



HAL
open science

Caractérisation actuelle et rétrospective des herbiers de *lostera noitei* sur la côte atlantique du Maroc : approche multi-proxy

Salma Benmokhtar

► To cite this version:

Salma Benmokhtar. Caractérisation actuelle et rétrospective des herbiers de *lostera noitei* sur la côte atlantique du Maroc : approche multi-proxy. Sciences agricoles. Nantes Université; Université Mohammed V-Agdal (Rabat, Maroc). Faculté des sciences, 2023. Français. NNT : 2023NANU4021 . tel-04307169

HAL Id: tel-04307169

<https://theses.hal.science/tel-04307169>

Submitted on 25 Nov 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THESE DE DOCTORAT EN COTUTELLE

L'UNIVERSITE DE NANTES

ECOLE DOCTORALE N° 604 *Sociétés, Temps, Territoires*

Spécialité : « Environnement, écologie marine et télédétection »

UNIVERSITÉ MOHAMMED V DE RABAT

Centre D'études Doctorales-Sciences Et Technologies

Spécialité : « Écologie Marine et télédétection »

Par **Salma BENMOKHTAR**

« **Caractérisation actuelle et rétrospective des herbiers de *Zostera noltei* sur la côte atlantique du Maroc : approche multi-proxy** »

Thèse présentée et soutenue à « Rabat », le « 16 Septembre 2023 »

Unité de recherche : LETG-Nantes (UMR CNRS 6554), Nantes Université

Laboratoire de Biodiversité, écologie et génome, Faculté des Sciences de Rabat,
Université Mohammed V De Rabat (Maroc)

Rapporteurs avant soutenance :

Céline ARZEL MCF-HDR, Université de Turku, Finlande
Mehdi MAANAN PH, Université Hassan II, Casablanca, Maroc

Composition du Jury :

Présidente : Rafika Hajji MCF-HDR, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat, Maroc

Examineurs : Céline Arzel MCF-HDR, Université de Turku, Finlande
Mehdi Maanan PH, Université Hassan II, Casablanca, Maroc

Dir. de thèse : Marc Robin Professeur des Universités, Université de Nantes, France
Hocein Bazairi PES, Faculté des Sciences de Rabat, Maroc

Co-dir. de thèse : Mohamed Maanan MCF-HDR, Université de Nantes, France

Invités

Françoise Debaine MCF, Université de Nantes, France
Abdelaziz Benhoussa PES, Faculté des Sciences de Rabat, Maroc
Bouabid Badaoui PH, Faculté des Sciences de Rabat, Maroc

Titre : Caractérisation actuelle et rétrospective des herbiers de *Zostera noltei* sur la côte atlantique du Maroc : approche multi-proxy.

Résumé

Les herbiers de *Zostera noltei* sont des habitats qui fournissent plusieurs services écosystémiques et socio-économiques aux communautés environnantes mais leur valeur reste encore méconnue et ne bénéficient pas d'un grand intérêt de protection au Maroc. Ces habitats qui sont en déclin dans le monde, sont présent dans plusieurs écosystèmes côtiers semi-fermés au Maroc, notamment dans la lagune de Merja Zerga. Dans cette étude l'objectif principal était de cartographier et suivre la dynamique spatiale des herbiers de *Zostera noltei* présent dans la lagune de Merja Zerga entre 2010 et 2020 grâce à l'utilisation des outils de télédétection.

Dans ce sens, nous avons réalisé des classifications dirigées : la classification orientée objet, appliquée aux mosaïques d'orthophotographies aériennes, et la classification par le modèle Random Forest appliquée aux données satellitaires : Spot 7, Sentinel 2. Les résultats des cartographies ont permis d'avoir des distributions assez précises des herbiers de *Z. noltei* et ont montré une expansion des herbiers au centre de la lagune au cours de cette décennie.

En plus, les biomasses aériennes de ces herbiers ont également pu être estimées en se basant sur les résultats des cartographies d'images Sentinel 2. Ceci représente une méthode qui permet d'avoir plus d'informations sur la quantité de carbone dans ces habitats d'une manière non destructive.

Mots clés :

Zostera noltei biomasse et cartographie, télédétection, lagune de Merja Zerga, imagerie satellitaire et mosaïques d'orthophotographie

Title: Current and retrospective characterization of *Zostera noltei* meadows on the Atlantic coast of Morocco: multi-proxy approach.

Abstract

Zostera noltei meadows are habitats that provide several ecosystem and socio-economic services to surrounding communities, but their value is still unknown and do not benefit from great protection interest in Morocco. These habitats, which are in decline worldwide, are present in several semi-closed coastal ecosystems in Morocco, notably in the lagoon of Merja Zerga. In this study, the main objective was to map and monitor the spatial dynamics of *Zostera noltei* meadows present in the Merja Zerga lagoon between 2010 and 2020 through the use of remote sensing tools.

In this sense, we carried out directed classifications: object-oriented classification, applied to aerial orthophoto mosaics, and classification by the Random Forest model applied to satellite data: Spot 7, Sentinel 2. The results of the mappings made it possible to have fairly precise distributions of *Z. noltei* beds and showed an expansion of beds in the center of the lagoon during this decade.

In addition, the aboveground biomasses of these meadows could also be estimated based on the results of Sentinel 2 image mapping. This represents a method that provides more information on the amount of carbon in these habitats in a non-destructive way.

Keywords:

Zostera noltei biomass and mapping, remote sensing, Merja Zerga lagoon, satellite imagery and orthophotography mosaics

Remerciements

Ce travail de thèse s'inscrit dans le cadre d'une codirection entre le Laboratoire de Biodiversité, Ecologie et Génome de la Faculté des Sciences, Université Mohammed V de Rabat et le Laboratoire Littoral, Environnement, Télédétection, Géomatique (LETG/ UMR-C 6554) à l'Institut de Géographie et d'Aménagement du Territoire de l'Université de Nantes. Elle a été réalisée sous la direction de Monsieur **Hocein BAZAIRI**, professeur à la Faculté des Sciences de Rabat et de Monsieur **Marc Robin**, professeur des universités à l'Université de Nantes. Cette thèse a été aussi co-encadré par M. **Mohamed MAANAN** HDR à l'Université de Nantes.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude et mes remerciements à mon directeur de thèse Monsieur **Hocein BAZAIRI**, professeur à la Faculté des Sciences de Rabat, pour sa confiance, son encadrement et son soutien aussi bien physique que moral. Ses conseils m'ont été indispensables à l'aboutissement de ce travail. Monsieur **BAZAIRI** est un directeur de thèse très compréhensible envers ses étudiants et qui ne manque pas de qualités professionnelles. Il a été toujours généreux en termes d'encouragement surtout lors des moments de doute et de faiblesses. J'ai eu le privilège de faire partie de ses étudiants au sein de la faculté de Science de Rabat durant plusieurs années, d'abord en License puis en Master. Après avoir terminé mon projet de fin d'étude en Master qui a été réalisé sous sa direction, je n'ai pas hésité à continuer mon parcours et entamer une thèse de Doctorat une nouvelle fois sous sa direction. J'ai pu durant tout ce cursus profiter de ses larges connaissances dans le domaine de l'écologie et de la biologie marine.

Mes sincères remerciements vont aussi à mon co-directeur de thèse Monsieur **Marc ROBIN**, professeur des universités à l'université de Nantes, pour son implication étroite dans mon travail de thèse, pour sa patience, et son aide à toutes les étapes. C'est bien grâce à son expertise que j'ai pu développer mes connaissances dans le domaine de la Télédétection. Je remercie Monsieur **ROBIN** aussi de sa confiance pour l'usage du spectroradiomètre (qui est un matériel délicat et de grande valeur) qu'il m'a confié pour réaliser les mesures de réflectances au terrain. Je suis extrêmement reconnaissante pour tous ses conseils sans lesquels le travail n'aurait pas pu aboutir.

Mes remerciements vont aussi à mon co-encadrant professeur **Mohammed MAANAN**, maitre de conférences à l'Université de Nantes, de m'avoir accueilli chaleureusement dans le laboratoire LETG-Nantes et pour son soutien et ces conseils tout au long de la réalisation de ce travail. Je suis reconnaissante à Monsieur **MAANAN** car il m'a été d'une aide précieuse lors de mes stages au laboratoire LETG-Nantes. Je le remercie profondément pour son assistance lors des procédures administratives et pour la recherche de logement, mais aussi parce qu'il

m'a donné énormément de conseils qui m'ont aidé à m'orienter dans la ville de Nantes. Enfin, je remercie Monsieur **MAANAN**, d'avoir accepté d'examiner ce travail et d'être parmi les membres du jury de ma soutenance.

Je voudrais adresser des remerciements appuyés à l'ensemble de mon jury de thèse pour l'attention toute particulière apportée à mon travail, à mon manuscrit, ainsi qu'à ma présentation orale.

Je remercie Monsieur **Abdelaziz BENHOUSSA**, professeur à la Faculté des Sciences de Rabat, responsable du Master 'Biodiversité, Gestion et Conservation' d'avoir accepté de présider le jury de ma thèse de Doctorat, et, pour sa bienveillance envers le bon déroulement de nos travaux de recherche au sein du laboratoire de Biodiversité, Ecologie et Génome de la Faculté des Sciences.

Je remercie Monsieur **Mehdi MAANAN**, professeur à la Faculté des Sciences Aïn Chock, de m'avoir accordé de son temps à plusieurs reprises pour les nombreuses discussions tout au long de la thèse afin d'approfondir mes connaissances dans les domaines de la cartographie et de la télédétection, mais également de m'avoir fourni les trois mosaïques d'orthophotographie des années 2010, 2016 et 2018 qui ont été exploitées dans ce travail. Je le remercie pour ces remarques et commentaires précis autant qu'examineur de ce travail et pour être présent comme l'un des membres du jury de ma soutenance.

Merci également à Monsieur **Bouabid BADAOU**, professeur à la Faculté des Sciences de Rabat, d'abord pour son aide quant à l'utilisation du logiciel R, ses conseils ont été d'une grande utilité pour l'obtention de mes résultats de recherche. De plus, je le remercie d'avoir accepté de juger ce projet et d'être un membre du jury de ma soutenance.

Je remercie Madame **Françoise DEBAINE**, maître de conférences à l'Université de Nantes, que j'ai eu l'honneur de rencontrer durant mon stage au laboratoire LETG-Nantes. Son aide généreuse m'a permis de me familiariser au logiciel eCognition, un outil dont la maîtrise est un atout important pour avancer dans le domaine de la télédétection. Je tiens aussi à la remercier d'avoir accepté de juger ce travail et d'être un membre du jury de ma soutenance.

