandement avancer ma réflexion, pour les conseils avisés sur l'avancement de mes travaux et aussi pour m'avoir fait profiter de son expérience de terrain. Nos échanges ont donné sens à mon travail.

Il me paraît fort important de remercier Mr Hachem BEN NACEUR pour son aide lors de l'identification des espèces associées à *Cymodocea nodosa* ainsi que toutes les personnes membres du BIOLIVAL, qui étaient présentes là-bas et qui ont adouci les conditions de mon travail, à leur tête Sabine FRAJ.

Je remercie également Mr Fathi HAJJAR, technicien à l'ISBM pour sa disponibilité et son aide afin de m'offrir les conditions favorables lors de certaines manipulations.

Mes remerciements s'adressent aussi à Ahmed ZADDEM l'éco-garde de l'APAL qui a eu la patience et la gentillesse de m'aider lors des sorties aux îles Kuriat.

A Syrine, Anas, Neyla, Seif, Kawther, Wannes, Khadija et Rania ainsi que tous mes amis les COCO-wet de cette agréable promotion, merci pour ces années universitaires exceptionnelles riches d'enseignements et d'expériences et merci pour l'ambiance chaleureuse qui règne entre nous, vous êtes les meilleurs.

Je tiens évidemment à remercier chaleureusement les personnes les plus proches Chiheb, Shayma et Haifa, pour leur amour, leur appui et leurs encouragements tout au long de cette aventure. Merci pour être toujours là quand j'ai besoin de vous. Merci pour me montrer le droit chemin. Merci d'être mon inspiration. Merci pour me rendre la vie plus belle. Je vous aime.

Enfin, que toutes les personnes qui ont permis que ce travail voit le jour, soient assurées de ma profonde reconnaissance.

Sommaire

INTRODUCTION	1
SYNTHESEBIBLIOGRAPHIQUE	4
I. HERBIERS DE MAGNOLIOPHYTES MARINES	5
I.1. Les espèces de Magnoliophytes présentes en Méditerranée	5
a. <i>Posidonia oceanica</i>	6
b. <i>Halophila stipulacea</i>	7
c. <i>Zostera marina</i>	7
d. <i>Zostera noltii</i>	8
e. <i>Cymodocea nodosa</i>	8
I.2. Importances des herbiers de Magnoliophytes	12
II. L'INVASION BIOLOGIQUE	13
II.1. Généralités	13
II.2. Mécanismes d'invasions biologiques	15
II.3. Impacts de l'invasion biologique et des espèces invasives	16
a. Impacts écologiques	16
b. Impacts économiques	17
c. Impacts sur la santé humaine	17
II.4. Exemples d'espèces invasives	18
a. En Méditerranée	18
b. En Tunisie	18
c. Dans la baie de Monastir	18
III. <i>Caulerpa cylindracea</i> (Sonder, 1845)	19
III.1. Description morphologique de l'espèce	20
III.2. La reproduction de <i>C. cylindracea</i>	21
III.3. Le biotope de cette espèce	22
III.4. L'historique d'introduction et d'invasion de <i>C. cylindracea</i>	22
III.5. Les moyens de déplacement et de dispersion de <i>C. cylindracea</i>	24
MATERIEL ET METHODES	25
I. SITE D'ETUDE : LA PETITE KURIAT	26

I.1. Situation géographique.....	26
I.2. La richesse spécifique de la petite Kuriat	27
II. CHOIX DE LA ZONE D'ETUDE	27
III. ETUDE DES FACTEURS ABIOTIQUES ET BIOTIQUES DU MILIEU	29
III.1. Mesures <i>in situ</i> des paramètres physico-chimiques de l'eau.....	29
III.2. Dosage de la chlorophylle <i>a</i> dans l'eau.....	29
III.3. Echantillonnage et traitement du sédiment	31
III.3.1. Echantillonnage du sédiment	31
III.3.2. Traitement granulométrique.....	31
III.3.3. Détermination du Taux d'humidité.....	32
III.3.4. Détermination du Taux de matière organique	33
IV. ETUDE DE L'HERBIER DE <i>Cymodocea nodosa</i>	33
IV.1. Estimation de la densité <i>in situ</i>	33
IV.2. Echantillonnage de <i>C. nodosa</i>	34
IV.3. Etude morphologique <i>C. nodosa</i>	34
IV.4. Etude des espèces associées aux <i>C. nodosa</i> en présence et en absence de <i>C. cylindracea</i>	35
V. ANALYSES STATISTIQUES.....	36
V.1. Moyenne et écart type.....	36
V.2. Analyse des variances.....	36
RESULTATSETDISCUSSION	37
I. ETUDE DES FACTEURS ABIOTIQUE ET BIOTIQUE DU MILIEU	38
I.1. Paramètres physico-chimique de l'eau	38
I.2. Dosage de la Chlorophylle <i>a</i>	39
II. ETUDE DU SEDIMENT.....	39
II.1. Traitement granulométrique	39
II.2. Détermination du Taux d'humidité	42
II.3. Détermination du Taux de matière organique	42
III. ETUDE DE L'HERBIER DE <i>Cymodocea nodosa</i>	43
III.1. Variation de la densité.....	43
III.2. Variation des paramètres morphologique de <i>C. nodosa</i>	44

a. Longueur et largeur des limbes	45
b. Longueur et largeur des gaines	46
c. Longueur des racines.....	47
d. Longueur des rhizomes	49
e. Longueur des entre nœuds.....	50
III.3. Etude des groupes taxonomiques associés	50
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	54
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	56
ANNEXES	69

Liste des Figures

Figure 1. Organisation générale de <i>Cymodocea nodosa</i> . -----	9
Figure 2. Stades de développement de <i>Cymodocea nodosa</i> pendant l'embryogenèse zygotique et la germination des graines: (A) fruits contenant l'embryon immature avec épicarpe, (B) graines contenant l'embryon mature sans épicarpe, (C) stade cotylédonaire (15 jours après la germination), et (D) semis développé (1 mois après la germination) (Zarranz <i>et al.</i> , 2012). -----	11
Figure 3. Répartition des Espèces Non Indigènes (ENI) observées dans quelques pays méditerranéens (Galil <i>et al.</i> , 2016).-----	14
Figure 4. Le concept d'invasion biologique. -----	15
Figure 5. Structure générale des espèces du genre <i>Caulerpa</i> , souches envahissantes en Méditerranée : <i>C. racemosa</i> et <i>C. taxifolia</i> (Gravez <i>et al.</i> , 2005).-----	20
Figure 6. Les principales caractéristiques morphologiques de la souche <i>Caulerpa cylindracea</i> envahissante en Méditerranée (©NGB, Ons Benzarti, 2020) -----	21
Figure 7. Localisations de <i>C. cylindracea</i> en Méditerranée et aux îles Canaries (Points) et sa première identification (flèche) en Libye en 1991 (Verlaque <i>et al.</i> , 2004 ; Piazzini <i>et al.</i> , 2005). -----	23
Figure 8. Localisation des îles Kuriat (Dimassi <i>et al.</i> , 2015). -----	26
Figure 9. Site d'étude et zones d'échantillonnages (©NGB, Sahar Chebaane, 2020). -----	28
Figure 10. Limitation de la zone de travail par une ligne flottante (©NGB, Helmi Rjeb, 2020). -----	28
Figure 11. Etapes d'extraction et dosage de la chl <i>a</i> de l'eau de la mer. -----	30
Figure 12. Prélèvement du sédiment par carottier (a) et Récupération de l'échantillon dans des sacs de congélation (b) (©NGB, Helmi Rjeb, 2020). -----	31
Figure 13. L'ensemble des étapes effectuées pour le traitement granulométrique. ----	32
Figure 14 . Comptage des faisceaux de <i>C. nodosa</i> dans un quadra de 30 cm de côté (©NGB, Helmi Rjeb, 2020).-----	34
Figure 15. La mesure des différentes parties ou organe des faisceaux collectés.-----	35
Figure 16. Grattage des feuilles (a) et identification des groupes taxinomiques sous loupe (b). -----	35

Figure 17. Concentrations en Chl <i>a</i> totale estimées pour les deux sites et au profondeurs échantillonnées (■ Site 1 ; ■ Site 2). -----	39
Figure 18. Variation de la densité moyenne des faisceaux de <i>Cymodocea nodosa</i> par mètre carré.-----	44
Figure 19. Variation de la longueur moyenne des limbes de <i>C. nodosa</i> . -----	45
Figure 20. Variation de la largeur moyenne des limbes de <i>C. nodosa</i> . -----	46
Figure 21. Variation de la longueur moyenne des gaines de <i>C. nodosa</i> . -----	46
Figure 22. Variation de la largeur moyenne des gaines de <i>C. nodosa</i> .-----	47
Figure 23. Variation de la longueur moyenne des racines principales de <i>C. nodosa</i> .--	48
Figure 24. Variation de la longueur moyenne des racines secondaires de <i>C. nodosa</i> .-48	
Figure 25. Variation de la longueur moyenne des rhizomes de <i>C. nodosa</i> . -----	49
Figure 26. Variation de la longueur moyenne des entre nœuds de <i>C. nodosa</i> . -----	50
Figure 27. Contribution des différents groupes taxonomiques observées en association avec <i>C.nodosa</i> dans le site 1 à 0,62m (a), site 2 à 0.62 m (b), site 1 à 1.1m (c) et site 2 à 11m (d). -----	52

Liste des Tableaux

Tableau 1. Classification des espèces de Magnoliophytes présente en Méditerranée (WORMS, Guiry, 2001). -----	6
Tableau 2. Liste des espèces non indigènes signalées dans la Baie de Monastir avec leur Date du Premier Enregistrement (DPE) et leur Lieu de Signalisation (LS) dans la Baie de Monastir. -----	19
Tableau 3. Variation des paramètres physico-chimiques de l'eau. -----	38
Tableau 4. Poids (g) et pourcentages représentatifs des fractions de taille du sédiment relevés pour chaque site d'étude. -----	41
Tableau 5. Variation du poids moyen de sédiment avant et après séchage et estimation du taux moyen d'humidité. -----	42
Tableau 6. Variation du poids de sédiment avant et après incinération et calcul du taux de matière organique. -----	43

Liste des abréviations

AIPCN	Association Internationale Permanente des Congrès de Navigation
AMCP	Aire Marine et Côtière Protégée
APAL	Agence de Protection et d'Aménagement du Littoral
CAR/ASP	Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées
Chla	Chlorophylle <i>a</i>
DO	Densité Optique
DPE	Date du Premier Enregistrement de l'ENI
ENI	Espèce Non Indigène
Hr	Humidité Relative
IMAP	Programme Intégré de surveillance et d'évaluation des côtes et de la mer Méditerranée
ISBM	Institut Supérieur de Biotechnologie de Monastir
Ls	Lieu de Signalisation de l'ENI dans la baie de Monastir
NGB	Notre Grand Bleu
PVC	Polychlorure de vinyle
S1	Site 1
S2	Site 2
USDA	United States Department of Agriculture Soil Textural Classification Triangle

INTRODUCTION

La mer Méditerranée est à la fois un *hotspot* de biodiversité marine et l'un des écosystèmes les plus à risque (Coll *et al.*, 2010).

Cela est principalement dû aux différents types d'impacts anthropiques tels que la pollution, la perte d'habitat (par l'urbanisation côtière), les effets du changement climatique et les invasions biologiques (Vitousek *et al.*, 1997; Micheli *et al.*, 2013; Katsanevakis *et al.*, 2014,2016).

Des modifications complexes et fondamentales de la mer Méditerranée sont palpables par la communauté des chercheurs, y compris une augmentation des espèces non indigènes (ENI), affectant ainsi la structure et le fonctionnement de tout l'écosystème (Micheli *et al.*, 2013). En effet, les ENI peuvent avoir un impact négatif sur les organismes marins (Parker *et al.*, 1999; Boudouresque et Verlaque, 2002) et constituer une menace potentielle pour la biodiversité aquatique, les ressources naturelles et la santé humaine lorsqu'elles deviennent invasives (Occhipinti-Ambrogi, 2001; Galil, 2018).

En Méditerranée, environ 700 ENI ont été dénombrées; ils sont rentrés soit par le détroit de Gibraltar soit par le canal de Suez (Galil *et al.*, 2017). La principale cause de ces introductions est le transport maritime (Galil *et al.*, 2017). L'éradication des espèces envahissantes représente une tâche non réaliste dans les écosystèmes marins, en particulier lorsqu'une espèce est déjà établie dans son nouvel environnement (Parker *et al.*, 1999). Par conséquent, la meilleure option demeure la prévention et la détection précoce de ces espèces.

Dans ce contexte, en juillet 2017, le centre d'activités régionales pour les aires spécialement protégées (CAR/ASP) a élaboré un programme national de surveillance de la biodiversité et des ENI conformément aux exigences du programme intégré de surveillance et d'évaluation des côtes et de la mer Méditerranée. Ce plan d'action a été conçu afin d'élaborer une stratégie méditerranéenne pour faire face aux problèmes posés par l'introduction des espèces invasives.

Le programme national de surveillance propose de surveiller les tendances d'occurrence des ENI, de leur abondance, leur variation temporelle ainsi que leur

répartition spatiale, avec un intérêt particulier porté aux espèces à critères «invasifs». Ce suivi devrait être effectué principalement dans les zones à haut risque (ports et fermes aquacoles) et à proximité des zones de conservation établies telles que le parc national de Zembra et Zembretta et l'archipel de Kuriat.

Au niveau local, plusieurs efforts de suivi dans la baie de Monastir sont en cours d'exécution et plus spécifiquement dans la future aire marine et côtière protégée 'AMCP Kuriat' qui est une zone méditerranéenne à haut intérêt biologique, écologique et biogéographique. Cette AMCP est cogérée par l'association Notre Grand Bleu et l'Agence de Protection et d'Aménagement du Littoral (APAL). Le but principal de ce suivi, qui s'inscrit dans le cadre du projet « Soutien à la gestion de l'aire marine et côtière des îles Kuriat (Tunisie) » financé par The MedFund, n'est pas seulement de détecter les ENI et la mise à jour de leur présence dans la zone, mais surtout de suivre leur impacts sur les différents écosystèmes où ils existent essentiellement les zones à risques de la baie de Monastir (Chebaane *et al.*, 2019).

Les îles Kuriat, futur aire marine et côtière protégée, nécessite ainsi un état des lieux complet et détaillé autour des ENI. C'est dans ce contexte que s'insère cette étude d'impact lancé pour la première fois en Tunisie suite au suivi de l'impact de l'espèce non indigène *Caulerpa cylindracea* sur l'espèce native *Cymodocea nodosa* dans la petite île Kuriat.

Les principaux objectifs de cette étude sont donc de:

- ✓ Comparer la densité de l'herbier de *Cymodocea nodosa* en présence et en absence de l'espèce non indigène *Caulerpa cylindracea*.
- ✓ Analyser les paramètres morphologiques et biologiques de *C.nodosa* et en déduire l'impact potentiel de *C. cylindracea*.

SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

I. HERBIERS DE MAGNOLIOPHYTES MARINES

Les plantes aquatiques qui fleurissent sous l'eau et produisent des fruits sous-marins sont considérées comme des Phanérogames marins (Boudouresque *et al.*, 2006). Cet embranchement des Phanérogames est subdivisé en deux sous-embranchements; le premier réunit les espèces dont les graines sont nues : ce sont les Gymnospermes. Le second, contrairement aux Gymnospermes, regroupe les espèces dont les graines sont enfermées à l'intérieur d'un fruit, en raison de la présence d'un ovaire au niveau de la fleur: ce sont les Magnoliophytes (ou les Angiospermes).

Ces Magnoliophytes sont connues par leur important rôle dans les milieux littoraux, ils sont considérées comme des espèces-clé (Boudouresque *et al.*, 2006).

I.1. Les espèces de Magnoliophytes présentes en Méditerranée

Les Magnoliophytes marines rassemblent douze genres de plantes marines à fleurs. Elles regroupent l'ensemble des plantes vivantes complètement submergées dans l'eau salée, ancrées sur le substrat et capables dans ces conditions de croître et de se reproduire (Den Hartog, 1970). A la fin du vingtième siècle, le nombre de Magnoliophytes marines était environ une cinquantaine d'espèces mais ce nombre fait actuellement l'objet de révisions puisque même à l'échelle régionale, le nombre des espèces pouvant se développer dans un site donné est très variable (Hemminga et Duarte, 2000).

Sept espèces de Magnoliophytes sont présentes en Méditerranée, cinq d'entre-elles sont strictement marines (Tableau 1), l'une d'entre elles est endémique à savoir *Posidonia oceanica*, une autre est considérée comme espèce immigrante lessepsienne (*Halophila stipulacea*); les trois restantes ont également comme origine l'océan Atlantique (*Zostera marina*, *Zostera noltii* et *Cymodocea nodosa*). Alors que les deux autres espèces *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande et *Ruppia maritima* Linnaeus s'observent presque'exclusivement dans les estuaires ou les lagunes saumâtres.(Boudouresque *et al.*, 2006).

Tableau 1 : Classification des espèces de Magnoliophytes présente en Méditerranée (WORMS, Guiry, 2001).

Règne	Plantae				
Embranchement	Tracheophyta				
Classe	Magnoliopsida				
Ordre	Alismatales				
Famille	Posidoniaceae	Hydrocharitaceae	Zosteraceae		Cymodoceaceae
Genre	<i>Posidonia</i>	<i>Halophila</i>	<i>Zostera</i>	<i>Zostera</i>	<i>Cymodocea</i>
Espèce	<i>P. oceanica</i>	<i>H. stipulacea</i>	<i>Z. marina</i>	<i>Z. noltii</i>	<i>C. nodosa</i>

a. *Posidonia oceanica*

C'est une Magnoliophyte endémique stricte de la Méditerranée, où elle constitue de vastes herbiers, entre la surface et 35 à 40 m de profondeur, dans tout le bassin méditerranéen à l'exception de l'extrême sud-est (Celebi *et al.*, 2006).

L'herbier de posidonie est considéré comme l'un des écosystèmes les plus importants, voire l'écosystème-pivot des fonds marins méditerranéens au même titre qu'une forêt en milieu terrestre (Boudouresque et Meinesz, 1982). Il présente également un rôle majeur pour le maintien d'une bonne qualité des eaux mais aussi dans la fixation et le stockage du carbone (Pergent *et al.*, 1994; Mateo *et al.*, 1997; Duarte *et al.*, 2005).

La régression des herbiers est souvent liée à l'impact des activités humaines mais cette espèce semble également régresser dans des secteurs où les pressions anthropiques sont très faibles (Boudouresque *et al.*, 2009) et l'absence de *Posidonia oceanica* dans l'extrême sud-est du bassin semble en relation directe avec des températures estivales de l'eau trop élevées (Celebi *et al.*, 2006).

b. *Halophila stipulacea*

Bien qu'elle soit souvent rencontrée dans des habitats peu profonds (2-10 m) dans des zones à faible courantologie et eutrophes, l'*Halophila stipulacea* peut constituer des herbiers qui se développent jusqu'à 35 à 40 m de profondeur en Méditerranée.

Son aire de répartition initiale est située dans l'ouest de l'océan Indien, le golfe Persique et la mer Rouge (Den Hartog, 1970). L'ouverture du Canal de Suez lui a permis de pénétrer en Méditerranée où elle était signalée en 1894 (Fritsch, 1895). Depuis, *Halophila stipulacea* ne cesse de progresser en suivant généralement les courants dominants (Galil, 2006), ce qui lui a permis de coloniser une grande partie du bassin oriental. Mais cette cinétique semble s'accélérer depuis quelques années avec la colonisation de nouveaux secteurs autrefois considérés comme peu compatibles avec son développement.

c. *Zostera marina*

C'est l'espèce présentant la plus large répartition, de l'océan Atlantique à l'océan Pacifique, et dans les régions tempérées au cercle Arctique (Green et Short, 2003).

En Méditerranée, cette espèce est surtout présente dans quelques lagunes littorales et des fonds de baies très abritées. Elle édifie de très grands herbiers dans l'infralittoral, généralement entre la surface et une dizaine de mètres de profondeur. Les principales causes de sa régression sont de nature anthropique : eutrophisation, modifications des milieux sédimentaires, dégradations mécaniques et pollutions... En effet, *Zostera marina* fait partie des espèces à affinité froide susceptibles de régresser, voire de disparaître de Méditerranée si le réchauffement global s'accroît.

Aujourd'hui cette espèce semble avoir disparu dans de nombreuses stations où elle était présente il y a plusieurs décennies (Pergent-Martini, 2000) et, dans les stations où elle est toujours présente, des régressions significatives sont enregistrées (Boudouresque *et al.*, 2009).

d. *Zostera noltii*

Espèce qui se développe le plus souvent sur les substrats meubles de la zone intertidale où elle peut édifier de très vastes herbiers qui subissent de fortes variations d'intensité lumineuse et de température. En Méditerranée, elle se cantonne aux lagunes littorales, dans certains fonds de baies abritées et dans des petits ports où elle constitue des herbiers constamment immergés.