Je remercie Madame **Céline ARZEL** ; maître de conférences à l'Université de Turku en Finlande d'avoir accepté d'examiner cette thèse autant que rapporteur et de faire partie du

membre du jury de ma soutenance. Mes sincères remerciements pour votre lecture très attentive et vos commentaires et remarques pertinents.

Je remercie Madame **Rafika HAJJI**, maitre de conférences à l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II (Maroc) d'avoir humblement accepter de faire partie du jury de soutenance.

En fin je tiens à remercier tous mes collègues docteurs au Laboratoire de Biodiversité, Ecologie et Génome de la Faculté des Sciences, et plus précisément **Keltoum OUASSAL, Loubna TIFAROUINE, Halima LOUIZI, Loubna BOUTAHAR** et **Soilam BOUTOUMIT** pour leur soutien et leur aide pendant les missions de terrains.

Dédicace

Je suis reconnaissante à ma famille qui a fait de moi ce que je suis et qui a partagé avec moi tous les hauts et les bas de cette expérience unique.

Je dédie ce travail en premier à mes parents ;

*Je remercie tout particulièrement ma chère mère **Fatima** et mon cher père **Rachid** de m'avoir soutenu durant mes études surtout durant ces dernières années, pour leur patience et pour leurs sacrifices.*

Ensuite, je le dédie à :

Mes chères sœurs Kawtar et Keltoum ainsi qu'à mon Cher frère Ahmed Tijani.

*À la fin, je ne pourrai oublier le grand soutien moral de mes chères amies :
À Keltoum, Hanae, Malika et Loubna.*

Avant-propos

Cette étude s'inscrit dans le cadre d'une convention de cotutelle, signée en 2017, entre l'Université Mohammed V de Rabat et l'Université de Nantes. Ce travail de thèse a bénéficié du soutien financier de la Faculté des Sciences de Rabat par la bourse du cycle doctoral pendant 3 ans et les primes de publication de M. **Hocein BAZAIRI** (pour les billets d'avion). Les missions de terrain ont été en partie financées par l'association « Action Bleu Maroc" domicilié à la Faculté des Sciences de Rabat. La thèse a également été soutenue par le financement du laboratoire LETG (UMR-C 6554) de l'Université de Nantes pour les séjours scientifiques à Nantes et pour les charges de mes deux publications scientifiques. Il a également bénéficié du programme APUR 2019 pour un séjour scientifique à l'Université de Nantes.

Table des matières

Résumé.....	I
Abstract.....	II
Remerciements.....	III
Dédicace.....	VII
Avant-propos	VIII
Table des matières	IX
Liste des figures	XI
Liste des Figures : Chapitre 3	XII
Liste des figures : Chapitre 4	XIII
Liste des tableaux.....	XIII
Liste des tableaux : Chapitre 3.....	XIV
Liste des tableaux : Chapitre 4.....	XV
Introduction générale	- 1 -
Partie 1 : Synthèse bibliographique	- 6 -
Chapitre 1 : Contexte d'étude	- 7 -
A- Présentation du modèle biologique “les herbiers de <i>Zostera noltei</i> Hornemann.”.-	8 -
B- La lagune de Merja Zerga, la plus importante zone humide au Maroc.....	- 12 -
Chapitre 2 : Notions de télédétection et application à la cartographie des herbiers	
marins.....	- 18 -
Définition générale.....	- 19 -
Principe de la télédétection	- 19 -
Techniques de télédétection	- 23 -
Télédétection des environnements d'herbiers marins—Pourquoi ?	- 27 -
Partie 2 : Cartographies des herbiers de <i>Zostera noltei</i> dans la lagune de Merja Zerga par télédétection	- 28 -

Chapitre 3: Mapping and quantification of the dwarf eelgrass <i>Zostera noltei</i> using a random forest algorithm on a SPOT 7 satellite image.....	- 36 -
Résumé.....	- 37 -
Abstract	- 38 -
1. Introduction	- 38 -
2. Materials and Methods	- 40 -
3. Results.....	- 47 -
4. Discussion	- 54 -
5. Conclusion	- 59 -
Chapitre 4: Monitoring the spatial and interannual dynamic of <i>Zostera noltei</i>.....	- 72 -
Résumé.....	- 73 -
Abstract	- 74 -
1. Introduction	- 75 -
2. Study site and methods.....	- 76 -
3. Results.....	- 86 -
4. Discussion	- 90 -
5. Conclusion	- 93 -
Discussion générale	- 109 -
Conclusion Générale.....	- 113 -
Bibliographie	- 116 -

Liste des figures

Figure 1: a/Description morphologique de <i>Zostera noltei</i> , b/vue microscopique de l'apex échancré des feuilles de <i>Z. noltei</i> . (Source : MNHN et OFB, 2022)	- 9 -
Figure 2: Aire de répartition mondiale des herbiers de <i>Zostera noltei</i> (Source : UICN, 2010). - 9 -	
Figure 3: Aire de répartition des herbiers de <i>Zostera noltei</i> sur la côte marocaine atlantique. (Source : Benmokhtar Salma, 2022).....	- 10 -
Figure 4: Les domaines du spectre électromagnétique (modifié de la source : Wikimedia Commons, 2013. https://commons.wikimedia.org/wiki/File:EM_Spectrum_Properties_reflected.svg)	- 19 -
Figure 5: Signature spectrale des différents types de surfaces sous forme de courbe : végétation (en vert), sol sec (en orange), sol humide (en marron), eau clair (en bleu) et eau turbide (en violet). (Source : sfpt, 2013. https://www.sfpt.fr/hyperspectral/wp-content/uploads/2013/01/TP_Giroux.pdf).	- 20 -
Figure 6: Signature spectrale de la végétation (selon les domaines du visible, proche infrarouge et SWIR). (Source d'après une illustration originale de Mark R. Elowitz sur l'imagerie hyperspectrale : Gédéon, 2015. https://un-regard-sur-la-terre.org/2015/09/des-pixels-et-des-parcelles-les-pratiques-agricoles-vues-par-le-satellite-sentinel-2.html)	- 22 -
Figure 7: Caractéristiques de réflectance spectrale de l'eau claire et trouble dans la gamme spectrale visible et proche infrarouge (0,5 à 1,0 µm) (Adapté de Davis et al.1978). (Source : Malinowski et al., 2015)	- 23 -
Figure 8: Exemples de satellites optiques avec leur niveau de résolution spatiale (Source : IDGEO, 2019. "La donnée satellitaire au service des territoires, comment la choisir, comment l'exploiter" - Journée technique du Cerema du 11 février 2019, Toulouse. https://www.applisat.fr/generalites-satellites/les-satellites-capteurs-domaines-spectraux-et-caracteristiques).	- 24 -
Figure 9: Image d'un quadrat de <i>Ruppia cirrhosa</i> (Petagna) prise dans la Merja Kahla. ...	- 29 -
Figure 10: Herbiers de <i>Zostera noltei</i> dans la partie Est (image gauche) et dans la partie Ouest (image droite) de la lagune de Merja Zerga.	- 30 -
Figure 11: a/ Image Sentinel-2 acquise le 25-08-2018 ; b/ Image Sentinel- 2 acquise le 21-07-2018.	- 32 -
Figure 12: Image Pléiade masquée en appliquant les maques de limites de marée hautes et basse	- 32 -
Figure 13: Délimitation de la zone d'étude : Merja Zerga et des limites de marée pour l'image Pléiade (a) ; Cartes d'habitats issues des classification « Iso Cluster » (b) et « OBIA » (c) appliquées à l'image Pléiade.	- 33 -
Figure 14: Image Pléiade (à gauche) et image Spot 7 (à droite) et leur détail respectif	- 34 -
Figure 15: Cartes d'habitats issues de la classification « K- means » (a) et « OBIA » (b) appliquées à l'image SPOT 7.	- 35 -

Liste des Figures :

Chapitre 3

- Figure 1. *Z. noltei* sampling stations in the Merja Zerga lagoon: S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7 (source: Image SPOT 7).
- Figure 2. Flowchart of data processing to map dwarf eelgrass *Z. noltei* and algae in the Merja Zerga lagoon.
- Figure 3. Spectral signatures for the eight different habitat types in the Merja Zerga lagoon: emerged *Z. noltei*, submerged *Z. noltei*, algae, mixed beds of *Z. noltei* and algae, sand, mud, and shallow water. Left: average spectra (n = 5) numbers degraded to the four SPOT 7 satellite image bands: 1 (blue; 450–520 nm), 2 (green; 530–590 nm), 3 (red; 625–695 nm), and 4 (NIR; 760–890 nm). Right: average spectra acquired at the spectral resolution of a JAZA0478 spectroradiometer.
- Figure 4. Quadrats of *Z. noltei* in the homogeneous station (a) S3 and in mixed stations (b) S5 (dense) and (c) S7 (sparse, submerged), their respective bed photography (d–f).
- Figure 5. Random forest results: mean decrease Gini values for the 13 bands (L.1: band 1; L.2: band 2; L.3: band 3; L.4: band 4; L.5: GNDVI; L.6: NDVI; L.7: CVI; L.8: GVI; L.9: ICS; L.10: NLI; L.11: EVI; L.12: IB; L.13: SAVI).
- Figure 6. The average of 1371 pixels per class for each of the 4 Bands and 9 indices of the SPOT 7 image.
- Figure 7. (a) Random forest classification results and (b) the distribution of dwarf eelgrass *Z. noltei* and macroalgae in Moulay Bousselham lagoon.
- Figure 8. Aboveground biomass in g DW/m² per *Z. noltei* class (a–c) in the Merja Zerga lagoon.
- Figure 9. Macroalgae species associated with *Z. noltei* (a) and filamentous green macroalgae (b) in the mixed beds observed in the intertidal area of the Merja Zerga lagoon.

Liste des figures :

Chapitre 4

- **Fig 1** Geographic location of the Merja Zerga lagoon with field views of sparse (a) and (b) dense beds of *Zostera noltei* (Source Sentinel-2 satellite image 09.28.2020)
- **Fig 2** Mosaics of orthophotographs of the Merja Zerga lagoon: 2010, 2016 and 2018; the Sentinel-2 image from left to right: 09.29.2018, 08.20.2019, 09.28.2020 (image contrast and brightness adjusted)
- **Fig 3** Flowchart of data processing to map *Z. noltei* and algae in the Merja Zerga lagoon
- **Fig 4** OBIA classification steps applied to the 2018 orthophoto mosaic (a: MSR segmentation using level 10; b: samples of classes assigned to objects used for classification; c: habitat map resulting from the classification)
- **Fig 5** Mean Decrease Gini for each Sentinel-2 image, left to right: 09.29.2018, 08.20.2019, 09.28.2020
- **Fig 6** Distribution of the eight classes of habitat in the Merja Zerga lagoon based on results of random forest classification for the Sentinel-2 images, left to right: 09.29.2018, 08.20.2019, 09.28.2020
- **Fig 7** Distribution of dwarf eelgrass *Z. noltei* beds in the Merja Zerga lagoon based on eCognition classification results from 2010, 2016 and 2018 mosaics
- **Fig 8** Aboveground biomass estimated from the NDVI-Sentinel-2 image: 09.29.2018, 08.20.2019, 09.28.2020
- **Fig 9** Field photography of three densities of *Zostera noltei* beds showing the presence of opportunistic green algae

Liste des tableaux

Tableau 1: Caractéristiques des images Sentinel-2 utilisées pour définir les limites des marées basse et haute. - 31 -

Liste des tableaux :

Chapitre 3

- Table 1. *Z. noltei* field sampling stations in the Merja Zerga lagoon.
- Table 1. SPOT 7 satellite image bands and the 9 indices used for random forests classification.
- Table 2. The average biomass of *Z. noltei* in g/m² per station in the Merja Zerga lagoon (stations S3, S4, S5, S6, and S7).
- Table 3. Cover percentage of *Z. noltei* per station in the Merja Zerga (stations S1, S2, S3, S4, S5, S6, and S7; : insufficient quadrats).
- Table 4. The surface areas in ha estimated for *Z. noltei* meadows for each station in the Merja Zerga lagoon: S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7.
- Table 6. Surface area for *Z. noltei* at each station in the Merja Zerga lagoon: S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7.
- Table 7. The average biomass for *Z. noltei* in g/m² for each station in the Merja Zerga lagoon: S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7.

Liste des tableaux :

Chapitre 4

- **Table 1** Characteristics of the three Sentinel-2 images analyzed in this study
- **Table 2** Spectral and spatial characteristics of Sentinel-2 bands
- **Table 3** Sentinel-2 satellite image bands and the seventeen indices used for random forest classification
- **Table 4** Total number of polygons (NP) for each land cover class and their respective average surface in m² (ASP) for the three S2 satellite images 09.29.2018; 08.20.2019; 09.28.2020
- **Table 5** Random forest parameters for each Sentinel-2 image
- **Table 6** Estimated coverage areas for *Z. noltei* beds by year in the Merja Zerga lagoon, in ha (not estimated)
- **Table 7** Evaluation of accuracy assessment of the 2010, 2016 and 2018 orthophotography mosaics and the 2018, 2019 and 2020 Sentinel-2 images classified with RF algorithm



Herbier de *Zostera noltei* dans la Merja Zerga (Photo prise le : 25 Octobre 2020)

Introduction générale

Les herbiers marins sont des habitats qui assurent d'innombrables services écosystèmes. Ces angiospermes marines sont notamment des espèces fondamentales pour les processus physico-chimiques et biologiques dans les écosystèmes côtiers et marins (Thorhaug et al. 2015). Ils représentent l'un des écosystèmes hautement productifs et abritent un large groupe d'espèces clés et d'espèces aquatiques biologiquement essentielles à tous les niveaux trophiques notamment pour les poissons juvéniles, les invertébrés ainsi que les oiseaux d'eau (Short et al., 2011). Ces phanérogames marines sont des espèces clés pour la conservation de la biodiversité (Wong, 2018), ils protègent les côtes contre l'érosion, les inondations et les ondes de tempête (Paul, 2018), améliorent la qualité de l'eau en filtrant les nutriments et les polluants (Sandoval-Gil et al., 2016 ; Bonanno et Orlando-Bonaca, 2017). De plus, ces espèces participent également à la forte oxygénation de l'eau et à une redistribution efficace des substances nutritives présentes dans l'eau. Ils permettent aussi le soutien à la pêche commerciale ; servent d'indicateurs locaux de la qualité de l'eau ; établissent une relation forte entre les chaînes alimentaires benthiques et pélagiques ; stabilisent les sédiments ; et servent de séquestres mondiaux de carbone (Waycott et al., 2009 ; Alongi, 2018). En effet, ces angiospermes marines possèdent un système racinaire et foliaire qui leur permet de stabiliser le substrat sablo-vaseux contre les courants et les vagues puissants, en particulier en période de tempête ; favorisant ainsi la production primaire en limitant la turbidité de l'eau (Mitra et Zaman 2015). Ces espèces de phanérogames sont qualifiées d'espèces "ingénieurs" car la disparition massive et la perte en densité de ces espèces a des conséquences importantes sur l'écosystème entier (Ganthy, 2011).

Les herbiers marins ainsi que les mangroves et les marais salants constituent ce qu'on appelle des écosystèmes de carbone bleu, qui, grâce à leurs fortes capacités de séquestration du carbone, ils représentent les puits de carbone les plus puissants de la biosphère et participent fortement à l'atténuation du changement climatique (Marre et al., 2019 ; Pham et al., 2019). En effet, la contribution économique des herbiers marins en termes de séquestration du carbone a été estimée à 394 US\$/ha/an (Dewsbury et al., 2016). Les herbiers marins bien qu'ils couvrent moins de 0,2 % de la superficie totale des océans du monde, ils enfouissent environ 27,4 Tg C an⁻¹, ce qui correspond à environ 10 % du carbone organique annuel estimé séquestré par les océans. Ces habitats peuvent stocker du carbone durant des millénaires avec un taux de séquestration 35 fois plus rapide que les forêts tropicales humides (Macreadie et al., 2014). A la différence des mangroves et marais salants qui font partie de la végétation côtière, les herbiers marins sont des espèces submergées qui se développent dans les eaux côtières peu profondes où ils acquièrent du carbone à partir de dioxyde de carbone dissous (CO₂) et de

bicarbonate (HCO_3^-) pour la photosynthèse (Beer et al., 2014). Ils jouent un rôle distinct dans la chimie des carbonates en réduisant la pression partielle ambiante de carbone dissous, et ainsi permettent d'atténuer l'acidification des océans (Manzello et al., 2012 ; Unsworth et al., 2012).

À l'échelle mondiale, les herbiers marins stockent 19,9 milliards de tonnes de carbone organique, ils dépassent ainsi celui des deux autres parties principales des écosystèmes de carbone bleu du monde combinées (Fourqurean et al., 2012). Toutefois, lorsque ces espèces de phanérogames marines se dégradent, ils ne peuvent plus piéger le carbone mais ils libèrent graduellement celui déjà stocké. Ces émissions ont été dérivés de modèles (Lovelock et al., 2017) et de calculs indirectes (Fourqurean et al., 2012 ; Pendleton et al., 2012) atteignant à peu près 0,65 gigatonnes par an mondialement (Hoegh-Guldberg et al., 2018) soit l'équivalent des émissions annuelles globale de l'ensemble de l'industrie du transport maritime (UNEP, 2020).

Ces plantes à fleurs marines préfèrent les sites protégés, tels que les baies peu profondes, les lagons et les estuaires, où les vagues sont limitées et où les niveaux de lumière et de nutriments sont élevés. Selon la disponibilité de la lumière du soleil, les herbiers marins se retrouvent jusqu'à environ 60 m de profondeur (Cullen-Unsworth et al., 2018). Plusieurs autres facteurs environnementaux physiques, chimiques et biologiques conditionnent le développement et la distribution des herbiers marins dont le taux de nutriments, la température de l'eau (Thomson et al., 2015 ; Hyndes et al., 2016), la salinité (Thomson et al., 2015), la profondeur, les courants, la houle, les marées, les vagues, et la nature physique du substrat (Duarte, 1991 ; Krause-Jensen et al., 2003, Unsworth et al., 2011). Néanmoins, un taux d'éléments nutritifs assez important engendre une diminution de la transparence de l'eau (Cloern, 2001) et la prolifération des algues et organismes épiphytes (Larkum et McComb, 1989 ; Frankovich et Fourqurean, 1997 ; Zhang et al., 2014 ; Prado, 2018) ainsi que des macroalgues (Burkholder et al., 2007 ; Lugendo et al., 2001 ; Lapointe et al., 2018). Par conséquent, les herbiers recevront une quantité faible de lumière diminuée par effet d'ombrage (Short et Burdick, 1996 ; Hauxwell et al., 2001, 2003).

Les herbiers marins sont des habitats essentiels à la santé des zones côtières qui les abritent (Den Hartog, 1970 ; Duarte, 2002 ; Larkum et al., 2006 ; Orth et al., 2006a), ils reflètent autant qu'indicateurs biologiques les pressions exercées sur l'écosystème depuis l'échelle locale jusqu'à l'échelle globale : pêche à pied, activités nautiques, broutage par l'avifaune, eutrophisation, changement climatique (Rigouin et al., 2022).

La présence de ces espèces favorise l'installation de communautés benthiques denses et diversifiées avec une abondance, une biomasse et une richesse spécifique qui sont élevées (Boström et Bonsdorff 1997, Fredriksen et al., 2010 ; Ganthly et al., 2013). Les herbiers de

zostères par exemple sont dits des " Ingénieurs d'écosystème ", ils sont indispensables dans un écosystème lagunaire équilibré. En effet, la présence des herbiers de *Zostera noltei* Hornemann est l'un des facteurs déterminant pour la diversité des assemblages de macrofaune benthique au sein de la lagune de Merja Zerga (Mistri et al., 2000 ; Carvalho et al., 2006 ; Bououarour et al., 2021). Les résultats de Boutoumit et al., 2022 ont montré que les vasières centrales et périphériques, caractérisées par la présence d'herbiers de zostères naines, sont les zones les plus riches et les plus denses en termes d'espèces de macrofaune spécifique. En effet, selon Boutahar et al. (2019), les feuilles de *Zostera noltei* sont de puissants bioindicateurs de la surveillance de la contamination par les métaux lourds dans plusieurs lagunes marocaines dont la lagune de Merja Zerga.

Malgré leur importance, les herbiers marins sont en déclin à l'échelle mondiale et ce depuis les années 1930, seulement 26 % des herbiers marins enregistrés se trouvent dans des aires marines protégées (AMP) faisant d'eux l'un des écosystèmes les plus menacés au monde (Orth et al., 2006 ; UNEP, 2020). En effet, environ 30 % de la superficie mondiale des herbiers marins a été détériorée avec un taux de déclin qui a atteint plus de 7% par an depuis 2000 (Collier et al., 2014), un taux qui dépasse celui des autres écosystèmes côtiers, tels que les mangroves (0.6% par an) et les marais salants (2% par an) (Vidyan, 2018). Sur les 72 espèces d'herbiers connues dans le monde, 22 sont en déclin et trois sont en voie de disparition (Potouroglou et al., 2022). Les activités humaines constituent la cause primordiale responsable de cette perte alarmante. Il s'agit notamment des activités de dragage et de déforestation qui altèrent la qualité de l'eau. En plus, d'autres facteurs tels que l'aquaculture, le développement côtier urbain et industriel ainsi que les sources de pollution terrestres tels que l'agriculture et marines comme la pêche, la récolte et la navigation de plaisance (Grech et al., 2012 ; Bainbridge et al., 2018) participent à cette dégradation. Les impacts du changement climatique représentent également une menace importante pour les herbiers (UNEP, 2020). En effet, ces derniers peuvent subir un stress physiologique et la mort à cause des températures de l'eau qui deviennent plus élevées (Collier et al., 2017 ; Marbà and Duarte 2010) et la quantité de lumière qui sera limitée due à la montée des mers et des changements des régimes de précipitations

De plus, ces habitats sont aussi vulnérables aux activités humaines, y compris la croissance démographique, la pollution de l'environnement et le changement d'occupation/d'utilisation des sols (Lovelock & Reef, 2020 ; Ward, 2020).