Cette espèce peut constituer des herbiers mixtes lorsqu'elle s'associe à *Zostera marina* ou *Cymodocea nodosa*.

En termes de dynamique, elle présente une résilience élevée même si plusieurs exemples de régressions sont rapportés en relation avec des modifications de la salinité ou un enrichissement en nutriments (Ben Maiz et Shili, 2007 ; Bernard *et al.*, 2007). Toutefois, les régressions enregistrées pour *Zostera noltii* demeurent assez rares, elle bénéficie plutôt de la régression d'autres espèces de Magnoliophytes (Boudouresque *et al.*, 2009).

e. *Cymodocea nodosa***• Définition**

C'est la seconde espèce en termes d'occupation de surfaces en Méditerranée, après *Posidonia oceanica*. Elle est présente dans tout le bassin méditerranéen, dans la mer de Marmara et en Atlantique particulièrement dans l'est du bassin oriental.

Si des régressions locales de *Cymodocea nodosa* ont été enregistrées dans des secteurs soumis à une forte pression des activités humaines, cette espèce semble plutôt influencée par des fluctuations naturelles à long terme comme les variations de salinité, l'action des herbivores ou les changements climatiques.

De façon générale cette espèce, à affinité chaude, semble plutôt favorisée par le réchauffement global du milieu (Boudouresque *et al.*, 2009).

Dans plusieurs secteurs de Méditerranée, *Cymodocea nodosa* a profité de la régression de *Posidonia oceanica* pour se développer (Montefalcone *et al.*, 2007).

- **Description morphologique de l'espèce**

Cymodocea nodosa est une plante à fleurs marine submergée. C'est un géophyte aquatique à rhizome (plante dont les organes de développement sont situés dans le sol et capables d'affronter la mauvaise saison).

Son appareil végétatif comprend un rhizome portant des racines et des feuilles étroites formant des touffes (Figure 1).

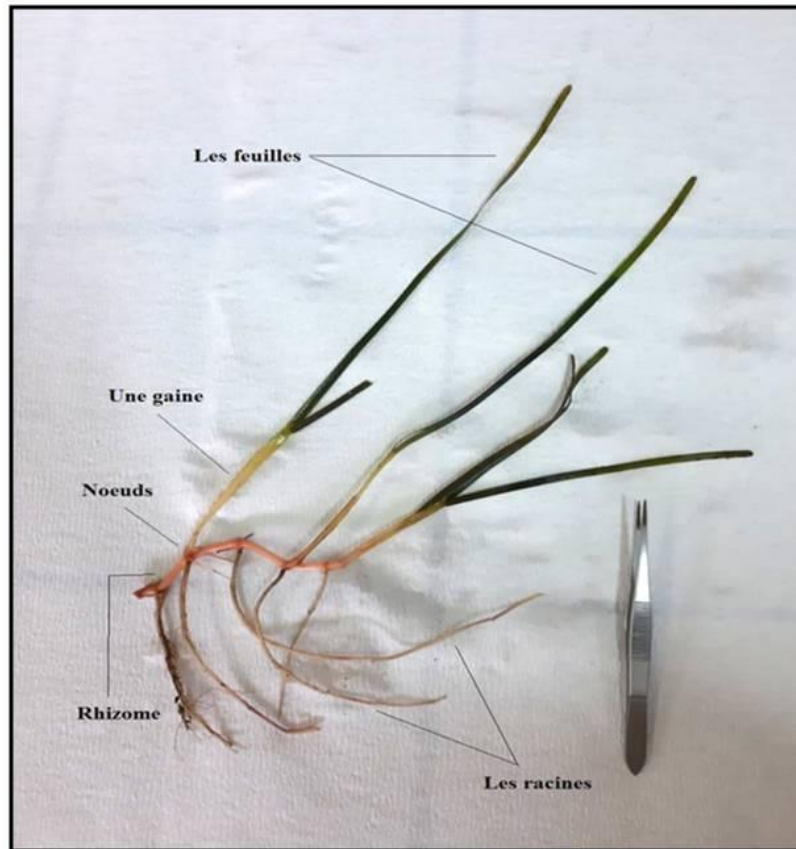


Figure 1. Organisation générale de *Cymodocea nodosa*.

Le rhizome rose, cassant, cylindrique, est mince (quelques mm de diamètre), à croissance horizontale; il porte des feuilles alternes, disposées sur 2 rangs opposés et donc situées dans un même plan.

Ses feuilles rubanées vert clair sont étroites (3 à 4 mm de largeur, 7 à 9 nervures longitudinales parallèles), allongées (jusqu'à 40 cm), avec une base dépourvue d'écaïlle. L'extrémité présente un bord dentelé (l'extrémité du limbe porte de petites dents visibles à la loupe).

C'est une espèce vivace; elle peut perdre ses feuilles en hiver et persiste par son rhizome. Elle se propage horizontalement et n'offre que peu de place aux animaux pour s'installer sur ses rhizomes.

- **Les caractéristiques écologiques de *C.nodosa***

Les herbiers de *Cymodocea nodosa* sont souvent observés dans les zones littorales jusqu'à 10 à 20 m de profondeur (Sghaier *et al.*, 2017), lui succédant les herbiers de posidonies. Cependant ils peuvent s'installer au-delà jusqu'à 30 à 40 m de profondeur (Pergent *et al.*, 2012).

Cette espèce peut être considérée comme euryhaline, car elle forme des peuplements sains sous une large gamme de salinités (Pérez *et al.*, 1994), ce qui suggère qu'elle a une tolérance plus élevée aux salinités élevées que d'autres espèces d'herbiers marines méditerranéennes (e.g. *P. oceanica*)

Selon Ben Alaya (1972) les conditions optimales pour la croissance de *Cymodocea nodosa* en Tunisie se situent pour la température dans l'intervalle 15-18°C et la Salinité doit avoisiner les 36.5‰. Il y aura certainement une nécrose totale des feuilles si la température atteint 28 °C ou baisse au delà de 10.5 °C, de même pour une salinité supérieure à 38‰ ou inférieure 32.5‰ qui sont des conditions mortelles pour cette plante (Amimi, 1998).

Aussi, la *Cymodocea nodosa* est considérée comme espèce résistante et assez tolérante du point de vue écologique ; elle peuple la vase sableuse riche en matière organique de l'étage infralittoral formant de vastes prairies. Si le fond est peu envasé, ces prairies deviennent des prairies mixtes à *Cymodocea nodosa* et *Caulerpa prolifera* (Amimi, 1998).

Dans les endroits ensablés, des feuilles de *Cymodocea nodosa* émergent de l'eau en période de basse mer. Les rhizomes sont souvent enfouis sous les sédiments et il faut creuser pour les atteindre (Ben Alaya, 1969).

- **La reproduction de *C.nodosa***

Cette espèce est capable de se reproduire par les deux modes asexuée et sexuée:

-La reproduction asexuée : se fait par l'intermédiaire de fragments de rhizomes qui assurent la propagation en périphérique de la plante (Caye et Meinesz, 1985).

-La reproduction sexuée : comme tous les Magnoliophytes, la fécondation se fait grâce aux grains de pollen transportés passivement par l'eau.

En effet, la *C.nodosa* est une plante dioïque, les fleurs mâles (pédoncule portant des anthères) et femelle (de forme ovoïde portant le gynécée) sont portées par les axes orthotropes de deux pieds différents (espèce dioïque).

La floraison a lieu au printemps alors que la germination a lieu onze mois après la formation des fruits (Figure 2).

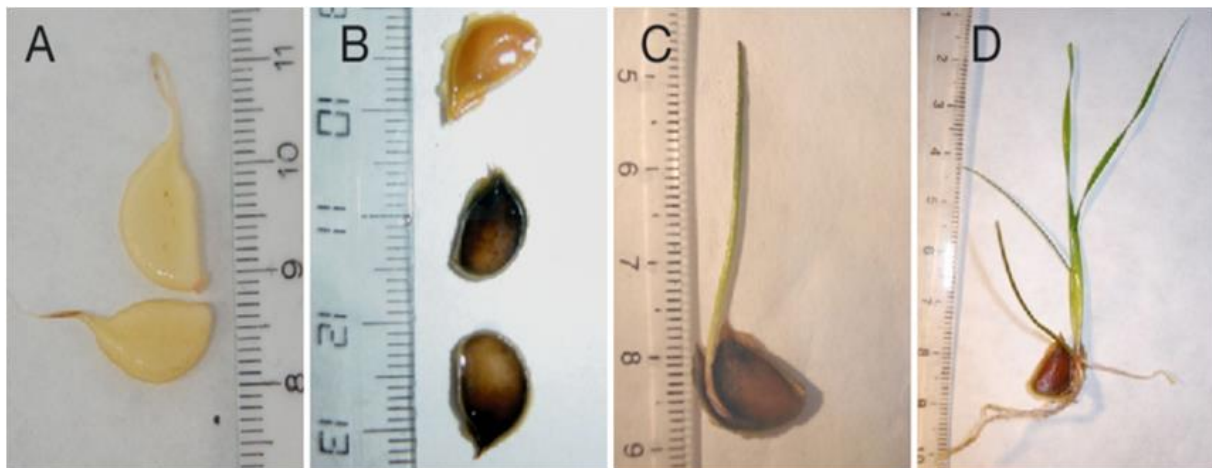


Figure 2.Stades de développement de *Cymodocea nodosa* pendant l'embryogenèse zygotique et la germination des graines: (A) fruits contenant l'embryon immature avec épicarpe, (B) graines contenant l'embryon mature sans épicarpe, (C) stade cotylédonaire (15 jours après la germination), et (D) semis développé (1 mois après la germination) (Zarranz *et al.*, 2012).

- **Rôle trophique de l'espèce**

Plusieurs groupes taxonomiques de macrofaune sont associées aux herbiers de *C. nodosa* comme les Gastéropodes, les Bivalves, les Polychètes, les Crustacés, les Echinodermes et les Chordés (Tuya *et al.*, 2001). Ces herbiers fournissent l'habitat et la nourriture nécessaires pour ces divers groupes. Par ailleurs, ils jouent un rôle de nurserie en abritant un grand nombre d'alevins et de juvéniles de nombreuses espèces de poissons (Espino *et al.*, 2011).

Les herbiers de *C. nodosa* sont considérés aussi comme une source d'alimentation pour ces poissons associés qui dépend des dépôts détritiques issus de cette Magnoliophyte.

Donc le rôle de cette espèce clé est plus qu'important dans les chaînes et les réseaux trophiques, il est primordial.

- **Statut réglementaire de l'espèce**

La cymodocée bénéficie (avec la posidonie) d'une protection nationale (arrêté du 19 juillet 1988) et bénéficie également d'une protection internationale dans la Convention de Berne relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel en Europe, depuis 1996 (Boudouresque *et al.*, 2006) car lorsque les conditions de milieu deviennent défavorables, elle peut être remplacée par une autre.

Toutefois, si ces remplacements peuvent avoir lieu avec des espèces indigènes, ils peuvent aussi favoriser des ENI présentant des capacités structurantes plus faibles de nature à induire des changements profonds dans les communautés.

I.2. Importances des herbiers de Magnoliophytes

Les herbiers de Magnoliophytes marines en Méditerranée présentent différents intérêts;

- Ils sont à la base des chaînes alimentaires et grâce à leur croissance, ils ont une biomasse et une production primaire importante. Une partie de la production primaire des herbiers est en outre exportée, servant ainsi de production secondaire pour d'autres écosystèmes (Cebrian et Duarte, 2001).
- Ils jouent un rôle écologique essentiel, notamment dans la structuration des communautés vivantes, car ils sont indispensables à la survie d'autres espèces qui leur sont associées (Bell et Harmelin-Vivien, 1983 ; Romero *et al.*, 1992). Ces herbiers constituent à la fois des sites de frayères, de nurseries et d'habitats permanents, ainsi qu'une source de nourriture ou de nutriments pour de nombreuses espèces (Mazzella *et al.*, 1992 ; Pergent *et al.*, 1997 ; Boer, 2000 ; Vizzini *et al.*, 2002).
- Ils constituent une barrière qui atténue l'énergie cinétique des particules, qui se déposent plus rapidement, et contribuent ainsi à améliorer la clarté de l'eau, réduire l'hydrodynamisme et ainsi protéger les côtes de l'érosion (Terrados et Borum, 2004).

- Ils assurent une production importante d'oxygène au niveau du benthos (Terrados *et al.*, 1999).
- Ils sont considérés aussi comme des formations essentielles dans le stockage du carbone atmosphérique (puits de carbone) en fixant des quantités non négligeables (Hemminga et Duarte, 2000).

Par conséquent, le bon fonctionnement de ces écosystèmes permet la conservation de la diversité biogéographique et donc des intérêts économiques majeurs qui en dépendent (richesse halieutiques, revenus touristiques).

II. L'INVASION BIOLOGIQUE

II.1. Généralités

Le phénomène d'expansion des espèces hors de leur aire d'origine est un phénomène qui touche la biodiversité aquatique ainsi que le bien-être humain depuis l'existence de la vie sur terre (Occhipinti, 2007). Mais ce dernier a pris un élan particulier lorsque l'Homme a progressivement dominé les mers (Ben Souissi, 2015).

D'ailleurs ce phénomène est due à une introduction intentionnelle ou involontaire résultant d'activités humaines telles que la navigation, l'aquaculture et l'excavation des voies navigables artificielles (Cariton et Geller, 1993; Rilov et Crooks, 2009; Katsanevakis *et al.*, 2014). Alors que les changements naturels dans les aires de répartition, comme la changement climatique ou de la dispersion par les courants océaniques, ne sont pas considérées comme des causes d'introduction des ENI (Olenin *et al.*, 2010).

La mer Méditerranée a une longue histoire de bio-invasions (Figure 3) avec plus de 700 ENI et elle est considérée comme la mer la plus envahie au monde (Galil *et al.*, 2017). Plus de la moitié de ce nombre sont probablement d'origine indo-pacifique et/ou arrivés par le canal de Suez (Galil *et al.*, 2016).

Selon Sghaier *et al.* (2016), en Tunisie il existe un total de 163 espèces invasives, parmi lesquelles il ya 136 ENI de la faune marine appartenant aux taxons

dominants : 23% des mollusques et 25% des crustacés. Par contre pour la flore marine il n'y a que 27 ENI dont le taxon dominant est Rhodophyta 36%.

Une fraction de ces espèces introduites peut devenir invasive après établissement. Les ENI envahissants présentent un comportement agressif et peuvent devenir des ennemis écologiques naturels des espèces indigènes (Streftaris et Zenetos, 2006; Boudouresque et Verlaque, 2010).

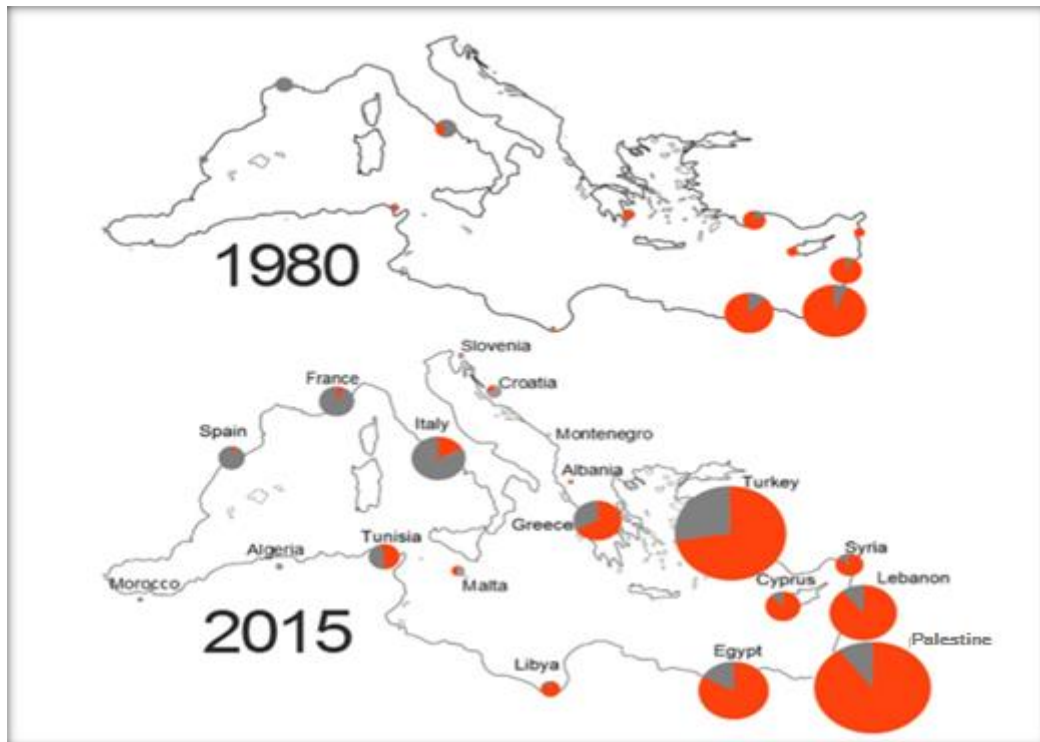


Figure 3. Répartition des Espèces Non Indigènes (ENI) observées dans quelques pays méditerranéens (Galil *et al.*, 2016).

Les invasions biologiques ne sont pas seulement importantes à comprendre en raison de leurs impacts écologiques et économiques associés; mais ils offrent également l'occasion de comprendre d'autres processus biogéographiques importants tels que les processus de dispersion à longue distance, d'adaptation rapide et d'expansion de l'aire de répartition (Viard *et al.*, 2016).

La plupart des relevés de ces espèces proviennent de constatations occasionnelles alors que seules quelques programmes de surveillance ont jusqu'à présent ciblé spécifiquement des ENI marins méditerranéens, principalement dans les AMCP (Mannino *et al.*, 2017).

II.2. Mécanismes d'invasions biologiques

Le concept d'invasion biologique est une préoccupation croissante sur les plans écologique, social et économique (Simberloff *et al.*, 2013).

Un modèle conceptuel d'invasion biologique proposé par (Papacostas *et al.*, 2017) regroupe l'ensemble des mécanismes depuis l'introduction d'une espèce jusqu'à l'invasion proprement dite (Figure 4).

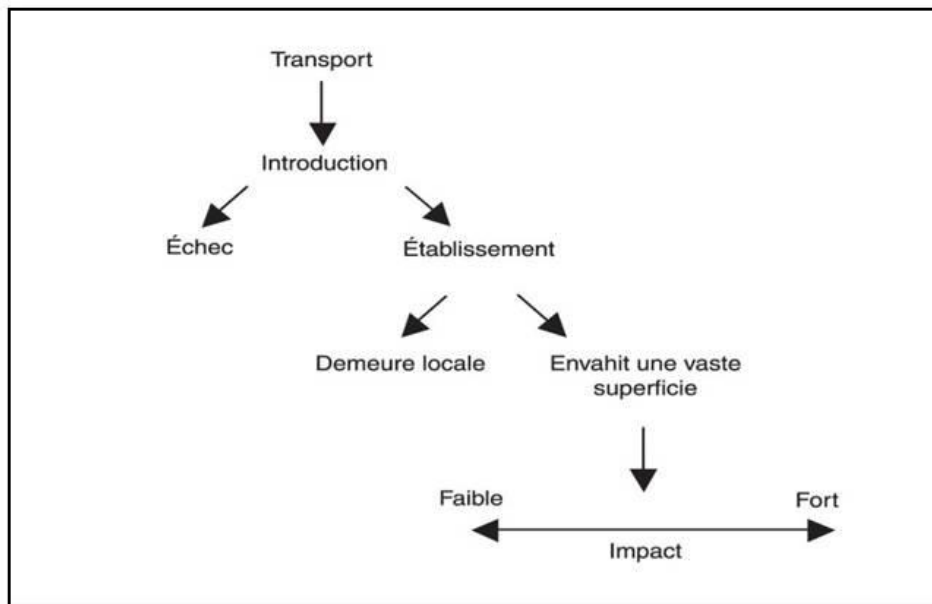


Figure 4. Le concept d'invasion biologique.

Dans le procédé d'invasion, il y a quatre phases principales :

Phase 01 =Le transport : Les vecteurs d'introduction depuis la partie d'origine vers la partie d'accueil, sont sous influence anthropique directe (consciente ou non).

Phase 02 =L'introduction : L'introduction dans un système dit naturel par une espèce étrangère peut se faire directement (introduction intentionnelle) ou par le biais d'un vecteur secondaire de migration. L'espèce est introduite dans un milieu anthropisé puis colonise le milieu dit naturel.

Phase 03 =L'établissement : ou l'installation d'une espèce dans une communauté naturelle nécessite des conditions abiotiques ambiantes et des propriétés intrinsèques à l'espèce ainsi que de la capacité d'accueil de la communauté contaminée.