Les populations de zostères naines (*Zostera noltei* Hornemann) sont des habitats en déclin au niveau mondial. Au niveau national, on les retrouve dans plusieurs écosystèmes côtiers semi-fermés fournissant des biens socio-économiques et des services écosystémiques

précieux aux communautés environnantes. Cependant, l'utilisation non durable de ces écosystèmes a conduit à différents problèmes. En effet, elles sont impactées par l'agriculture, l'aquaculture, l'extraction de ressources vivantes (par exemple la pêche) et de ressources non vivantes, le tourisme et les loisirs (El mahrad et al., 2020).

Par conséquent, des mesures de protection sont à entreprendre dans le but de préserver ces habitats menacés. Pour cela, les estimations de l'évolution temporelle de la surface, de la densité et de la biomasse de ces herbiers permettent d'indiquer leur valeur écologique et économique ainsi que leur niveau de détérioration (Kirkman, 1996, Hemminga & Duarte, 2000 ; Leriche et al., 2004). L'utilisation de la cartographie est un outil pertinent pour l'évaluation des changements de distribution et de l'estimation des surfaces des herbiers marins (Spalding et al., 2003), notamment les herbiers de *Zostera noltei* (Bargain, 2013).

En effet, malgré leur grande valeur écologique et socio-économique, les études relatives à ces habitats au Maroc sont très restreintes. On s'intéresse dans notre étude aux herbiers de *Zostera noltei* dans la plus importante zone humide du Maroc : la lagune de Merja Zerga, en vue de fournir des connaissances potentielles à la protection de cet écosystème notamment des informations sur l'évolution temporelle de la distribution surfacique de ces herbiers ainsi que sur l'estimation de leur biomasse.

Ce travail de thèse s'articule sur deux parties essentielles. D'abord, la première est composée de deux chapitres sous forme d'une synthèse bibliographique qui abordent le contexte général de cette étude : Le premier chapitre est une présentation générale de la phanérogame marine *Zostera noltei*, ainsi que de notre aire d'étude : la lagune de Merja Zerga ; Le deuxième chapitre introduit les notions de télédétection et la cartographie des herbiers marins par télédétection.

Ensuite, la deuxième partie quant à elle, illustre les résultats de la cartographie des herbiers de *Zostera noltei* dans la Merja Zerga par télédétection sous forme de deux chapitres : le troisième chapitre et le quatrième chapitre. Ces deux chapitres ont été traités sous forme d'articles scientifiques indexés dans les bases de données 'Scopus' et 'Web of Science': le premier intitulé "Mapping and quantification of the dwarf eelgrass *Zostera noltei* using a random forest algorithm on a SPOT 7 satellite image" publié dans le journal "ISPRS International Journal of Geo-Information"; tandis que le second intitulé "Monitoring the spatial and interannual dynamic of *Zostera noltei* Hornemann, 1832 beds in the Merja Zerga lagoon (Morocco) using remote sensing" est en cours de publication dans le journal "Wetlands".

*Partie 1 : Synthèse
bibliographique*

Chapitre 1 : Contexte d'étude

Ce chapitre est une synthèse bibliographique sur les herbiers de - *Zostera noltei* Hornemann, et de notre zone d'étude : la Lagune de Merja Zerga (Maroc).

A- Présentation du modèle biologique “les herbiers de *Zostera noltei* Hornemann.”

Taxonomie, statut de protection et caractéristiques morphologiques

La zostère naine ou *Zostera noltei* Hornemann. (*Zostera noltii* anciennement appelée, Dwarf eelgrass en anglais) est une espèce d’herbiers marins appartenant au genre *Zostera*, à la famille des Zostéracées (*Zosteraceae*), à l’ordre des Alismatales (*Alismatales*), à la classe des Monocotylédones (*Liliopsida*), à la super-classe des Angiospermes (*Magnoliophyta*). Cette espèce fait partie des espèces de préoccupation mineure selon la Liste Rouge UICN - mondial et elle est citée dans l’Annexe II de la Convention de Barcelone comme espèce protégée (protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée) (MNHN et OFB, 2022).

L’aspect morphologique de *Zostera noltei* (Figure 1) se décrit selon les critères suivants (Office Français de la Biodiversité (OFB), 2020) :

- Les feuilles sont de couleur vert clair, les fruits sont vert clair ou brunâtres, le rhizome peut être vert clair, jaune ou marron selon l’âge.
- Les feuilles : sont en forme de ruban étroit aux bords lisses et au sommet souvent échancré ; sont de 1-2 mm de large et 10 à 25 cm de long (jusqu’à 45 cm dans les lagunes très turbides) ; ont 1-3 nervures longitudinales ; et sont groupées par 3-5 en faisceaux avec une nervure centrale bien visible.
- L’inflorescence est sous forme d’épis engainés ; trois à douze fleurs.
- Le fruit : est ovale et lisse ; de 1-2 mm de long pour 1 mm de large ; avec une base arrondie.
- Le rhizome est mince et rampant ; 1,5-2 mm de large ; absence de rhizomes verticaux
- Les racines sont adventives groupées par deux ou trois.

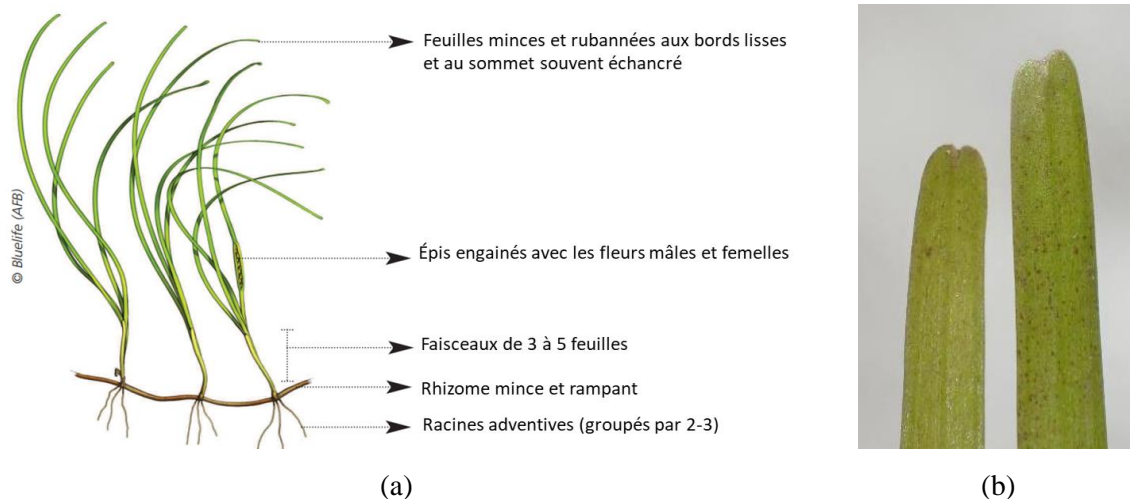


Figure 1: a/Description morphologique de *Zostera noltei*, b/vue microscopique de l'apex échancré des feuilles de *Z. noltei*. (Source : MNHN et OFB, 2022)

Aire de répartition

Au niveau international

En général, la présence de *Zostera noltei*, est conditionnée par la salinité et l'hydrodynamique puisqu'elle ne tolère pas les zones de marée haute. *Zostera noltei* est une phanérogame marine retrouvée dans les côtes atlantiques de l'Europe, et en Méditerranée, depuis la Norvège méridionale au nord, jusqu'à la Mauritanie au sud. Elle se retrouve généralement dans les eaux saumâtres des lagunes, des baies côtières et des embouchures des fleuves. Cette espèce présente en Méditerranée et en Mer Noire, est la seule plante aquatique de la Mer Caspienne et de la Mer d'Aral (MarLin, 2005) (Figure 2).



Figure 2: Aire de répartition mondiale des herbiers de *Zostera noltei* (Source : UICN, 2010)

Aire de répartition au niveau national

Au niveau national, *Zostera noltei* est présente le long de la côte atlantique au niveau des sables et des vasières dans la partie intertidale de cinq écosystèmes côtiers semi-fermés : la lagune de Merja Zerga, la lagune de Sidi Moussa, la lagune de Oualidia, la lagune de Khnifiss et la baie de Dakhla (Figure 3). De plus, cette espèce de phanérogame marine se retrouve également en méditerranée, dans la zone de confinement qui est régulièrement inondée de la lagune de Smir.

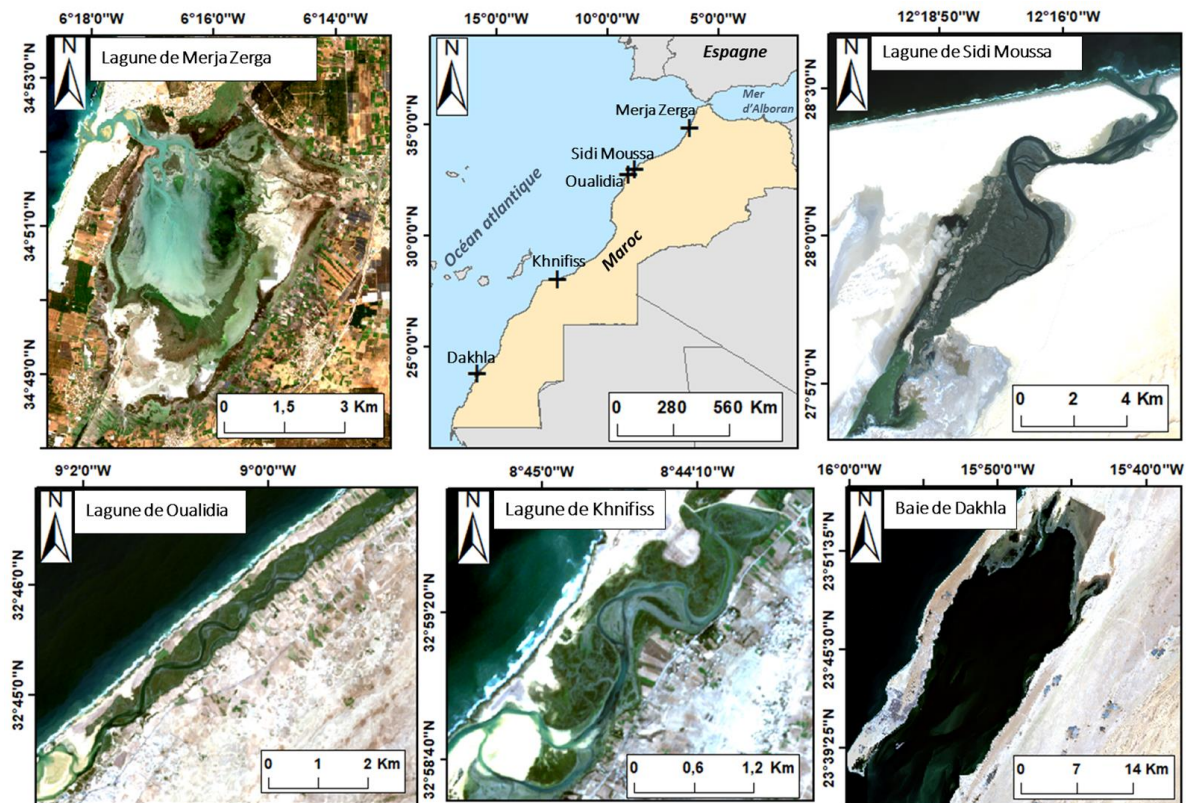


Figure 3: Aire de répartition des herbiers de *Zostera noltei* sur la côte marocaine atlantique. (Source : Benmokhtar Salma, 2022)

Croissance et reproduction chez Zostera noltei

Bien que la croissance des macrophytes soit généralement limitée par les radiations solaires et par la température de l'eau (Philippart, 1995), *Zostera noltei* en particulier tolère les conditions liées aux basses mers c'est à dire les hautes intensités de lumière et la dessiccation, ce qui explique sa capacité à coloniser les milieux intertidaux à sédiments meubles de sables, de graviers et de vases (Ribaudou, 2005).

La croissance de *Zostera noltei* se caractérise par des pics en été où l'on observe le maximum de biomasse contrairement à l'hiver où les feuilles seront perdues et ainsi la biomasse

va diminuer (Ribaudo 2005). Cette espèce se reproduit aussi bien par multiplication végétative, c'est-à-dire par l'allongement des rhizomes que par la production de propagules (graines sans fruits) dans ce cas en parle de reproduction sexuée (ANGST et al., 2014). Au printemps l'herbier se développe par augmentation de la densité des pousses dérivant de la continue ramification du rhizome donnant naissance à de nouvelles feuilles. Durant l'été, la croissance des feuilles est optimale car les eaux sont plus calmes, la température et le taux d'ensoleillement augmentent. Elles atteignent leur longueur maximale à la fin de l'été, et sont perdues pendant l'automne (Hily et al., 2002). De plus, *Zostera noltei* produit des graines qui peuvent être à la fois annuelles et persistantes (*Z. noltei* est une espèce monoïque) (Hootsmans et al., 1987 ; Zipperle et al., 2009 référence). L'effort de floraison chez cette espèce est amélioré lorsque celle-ci subit des facteurs de stress environnementaux tels que l'augmentation de l'hydrodynamique et de l'enrichissement en matière organique (Cabaço et al., 2012 ; Guerrero-Meseguer et al., 2021).

B- La lagune de Merja Zerga, la plus importante zone humide au Maroc

Les zones humides sont définies comme « *les étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres* » (Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO), 1971).

Au Maroc, la Stratégie Nationale des Zones Humides 2015-2024 définit les zones humides autant que « *unité d'espace couverte d'eau ou humectée en permanence ou par intermittence, de façon à constituer un système vivant, caractérisé par un réseau trophique établi et maintenu surtout par les composantes et les facteurs internes à cet espace avec une profondeur inférieure à 6 mètres* » (Dakki et al., 2015).

Situation géographique et description du site

La lagune de Moulay bousselham (34°47'N–6°13'W) est une lagune de forme elliptique située au Nord du Maroc, à 35 km au sud de Larache et à 70 km au nord de Kénitra. Elle est séparée à l'Océan Atlantique par un cordon dunaire dont la limite Nord se termine par un goulet assurant la circulation permanente des eaux entre ces deux milieux (Benhoussa, 2000). Ce lagon est une cuvette tectonique dépressionnaire, constituée d'une vaste slikke qui devient visible à marée basse, entourée d'un schorre classique de végétation halophile (Beaubrun, 1976). Ce site est scindé en deux Merja par le cours d'eau de l'Oued Drader :

- La Merja Zerga : elle s'étale sur une superficie de 2700 ha au Sud de la lagune de Moulay Bousselham. Elle est entourée de collines d'environ 200 m de hauteur, sa profondeur varie entre 0 et 2 m selon le cycle des marées et les taux de précipitations d'où sa couleur bleue. Ses bords sont cernés par un schorre, sa partie Nord est parcourue par un goulet qui se ramifie par un réseau de chenaux peu profonds permanents qui rejoignent les débouchés de l'oued Drader, notamment : le chenal principal (I), le chenal secondaire (II) et le chenal tertiaire (III). Tandis que sa partie Sud est le Canal de Nador.
- La Merja Kahla : elle est d'une superficie de 300 ha au Nord, se présente sous forme triangulaire et elle est caractérisée par des sédiments du fond très sombre qui sont visibles à travers sa faible tranche d'eau faible d'où le nom "Kahla".

Statut de protection

La lagune de Merja Zerga détient le premier rang au Maroc, en termes de passage et d'hivernage de milliers d'espèces d'oiseaux d'eau migrateurs dont plusieurs populations qui s'y reproduisent. Ce sont des espèces globalement menacées ; des espèces d'intérêt national et des espèces rares qui présentent un réel intérêt de protection depuis plusieurs décennies (El Agbani et al., 1998). Cette zone humide a notamment été instituée comme "réserve biologique permanente de la Merja Zerga (RBMZ)" par l'arrêté du Ministre de l'Agriculture du 6 Mars 1978 sur une superficie d'environ 7300 ha, et comme réserve permanente de chasse. En 1980, la lagune a été inscrite sur la liste des sites RAMSAR et reconnue comme site ZICO (Zone importante pour la conservation des oiseaux) selon le classement Bird Life International. De plus, non seulement elle a été identifiée comme Site d'Intérêt Biologique et Ecologique (SIBE) par le HCEFLCD (1996), mais elle est également l'une des zones humides d'importance internationale et fait partie de l'un des 11 sites pilotes « Emeraude » désignés au Maroc dans le cadre de la Convention de Berne. La Merja Zerga recèle des valeurs écologiques, biologiques et socio-culturelles remarquables (Bureau d'études TTOBA, 2019).

Hydrographie

Le régime hydrographique de cette lagune est influencé par les eaux océaniques atlantiques caractérisées par un marnage important allant à près de 1,4 m ainsi que par les eaux douces continentales (Bazairi et al., 2003 28). D'une part, la lagune reçoit des apports d'eau douce issue de quelques points d'affleurement des deux nappes phréatiques : la nappe Dhar El Hadchi située au nord de la lagune et la nappe d'El Fahis située à l'Est de la lagune (Combe, 1968). D'autre part, les eaux douces de la lagune Merja Zerga sont issues majoritairement des deux principaux affluents : l'Oued Drader d'origine naturelle drainant un petit bassin versant de 1 150 km² et le Canal de Nador. Ce dernier est d'origine artificiel, il a été construit en 1953 en vue d'assurer le drainage des eaux de la plaine du Gharb et les eaux douces de l'Oued M'da (cours d'eau intermittent dont la superficie atteint 700 km²) ainsi que la rive droite du Sebou (Lamrini et al., 2007).

La contribution des eaux marines et continentales fluctue considérablement en dépend des saisons, les eaux douces ne dépassant pas en général les 2% du volume total des eaux de la lagune (Carruesco, 1989). Cependant, durant l'hiver, ce taux peut augmenter relativement à cause du gonflement de la nappe phréatique et à l'augmentation du débit d'Oued Drader et du Canal de Nador. Par conséquent, la bordure continentale de la lagune, où se développent les principales prairies humides, possède un régime hydrologique principalement dépendant des

précipitations. Ces habitats sont particulièrement marécageux pendant la saison des pluies et deviennent secs en été (Qinba et al., 2006).

Température et salinité des eaux de la lagune

Le taux de salinité des eaux de la lagune est compris entre 2,07 - 4,12 en hiver et 31,53 - 34,40 en été. Cette variation saisonnière s'explique d'une part, par un dessalement induit par les précipitations se produit, tandis qu'une salinisation élevée induite par l'ensoleillement, qui conduit à l'évaporation de l'eau, se produit en été. D'autre part, la salinité y est influencée directement par la dominance des eaux océaniques en été et de celles continentales en hiver (Boutoumit et al., 2022). Dans le premier cas la lagune peut être classée comme étant une « lagune estuarienne » dont les eaux sont euhalines et dans le second les eaux sont mixohalines elle est ainsi dite « lagune neutre » (Carruesco, 1989). L'écoulement des eaux océaniques à travers le goulet détermine les variations de salinité des eaux de la lagune. Ainsi, la salinité de la partie aval est proche de celle de l'eau de mer avec 34 psu, celle-ci diminue au fur et à mesure de l'éloignement du goulet et elle ne dépasse pas 2,34 psu dans le secteur sud de la lagune (Touhami et al., 2017). Certains incidents de fermeture complète du banc de sable engendrent une baisse importante de la salinité dans la lagune, chose qui est due à l'accumulation de sédiments après de fortes tempêtes (Karim et al., 2018). Toutefois, ceci s'est produit assez rarement et ne dure que quelques jours ; la dernière fermeture datant de 1991 (Ameur, 1994).

La température de l'eau de cette zone humide connaît une fluctuation saisonnière et également spatiale selon un léger gradient décroissant de l'aval vers l'amont du lagon (Touhami et al., 2017). En effet, elle oscille entre 22 et 29°C en été, entre 17 et 25°C en hiver. Les températures élevées de l'eau dans la partie amont de la lagune s'expliquent par la faible profondeur à ce niveau favorisant le réchauffement rapide des eaux en été, tandis que celles plus faibles enregistrées en aval reflètent l'influence des eaux océaniques froides à l'entrée du lagon (Boutoumit et al., 2022).