Phase 04 =L'invasion : L'espèce envahissante est capable d'occuper d'autres communautés et migre même vers d'autres types d'écosystèmes.

II.3. Impacts de l'invasion biologique et des espèces invasives

Les impacts de l'invasion dans le milieu marin sont généralement irréversibles et les mesures de prévention ou de détection précoce étant les meilleures options contre cette menace (Leung *et al.*, 2002 ; Occhipinti-Ambrogi et Savini, 2003).

C'est pour cela que la compréhension et l'évaluation des impacts des espèces non indigènes sont considérées comme des étapes importantes pour créer une réponse et mettre en place des mesures d'atténuation.

Selon Hawkins *et al.* (2015), les impacts des ENI sont classés en fonction de l'intensité de l'invasion en: massives, majeures, modérées, mineures et minimales. Ils peuvent être de différents types en lien avec les espèces présentes et/ou le milieu : la compétition, la prédation, l'hybridation, la transmission de maladies, le parasitisme, la toxicité, l'interaction avec d'autres envahisseurs et l'impact chimique, physique ou structurel sur l'écosystème.

Ces derniers peuvent présenter une réelle menace non seulement pour les espèces natives (compétition puis éradication) et pour le secteur économique (pêche, aquaculture, tourisme..), mais aussi pour la santé humaine (fortement toxiques voire mortelles) comme les poissons *Lagocephalus sceleratus*, *Plotosus lineatus* et la méduse *Rhopilema nomadica* (Streftaris et Zenetos, 2006 ; Ojaveer *et al.*, 2015).

a. Impacts écologiques

Les espèces introduites sont considérées comme la deuxième cause d'extinction d'espèces après la dégradation des habitats et afin de quantifier l'impact écologique d'une espèce invasive, il faut étudier sa densité (abondance surfacique), l'impact écologique par individu (ou par unité de biomasse) et le produit de l'aire d'extension de cette espèce invasive.

La contribution des ENI aux taux d'extinctions d'espèces estimés passe de l'évaluation de l'effet sur les extinctions locales à l'échelle des populations (Otero *et al.*, 2013).

L'estimation de l'effet individuel d'une ENI est difficile mais il peut être mesuré à plusieurs niveaux: effets génétiques (hybridation), effets démographiques sur la dynamique des populations (taux de mortalité, taux de croissance, abondance), effet sur la communauté (richesse spécifique, structure du réseau d'interactions), effets sur

le fonctionnement de l'écosystème (disponibilité en nutriments, productivité primaire) (Parker *et al.*, 1999).

b. Impacts économiques

L'interférence avec les ressources biologiques qui sont à la base de la pêche (comme l'encrassement ou déchirement des filets) et la mariculture (élevage ou culture en milieu marin ou dans des bassins d'eau de mer) est considéré comme un impact économique. Par exemple quand les stocks de poissons ou de mollusques s'effondrent, ou lorsqu'une mariculture est affectée par des espèces invasives ou des agents pathogènes (De Poorter, 2006).

D'autre part, les animaux et végétaux marins qui se fixent sur les parties immergées des bateaux (encrassement biologique ou bio-fouling), en modifiant le profil hydrodynamique de la coque, ils imposent une action mécanique et augmentent les frottements, donc il faut plus d'énergie pour faire avancer le bateau. Certaines ENI sont capables d'activités bio-fouling, or avec l'augmentation du prix du pétrole et les efforts entrepris pour réduire les émissions de gaz à effet de serre, tout ce qui peut entraîner une surconsommation de carburant est ciblé par les armateurs (Pavan, 2008).

c. Impacts sur la santé humaine

Les espèces non-indigènes peuvent constituer un danger pour la santé humaine, dans les années 1970, suite à la prolifération de la méduse *Rhopilema nomadica* entrée par l'intermédiaire du canal de Suez, l'apparition de brûlures douloureuses chez les vacanciers a causé la fermeture des plages envahies (Galil, 2012).

De même, le mollusque *Conus textile* a pénétré la Méditerranée à travers le canal de Suez, sa piqûre est dangereuse voire mortelle si la victime est un enfant (Boudouresque, 2012).

Les eaux de ballast peuvent également être les vecteurs de nouveaux virus, de bactéries ou encore d'algues toxiques. En infestant les espèces locales de poissons, ces pathogènes non indigènes peuvent provoquer des intoxications alimentaires aux consommateurs de mollusques ou de poissons infectés. Une Dinophycée *Alexandrium catenella*, est considérée comme la cause d'un grand nombre de cas d'intoxication et de décès suite à la consommation de coquillages infectés (Abi-Khalil, 2016 ; Brosnahan *et al.*, 2010).

II.4. Exemples d'espèces invasives

a. En Méditerranée

Le nombre des espèces introduites en Méditerranée est le plus élevé par rapport aux autres mers européennes (Galil *et al.*, 2014). En effet, selon Zenetos *et al.* (2012), le nombre total des espèces non indigènes et cryptogéniques en Méditerranée est 986, tenant compte tant des espèces multicellulaires qu'unicellulaires.

Des exemples extrêmes peuvent être donnés comme le cas de :

- Poisson lion (*Pterois miles*) d'origine indo-pacifique en Méditerranée orientale (Özbek *et al.*, 2017).
- L'algue rouge invasive (*Asparagopsis armata*) d'origine pacifique introduite en Méditerranée (Zenetos *et al.*, 2010).

b. En Tunisie

En Tunisie, parmi les 163 espèces invasives, 136 espèces sont de la faune alors que 27 espèces sont de la flore marine (Sghaier *et al.*, 2016). Citant comme exemples ;

- L'algue verte invasive (*Caulerpa racemosa var. cylindracea*) d'origine Indo-pacifique et est largement répandue sur presque tout le littoral tunisien.
- La pintadine (*Pinctata radiata*) d'origine indopacifique, actuellement commune dans les golfes de Tunis et de Gabès.

c. Dans la baie de Monastir

Plusieurs études de suivi des ENI dans la Baie de Monastir et aux alentours des îles Kuriat ont été réalisées par les gestionnaires en se basant sur les recommandations du programme national de surveillance des ENI en Tunisie. Le tableau 2 suivant présente des exemples d'ENI signalées dans la Baie de Monastir avec leur date de signalisation.

Tableau 2. Liste des espèces non indigènes signalées dans la Baie de Monastir avec leur Date du Premier Enregistrement (DPE) et leur Lieu de Signalisation(LS) dans la Baie de Monastir.

	Espèces Non Indigènes	DPE	Référence	LS
Animalia	<i>Pinctada imbricata radiata</i> (Leach, 1814)	2005	Tlig-Zouari <i>et al.</i> , 2009	Port de Monastir
	<i>Ecteinascidia turbinata</i> (Herdman, 1880)	2008	Maciver <i>et al.</i> , 2017	Grande Kuriat
	<i>Aplysia dactylomela</i> (Rang, 1828)	2017	Aissi <i>et al.</i> , 2018	Grande Kuriat
	<i>Percnon gibbesi</i> (H. Milne Edwards, 1853)	2010	Katsanevakis <i>et al.</i> , 2011	Marina Kuriat
Planta	<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevisan de Saint-Léon, 1845	2010	Sghaier <i>et al.</i> , 2016	Grande Kuriat
	<i>Halophila stipulacea</i> (Forsskål) Ascherson, 1867	2011	Sghaier <i>et al.</i> , 2011	Marina Cap
	<i>Caulerpa cylindracea</i> (Sonder, 1845)	2010	Sghaier <i>et al.</i> , 2016	Dkhila

III. *Caulerpa cylindracea* (Sonder, 1845)

C'est une macroalgue verte largement distribuée dans les régions tropicales et tempérées chaudes (Klein et Verlaque, 2008).

Décrite préalablement sous le taxon de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman et Boudouresque 2003 puis remplacé récemment par *Caulerpa cylindracea* (Belton *et al.*, 2014).

Cette variété, originaire d'Australie, a été introduite en Méditerranée au début des années 1990 et est devenue envahissante. Actuellement, présente tout autour de la Méditerranée, elle est considérée comme espèce établie (Verlaque *et al.*, 2004).

Le complexe *C. racemosa* (Forsskål) J. Agard est présent en Méditerranée avec trois taxons (Verlaque *et al.*, 2000). Cependant *C. cylindracea* est celle qui semble être

l'une des espèces introduites les plus envahissantes de la Méditerranée (Verlaque *et al.*, 2003).

Cette espèce possède la classification suivante (WORMS, Guiry et Guiry, 2020) :

Règne : Plantae

Embranchement : Chlorophyta

Classe : Ulvophyceae

Ordre : Bryopsidales

Famille : Caulerpaceae

Genre : *Caulerpa*

Espèce : *Caulerpa cylindracea*

III.1. Description morphologique de l'espèce

Caulerpa cylindracea désigne une espèce qui présente des analogies morphologiques avec *Caulerpa taxifolia* (Figure 5).

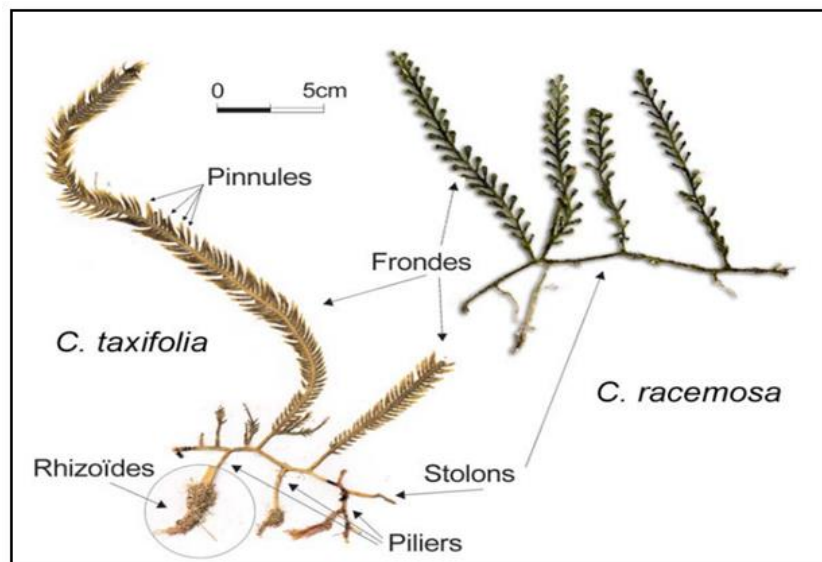


Figure 5. Structure générale des espèces du genre *Caulerpa*, souches envahissantes en Méditerranée : *C. racemosa* et *C. taxifolia* (Gravez *et al.*, 2005).

Cependant, cette espèce est facilement reconnaissable grâce à un stolon qui porte des axes verticaux simples et parfois ramifiés (Figure 6), couverts de ramules souvent

opposées, sphériques ou cylindriques en forme de petites massues (Verlaque *et al.*, 2003). Le diamètre de ce stolon varie de 0.7 à 2.0 mm dont la partie basale des axes verticaux est légèrement enflée juste au dessus de l'attachement au stolon. Elle se caractérise aussi par un thalle mince, fixé au substrat au moyen de minces rhizoïdes en forme de racine de 1 à 10 (à 20) mm de long et de 0.3 à 0.8 (à 1.0) mm de diamètre, qui sont étroitement disposés le long du stolon (Verlaque *et al.*, 2003).

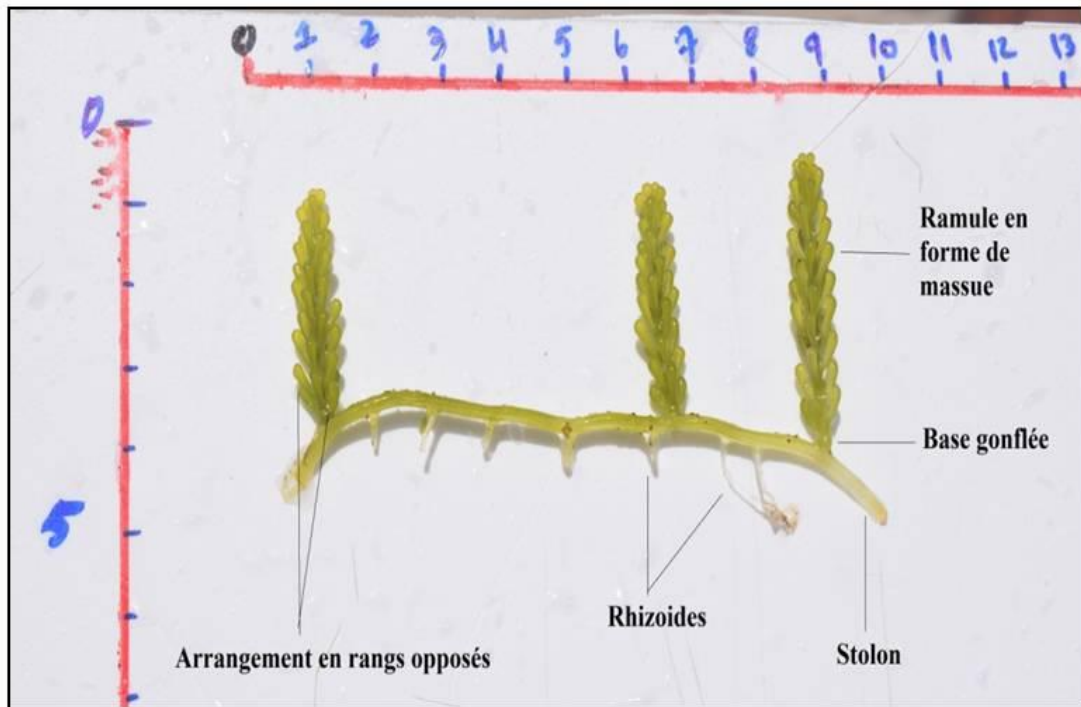


Figure 6. Les principales caractéristiques morphologiques de la souche *Caulerpa cylindracea* envahissante en Méditerranée (©NGB, Ons Benzarti, 2020)

III.2. La reproduction de *C. cylindracea*

Cette macroalgue peut se reproduire par les deux modes:

Reproduction asexuée (Multiplication végétative) : par fragmentation et bouturage ou par dissémination de ramules transformés en propagules qui peuvent se détacher facilement de l'axe et régénérer un thalle complet (Smith et Walters, 1999; Ceccherelli et Piazzini, 2001).

Reproduction sexuée (Panayotidis et Žuljević, 2001) : l'espèce est monoïque (le même thalle porte des gamètes mâles et femelles distincts). Et ses rameaux sphériques

(ramuli) peuvent agir comme des propagules (Renoncourt et Meinesz, 2002). Elle est aussi holocarpique, c'est-à-dire que la totalité du cytoplasme des cellules forme des gamètes qui sont libérés simultanément, entraînant la mort de l'individu souche dans les heures qui suivent. L'émission des gamètes est précédée par l'apparition de petites papilles et la transformation du cytoplasme en un réseau vert clair à marron orangé. Le nuage vert de gamètes est émis peu de temps avant l'aube pendant l'été.

III.3. Le biotope de cette espèce

En mer Méditerranée, *C. cylindracea* vit dans les zones intertidales et subtidales peu profondes de 1 à 70 m de profondeur (Verlaque *et al.*, 2000).

Les mattes mortes de Posidonie semblent être son habitat préféré, bien qu'elle puisse se propager sur tout type de fond marin (fonds rocheux, béton, sable et boue), à l'exception du sable instable. Et elle peut survivre à des températures hivernales atteignant 10,5 ° C (Verlaque *et al.*, 2000).

III.4. L'historique d'introduction et d'invasion de *C. cylindracea*

La distribution de *C. cylindracea* qui est une espèce du sud de l'océan Indien est relativement restreinte le long des rives sud-ouest de l'Australie (Verlaque *et al.*, 2003) et elle n'a jamais été signalé dans la mer Rouge ni dans le nord de l'océan Indien. En Méditerranée, elle a été observée pour la première fois en 1991 en Libye (Nizamuddin, 1991).

Cette espèce a connu une expansion spectaculaire et continue dans la mer Méditerranée (Verlaque *et al.*, 2000). D'ailleurs en fin 2002, elle était présente dans au moins 11 pays méditerranéens (Albanie, Croatie, Chypre, France, Grèce, Italie, Libye, Malte, Espagne, Tunisie et Turquie) et dans toutes les grandes îles (îles Baléares, Corse, Crète, Chypre, Sardaigne et Sicile). C'est pour cela qu'elle a fait l'objet de nombreux travaux de prospection et d'identification (Figure 7).

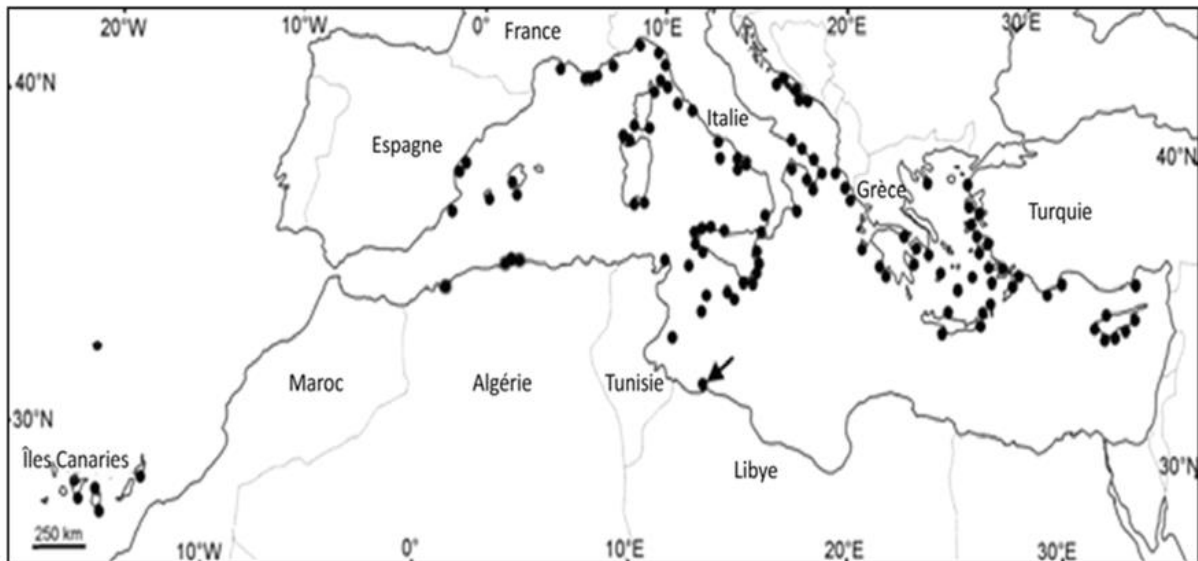


Figure 7. Localisations de *C. cylindracea* en Méditerranée et aux îles Canaries (Points) et sa première identification (flèche) en Libye en 1991 (Verlaque *et al.*, 2004 ; Piazzini *et al.*, 2005).

- Dans le bassin méditerranéen oriental:

- en Albanie (Martino et Giaccone, 1995)
- à Chypre (Hadjichristophorou *et al.*, 1997)
- à Malte (Stevens, 1999)
- en Turquie (Cirik, 1999)
- en Tunisie (Belkhiria, 1999)
- en Croatie (Žuljevic *et al.*, 2003)
- au Monténégro (Cottallorda *et al.*, 2008).

- En Méditerranée occidentale :

- en Italie (Alongi *et al.*, 1993)
- en France (Jousson *et al.*, 2001)
- en Espagne (Ballesteros *et al.*, 1999)
- en Algérie (Ould-ahmed et Meinsez, 2007)

Ainsi que sur les côtes méditerranéennes du Maroc et à Monaco (Cottallorda *et al.*, 2008).

Selon Meinesz *et al* (2001), cette invasion est donc plus répandue que celle de la très médiatisée *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh.

En Tunisie, selon Sghair *et al.* (2015) *Caulerpa cylindracea* est le macrophyte marin étranger le plus nuisible en Tunisie. Elle était l'espèce la plus fréquente, avec une occurrence à 34 sites d'échantillonnage sur 67 (50,7%).

Localement abondante, elle a poussé sur des substrats mous, des prairies de *Posidonia oceanica* mortes et en petites parcelles (environ 2 m²) sur des substrats rocheux.

Dans le golfe de Gabès, *C. cylindracea* était très commune entre 0 et 15 m de profondeur dans les prairies perturbées de *P. oceanica* et *C. nodosa*, en particulier dans le sud et l'ouest de Kerkennah, alors qu'elle était rare à Djerba entre 9 et 24 m de profondeur (Sghair *et al.*, 2015).

III.5. Les moyens de déplacement et de dispersion de *C. cylindracea*

L'algue verte *Caulerpa cylindracea* est considérée comme l'un des événements invasifs les plus graves de la mer Méditerranée, montrant de vastes zones colonisées dans l'ensemble du bassin en interférant avec les communautés indigènes (Verlaque *et al.*, 2000, 2003, 2004; Piazzini *et al.*, 2005).