Caractéristique sédimentologique et géologique

Située entre le Rif et la Meseta atlantique, la lagune de Merja Zerga est d'origine tectonique et occupe la partie septentrionale de la plaine du Rharb (Hammada, 2007). Une succession distincte de faciès sédimentaires d'origine terrestre et marine était visible dans les carottes sédimentaires prélevées dans cette lagune (Bidet et al., 1977). En effet, les structures océaniques se présentent sous forme de sables qui se déposent essentiellement dans les régions soumises aux fortes énergies des vagues et courant de marées durant la marée montante. Par

contre, celles continentales sont composées de particules fines de limons qui arrivent dans la partie la plus abritée de la lagune par le biais de l'Oued Drader et du Canal de Nador ainsi que du ruissellement des berges pendant les fortes crues d'hiver. Différents facteurs déterminent la prédominance de chacune de ces structures, notamment caractéristiques hydrodynamiques et morphologiques présentes dans le lagon ainsi que des changements climatiques (Bidet et al., 1977). Les auteurs affirment que le déplacement des limites entre les influences marines et terrestres au cours du Quaternaire récent est à l'origine de cette superposition de faciès.

Climat

La lagune de Merja Zerga occupe l'étage bioclimatique thermo-méditerranéen subhumide à hiver tempéré. Le climat de cette région est un climat méditerranéen, il se caractérise par une pluviométrie irrégulière, et l'alternance de deux saisons principales : une longue saison sèche qui commence en Mai et s'étend jusqu'en Septembre et une période humide et froide qui dure entre le mois d'Octobre et Avril. Ceci dit, le site subit également des influences océaniques importantes qui se manifestent par l'étalement de la saison des pluies, relativement fraîche et par le régime des vents (Benhoussa, 2000).

Caractérisation des habitats de la lagune de Merja Zerga

Habitats :

Selon Benhoussa et al. (1999), la lagune de Merja Zerga est composée de plusieurs habitats, répartis en trois systèmes :

- Le système estuarien qui d'après la classification MedWet (Mediterranean Wetlands) regroupent quatre classes : les chenaux subtidiaux (180 ha) ; le substrat aphytique exondable à marée basse de mortes eaux englobe les sablières (20 ha), les vasières (1300 ha) ; la végétation submergée dont *Zostera noltei* et *Ruppia cirrhosa* et tapis algal (1300 ha) et la végétation émergente représentée par des prairies halophiles à *Spartina* (130 ha), à *Salicornia* (440 ha) et à *Juncus rigidus* (340 ha),
- Le système palustre : pelouses humides périphériques et l'eau stagnante (Dayet Roureg) (380 ha).
- Le système d'eaux courantes : représenté par le cours d'eau Oued Drader et le canal artificiel Canal de Nador.

Richesse biologique

La réserve de Merja Zerga abrite une biodiversité élevée, constituée d'un remarquable peuplement floristique et faunistique de valeur internationale (Azdad, 1998). La flore naturelle du site comporte plus de 193 taxons dont 158 espèces recensées au niveau de la zone humide de Merja Zerga ; elles appartiennent à 47 familles. Les familles les plus importantes sont les Asteraceae (=compositae) (21 taxons), les Poaceae (23 taxons) et les Cyperaceae (15 taxons). La végétation riveraine de l'oued Drader et du canal du Nador est composée de : *Phragmites* sp., *Scirpus lacustris* et *Iris pseudacorus*. Parmi la végétation halophile des schorres : *Salicornia arabica*, *S. perennis*, *Juncus acutus*, *J. subulatus*, *Scirpus maritimus* et *Cladium mariscus*. De plus, *Zostera noltei*, *Ruppia cirrhosa*, *Ulva* sp. et *Enteromorpha* sp. constituent la végétation submergée de la lagune (Benhoussa et al., 2006).

De nombreuses espèces d'oiseaux de rivage colonisent les vasières intertidales de la Merja Zerga. Selon Touhami et al. (2018), une moyenne de 56403 individus par les calidridés (*Calidris alpina*, *Calidris minuta* et *Calidris alba*), suivis des pluviers (*Charadrius hiaticula*, *Charadrius alexandrinus* et *Pluvialis squatarola*), qui représentaient tous plus de 80 % de la population totale. Les barges (*Limosa*), les jarrets (*Tringa*) et les courlis (*Neminius*) représentaient la majorité du reste de cette population.

En plus de ses populations d'oiseaux, ce site RAMSAR soutient également une importante pêcherie, et abrite plusieurs espèces de macrofaune benthique distribuées sur 63 taxons appartenant à 50 familles (Boutoumit et al., 2021). Cette lagune fonctionne comme une pépinière et une zone de migration pour certaines espèces de grande valeur commerciale dont : le mullet à tête plate (*Mugil Cephalus*), le mullet à lèvres minces (*Liza ramada*), le bar tacheté (*Dicentrarchus punctatus*), la sole commune (*Solea vulgaris*) et l'anguille européenne (*Anguilla Anguilla*) ainsi que des coquillages (*Ruditapes decussatus* et *Cerastoderma edule*) (Kraiem et al., 2009).

Parmi les espèces de faune qui vivent dans ce site, on retrouve une espèce endémique marocaine d'amphibiens, *Pelobates varaldii* ainsi qu'une bonne population d'anguilles *Anguilla anguilla* et de palourdes *Venerupis decussatus*.

Les pressions exercées sur la lagune de Merja Zerga

Le site est soumis à plusieurs pressions telles que l'élevage, la pêche artisanale, la pêche aux coquillages et le tourisme. Depuis 1971, la superficie globale des habitats exclusivement humides de cette lagune a diminué de 8,83 %. Au cours de la période de 1971 à 2020, il y a eu 94 types différents de transformation de l'utilisation et de l'occupation du sol avec des pertes

considérables de zones humides illustrées par la conversion de prairies humides et de joncs en terres agricoles. Par conséquent, ceci a influencé la capacité des habitats côtiers à séquestrer et stocker le CO₂, qui a atteint 1,47 Mt de carbone bleu séquestré en 2020 (Kacem et al., 2022).

Le secteur agricole est celui le plus crucial dans la région de Moulay bousselham qui emploie 90% de ses ménages. Pendant cette dernière décennie, les activités agricoles ont engendré de nombreux problèmes liés à la déforestation et à l'occupation des versants, tel que la culture de la fraise sous serres qui sont malheureusement déversées comme déchets plastiques dans cet écosystème. Plus de 70 % des exploitations utilisent des engrais artificiels et plus de 50 % des agriculteurs utilisent des engrais naturels (fumier). De plus, le ruissellement agricole est également considéré comme l'une des sources d'enrichissement en éléments nutritifs du lagon.

La pêche elle vient en seconde position, une prise de 96 tonnes y a été réalisée en 2017 ce qui montre l'importance de cette activité.

Cette lagune reçoit des centaines de visiteurs durant toute l'année, pour observer la nature et surtout les oiseaux migrateurs qui y nichent, ce nombre se multiplie jusqu'à atteindre des milliers de touristes pendant la saison estivale. La position de *Z. noltei* en hauteur sur le rivage la rend vulnérable au piétinement par les promeneurs, l'amarrage des bateaux et ceux qui creusent pour trouver des appâts (Garmendia et al., 2017).

Une urbanisation intensive est observée dans la Merja Zerga, plusieurs douars sont dans son périmètre avec une population estimée à plus de 10.000 habitants, exploitant la lagune (pêche de poissons et de coquillages) et provoquant un cortège de nuisances qui accompagnent ces activités. En outre, les habitants n'hésitent pas à couper traditionnellement les joncs (*Juncus acutus*, *Juncus subulatus*) afin de confectionner des nattes, réaliser des toitures et même alimenter le feu.

De plus, les impacts du changement climatique, tels que l'augmentation des températures, l'élévation du niveau de la mer, les ondes de tempête et l'augmentation des précipitations, sont susceptibles d'avoir des dommages écologiques sur les écosystèmes lagunaires qui seraient dus à l'érosion, à la submersion des barrières lagunaires, aux inondations et à l'assèchement des zones humides environnantes (Boateng et al., 2020).

Pour toutes ces raisons, il se trouve primordiale de faire des suivis de l'état de santé des habitats de cette lagune notamment par l'étude des changements de distribution des herbiers de zostères naines.

Chapitre 2 : Notions de télédétection et application à la cartographie des herbiers marins

Définition générale

La télédétection désigne l'utilisation d'un capteur qui n'est pas en contact direct avec la cible pour mesurer une ou plusieurs de ses propriétés bio-géo-physico-chimiques. Elle englobe tout le processus qui consiste à capter et à enregistrer l'énergie d'un rayonnement électromagnétique (REM) émis ou réfléchi, à traiter et à analyser l'information, pour ensuite mettre en application cette information. Le rayonnement électromagnétique (REM) est une forme d'énergies électrique et magnétique qui se manifeste sous forme d'ondes dont les plus faibles correspondent aux ondes radio, et les plus hautes sont les ondes gamma (Centre canadien de télédétection, 2015) (Figure 4). Le REM se caractérise par une fréquence (nombre d'ondes par seconde) et une longueur d'onde (distance entre les crêtes d'onde adjacentes), plus la fréquence est élevée, plus l'onde est courte (par exemple les ondes gamma). Il existe deux types de capteurs, des capteurs dits passifs et d'autres qui sont actifs. Le capteur optique passif mesure le REM réfléchi provenant d'une source d'énergie radiative naturelle qui est le soleil, tandis que les capteurs actifs, envoient une onde électromagnétique artificielle et mesurent le retour de celle-ci, par exemple le LIDAR (Light Detection And Ranging) (Alvarez-Vanhard, 2021).

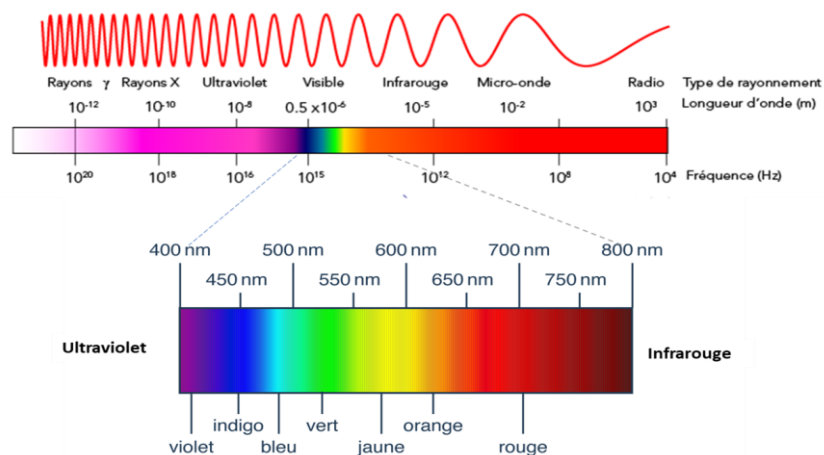


Figure 4: Les domaines du spectre électromagnétique (modifié de la source : Wikimedia Commons, 2013. https://commons.wikimedia.org/wiki/File:EM_Spectrum_Properties_reflected.svg)

Principe de la télédétection

Durant ce processus le rayonnement électromagnétique émis par le soleil ou par toutes autres surfaces environnantes va se réfléchir ou s'absorber une fois arriver sur une entité cible ayant elle-même ses propres proportions d'énergie réémise ou absorbées. Le rayonnement incident interagit avec les objets et ou les surfaces cibles selon leur nature et leur

caractéristiques intrinsèques ou bien en fonction d'une combinaison de ces deux propriétés (UVED, 2008). Par conséquent, il est possible d'interpréter les spectres de réflectance obtenus à partir des capteurs de télédétection en fonction des différentes longueurs d'onde. Ces rayonnements réfléchis en fonction des longueurs d'ondes sont nommés les signatures spectrales (European Space Agency (ESA), 2009). Ceci permettra de distinguer ou de quantifier les éléments du sol en se basant sur les bandes d'absorption spécifiques de chaque entité et en utilisant les indices spectraux (ce sont des combinaisons mathématiques de bandes spectrales). La mesure de la quantité de REM réfléchi par une surface est appelée sa réflectance, c'est le rapport entre le flux lumineux réfléchi et le flux lumineux incident. La réflectance est une grandeur sans unité qui est comprise entre 0 et 1,0 ou peut être exprimée en pourcentage. Une valeur de réflectance nulle signifie que 0% du rayonnement incident est réfléchi, tandis qu'une valeur de réflectance égale à 1,0 signifie que 100% du rayonnement incident est réfléchi par la surface (Figure 5).