Cette caulerpe présente une forte concurrence et peut facilement éliminer d'autres algues (Verlaque et Fritayre, 1994; Piazzini *et al.*, 2001) en produisant des substances toxiques (Boudouresque *et al.*, 1996; Dumay *et al.*, 2002).

Ainsi, selon les études de Meinesz *et al.* (1995) et Komatsu *et al.* (1997) sur les effets de la lumière et de la température, les facteurs physiques sont considérés comme des principaux régulateurs de la propagation de cette caulerpe.

D'autres études ont évalué l'influence de l'habitat et de la concentration de nutriments (Ceccherelli *et al.*, 2002). Ainsi, *C. cylindracea* montre une croissance végétative élevée et une capacité à piéger les sédiments (Piazzini et Cinelli, 1999) à travers des mécanismes similaires aux espèces de gazon, ainsi, des effets similaires sur la compétitivité peuvent être possibles.

MATÉRIEL

ET

MÉTHODES

I. SITE D'ETUDE : LA PETITE KURIAT

La petite Kuriat appartient à l'archipel des Kuriat qui couvre 340 hectares de superficie et situé au sud du bassin oriental de la Méditerranée, à une dizaine de miles-marins à l'Est de la ville de Monastir en Tunisie (APAL, 2000).

Elle est considérée comme un espace représentatif de la problématique environnement-développement par ses activités touristiques intenses et les menaces qu'elle encoure (surpêche, sur-fréquentation, espèces invasives et changements climatiques globaux).

I.1. Situation géographique

La petite Kuriat (appelée aussi île Conigliera) est une émergence de haut fonds, située au large de la baie de Monastir au Nord-Est de cap Monastir à environ 18 Km de cette ville (Figure 8).



Figure 8. Localisation des îles Kuriat (Dimassi et *al.*, 2015).

Elle présente une superficie d'environ 70 ha dont les coordonnées GPS sont: N35.7675° et E11.0083° ;2,5 Km seulement la sépare de la Grande Kuriat(APAL, 2000). La richesse faunistique et floristique, terrestre et marine est très remarquable dans ces deux îles (CAR/ASP-PNUE/PAM, 2015).

I.2. La richesse spécifique de la petite Kuriat

En plus de son importance principale d'être le seul site stable de nidification en Tunisie pour la tortue Caouanne (*Caretta caretta*), la Conigleira se caractérise aussi par la présence d'une multitude d'espèces vulnérables et d'habitats marins d'intérêt pour la conservation. En effet, c'est une île qui possède un potentiel en termes de biodiversité marine et même terrestre et d'une grande importance environnementale dans le maintien de l'équilibre biologique de la zone (Aguir, 2009). Elle est caractérisée par une richesse faunistique et floristique marine très remarquable, ainsi que la présence d'espèces et de structures menacés et protégées en Méditerranée (e.g. le coquillage bivalve *Pinna nobilis*, les herbiers de *Posidonia oceanica* et de *Cymodocea nodosa*, l'algue *Caulerpa racemosa*...).

Il est à signaler aussi que dans la partie Nord et rocheuse de l'île et à des profondeurs très faibles il existe des formations de fonds de Maërl considérées comme très rare et très vulnérables à l'échelle méditerranéenne (Aguir, 2009).

C'est pour ces raisons que la petite Kuriat et aussi la grande Kuriat ont valu le statut de zone côtière sensible (suite au consensus sur la diversité biologique en Tunisie mené par le Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire en 2005) et font actuellement partie du programme de création d'Aires Marines Protégées en Tunisie (APAL/SCET-TUNISIE 1999, 2000; Langar *et al.*, 2011; CAR/ASP- PNUE-PAM, 2014, 2015; Mbarek, 2016).

II. CHOIX DE LA ZONE D'ETUDE

Ce travail a été effectué au niveau de deux sites différents et à deux profondeurs distinctes : 0.62 m et 1.10 m,.

Le choix de la zone d'étude (Sud Est de la petite Kuriat) est basé sur une étude prospective effectuée au préalable le mois de Mai 2020 autour de la petite île Kuriat afin de cibler la présence de la caulerpe. Au cours de cette prospection, notre objectif étant de trouver deux stations l'une présentant l'herbier de *Cymodocea nodosa* en association avec l'ENI *Caulerpa cylindracea*, le second présentant seulement l'herbier de *C.nodosa* (Figure 9).

Il faut noter qu'au cours de ce travail :

- Le site caractérisé par la présence de *Cymodocea nodosa* avec *Caulerpa cylindracea* sera mentionné site 1 (S1).
- Le site témoin caractérisé par la présence de *Cymodocea nodosa* sans *Caulerpa cylindracea* sera mentionné site 2 (S2).

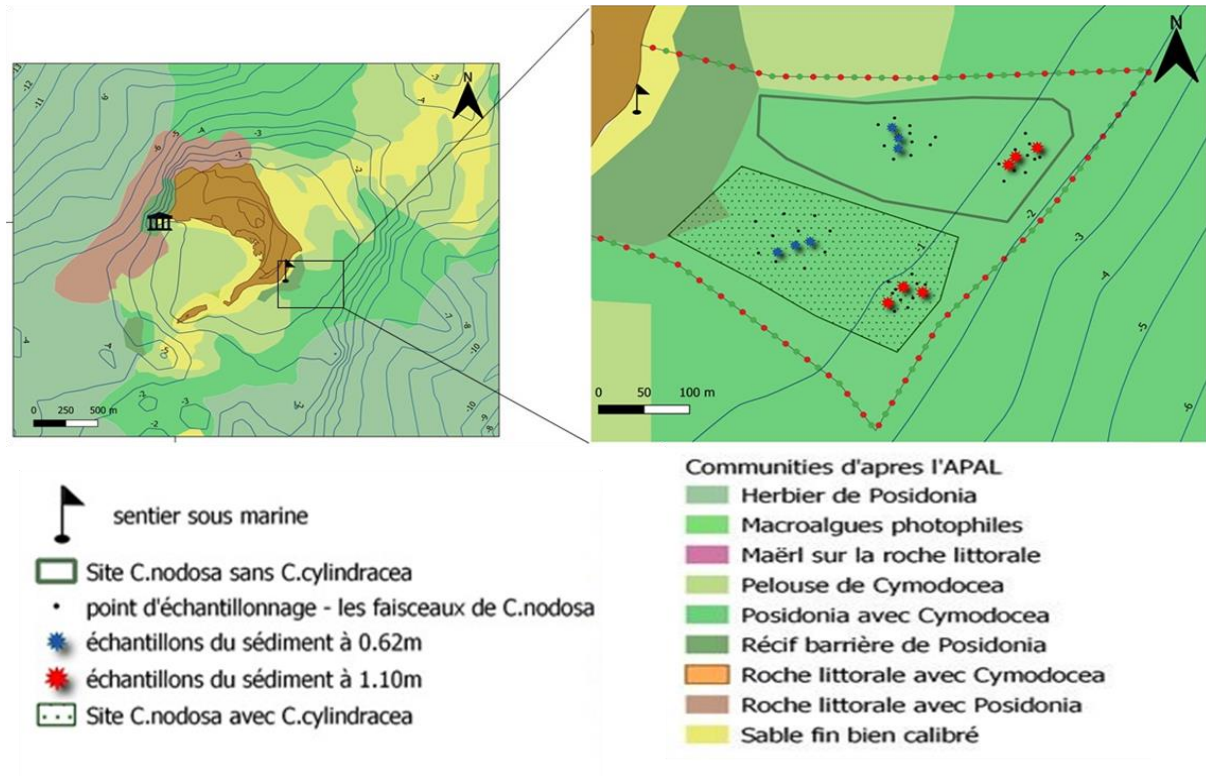


Figure 9. Site d'étude et zones d'échantillonnages (©NGB, Sahar Chebaane, 2020).

Au début, la zone contenant les sites d'étude a été limitée par une ligne flottante afin de faciliter le travail (Figure 10).



Figure 10. Limitation de la zone de travail par une ligne flottante (©NGB, Helmi Rjeb, 2020).

III. ETUDE DES FACTEURS ABIOTIQUES ET BIOTIQUES DU MILIEU

III.1. Mesures *in situ* des paramètres physico-chimiques de l'eau

□ Température, Salinité et pH de l'eau de mer

La température (°C), la salinité (mg/l) et le pH de l'eau de mer ont été mesurées à l'aide d'un multi-paramètre modèle CONSORT C535.

□ Oxygène dissous dans l'eau de mer

L'oxygène dissous se réfère au niveau d'oxygène libre, non composé, présent dans l'eau. C'est un paramètre important dans l'évaluation de la qualité de l'eau en raison de son influence sur les organismes vivant dans un plan d'eau. Dans notre étude, et afin d'estimer la teneur d'oxygène dissous (mg/l), un oxymètre de terrain modèle CRISON OXI 45 P a été utilisé.

□ Conductivité de l'eau de mer

La conductivité d'une substance est définie comme étant l'abilité ou la puissance à conduire ou transmettre la chaleur, l'électricité, ou le bruit. La conductivité de l'eau de mer a été mesurée à l'aide d'un conductivimètre modèle CRISON CM 35. Elle s'exprime en millisiemens (mS).

On note que le multiparamètre, l'oxymètre ainsi que le conductivimètre ont été empruntés auprès du responsable de l'unité d'enseignement « écologie aquatique » de l'ISBM.

III.2. Dosage de la chlorophylle *a* dans l'eau

Les prélèvements d'échantillons d'eau nécessaires à l'analyse de la Chl_a ont été réalisés aux profondeurs sélectionnées. Ils ont été effectués directement en plongeant un flacon opaque de 500 mL destiné à la conservation de l'échantillon en attendant le retour au laboratoire.

Il faut plonger le flacon puis l'ouvrir à la profondeur voulue, le remplir d'eau du site puis le refermer sous la surface avant de le sortir de l'eau. Les flacons ont été conservés dans une glacière ayant la capacité de maintenir une faible température et de garder une certaine obscurité afin de bloquer la division des cellules chlorophylliennes.

Au laboratoire, chaque échantillon d'eau est d'abord pré-filtré à l'aide d'un filtre de 200 µm afin de ne garder que les cellules phytoplanctoniques. Les échantillons d'eau

(500 ml) ayant servi au dosage de la Chl *a* sont filtrés par des filtres membranux Isopores en polycarbonate de 0.2 µm (détermination des concentrations en Chl *a* du phytoplancton dont la taille est de 0.2 - 200 µm).

Toutes les filtrations sont réalisées sous faible pression à vide (<100 mmHg) et à faible luminosité (Figure 11). L'extraction de la Chl *a* est effectuée dans une solution d'acétone à 90% (v/v), à l'obscurité et à 5°C pendant au moins 30 h (Holm-Hansen *et al.*, 1965).



Figure 11. Etapes d'extraction et dosage de la chl*a* de l'eau de la mer.

L'absorbance des extraits acétonique est mesurée au moyen d'un spectrophotomètre (Labo. Med. Inc SC) à 750 nm et à 665 nm (longueurs d'onde de l'absorbance de la Chl *a*). Après cette première lecture, une deuxième s'en suit après acidification de l'extrait au HCl 10%. La concentration en Chl *a* est calculée selon la formule de Lorenzen (1980) :

$$\text{Chl } a \text{ } (\mu\text{g l}^{-1}) = [26,7 \{ (665_0 - 750_0) - (665_a - 750_a) \} \times v] / [V \times l]$$

Avec :

750₀ et **665₀** : absorbances avant acidification

750_a et **665_a** : absorbances après acidification

v: volume d'acétone en ml (10 ml)

V: volume d'eau filtré en litre

l: longueur de la cuvette du spectrophotomètre en cm (1cm)

III.3. Echantillonnage et traitement du sédiment

III.3.1. Echantillonnage du sédiment

Dans chaque site, trois échantillons du sédiment ont été prélevés directement à partir des dix premiers centimètres du fond par un carottier en PVC de diamètre égal à 10 cm (Figure 12a). Les échantillons ont été récupérés dans des sacs de congélation (Figure 12b) et conservés dans une glacière jusqu'au traitement au laboratoire.



Figure 12. Prélèvement du sédiment par carottier (a) et Récupération de l'échantillon dans des sacs de congélation (b) (©NGB, Helmi Rjeb, 2020).

III.3.2. Traitement granulométrique

La granulométrie a pour objectif de mesurer les dimensions et les variations des tailles des grains du produit sédimentaire puisque ces caractéristiques sédimentaires représentent un facteur déterminant de la définition, de la répartition et de la production des peuplements phyto et zoobenthiques.

Au laboratoire les échantillons de sédiment ont été séchés dans le four (modèle POL-EKO, APARATUKA) à une température de 80°C jusqu'à l'obtention d'un poids constant (Figure 13), et puis pesé à l'aide d'une balance de précision (Axis AG500C) avant de passer à travers une série de tamis dont les mailles diminuent de haut en bas avec les fractions suivantes ; 2 millimètre, 63 micromètre, 56 micromètre et 25 micromètre. Cette série a été mise à vibrer pendant 10 minutes sur une tamiseuse (modèle AS 200 control, Retsch).



Figure 13. L'ensemble des étapes effectuées pour le traitement granulométrique.

Lorsque les masses retenues sur chaque tamis deviennent constantes, le tamisage est terminé et tous les refus (partie de l'échantillon qui n'est pas passée à travers les mailles du tamis) sont pesés. La masse de chaque refus est ensuite comparée à la masse totale de l'échantillon, ce qui permet de calculer les pourcentages de refus cumulatif et de passant.

III.3.3. Détermination du Taux d'humidité

La détermination du taux d'humidité du sédiment consiste à déterminer la différence de masse entre l'échantillon humide (prise d'essai de 100 g environ) et l'échantillon séché à 105 °C jusqu'à l'obtention d'une masse constante (après 24h). Cette procédure permet d'une part de quantifier la teneur en eau libre dans l'échantillon et d'autre part d'exprimer les résultats en fonction de la masse sèche du sédiment étudié (AFNOR., 1994).

La masse sèche est considérée comme constante lorsque la différence relative entre deux pesées, à température ambiante, des échantillons refroidis n'excède pas 0,1 % (AFNOR, 1994). L'humidité relative (Hr) exprimée en pourcentage, est déterminée par l'équation :

$$\mathbf{Hr = ((M_0 - M_1) / M_0) * 100}$$

Avec M_0 = masse de l'échantillon (en g) avant le séchage.

Et M_1 = masse de l'échantillon (en g) après le séchage.

III.3.4. Détermination du Taux de matière organique

Des échantillons de 100 g de sédiment ont été préparés dans des boîtes de pétri en verre pour être séchés au premier lieu à 105°C pendant 24 heures. Après refroidissement dans un dessiccateur, 5g ont été pesés et placés dans un creuset pesé au préalable. Par la suite, chaque creuset subit un cycle d'incinération dans un four à moufle à 600°C, dans le but d'éliminer la matière organique existant dans chaque échantillon. Les creusets sont placés dans un dessiccateur avant de noter le poids final de chaque creuset.

Ce qui reste après séchage dans le creuset présente la matière minérale, et par conséquent la différence entre le poids initial (avant combustion) et le poids final (après combustion) présente la matière organique exprimée en pourcentage, et qui peut être facilement déterminée par :

$$\%MO = [(poids\ sec\ (g) - poids\ incinéré\ (g)) / poids\ sec\ (g)] \times 100$$

IV. ETUDE DE L'HERBIER DE *Cymodocea nodosa*

IV.1. Estimation de la densité *in situ*

Afin d'estimer la densité, les faisceaux de *C. nodosa* ont été dénombrés directement dans le milieu à l'aide d'un quadra de 30 cm de coté (Figure 14), positionné de façon aléatoire dans l'herbier à la même profondeur (Sghaier et *al.*, 2012). Les quadrats sont éloignés de 2 mètres au moins l'un à l'autre. Dix répliques par sites ont été effectués.



Figure 14. Comptage des faisceaux de *C. nodosa* dans un quadra de 30 cm de côté (©NGB, Helmi Rjeb, 2020).

Le nombre de faisceaux comptés à l'intérieur du quadra est noté dans une ardoise sous marine. Afin de caractériser l'herbier en question, la densité est évaluée à partir de la valeur moyenne des 10 répliques puis ramenée au mètre carré.

IV.2. Echantillonnage de *C. nodosa*

Dans chaque site, douze faisceaux de *C. nodosa* sont prélevés manuellement afin d'éviter la destruction des rhizomes. Le prélèvement s'effectue d'une manière aléatoire et les faisceaux sont éloignés d'au moins 1 m entre eux (quatre faisceaux chaque fois). Ces derniers sont mis dans 1 L d'eau de mer afin d'être conservé en bon état avant leur analyse morphologique et l'analyse des groupes taxonomiques associés.

IV.3. Etude morphologique *C. nodosa*

Pour chaque rameau, différentes mesures ont été prises (Figure 15), la longueur et la largeur du limbe, la longueur et la largeur de la gaine, la longueur des racines primaires et leur nombre ainsi que la longueur et le nombre des racines secondaires, et enfin la longueur et le nombre de ramification de type rhizome.



Figure 15. La mesure des différentes parties ou organe des faisceaux collectés.

IV.4. Etude des groupes taxonomiques associés aux *C. nodosa* en présence et en absence de *C. cylindracea*

A l'aide d'une lame de scalpel, les deux faces de chaque feuille de *C. nodosa* sont grattées soigneusement sur une plaque de verre (Figure 16a), puis rincées avec un peu d'eau de mer afin de séparer les épiphytes (l'ensemble des organismes vivants à la surface des feuilles).

Ensuite, après avoir fait sortir ces feuilles à part, les échantillons de 1 L prélevés de chaque site sont filtrées à l'aide d'un filtre de 1 mm. Le résidu est récupéré puis dilué et homogénéisé dans 250 ml d'eau de mer avant d'être observé sous loupe de type OPTIKA (Figure 16b). Pour chaque site, on a effectué 3 essais sur un volume de 10 ml.

L'identification des groupes taxonomiques s'est faite grâce à l'aide du Dr. Hachem Ben Naceur, Dr. Mohamed Damak et la doctorante Sahar Chebaane.

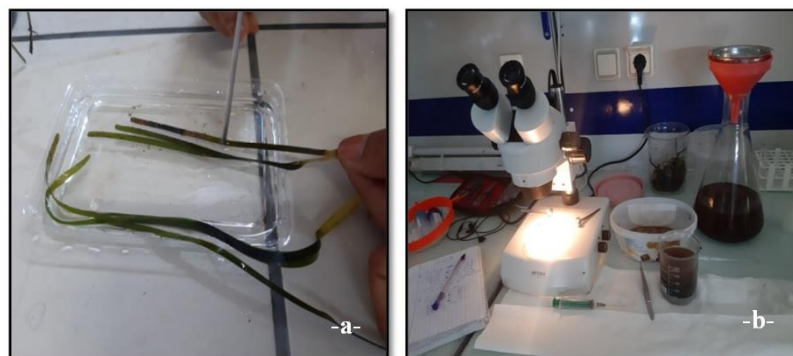


Figure 16. Grattage des feuilles (a) et identification des groupes taxinomiques sous loupe (b).

V. ANALYSES STATISTIQUES

« L'analyse de données » recouvre un ensemble de techniques ayant pour objectif la description statistique des données. Ces méthodes permettent de rechercher les structures cachées dans les données et « d'obtenir une description de nature statistique pour un phénomène, en présence de mesures ou d'observation trop nombreuses.

Toutes les analyses statistiques sont réalisées avec le logiciel XLSTAT © pour windows (version d'essai gratuite durant 40j).

V.1. Moyenne et écart type

La moyenne représente le quotient de la somme des valeurs par leur nombre (n). Soit un échantillon constitué de n individus, la moyenne m est définie par :

$$m = \sum (X_i) / n$$

L'écart-type est un indice de dispersion d'une variable numérique. En résumé, il symbolise l'écart moyen à la moyenne. L'écart type (S) est défini comme la racine carrée de la variance (S^2) avec:

$$S^2 = \sum (X_i - m)^2 / (n - 1)$$

Plus la valeur de l'écart-type est faible, plus les valeurs de la distribution sont concentrées autour de la valeur moyenne.

V.2. Analyse des variances

Pour comparer les moyennes des variables estimées, l'analyse des variances est utilisée puisque la normalité des distributions des données ainsi que l'homogénéité des variances sont vérifiées.

L'analyse de la variance est une méthode statistique permettant de comparer plusieurs moyennes entre elles (plus de 2). Ce test nous permet de vérifier si la variation spatiale des différentes variables abiotiques et biotiques est significative ou non. L'hypothèse nulle (H_0) stipule qu'il n'y a pas d'effet significatif de la station. Ceci signifie que sous H_0 , toutes les moyennes sont équivalentes.