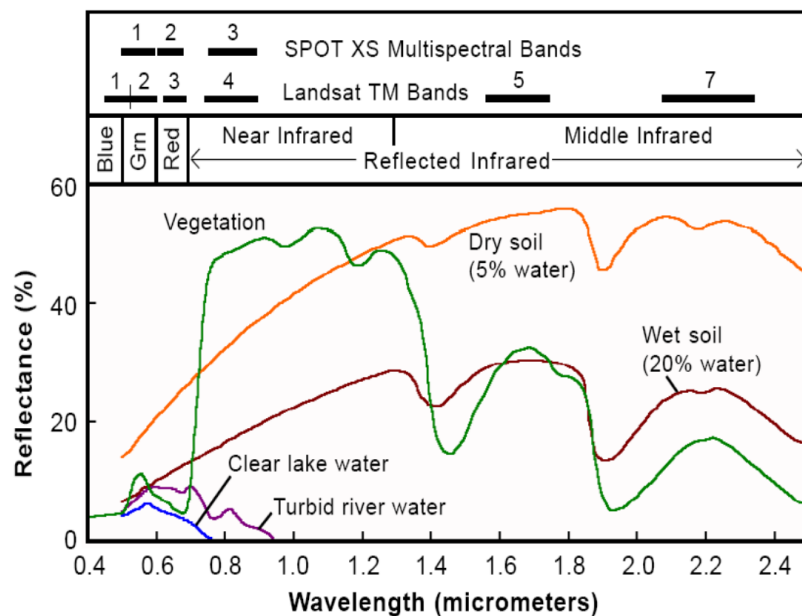


Figure 5: Signature spectrale des différents types de surfaces sous forme de courbe : végétation (en vert), sol sec (en orange), sol humide (en marron), eau claire (en bleu) et eau turbide (en violet). (Source : sfpt, 2013. https://www.sfpt.fr/hyperspectral/wp-content/uploads/2013/01/TP_Giroux.pdf).

Ainsi le processus de télédétection se déroule selon les étapes qui suivent :

1. Source d'énergie ou d'illumination - Il doit y avoir une source d'énergie ou d'éclairage pour illuminer la cible au début de toute opération de télédétection

2. Interaction avec l'atmosphère - Durant son parcours entre la source d'énergie et la cible, le rayonnement interagit avec l'atmosphère. Une seconde interaction se produit lors du trajet entre la cible et le capteur.
3. Interaction avec la cible - La nature de cette interaction dépend des caractéristiques du rayonnement et des propriétés de la surface.
4. Enregistrement de l'énergie diffusée ou émise par la cible par le capteur
5. Transmission du signal enregistré par des moyens électroniques, à une station de réception où l'information est transformée en images (numériques ou photographiques)
6. Interprétation et analyse - Afin de récupérer les informations sur la cible, une interprétation visuelle et/ou numérique de l'image traitée est ensuite requise.
7. Application - La dernière étape du processus consiste à utiliser les données acquises à partir de l'image pour mieux comprendre la cible, pour nous en faire découvrir de nouveaux aspects ou pour aider à résoudre un problème particulier.

L'étude de la végétation par télédétection permet d'évaluer l'évolution de sa surface dans un site donné sur le long terme. De plus, cela peut renseigner sur l'état de santé des écosystèmes littoraux en estimant et quantifiant plusieurs paramètres écologiques notamment dans le cas des herbiers marins : la surface, la biomasse (aérienne et souterraine) et la densité (Zoffoli et al., 2021). Les chloroplastes des plantes absorbent les rayonnements incidents dans le bleu (autour de 470 nm) et le rouge (autour de 675 nm) pour la photosynthèse, mais ils ont une absorption faible dans le vert (autour de 550 nm) qui varie selon les espèces. Par contre, la lumière du proche infrarouge se réfléchit très efficacement par la plante (Huete, 2004). En effet, les principales composantes responsables de l'absorption du rayonnement incident chez la plante verte sont les pigments photosynthétiques et accessoires dans le domaine du visible, et sa structure macroscopique (tridimensionnelle) et microscopique (structure cellulaire) dans le proche infra-rouge (PIR) (Figure 6) (Bariou, 1978). La réflectance de la végétation aquatique au-delà de 900 nm est fortement atténuée en présence de l'eau. En effet, une végétation très dense présente un signal qui est faible dans le visible et fort dans le PIR. Ainsi en cas de déshydratation la plante modifie sa structure interne et par conséquent sa réflectance va augmenter (Bargain A., 2013).

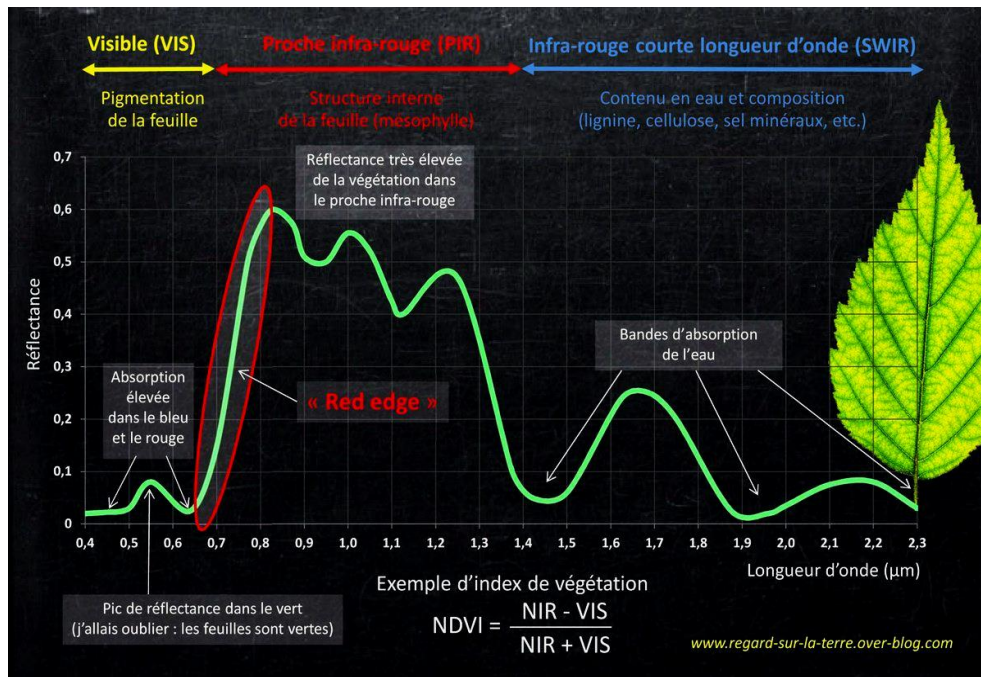


Figure 6: Signature spectrale de la végétation (selon les domaines du visible, proche infrarouge et SWIR). (Source d'après une illustration originale de Mark R. Elowitz sur l'imagerie hyperspectrale : Gédéon, 2015. <https://un-regard-sur-la-terre.org/2015/09/des-pixels-et-des-parcelles-les-pratiques-agricoles-vues-par-le-satellite-sentinel-2.html>)

Généralement, l'eau pure ne réfléchit que dans la plage de lumière visible surtout dans le vert, ainsi son spectre est très discernable de celui des autres surfaces dans le PIR. En d'autres termes, les surfaces d'eau ayant des valeurs de pixels faibles apparaissent clairement délimitées en tant que zones sombres sur les images enregistrées dans le proche infrarouge (Davis et al., 1978 ; Lillesand et al., 2008). Lorsque la turbidité de l'eau est élevée, le taux de matériaux sédimentaires qu'elle contient est aussi important, ceci se traduit par une réflectance élevée surtout pour celles les plus longues (rouge) (Figure 7) (UVED, 2008). Par exemple, quand la couche de surface contient de fortes concentrations en phytoplancton, la réflectance augmente dans le vert, l'eau apparaît donc plus verte.

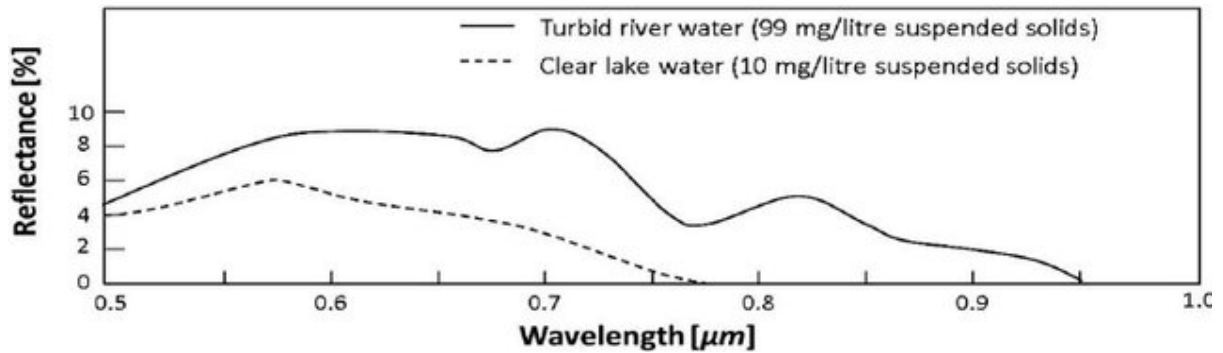


Figure 7: Caractéristiques de réflectance spectrale de l'eau claire et trouble dans la gamme spectrale visible et proche infrarouge (0,5 à 1,0 μm) (Adapté de Davis et al.1978). (Source : Malinowski et al., 2015)

Le sol nu se caractérise par un spectre de réflectance qui augmente légèrement du visible à la plage infrarouge. La signature spectrale d'un type de sol à un autre varie selon plusieurs facteurs tels que le degré d'humidité du sol, la texture (taille des grains), la composition minéralogique, la teneur en matière organique, la rugosité de surface, etc. (Clark & Roush, 1984 ; Baumgardner et al., 1985 ; Okin & Painter, 2004 ; Stenberg et al., 2010 ; Bendor, 2011).