L'hypothèse alternative (H_1) stipule qu'au moins deux moyennes de deux stations sont différentes. H_0 est rejetée si la probabilité de se tromper en rejetant H_0 (p) est inférieure au seuil du test ($\alpha = 0,05$).

RÉSULTATS

ET

DISCUSSION

I. ETUDE DES FACTEURS ABIOTIQUE ET BIOTIQUE DU MILIEU

I.1. Paramètres physico-chimique de l'eau

Dans le but de comparer les caractéristiques physico-chimiques des sites d'études, on a procédé aux mesures de certaines variables abiotiques comme la salinité, le pH, le taux d'oxygène dissous, la conductivité et la température de l'eau de mer, résumés dans le tableau 3.

Tableau 3. Variation des paramètres physico-chimiques de l'eau.

Profondeur (m)	Sites	Les paramètres physico-chimiques				
		Salinité(%)	Oxygène dissous (mg/L)	Température (°C)	pH	Conductivité (mS)
0.62 m	S 1	35,6±0.0	4,62±0.1	28,77±0.2	7,62±0.0	104,60±0.0
	S 2	35,7±0.0	4,34±0.0	28,90±0.2	7,67±0.0	101,40±0.1
1.10 m	S 1	35,6±0.0	4,48±0.1	27,70±0.3	7,53±0.0	104,77±0.4
	S 2	35,7±0.0	4,36±0.0	28,00±0.1	7,56±0.0	98,60±0.3

L'analyse de la variance appliquée aux valeurs en triplicata donnant lieu aux moyennes du tableau 3 ne montre aucune variation significative notable ($p < 0,05$). Une homogénéité entre les sites et les profondeurs est donc à noter.

Les valeurs de la température de l'eau correspondent aux moyennes saisonnières mesurées habituellement en saison estival. La température de l'eau suit probablement celle de l'air, autour de 30°C en cette période de l'année. L'oxygène dissous a présenté une valeur moyenne plus faible que les moyennes rapportés pour la méditerranée (MEDAR web site). La salinité y est plutôt normale de saison. Quant au pH, sa valeur plutôt basique témoigne d'une faible dégradation de la matière organique ou d'une faible activité respiratoire.

I.2. Dosage de la Chlorophylle *a*

Pour avoir une idée sur les organismes phytoplanctoniques existants en suspension dans l'eau de mer, un dosage de la chl*a*, qui présente un pigment photosynthétiquement actif, a été réalisé. La figure 17 résume les teneurs en Chl*a* calculés.

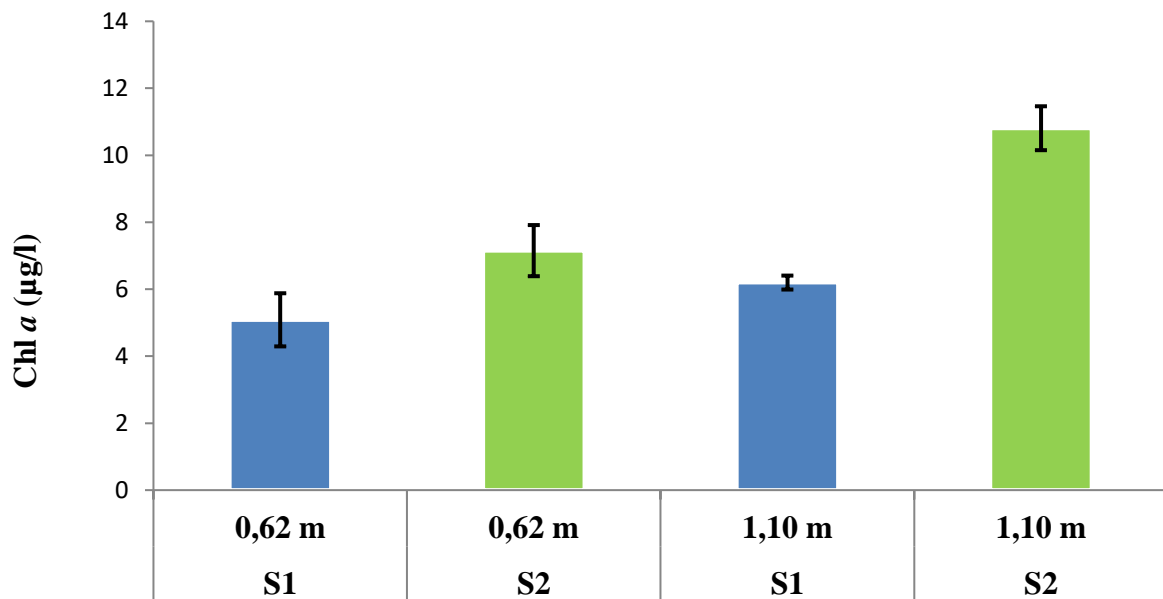


Figure 17. Concentrations en Chl*a* totale estimées pour les deux sites et au profondeurs échantillonnées (■ Site 1 ; ■ Site 2).

Ces résultats montrent qu'en présence de *C. cylindracea* (S1) et aux deux profondeurs échantillonnées, la Chl *a* est présente à plus faible dose, la variation étant significative ($p < 0.005$). Ce résultat sera analysé plus loin en concertation avec les autres données essentiellement celles des groupes taxonomiques associés.

II. ETUDE DU SEDIMENT

II.1. Traitement granulométrique

Afin de caractériser le sédiment des sites d'étude et déterminer s'il existe une différence entre eux, une étude de la texture a été effectuée en se basant sur le référentiel commun de classification des sols et roches mis par l'AIPCN (Association Internationale Permanente des Congrès de Navigation) (Boutin, 2000) et aussi sur le

triangle référencé par l'USDA (United States Department of Agriculture Soil Textural Classification Triangle) (Owens et Rutledge, 2005) (Annexe 1 et 2).

Les résultats de l'étude granulométrique de ces échantillons séchés sont résumés dans le tableau 4.

Les données obtenues ont permis de définir les différentes composantes du sédiment, qui sont par ordre d'importance:

- Le sable (avec ses trois composantes gros, moyen et faible) en premier lieu avec les pourcentages les plus élevées pour tous les échantillons.
- Le gravier (avec ses trois composantes gros, moyen et faible) en second lieu avec des pourcentages qui varient entre 1.87% (S1), 4.72% (S2) à la profondeur 0.62m, et 5.38% (site2), 12.70% (site1) à la profondeur 1.10m.
- En troisième lieu, il y a le limon (totalité du gros et une partie du moyen) avec des pourcentages plus allant de 3.02% à 4.79%.
- Concernant le refus fin qui présente une partie du limon moyen et la totalité du fin, ainsi que la totalité de l'argile, le pourcentage est nulle à la profondeur 0.62 m pour les deux sites et s'approche de 0 à la profondeur 1.10m.

Ces résultats montrent bien que les deux sites d'étude que ce soit en présence ou en absence de *C.cylindracea* présentent un substrat de type « Sableux » qui est un type favorable pour le développement des herbiers de *C.nodosa* (Pergent *et al.*, 2012) et aussi pour le *C.cylindracea* (Verlaque *etal.*, 2000).

Tableau 4. Poids (g) et pourcentages représentatifs des fractions de taille du sédiment relevés pour chaque site d'étude.

		S 1					S 2				
Texture		Gg, Gm, Gf	Sg, Sm, Sf	Lg et Lm		Lm, Lf et A	Gg, Gm, Gf	Sg, Sm, Sf	Lg et Lm		Lm, Lf et A
Granulométrie (µm)		> 2000	2000-63	63-56	56-25	< 25	> 2000	2000-63	63-56	56-25	< 25
P= 0,62 m	Poids	2.09	55.49	0.82	0.95	—	2.91	56.88	0.91	0.95	—
	Pourcentage	1,87%	95,10%	3,03%		0%	4,72%	92,26%	3,02%		0%
P= 1,10 m	Poids	7.10	45.93	1.05	1.63	0.21	3.30	56.08	0.79	0.98	0.15
	Pourcentage	12,70%	82,14%	4,79%		0,38%	5,38%	91,48%	3,18%		0,24%

G : gravier
g : gros

S : sable
m : moyen

L : limon
f : fin
A : argile

II.2. Détermination du taux d'humidité

Le taux d'humidité permet de déterminer les caractéristiques de diffusion ou de stockage de l'eau dans le sédiment. Ces caractéristiques concernent aussi bien les intrants solides que liquides qui y pénètrent. Le tableau 5 résume les taux d'humidité calculée en pourcentage.

Tableau 5. Variation du poids moyen de sédiment avant et après séchage et estimation du taux moyen d'humidité.

Profondeur	Site	Poids avant séchage (g)	Poids après séchage (g)	Taux d'humidité
0.62 m	1	136.20±1.2	96.36±1.0	29.25 %±0.2
	2	135.06±1.06	96.24±0.7	28.74 %±0.6
1.10 m	1	136.46±1.42	69.95±1.9	48.74 %±0.9
	2	139.76±1.8	103.99±2.1	25.59 %±0.5

Concernant la profondeur 0.62m, le taux d'humidité obtenu en présence de *C. cylindracea*(29.25%) est plus important que celui en son absence (28.74%) mais avec différence négligeable (non significative à $p < 0.05$). Contrairement à la profondeur de 1.10m qui présente une différence significative entre les taux d'humidité très marquée ($p < 0.01$) avec une augmentation de ce taux en présence de *C. cylindracea*(48.74%) par rapport son absence (25.59%).

La présence de plus de végétation au niveau d'un sol marin induit généralement une infiltration d'eau plus importante due à l'enracinement des plantes. *C. nodosa* étant une phanérogame à rhizome, ceci devrait entraîner en présence de *C. cylindracea*, elle aussi présentant des rhizomes, d'autant plus d'humidité.

II.3. Détermination du taux de matière organique

L'estimation du taux de la matière organique est résumée dans le tableau 6. Une augmentation légère mais significative ($p < 0.05$) du poids de la matière organique est à noter entre les profondeurs du même site. Et c'est en présence de *C. cylindracea* que ce poids, et donc de même le pourcentage de la matière organique, s'avère être plus

important. Naturellement, plus de flore plus de matière organique, ces résultats étaient attendus.

Tableau 6. Variation du poids de sédiment avant et après incinération et calcul du taux de matière organique.

Profondeur	0.62 m		1.10 m	
Site	S1	S2	S1	S2
Creuset rempli avant incinération (g)	30.6±0.1	32.7±0.1	30.9±0.3	32.8±0.1
Creuset rempli après incinération (g)	29.8±0.0	32±0.0	29.4±0.2	31.8±0.2
Poids de la matière organique (g)	0.8±0.0	0.7±0.0	1.5±0.2	1±0.1
Pourcentage de la matière organique (%)	2.6±0.0%	2.1±0.1%	4.9±0.2%	3.0±0.1%

III. ETUDE DE L'HERBIER DE *Cymodocea nodosa*

Afin de caractériser l'herbier de *C.nodosa* et de comparer son état en présence et en absence de *C.cylindracea* dans les deux profondeurs étudiées, la densité ainsi que la biométrie des différents organes composant les faisceaux ont été étudiés.

III.1. Variation de la densité

La densité moyenne des faisceaux de l'herbier de *C.nodosaa* été estimée dans chaque site à partir de 10 répliques en utilisant un quadra de 30cm de côté. Les données ont été ramenées au mètre carré. La figure 18 illustre la variation de la densité moyenne par mètre carré.

Il existe, sans prendre compte de l'espèce non indigène, une différence significative ($p<0.01$) entre les densités au même site comparés entre les deux profondeurs. En effet, *C.nodosa* présente une meilleure densité dans les eaux plus profondes (449/m² à 0.62 m contre 1032/m² à 1.10 m en présence d'ENI, *idem* en absence).

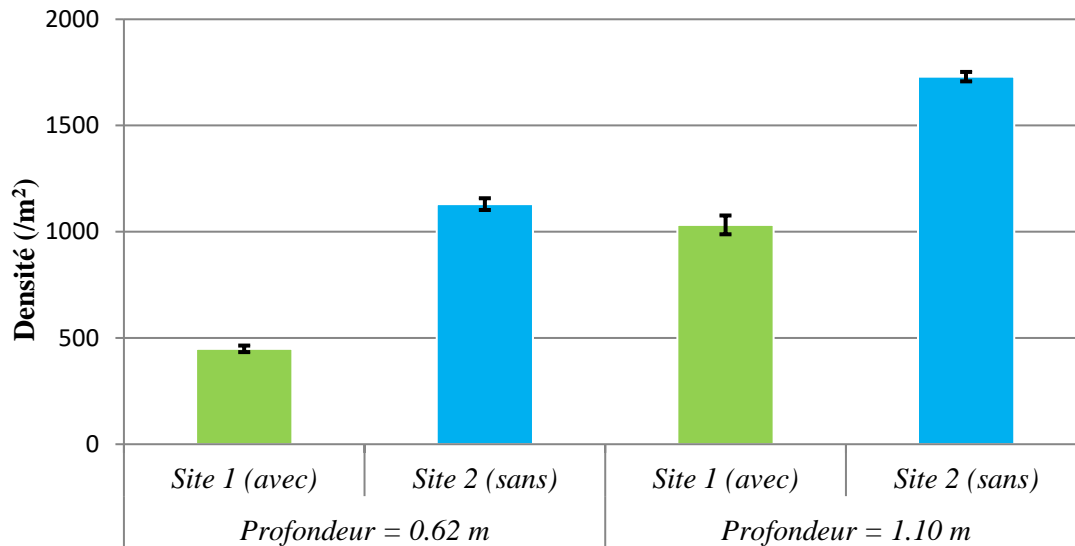


Figure 18. Variation de la densité moyenne des faisceaux de *Cymodocea nodosa* par mètre carré.

En comparant les résultats retrouvés pour la même profondeur entre les deux sites, la différence s'avère être significative ($p < 0.01$) en faveur d'une augmentation de densité du phanérogame indigène en absence de l'ENI *C. cylindracea*.

L'effet négatif de l'ENI *Caulerpa cylindracea* sur l'espèce indigène *Cymodocea nodosa* pourrait être expliqué par l'établissement d'une relation de compétition en faveur de l'ENI vis-à-vis des ressources (e.g. sels nutritifs).

Dans une étude sur les herbiers indigènes de la Baie de Marseille (IFREMER, 2000), *C. taxifolia* s'avère être capable de fixer les phosphates et de les utiliser dans son cycle de photosynthèse qui devient 8-15 fois plus important que celui de la Posidonie locale. Par ailleurs, les mêmes auteurs rapportent que dans les herbiers à *Cymodocea nodosa*, *C. taxifolia* se surimpose au réseau de stolons de cette espèce, le décalquant littéralement.

III.2. Variation des paramètres morphologique de *C. nodosa*

L'étude biométrique des herbiers de *C. nodosa* en présence et en absence de *C. cylindracea* est importante car elle permet de caractériser et de déterminer l'effet de caulerpe existante sur le potentiel de croissance.

a. Longueur et largeur des limbes

Les longueurs et les largeurs moyennes mesurées dans chaque site ont été résumées dans la Figure 19 et 20.

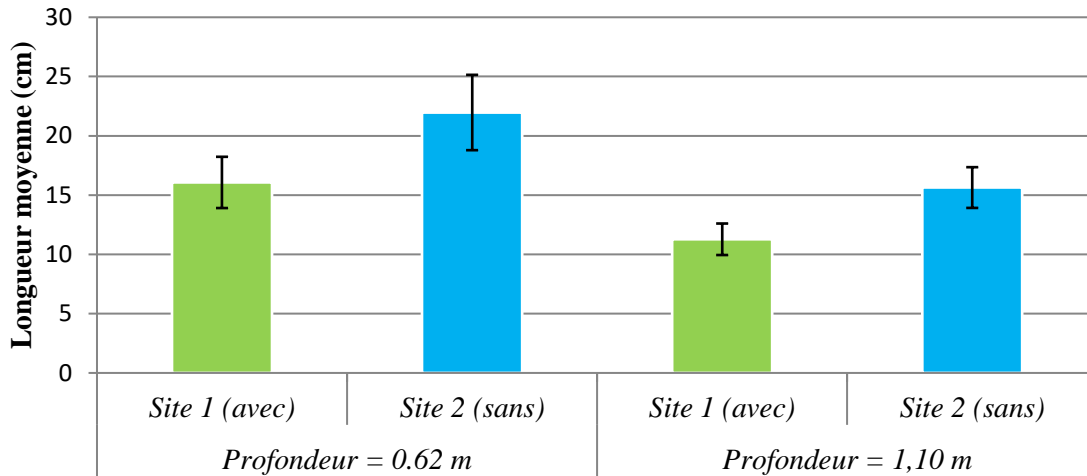


Figure 19. Variation de la longueur moyenne des limbes de *C.nodosa*.

La longueur moyenne des feuilles de l'herbier de *Cymodocea* est significativement différente en comparant les deux profondeurs du même site ou bien les deux sites entre eux. En effet, à faible profondeur, le limbe s'avère être plus long, la longueur moyenne est de 16 ± 2 cm vs 11 ± 1 cm pour le site 1, contre 22 ± 3 vs 15 ± 2 pour le site 2.

Au niveau du site 1 en présence de *C.Cylindracea*, le limbe de la Cymodocée est significativement plus court ($p < 0.05$).

Contrairement au cas de la longueur moyenne des limbes, la variation de leur largeur est très faible et presque négligeable (non significative à $p < 0.05$) en comparant les sites en eux ou bien les profondeurs entre eux.

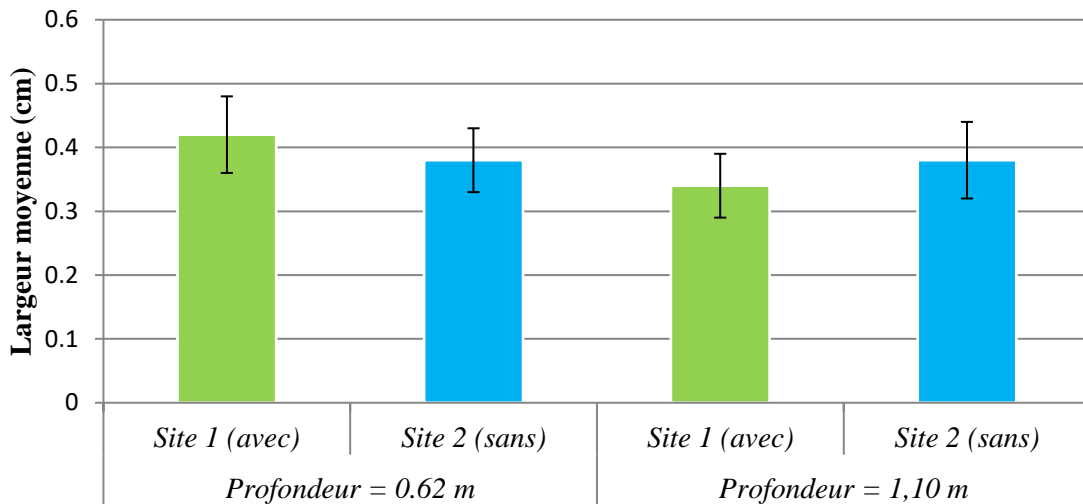


Figure 20. Variation de la largeur moyenne des limbes de *C.nodosa*.

b. Longueur et largeur des gaines

La longueur moyenne de la gaine de Cymodocée s'avère être significativement plus longue dans S2 ($p < 0.05$), en absence de Caulerpe (Figure 21) à la profondeur 0.62 m. A la profondeur 1.10 m, la différence n'est pas notable entre les deux sites.

Comparant les deux profondeurs pour chaque site, le paramètre morphologique longueur de la gaine est nettement et significativement plus important à faible profondeur (5.2 ± 0.8 cm vs 3.8 ± 0.1 cm pour S1, contre 8.1 ± 1 vs 4.5 ± 0.6 pour le site 2).

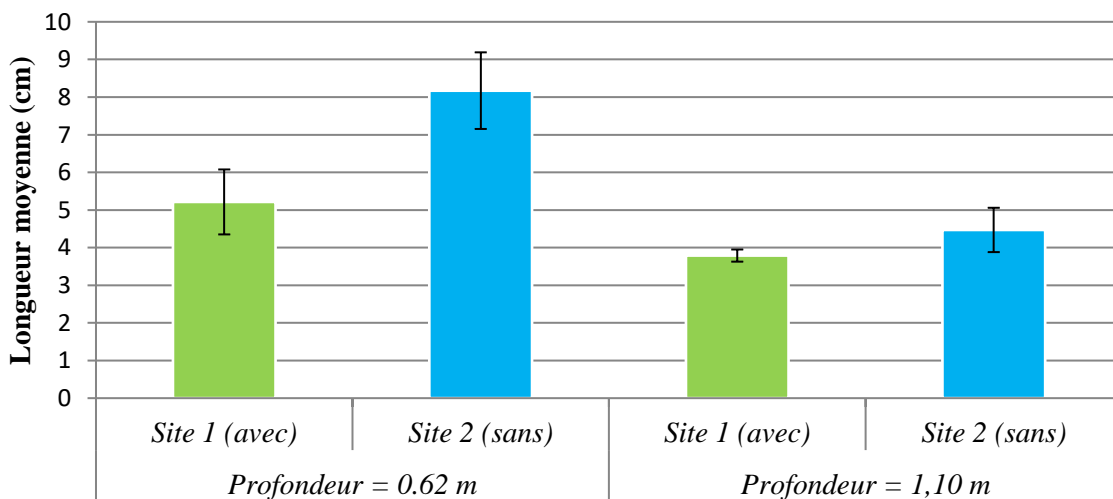


Figure 21. Variation de la longueur moyenne des gaines de *C.nodosa*.

La largeur des gaines demeure presque constante en comparant les sites et les profondeurs (Figure 22). Ce paramètre ne semble donc pas être impacté par la présence de Caulerpe.

La longueur et la largeur des gaines des feuilles de *Cymodocée* ont suivi la même variation que celle de la longueur et de la largeur du limbe. Ce qui est attendu vu que le limbe constitue la continuité de la gaine, qui l'insère directement sur la tige.

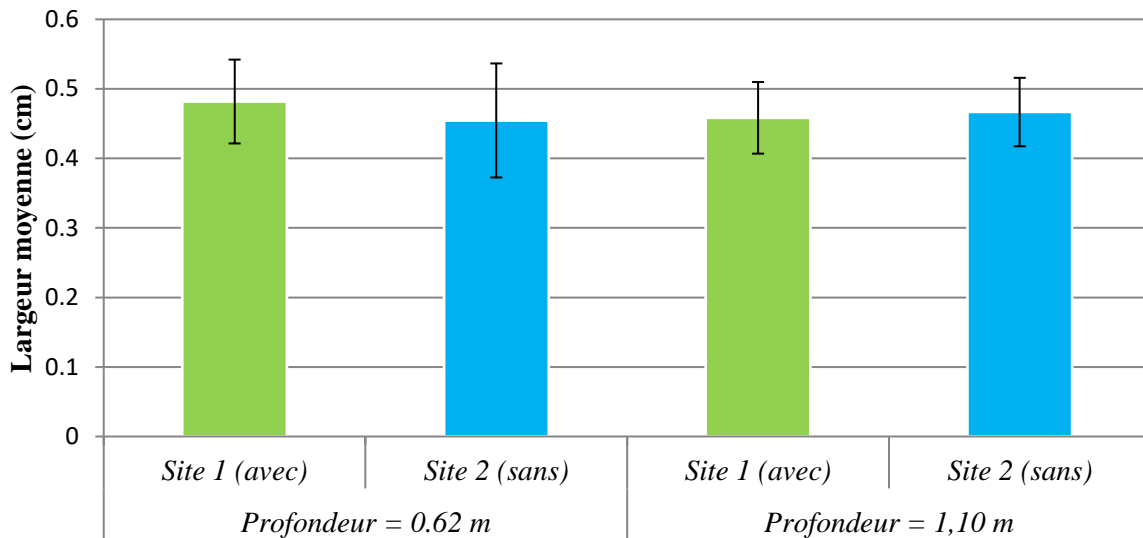


Figure 22. Variation de la largeur moyenne des gaines de *C.nodosa*.

c. Longueur des racines

Les longueurs moyennes des racines principales et aussi des racines secondaires ont été mesurées et représentés dans la Figure 23 et 24.

Concernant les racines principales, la différence a été remarquable entre les sites, en effet, celles de *C.nodosa* étaient plus longues en absence de *C.cylindracea* (12 ± 2.8 cm à 0.62m et 5 ± 1 cm à 1.1m) qu'en la présence de cette dernière (5.4 ± 1 cm à 0.62m et 3 ± 0.5 cm à 1.1m ; différence significative au seuil $p < 0.01$).

Les longueurs moyennes des racines principales étaient généralement plus faibles au niveau de la profondeur 1.1m par rapports à celles notés à la profondeur 0.62m (différence significative à $p < 0.05$).

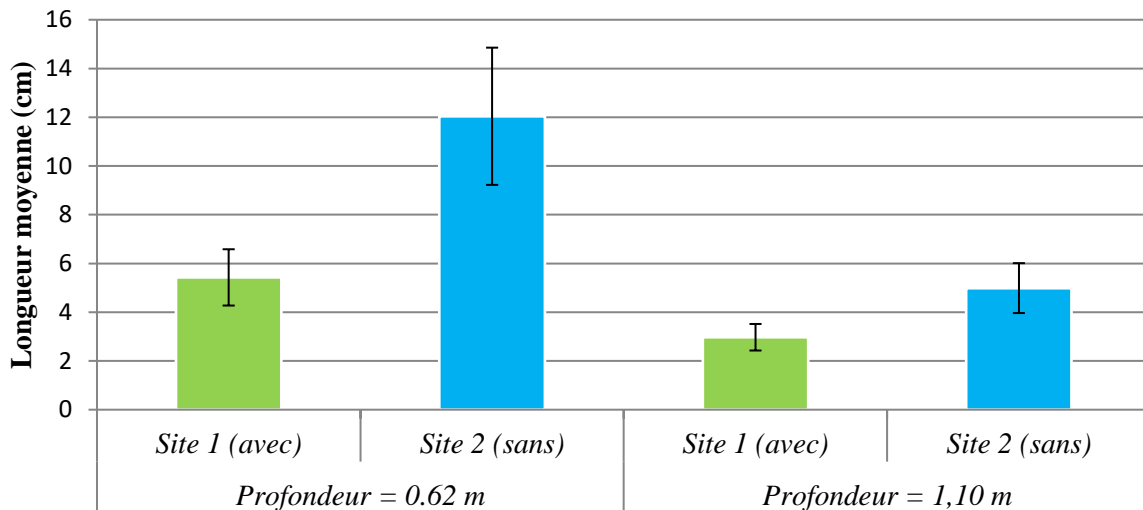


Figure 23. Variation de la longueur moyenne des racines principales de *C.nodosa*.

Contrairement au cas racines principales, les racines secondaires n’ont pas montré de variation de leurs longueurs moyennes en comparant les sites et aussi les profondeurs (Figure 24).

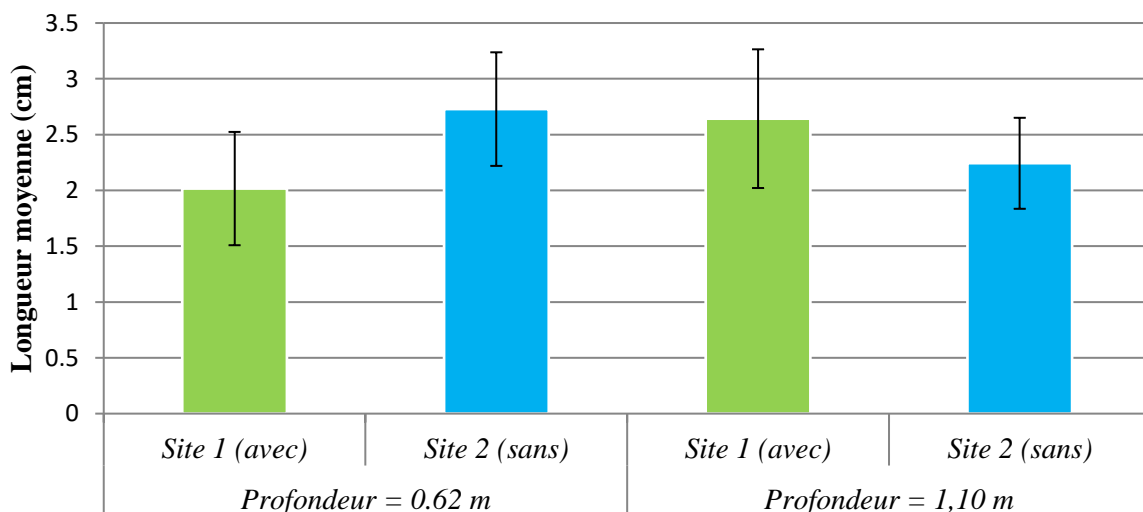


Figure 24. Variation de la longueur moyenne des racines secondaires de *C.nodosa*.

C. cylindracea présente donc un effet négatif sur l’enracinement de l’espèce indigène *C. nodosa*. L’enracinement étant un des paramètres fondamentaux pour la fixation de la phanérogame et une baisse de celui-ci pourrait à long terme entraîner sa disparition au profit de l’ENI.

d. Longueur des rhizomes

Les longueurs moyennes des rhizomes de *C.nodosa* ont été mesurées et résumées dans la Figure 25.

Comparant les sites à la profondeur 0.62m, la longueur moyenne des rhizomes est significativement plus importante ($p < 0.001$) dans le 2^{ème} site donc en absence de *C. cylindracea* (8.8 ± 1.7 cm et 15.4 ± 1.2 cm, respectivement).

De même, à 1.10m, les rhizomes suivent la même tendance de longueur moyenne avec des valeurs moyennes calculés de 11.6 ± 1.4 cm au site 2 et 7 ± 0.4 cm au site 1 (différence significative à $p < 0.05$).

Les rhizomes ont présentés des longueurs moyennes légèrement plus faible à la profondeur 1.10 m.

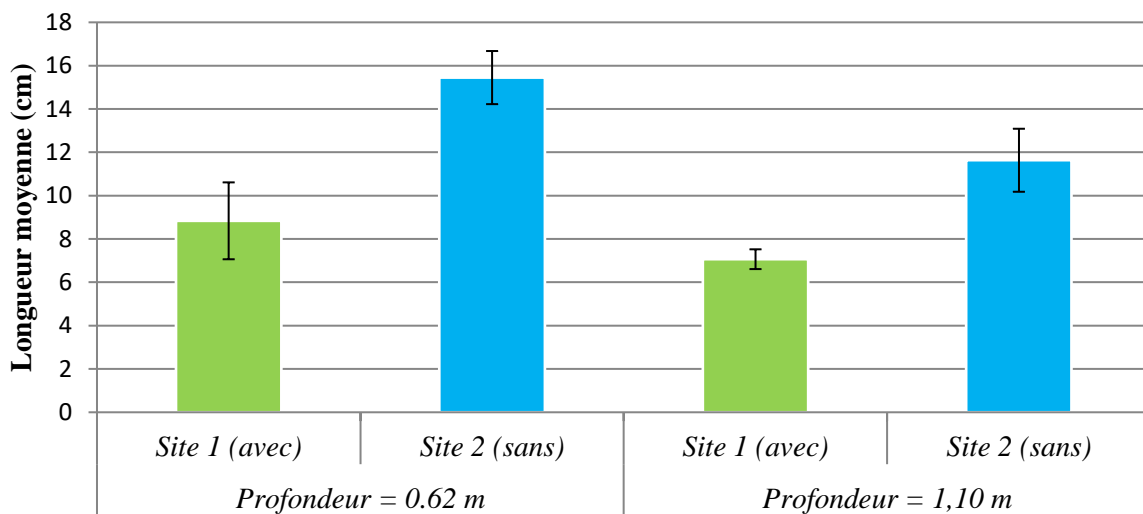


Figure 25. Variation de la longueur moyenne des rhizomes de *C.nodosa*.

L'ENI *C. cylindracea*, présente donc clairement un grand problème pour *C. nodosa*, la longueur moyenne des rhizomes étant un indicateur de l'enracinement mais aussi de la capacité de sa multiplication végétative ; rappelons qu'un rhizome est une tige modifiée souterraine qui va essentiellement servir à donner naissance à de nouveaux pieds à partir du pied mère.

e. Longueur des entre nœuds

Les longueurs moyennes des entre-nœuds ont été mesurées et résumées dans la Figure 26. Les résultats retrouvés montrent une taille plus importante au niveau du site en présence de l'ENI par rapport au site sans (3.5 ± 0.5 cm vs 1.9 ± 0.4 , respectivement ; Figure 26). La tendance demeure la même en comparant les deux sites à la profondeur 1.10m.

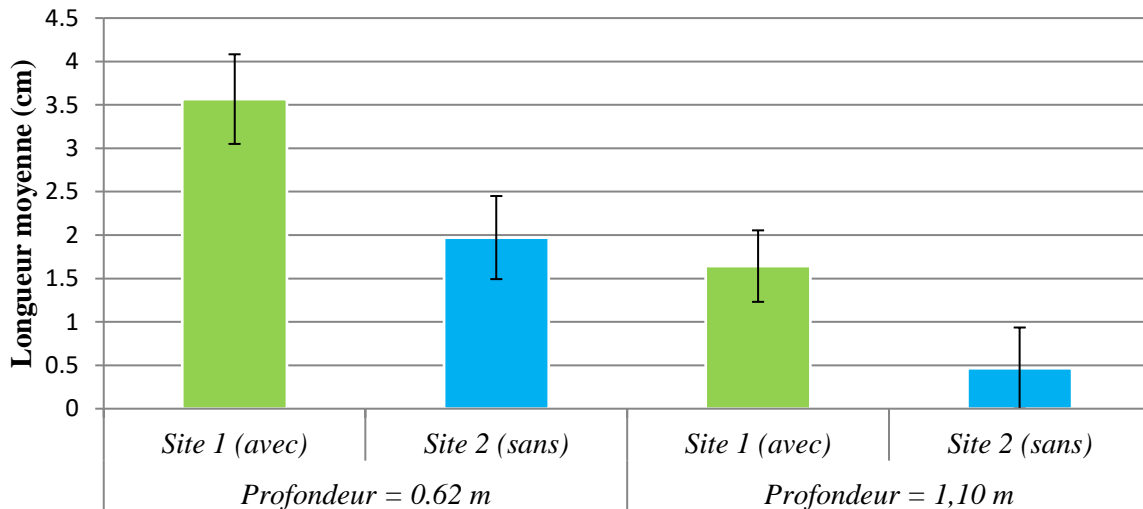


Figure 26. Variation de la longueur moyenne des entre nœuds de *C.nodosa*.

Les entre-nœuds, représentent l'espace entre un nœud et le suivant, chaque nœud donne naissance à une racine principale, plus d'entre nœuds, entrainerait moins de racines principales à la naissance du rhizome et donc un problème d'ancrage au sédiment à long terme. Avec une longueur moyenne de racines principales moins importante pour le site en présence d'ENI (Figure 23), *C. nodosa* se trouverait face à un sérieux problème de compétition.

III.3. Etude des groupes taxonomiques associés

Les spécimens collectés, celles accrochés à la Cymodocée ou dans son espace d'enracinement, ont fait l'objet d'observation sous loupe et les groupes taxonomiques recueillis sont représentés dans la Figure 27. Pendant le traitement du sédiment, on a trouvé différentes espèces de gastéropodes qu'on a pu identifier par grands groupes taxonomiques. La liste est donnée en Annexe 3.

Les groupes taxonomiques recensés sont classés en :Foraminifères, Annélides, Gastéropodes, Amphipodes, Copépodes, et autres (œufs, larves, Diatomées, Dinophycées...). Ce sont les groupes dominants et les plus remarquables dans les échantillons.

Vue le nombre important d'espèces observés, et le temps nécessaire qu'il faudrait passer à leurs identification (temps qu'on n'a pas malheureusement), le choix a été fait de représenter les résultats en s'arrêtant aux groupes taxonomiques.

Les trois groupes les plus présents sont les Foraminifères, les Annélides et le groupe autres, indépendamment du site et de la profondeur.

Concernant la profondeur 0,62m, on remarque que les Foraminifères en absence de *C. cylindracea* sont présents à un pourcentage de 42% par rapport au total des groupes taxinomiques recensés (Figure 27.b). Ils sont seulement présents à 35% en présence de l'ENI au site 1 (Figure 27.a). Au niveau de ce dernier, la différence va en faveur des Copépodes, Annélides, Gastéropodes et autres. Les Amphipodes quant à eux marquent une baisse non significative en passant de 6% en absence de *C.cylindracea* à 5% en sa présence.

A la profondeur 1.10m, le même schéma de variation a été retrouvé, avec des Foraminifères en baisse significative ($p < 0.05$) en présence de l'ENI (42% au site 2 – Figure 27.d vs 35% au site 1 – Figure 27.c). Les amphipodes et les copépodes ont aussi marqué une baisse significative de 4% et de 2% respectivement. Les Annélides paraissent le groupe taxonomique qui profite le plus de la présence de *C. cylindracea*, avec une augmentation significative de 12% (Figure 27.c).

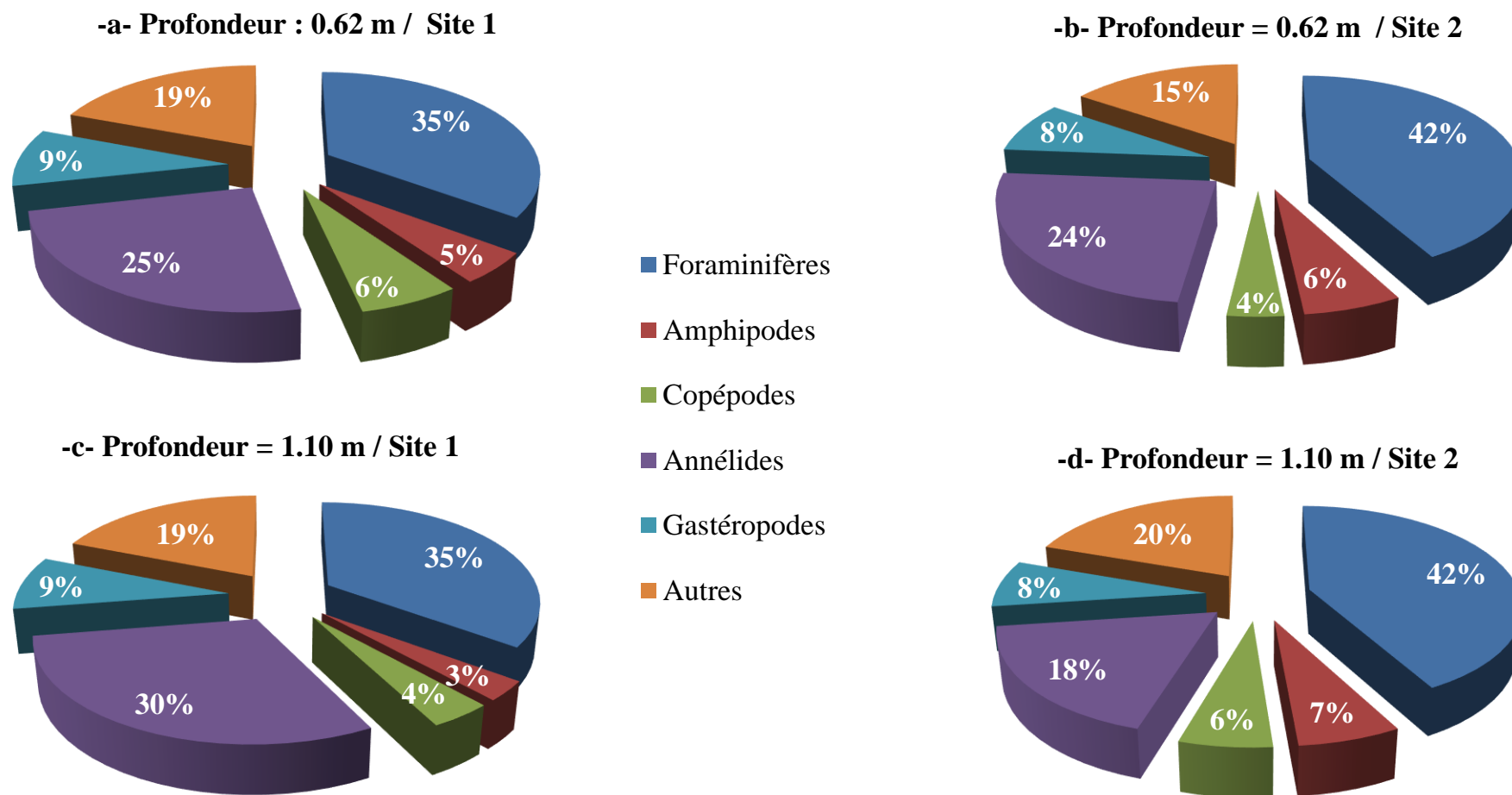


Figure 27. Contribution des différents groupes taxonomiques observés en association avec *C.nodosa* dans le site 1 à 0,62m (a), site 2 à 0.62 m (b), site 1 à 1.1m (c) et site 2 à 11m (d).

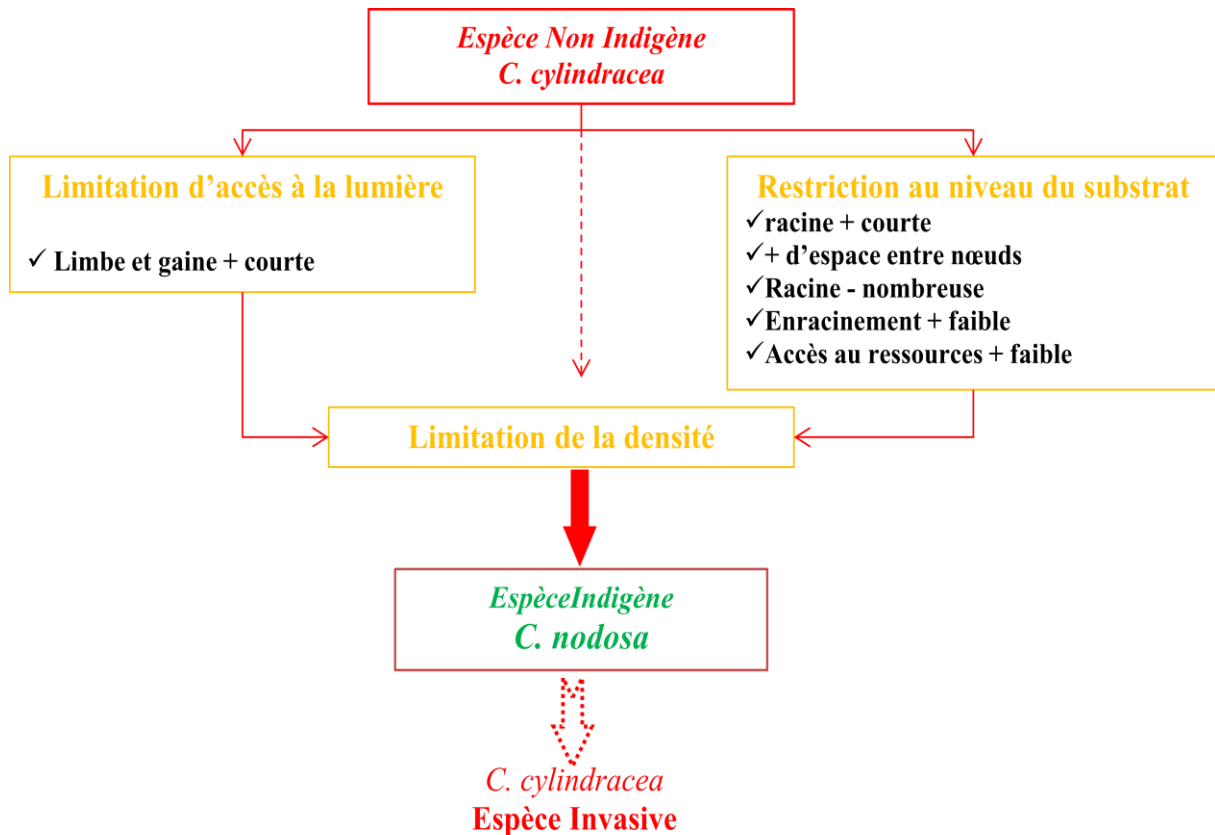
Des résultats semblables ont été rapportés par Mateu-Vicens *et al.* (2010), en effet, les foraminifères dominent le sédiment associé à *Posidonia oceanica* et *Caulerpa spp.* Même s'ils ne relèvent pas de différences en termes de composition taxonomique, l'abondance relative des taxons diagnostiqués étaient cependant très dissemblable.

La moindre diversité des assemblages associés à *Posidonia oceanica* est interprétée comme signe de maturité et de stabilité de l'écosystème dominé par quelques espèces de foraminifères bien adaptées (Mateu-Vicens *et al.*, 2010). Cependant, sur la base de la diversité, conclure par une meilleure stabilité concernant le milieu d'étude la petite Kuriat serait erronée au vue des résultats trouvé concernant l'impact de *Caulerpa cylindracea* sur la biométrie de *C. nodosa*.

La présence de *C. cylindracea* a certes modifié la dynamique de l'écosystème à la petite île Kuriat en impactant directement ou indirectement la diversité des espèces associées à *C. nodosa*.

CONCLUSION
ET
PERSPECTIVES

Les principaux résultats sont représentés dans le graphique suivant :



Au vu des résultats retrouvés lors de cette première étude autour de l'impact de *C. cylindracea*, sur l'espèce indigène de la petite île Kuriat *C. nodosa*, on peut conclure sur le statut écologique de type invasif de la Caulerpe étudiée.

En perspectives à ce travail, des recommandations d'études futures sont à émettre :

- Suivi spatio-temporel de la propagation de *Caulerpa cylindracea* au niveau de l'archipel Kuriat, sans oublier le reste de la Baie de Monastir.
- Suivi de la diversité faunistique associée au sein du réseau trophique en présence de cette espèce invasive, afin d'en détecter l'effet sur son fonctionnement.
- Trouver les moyens possibles de l'élimination de cette espèce invasive au cas où son impact serait dévastateur pour les plus hauts niveaux trophiques.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abi-Khalil, C., 2016. Effets apoptotiques du dinoflagellé *Alexandrium catenella* et de ses toxines sur les cellules immunitaires de l'huître creuse *Crassostrea gigas*. Implications dans la susceptibilité de l'huître aux vibrioses. *Thèse de Doctorat en Ecologie, Evolution, Ressources Génétiques et Paléobiologie*. Evolution [q-bio.PE]. Université de Montpellier. Français, fftel-01450626f.
- AFNOR., 1994. Association Française de Normalisation. Qualité du sol : Détermination de la teneur pondérale en matière sèche et en eau, Méthode gravimétrique. Paris (France).
- Aguir, A., 2009. Étude de l'impact de la protection du milieu marin sur les activités Socioéconomiques des îles Kuriat. *Mémoire de Mastère Spécialisé « Économie du Tourisme »*, Faculté de droit et des sciences économiques et politiques de Sousse, Tunisie.
- Aissi, M., Ben Amer, IB., Moslah S., Sghaier, YR., 2018. First record of the spotted sea hare *Aplysia dactylomela* Rang, 1828 in the south Mediterranean coast (Kuriat Islands, Tunisia). 24(2):163-68.
- Alongi, G., Cormaci, M., Furnari, G., Giaccone, G., 1993. Prima segnalazione di *Caulerparacemosa* (Chlorophyceae, Caulerpales) per la coste italiane. *Bollettino della seduta dell'Academia Gioenia di Scienze Naturali*, Catania, 26 (342) : 49-53.
- Amimi, R., 1998. Contribution à l'étude de la biodiversité marine en Tunisie. *Mémoire fin d'études*. INAT, 84 p.
- APAL/SCET-TUNISIE., 1999. Etude de gestion des zones sensibles littorales : Iles Kuriat. *Rapport de synthèse*, 96 pp.
- APAL/SCET-TUNISIE., 2000. Gestion des zones sensibles littorales : Les îles Kuriat.
- Ballesteros, E., Grau, M., Riera, F., 1999. *Caulerparacemosa* (Forsskal) J. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) a Mallorca. *Bollet de la Societat historia Natural de les Balears*, vol. 42, p. 68.
- Belkhiria, S., 1999. Tunisie. Actes du Workshop "Invasive *Caulerpa* Species in the Mediterranean" (Athènes), Édit. United Nations Environment Program / Mediterranean Action Plan, Technical Report Series, vol. 125, p. 295-296.
- Bell, J.D., Harmelin-Vivien, M.L., 1983. Fish fauna of french mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. Feeding habits. *Téthys* 11, 1-14.
- 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 *Caulerparacemosa-peltata* complex (Caulerpaceae, Chlorophyta). *Journal of Phycology* 50(1): 32–54.
- Ben Alaya, H., 1969. Mise en place des herbiers à phanérogames marines et des peuplements algaux dans le golfe de Tunis. *Bulletin de l'Institut d'Océanographie et de Pêche*. Salammbô, 1969, vol 1. 3 : 113-125.
- Ben Maiz, N., Shili, A., 2007. Les peuplements phytobenthiques du Lac Nord de Tunis de 1926 À 2006. RAC/SPA publ., Tunis: 247–249.
- Ben Souissi, J., 2015. Les espèces non indigènes invasives et leurs impacts sur l'environnement et les activités économiques en mer Méditerranée. *CIHEAM*. Watch Letter n°33.
- Bernard, G., Boudouresque, C.F., Picon, P., 2007. Long term changes in *Zostera* meadows in the Berre lagoon (Provence, Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73: 617-629.
- Boer, W.F., 2000. Biomass dynamics of seagrasses and the role of mangrove and seagrass vegetation as different nutrient sources for an intertidal ecosystem. *Aquatic Botany*. 66, 225–239.
- Boudouresque, C. F ., Meinesz, A., 1982. Découverte de l'herbier de Posidonie. *Cahiers du Parc national de Port-Cros* 4 : 1–79.
- Boudouresque, C., Verlaque, M., 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: Invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin*, 44(1):32-38.
- Boudouresque, C.F., 2012. Les invasions et transferts avec une attention spéciale au milieu marin. 248.
- Boudouresque, C.F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A.,, Tunesi, L., 2006. Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. RAMOGE pub., Monaco: 202 p.
- Boudouresque, C.F., Bernard, G., Pergent, G., Shili, A., Verlaque, M., 2009. Regression of Mediterranean Seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina*, 52: 395-418.
- Boudouresque, C.F., Lemée, R., Mari, X., Meinesz, A., 1996. The invasive alga *Caulerpataxifolia* is not suitable diet for the sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Aquatic Botany*. 53, 245e250.

- Boudouresque, C.F., Verlaque, M., 2010. Is global warming involved in the success of seaweed introductions in the Mediterranean Sea Seaweeds and their role in globally changing environments . *Springer publication*, Dordrecht, pp. 31-50.
- Boutin, R., 2000. Dragage et rejets en mer. Les produits de type vase. *Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées*. 307p.
- Brosnahan, M.L., David, M., Kulis, A.R., Solow, D.L., Erdner, L.P., Jane, L., Donald, MA., 2010. Outbreeding lethality between toxic Group I and nontoxic Group III *Alexandrium tamarense* spp . Isolates : Predominance of heterotypic encystment and implications for mating interactions and biogeography. *Deep-Sea Research Part II* 57(3-4):175-89.
- CAR/ASP—PNUE/PAM., 2014. Elaboration d'un Plan de Gestion pour l'Aire Marine et Cotière Protegee des îles Kuriat (Tunisie)—Phase 1: Bilan et Diagnostic. Par Thetis-Cabinet Sami Ben Haj. Ed. CAR/ASP—Projet MedMPAnet, Tunis: 72 p.
- CAR/ASP—PNUE/PAM., 2015. Elaboration d'un Plan de Gestion pour l'Aire Marine et Côtière Protégée des îles Kuriat (Tunisie)—Phase 2: Gestion de l'AMCP, définition des objectifs et planification des opérations. Par Thetis-Cabinet Sami Ben Haj. Ed. CAR/ASP—Projet MedMPAnet, Tunis: 56 p.
- Cariton, J., Geller, J., 1993. Ecological Roulette: The Global Transport of Non indigenous Marine Organisms. *Science* (New York, N.Y.). 261. 78-82. 10.1126/science.261.5117.78.
- Caye, G., Meinesz, A., 1985. Observations on the vegetative development, flowering and seedling of *Cymodoceanodosa* (Ucria) Ascherson on the Mediterranean coasts of France. *Marine Ecology Progress Series*. 22: 277-2.
- Cebrian, J., Duarte, C.M., 2001. Detrital stocks and dynamics of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Spanish Mediterranean. *Aquatic Botany*. 70, 295–309.
- Ceccherelli, G., Piazzini, L., 2001. Dispersal of *Caulerparacemosa* fragments in the Mediterranean: lack of detachment time effect on establishment. *Botanica Marina*, 44:209-213.
- Ceccherelli, G., Piazzini, L., Balata, D., 2002. Spread of introduced *Caulerpa* species in macroalgal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 280, 1e11.

- Celebi, B., Gucu, A.C., Ok, M., Sakinan, S., Akoglu, E., 2006. Hydrographic indications to understand the absence of *Posidonia oceanica* in the Levant sea (Eastern Mediterranean). *Biologia Marina Mediterranea*, 13 (4): 34-38.
- Chebaane, S., Sempere-valverde, J., Dorai, S., Kacem, A., Sghaier, Y., 2019. A Preliminary inventory of alien and cryptogenic species in Monastir Bay, Tunisia: spatial distribution, introduction trends and pathways. *Mediterranean Marine Science*, 0, 616-626.
- Cirik, S., 1999. Turquie. Actes du Workshop "Invasive *Caulerpa* Species in the Mediterranean" (Athènes), Édité. United Nations Environment Program / Mediterranean Action Plan, Technical Report Series, vol. 125, p. 299-300.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J., ..., Voultsiadou, E., 2010. The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE* 5(8): e11842. doi:10.1371/journal.pone.0011842.
- Cottallorda, J.M., Gratiot, J., Mannoni, P.A., Vaugelas, J., 2008. Évaluation cartographique de l'expansion des *Caulerpes* envahissantes le long du littoral monégasque et ses parages immédiats (Cap d'Ail - Cap Martin). Campagne 2006-2008. Édité. Accord RAMOGE et Université de Nice - Sophia-Antipolis (EA 4228 ECOMERS), 46 p.
- De Poorter, M., 2009. Menace en mer, les espèces exotiques envahissantes dans l'environnement marin. Édité par l'union internationale pour la conservation de la nature, suisse, 30 pp.
- Den Hartog, C., 1970. The sea-grasses of the world. *Verhandelingen der Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen, Afdeling Natuurkunde, Tweede Reeks*, 59 (1): 1-275.
- Dimassi, N., 2015. Inventaire Aranéologique de l' Archipel des îles Kuriat.
- Duarte, C.M., Middelburg, J.J., Caraco, N., 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2: 1-8.
- Dumay, O., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Amade, P., 2002. Variations in caulerpenyne contents in *Caulerpataxifolia* and *Caulerparacemosa*. *Journal of Chemical Ecology*. 28, 343e352.
- Espino, F., Tuya, F., Brito, A., Haroun, R., 2011. Ichthyofauna associated with *Cymodoceanodosa* meadows in the Canary Archipelago (central eastern Atlantic): community structure and nursery role. *Ciencias Marinas*. 37: 157-174.

- Fritsch, C., 1895. Über die Auffindung einer marinen Hydrocharidee im Mittelmeer. Verhandlungen der kaiserlich-königlichen zoologisch-botanischen Gesellschaft in Wien, 45: 104-106.
- Galil, B., 2018. Poisonous and venomous: marine alien species in the Mediterranean Sea and human health. p. 1-15. In: *Invasive Species and Human Health*. Mazza, G., Tricarico, E. (Eds). CABI, Wallingford, UK.
- Galil, B., Boero, F., Fraschetti, S., Piraino, S., Campbell, M., Hewitt, C., ... , Ruiz, G., 2015. The enlargement of the Suez Canal and introduction of Non-Indigenous Species to the Mediterranean Sea. Letter to the editors. *Association for the Sciences of Limnology and Oceanography (ASLO)*: 2-4.
- Galil, B., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., Ojaveer, H., 2017. The enlargement of the Suez Canal—Erythraean introductions and management challenges. *Management of Biological Invasions* 8(2):141–152.
- Galil, B.S., 2006. Species Factsheet: *Halophila stipulacea*. In: *Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (DAISIE)*, <http://www.europealiens.org>, 5th November 2006.
- Galil, B.S., 2012. Truth and consequences: The bioinvasion of the Mediterranean Sea. *Integrative Zoology*. 7(3):299-311.
- Galil, B.S., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., 2016. East is east and West is west? Management of marine bioinvasions in the Mediterranean Sea, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.
- Gravez, V., Boudouresque, C.F., Ruitton, S., 2005. Proposition d'une stratégie de contrôle des espèces envahissantes marines dans les eaux du Parc national de Port-Cros, illustrée par le cas de deux espèces de *Caulerpa*. GIS Posidonie et Parc national de Port-Cros publ., Fr : 1-68.
- Green, E.P., Short, F.T., 2003. *World atlas of seagrasses*. University of California, Berkeley, Los Angeles & London: 298 p.
- Guiry, M.D., Guiry, G.M., 2020 . AlgaeBase. Publication électronique mondiale, Université nationale d'Irlande, Galway (informations taxonomiques republiées d'AlgaeBase avec la permission de M.D. Guiry). *Caulerpacylindracea* Sonder, 1845. Consulté par: Registre mondial des espèces marines à: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=660621> le 2020-03-26.

- Guiry, M.D., Guiry, G.M., 2020. AlgaeBase. *World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway.*, available online at <http://www.algaebase.org>.
- Hadjichristophorou, M., Argyrou, M., Demetropoulos, A., Bianchi, T.S., 1997. A species list of the sublittoral soft-bottom macrobenthos of Cyprus. *Acta Adriatica*, vol. 38, n° 1, p. 3-32.
- Hawkins, C.L., Bacher, S., Essl, F., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Kuhn, I., ... Blackburn, T.M., 2015. Framework and guidelines for implementing the proposed IUCN Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT). *Divers. Distrib.*, 21(11): 1360-1363.
- Hemminga, M.A., Duarte, C.M., 2000. *Seagrass ecology*. Cambridge Univ. Press publ. 1310.
- Holm-Hansen, O., Lorenzen, C. J., Holmes, R. W. et Strickland, J. D. H., 1965. Fluorometric determination of chlorophyll. *Journal du Conseil / Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer (actuellement Journal of Marine Science)*30:3-15.
- IFREMER, 2000. Suivi de l'expansion de l'algue *Caulerpa taxifolia*, actions menées par l'IFREMER. Direction de l'environnement et de l'aménagement littoral, DEL/EC/BB/99.123.
- Jousson, O., Pawlowski, J., Zaninetti, L., Meinesz, A., Boudouresque, C.F., 2001. Intra-individual genetic polymorphism in *Caulerpataxifolia* populations and related *Caulerpa* species. Actes du "Fourth International Workshop on *Caulerpataxifolia*" (Marseille).
- Katsanevakis, S., Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Lasram, F. et al., 2014. Invading the Mediterranean Sea: Biodiversity patterns shaped by human activities. *Frontiers in Marine Science*, 1, 32.
- Katsanevakis, S., Dimitrios, P., Yokes, M.P., Mačić, V., Beqiraj, S., Kashta, L., ..., Zenetos, A., 2011. Twelve years after the first report of the crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) in the Mediterranean: Current distribution and invasion rates. *Journal of Biological Research*. 16:224-36.
- Katsanevakis, S., Tempera, F., Teixeira, H., 2016. Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mediterranean Sea case study. *Diversity and Distributions*, 22, 694-707.

- Klein, J., Verlaque, M., 2008. The *Caulerparacemosa* invasion: a critical review. *Marine Pollution Bulletin* 56: 205–225.
- Komatsu, T., Meinesz, A., Buckles, D., 1997. Temperature and light responses of alga *Caulerparataxifolia* introduced into the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 146, 145e153.
- Leung, B., Lodge, D.M., Finnoff, D., Shogren, J.F., Lewis, M.A., Lamberti, G., 2002. An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceeding of the Royal Society B* 269:2407–2413.
- Lorenzen, J., 1980. UNESCO Technical Papers In Parsons, T. P, Maita, Y. et Lalli, C. M. (Eds). A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis. *Pergamon Press*. 173pp.
- Maciver, SK., Evans, J., Borg, JA., Ramos-Esplá, A. et Schembri, PJ., 2017. Status of the “Mangrove tunicate” *Ecteinascidia turbinata* (Ascidiacea: Perophoridae) in the Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 97(2):369-76.
- Mannino, A.M, Parasporo, M., Crocetta, F., Balistreri, P., 2017. An updated overview of the marine alien and cryptogenic species from the Egadi Islands Marine Protected Area (Italy). *Marine Biodiversity* 47(2):469–480.
- Martino, V., Giaccone, G. 1995. La dispersione in Mediterraneo di alghe tropicali del genere *Caulerpa*. *Bollettino dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali Catania*, vol. 28, n° 349, p. 693-705.
- Mateo, M.A., Romero, J., 1997. Detritus dynamics in the seagrass *Posidonia oceanica*: elements for an ecosystem carbon and nutrients budget. *Marine Ecology Progress Series*, 151: 43-53.
- Mazzella, L., Buia, M., Gambi, M.C., Lorenti, M., Russo, G.F., Scipione, M.B., Zupo, V., 1992. Plant-animal trophic relationships in the *Posidonia oceanica* ecosystem of the Mediterranean Sea : a review. *In : Plant-Animal Interactions in the Marine Benthos..* John, D.M, Hawkins, S.J., Price, J.H. Edit. Clarendon Press. 165-18.
- Mbarek, M., 2016. Évaluation Économique des Aires Marines Protégées: Apports Méthodologiques et Applications aux îles Kuriat (Tunisie).
- MEDAR web site : Mediterranean Data Archiving and Rescue project. <http://modb.oce.ulg.ac.be/backup/medar/medar.html> (consulté le 2 juillet 2020).

- Meinesz, A., Belsher, T., Thibaut, T., Antolic, B., Ben Mustapha, K., Boudouresque, C.F., ..., Zuljevic, A., 2001. The introduced alga *Caulerpataxifolia* continues to spread in the Mediterranean. *Biological Invasions*, 3: 201–210.
- Meinesz, A., Benichou, Blachier, J., Komatsu, T., Lemée, R., Molenaar, H., Mari, X., 1995. Variations in the structure, morphology and biomass of *Caulerpataxifolia* in the Mediterranean. *Botanica Marina* 38, 499e508.
- Micheli, F., Halpern, B.S., Walbridge, S., Ciriaco, S., Ferretti, F. et al., 2013. Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea marine ecosystems: assessing current pressures and opportunities. *PloS one*, 8 (12), e79889.
- Montefalcone, M., Morri, C., Peirano, A., Albertelli, G., Bianchi, C.N., 2007. Substitution and phase shift within the *Posidonia oceanica* seagrass meadows of NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75: 63–71.
- Nizamuddin M, 1991. The Green Marine Algae of Libya. Bern, Switzerland: Elga.Publ. Bern Switzerland, 227 pp.
- Occhipinti-Ambrogi, A., 2001. Transfer of marine organisms: a challenge to the conservation of coastal biocoenoses. *Aquatic Conservation: marine and freshwater Ecosystems*, 11 (4), 243-251.
- Occhipinti-Ambrogi, A., 2007. Global change and marine communities: alien species and climate change. *Marine Pollution Bulletin* 55(7–9):342–352.
- Occhipinti-Ambrogi, A., Savini, D., 2003. Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 542-551.
- Ojaveer, H., Galil, B S., Campbell, M. L., Carlton, J. T., Canning- Clode, J., Cook, E J., ..., Olenin, S., Ruiz, G., 2015. Classification of Non-Indigenous Species Based on Their Impacts: Considerations for Application in Marine Management.
- Olenin, S., Alemany, F., Cardoso, A.C., Gollasch, S., Gouletquer, P., et al., 2010. Marine Strategy Framework Directive – Task Group 2 Report Non-indigenous species Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, 44 pp.
- Otero, M., Cebrian, E., Francour, P., Galil, B. et Savini, D., 2013. Monitoring Marine Invasive Species in Mediterranean Marine Protected Areas (mpas): A strategy and practical guide for managers. Malaga, Spain: IUCN. 136.

- Ould Ahmed, N., Meinesz, A. 2007. First record of the invasive alga *Caulerparacemosa* on the coast of Algeria. *Cryptogamie, Algologie*, vol. 28, n°3, p. 303-305.
- Owens, P.R., Rutledge, E.M., 2005. « Morphology » *Encyclopaedia of Soils in the Environment, Earth Systems and Environmental Sciences*, 511-520.
- Özbek, E.Ö., S. Mavruk., I. Saygu., B. Öztürk., 2017. Lionfish distribution in the eastern Mediterranean coast of Turkey. *J. Black Sea/ Medit. Environ.*, 23(1), 1-16.
- Panayotidis, P., Žuljevic, A., 2001. Sexual reproduction of the invasive green algae *Caulerparacemosa var. occidentalis* in the Mediterranean Sea. *Oceanologica Acta*, 24:199-203.
- Papacostas, KJ., Rielly-Carroll, EW., Georgian, SE., Long, DJ., Princiotta, SD., Quattrini, AM., Reuter, KE. et Freestone, AL., 2017. Biological mechanisms of marine invasions. *Marine Ecology Progress Series* 565:251–268.
- Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M.M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Von, H.B., ..., Goldwasser, L., 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological invasions*, 1: 3-19.
- Pavan, G., 2008. The shipping noise issue, a challenge for the survival and welfare of marine life. Vol. 1.
- Perez, M., Duarte, C.M., Romero, J., Sand-Jensen, K. and Alcoverro, T. 1994. Growth plasticity in *Cymodocea nodosa* stands: The importance of nutrient supply. *Aquatic Botany*, 47: 249–264.
- Pergent, G., Bazairi, H., Bianchi, C.N., Boudouresque, C.F., Buia, M.C., Clabaut, P., ..., Verlaque, M., 2012. Les herbiers de Magnoliophytes marines de Méditerranée : résilience et contribution à l'atténuation des changements climatiques. Gland, Suisse et Malaga, Espagne : IUCN. 80 pages.
- Pergent, G., Rico-Raimondino, V., Pergent-Martini, C., 1997. Fate of primary production in *Posidonia oceanica* meadows of the Mediterranean. *Aquatic Botany* 59, 307-321.
- Pergent, G., Romero, J., Pergent-Martini, C., Mateo, M.A., Boudouresque, C.F., 1994. Primary production, stocks and fluxes in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series*, 106: 139-146.

- Pergent-Martini, C., 2000. Protection des habitats d'herbiers de phanérogames marines de Méditerranée – Les études d'impacts en milieu marin. CAR/ASP Tunis et EqEL publ. : 1-52 + Annexes.
- Piazzzi, L., Ceccherelli, G., Cinelli, F., 2001. Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga *Caulerparacemosa* in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 210, 161e165.
- Piazzzi, L., Cinelli, F., 1999. Développement et dynamique saisonnière d'un peuplement méditerranéen de l'algue tropicale *Caulerparacemosa* (Forsska°l) J. Agardh. *Cryptogamie Algologie* 20, 295e300.
- Piazzzi, L., Meinesz, A., Verlaque, M., Akc,ali, B., Antolic', B., Argyrou, M., ..., Ceccherelli, G., 2005. Invasion of *Caulerparacemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: an assessment of the early stages of spread. *Cryptogamie Algologie*.
- Renoncourt, L., Meinesz, A., 2002. Formation of propagules on an invasive strain of *Caulerpa racemosa* (Chlorophyta) in the Mediterranean Sea. *Phycologia*, 41:533-535.
- Rilov, G., Crooks, J., 2009. Biological Invasions in Marine Ecosystems: Ecological, Management, and Geographic Perspectives. 10.1007/978-3-540-79236-9.
- Romero, J., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Mateo, M.A., Regnier, C., 1992. The detritic compartment in a *Posidonia oceanica* meadow : litter features, decomposition rates and mineral stocks. *Marine Ecology P.S.Z.N.I.* 13, 73-83.
- Sghaier, Y.R., Zakhama-Sraieb, R., Charfi, F., 2017. Spatio-temporal dynamics and biomass of *Cymodocea nodosa* in Bekalta (Tunisia, Southern Mediterranean Sea). *Marine Ecology*.
- Sghaier, Y.R., Zakhama-Sraieb, R., Mouelhi, S., Vazquez, M., Valle, C., Ramos-Espla, A., Astier, J., Verlaque, M., Charfi-Cheikhrouha, F., 2015. Review of alien marine macrophytes in Tunisia. *Mediterranean Marine Science*, 17(1), 109-123.
- Sghaier, YR., Mouelhi, S., Vazquez, M., Valle, C., 2016. Review of alien marine macrophytes in Tunisia.
- Sghaier, YR., Zakhama-Sraieb, R., Benamer, I. et Charfi-Cheikhrouha, F., 2011. Occurrence of the seagrass *Halophila stipulacea* (Hydrocharitaceae) in the southern Mediterranean Sea. *Botanica Marina* 54(6):575-82.

- Simberloff, D., Martin, J.L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., ..., Pyšek, P., 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecology Evolution*, 28(1): 58-66.
- Smith, C.M., Walters, L.J., 1999. Fragmentation as a strategy for *Caulerpa* species: fates of fragments and implications for management of an invasive weed. *Marine Ecology PSZNI*, 20:307-319.
- Stevens, D.T., 1999. Malta. In: Proceedings of the Workshop on Invasive *Caulerpa* Species in the Mediterranean. Actes du Workshop "Invasive *Caulerpa* Species in the Mediterranean" (Athènes), Édité. United Nations Environment Program / Mediterranean Action Plan, Technical Report Series, vol. 125, p. 279-281.
- Streftaris, N., Zenetos, A., 2006. Alien marine species in the Mediterranean - the 100 'worst invasives' and their impact. *Mediterranean Marine Science*, 7 (1), 87-118.
- Ter Braak, C.J., 1996. Unimodal models to relate species to environment. *DLO-Agricultural Math. Group, Wageningen*, 266 p.
- Terrados, J., Agawin, N.S.R., Duarte, C.M., Fortes, M.D., Kamp-Nielsen, L., Borum, J., 1999. Nutrient limitation of the tropical seagrass *Enhalus acoroides* (L.) Royle in Cape Bolinao, NW Philippines. *Aquatic Botany* 65, 123-139.
- Terrados, J., Borum, J., 2004. Why are seagrasses important ? - Goods and services provided by seagrass meadows. In : European seagrasses : an introduction to monitoring and management. J Borum, CM Duarte, D Krause-Jensen, TM Greve, Edit. 8-10.
- Tlig-Zouari, S., Rabaoui, L., Irathni, I., Ben Hassine, O.K., 2009. Distribution, habitat and population densities of the invasive species *Pinctada radiata* (Molluca: Bivalvia) along the Northern and Eastern coasts of Tunisia. *Cahiers de Biologie Marine* 50(2):131-42.
- Tuya, F., Pérez, J., Medina, L., Luque, A., 2001. Seasonal variation of the macrofauna from three seagrass meadows of *Cymodocea nodosa* off Gran Canaria (Central-Eastern Atlantic Ocean). *Ciencias Marinas*, 27 (2), 223-234.
- Verlaque, M., Afonso-Carrillo, J., Gil-Rodriguez, M.C., Durand, C., Boudouresque, C.F., Le Parco, Y., 2004. Blitzkrieg in a marine invasion: *Caulerpa racemosavar. cylindracea* (Bryopsidales, Chlor-ophyta) reaches the Canary Islands (North-East Atlantic). *Biological Invasions* 6, 269e281.

- Verlaque, M., Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Gravez, V., 2000. The *Caulerpa racemosa* complex (Caulerpales, Ulvophyceae) in the Mediterranean Sea. *Botanica Marina* 43, 49-68.
- Verlaque, M., Durand, C., Huisman, J.M., Boudouresque, C.F., le Parco, Y., 2003. On the identity and origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta). *European Journal of Phycology* 38, 325e329.
- Verlaque, M., Fritayre, P., 1994. Modifications des communautés algales méditerranéennes en présence de l'algue envahissante *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh. *Oceanologica Acta* 17, 659e672.
- Viard, F., David, P., Darling, J., 2016. Marine invasions enter the genomic era: three lessons from the past, and the way forward. *Current Zoology* 62(6):629–642.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmanek, M., Westbrooks, R., 1997. Introduced species: a significant component of human caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21 (1), 1-16.
- Vizzini, S., Sarà, G., Michener, R.H., Mazzola, A., 2002. The role and contribution of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile organic matter for secondary consumers as revealed by carbon and nitrogen stable isotope analysis. *Acta Oecologica*. 23, 277–285.
- Zarranz, M., García-Jiménez, P., Robaina, R., 2012. Endogenous polyamine content and photosynthetic performance under hypo-osmotic conditions reveal *Cymodocea nodosa* as an obligate halophyte. *Aquatic Biology* 17. 7-17. 10.3354/ab00454.
- Zenetos, A., Gofas, S., Morri, C., Rosso, A., Violanti, D., Garcia Raso, J.E.,, Verlaque, M., 2012. Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. *Mediterranean Marine Science*, 13 : 328–352.
- Zenetos, A., Gofas, S., Verlaque, M., Çinar, M. E., Garcia Raso, J. E., Bianchi, C. N.,, Streftaris, N., 2010. Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean Marine Science*, 11(2), 381-493.
- Žuljevic, A., Antolic, B., Onofri, V., 2003. First record of *Caulerpa racemosa* (Caulerpales: Chlorophyta) in the Adriatic Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, vol. 83, p. 711-712.

ANNEXES

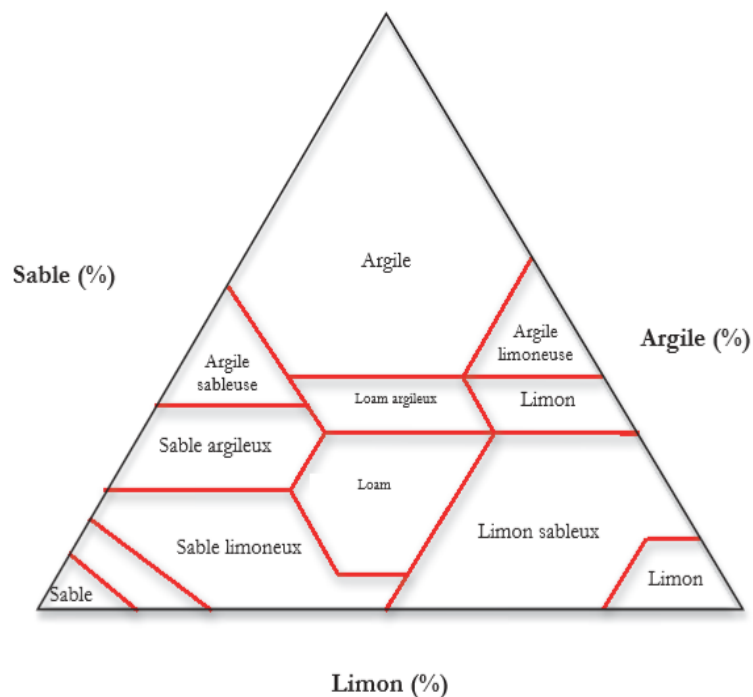
Annexe 1 :

Classements granulométriques suivant différents auteurs selon (Boutin R., 2000)

	Classification d'après Migniot		Classification d'après Aminot et al.		Classification d'après Koh et Chang	
Rudites >2mm	Blocs	> 200 mm	Blocs	> 20 mm	Graviers	> 2 mm
	Galets	20-200 mm	Graviers	2-20 mm		
	Graviers	2-20 mm				
Arénites 50/63µm à 2mm	Sables très grossiers	1-2 mm	Sables	50/63 µm – 2mm	Sables	63 µm – 2 mm
	Sables grossiers	0,5-1 mm				
	Sables moyens	0,25-0,5 mm				
	Sables fins	125-250 µm				
	Sables très fins	64-125 µm				
Lutites ou pélites <50/63µm	Silts	4-64 µm	Silts	2 µm – 50/63 µm	Silts	4-63 µm
	Précolloïdes	0,12-4 µm	Argiles	< 2 µm	Argiles	< 4 µm
	Colloïdes	< 0,12 µm				


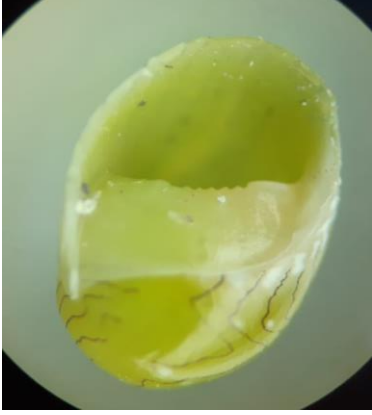
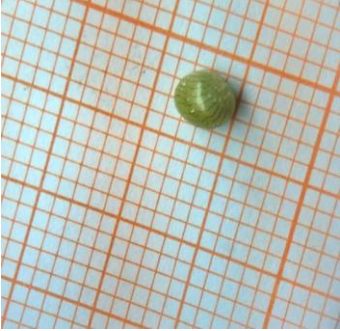





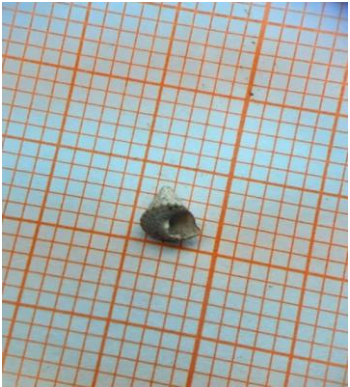
Annexe 2 :






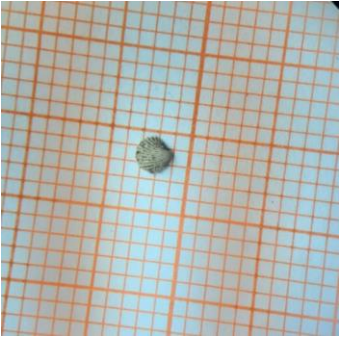

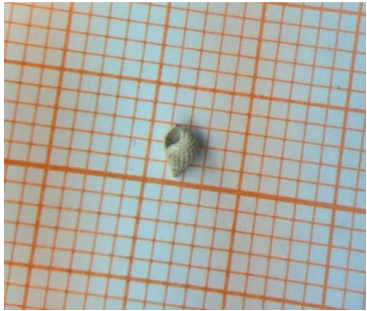
Abaque triangulaire de Taylor pour classier un sol (US Department of Agriculture Soil Textural Classification Triangle (Owens et Rutledge., 2005)




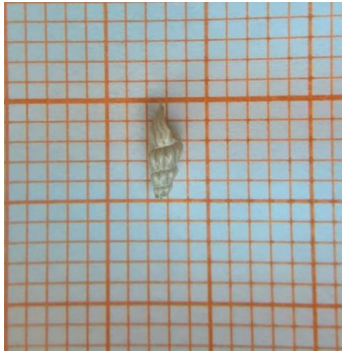

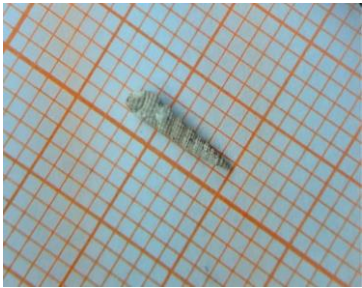

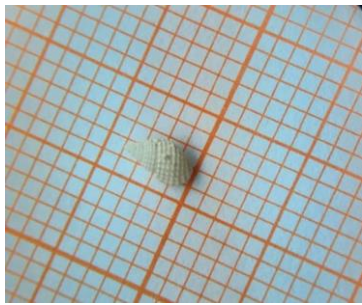







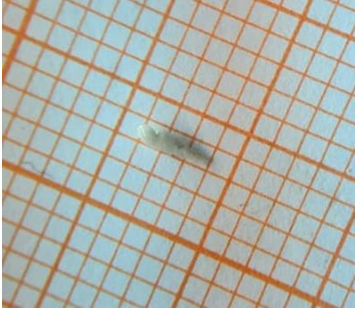


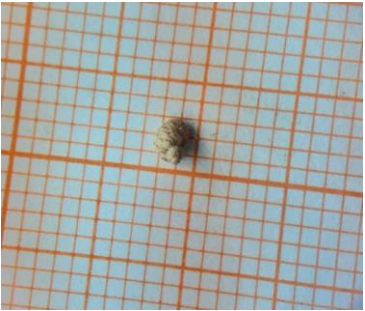
Annexe3 :

Liste non exhaustive des différentes espèces de Gastéropodes observés (coquilles vide comprises).

Photos			Espèce
			<i>Smaragdia viridis</i> (Linnaeus, 1758)
			<i>Cerithium scabridum</i> (Philippi, 1848)
			<i>Jujubinus striatus</i>

		<i>Tricolia pullus</i>
		<i>Alvania montagui</i>
		(Familia: cardiidae)
		?

		?
		<i>Mangelia sp</i>
		<i>Bittium reticulatum</i>
		<i>Alvania cimex</i>

			<p><i>Alvania montagu</i></p>
			<p><i>Melanella polita</i></p>
			<p><i>Tricolia pullus</i></p>

Nom de l'étudiant: Ramla BOUHLEL

Titre du PFE: Etude de l'impact de l'espèce non indigène *Caulerpa cylindracea* sur l'espèce native *Cymodocea nodosa*.

RÉSUMÉ

Dans le présent travail, nous avons effectué une comparaison entre deux sites dont l'un caractérisé par des herbiers homogènes de *Cymodocea nodosa* et l'autre par des herbiers hétérogènes en présence de *Caulerpa cylindracea* avec *C.nodosa*.

Cette comparaison consiste à l'étude des paramètres physico-chimiques des sites, du taux d'humidité, de la matière organique et de la granulométrie des sédiments, ainsi que l'étude de la densité, de la biométrie et des groupes taxonomiques associés aux *C. nodosa*.

Nos résultats montrent une régression générale des paramètres de vitalité comme la teneur en chl_a et de la densité des herbiers de cymodocée en présence de *C. cylindracea* corrélés à une relation compétitive entre ces deux espèces. Cette compétition serait due à la limitation d'accès à la lumière et la restriction au niveau du substrat, et par conséquent la limitation de la densité de cymodocée. Ainsi, nous pouvons déduire que l'algue *Caulerpa cylindracea* a acquis un pouvoir invasif au niveau de la petite Kuriat, et qu'il faudra surveiller à long termes.

Mots clés: Invasion biologique, *Caulerpa cylindracea*, *Cymodocea nodosa*, Biométrie, Densité, Relation compétitive, Sédiments.