Techniques de télédétection

Caractéristiques des données de télédétection

Les images numériques utilisées en télédétection se caractérisent par quatre types de résolution : résolution spatiale, spectrale, temporelle et radiométrique. Selon les caractéristiques du capteur, l'altitude du satellite (donc son orbite autour de la Terre), les images seront composées de pixels couvrant une surface au sol plus ou moins grande du sol. La résolution spatiale est la taille du plus petit élément qu'il est possible de distinguer sur l'image, elle correspond à la taille du pixel. En général, plus la résolution spatiale augmente, plus la superficie de la surface visible par le capteur diminue et plus le temps de revisite est long (Herbreteau et al., 2018). Lors du choix des images à traiter, il convient alors de choisir le bon compromis selon la taille des objets cibles les plus petits, et l'échelle à laquelle on souhaite observer un processus. Ainsi, les différents types d'images enregistrées sont des images de : - Basse résolution - Moyenne résolution - Haute résolution (HRS) - Très haute résolution (THRS) (Figure 8).

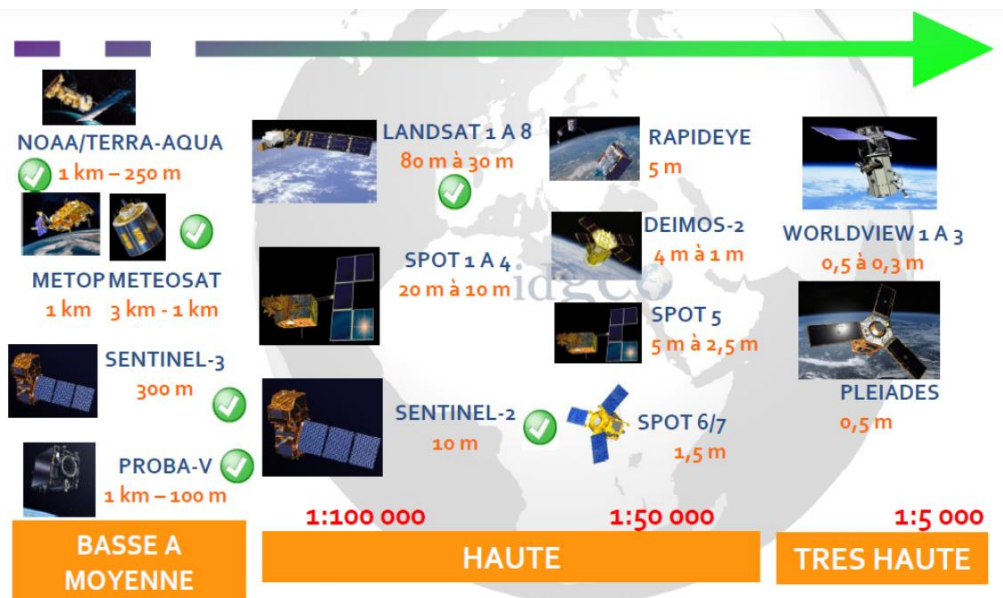


Figure 8: Exemples de satellites optiques avec leur niveau de résolution spatiale (Source : IDGEO, 2019. "La donnée satellitaire au service des territoires, comment la choisir, comment l'exploiter" - Journée technique du Cerema du 11 février 2019, Toulouse. <https://www.applisat.fr/generalites-satellites/les-satellites-capteurs-domaines-spectraux-et-caracteristiques>).

Certains capteurs sont gratuits et très largement utilisés, par exemple ceux à haute et moyenne résolutions spatiales embarqués par Landsat (15 à 30 mètres de résolution), ou à moyenne et basse résolution spatiale comme MODIS (de 250 mètres à 1 km). Par contre, les images des capteurs à très haute résolution spatiale (THRS) sont souvent onéreuses et des demandes de programmations sont nécessaires pour les obtenir (Herbreteau et al., 2018). Afin de cartographier les herbiers, il est nécessaire d'utiliser des images de résolution fine (inférieur à 20 mètres) à savoir de quelques mètres carrés car ces habitats sont souvent fragmentés et ont une croissance en tâches.

La résolution spectrale décrit la capacité d'un capteur à utiliser de petites fenêtres de longueurs d'onde, c'est à dire la largeur de l'intervalle de longueur d'onde et/ou le nombre de canaux spectraux (ou bandes) capturés par un capteur, elle définit le stockage de l'énergie électromagnétique enregistrée. Plus la résolution spectrale est fine, plus les fenêtres des différents canaux du capteur sont étroites (intervalles de longueur d'onde étroits) (Khorram et al., 2012). Dans ce contexte, selon le degré de sensibilité spectrale, on distingue trois catégories de capteurs : panchromatique (une bande spectrale), multispectrale (plusieurs bandes spectrales trois à huit, ne sont pas nécessairement contiguës) ou hyperspectrale (plusieurs, voire des centaines de bandes spectrales étroites contiguës de l'ordre de quelques nm) (Jensen 2005).

Le temps de revisite d'un capteur d'un emplacement géographique particulier est appelé sa résolution temporelle. Enfin, la résolution radiométrique d'un capteur correspond à sa sensibilité aux valeurs de luminosité, c'est-à-dire sa capacité à reconnaître les plus petites différences dans le REM (Centre canadien de télédétection, 2015).

Il est possible d'extraire des informations spatialisées à partir des analyses de photographies aériennes et de scènes satellitaires menées manuellement par photo-interprétation, ou par des procédures semi-automatiques en exploitant des algorithmes préconfigurés, c'est-à-dire en appliquant des classifications. Ainsi le résultat est une information spatiale représentée sous forme de couches physiques ou thématiques telle qu'une cartographie de l'occupation du sol, un suivi de changement de surface (grâce aux séries temporelles) ou des estimations de facteurs climatiques (comme les températures de surface ou la pluviométrie à partir d'images des satellites météorologiques (Herbreteau et al., 2018).

C'est une technique qui permet de déterminer l'appartenance d'un objet (par exemple, un pixel d'une image) à un groupe (classe) en utilisant des attributs de l'objet (par exemple, sa signature spectrale) (Baghdadi & Zribi, 2016). La classification peut être réalisée sur un grand nombre de canaux, la vitesse de traitement diminuant au fur et à mesure que la quantité d'informations à traiter augmente. Il existe plusieurs algorithmes de catégorisation disponibles, notamment les noyaux dynamiques, l'ascendant hiérarchique, la segmentation hypercube, le maximum de vraisemblance, SVM ainsi que les technologies d'intelligence artificielle les plus récentes telles que les réseaux de neurones et les automates cellulaires (Sitayeb, 2019). Une carte de classification peut être obtenue de manière non supervisée c'est-à-dire en utilisant des techniques d'apprentissage totalement automatiques ou les classes ne sont pas forcément connus à l'avance, ou bien de manière supervisée, dans ce cas en se basant sur les vérités terrain spécifiques pour chaque classe (Pouchin, 2001). Ces approches fréquemment utilisées peuvent être « basées sur les pixels » ou « basées sur des objets » (on parle de classification orientée objet) et un démixage spectral. La classification orientée objet commence par une étape de segmentation d'images en "objets" polygonaux distincts qui représentent des groupes de pixels avec des propriétés spectrales et texturales spécifiques. Ensuite, les objets ainsi segmentés sont classés en utilisant non seulement les propriétés radiométriques de l'image, mais également les propriétés géométriques des objets segmentés tels que leur taille ou leur forme (Baghdadi & Zribi, 2016).

Sélection des capteurs satellite : Résolution spatiale, étendue étudiée et financement disponible

La résolution spatiale du satellite est un facteur important qui affecte la précision de la surveillance des herbiers marins ; une image dont la résolution spatiale est plus élevée permet d'extraire des informations spatiales plus détaillées et plus riches (Wicaksono et al., 2017 ; Kovacs et al., 2018). Il s'agit par exemple des satellites multispectraux à haute résolution spatiale tels que IKONOS, Quickbird, Worldview-2/3, Spot-5/7, PlanetScop, RapidEye, les images aériennes etc. (Kovacs et al., 2018 ; Garcia et al., 2015 ; Baumstark et al., 2016 ; Pu et Bell, 2017 ; Poursanidis et al., 2018 ; Siregar et al., 2018 ; Wicaksono & Lazuardi, 2018; Papakonstantinou et al., 2020; Rende et al., 2020), qui offrent aux scientifiques de nombreuses méthodes de surveillance et permettent la cartographie des organismes benthiques marins avec une haute précision. En plus de la précision de la surveillance, la sélection des capteurs dépend de l'étendue des herbiers marins, du financement disponible et de la fréquence d'observation (Kovacs et al., 2018). Par ailleurs, il s'avère primordial de prendre en considération le coût d'acquisition des données d'image en cas de réalisation d'études d'analyse de séries chronologiques car celui-ci peut être très élevé. Néanmoins, pour éviter cette contrainte, il est également possible d'acquérir gratuitement à partir de l'Agence spatiale européenne (ASE, en anglais : European Space Agency) des images Sentinel-2 qui offrent les avantages d'une résolution spatiale plus élevée (10 m de résolution), de visites moins fréquentes et d'une capacité d'atteindre des objectifs de mission à long terme. La cartographie des herbiers marins en utilisant des données d'image Sentinel-2 est une méthode qui a permis d'avoir des résultats de grande précision (Traganos & Reinartz, 2018a, b ; Immordino et al., 2019 ; Ha et al., 2020) en offrant une capacité de décrire en détail les modèles de distribution des habitats d'herbiers marins et une bonne base spatiale pour l'extraction d'indicateurs écologiques (Kuhwald et al., 2021). En effet, grâce à la puissance de calcul en nuage de Google Earth, l'analyse des images Sentinel-2 avec des méthodes d'apprentissage automatique permet de cartographier rapidement la couverture des herbiers marins à plus grande échelle (Traganos & Reinartz, 2018b) de les combiner avec d'autres satellites de séries chronologiques en vue d'évaluer l'état de ces habitats à long terme (Zoffoli et al., 2021), contribuant ainsi à la surveillance des herbiers marins et à la gestion écologique des zones côtières (Zoffoli et al., 2020).

Télédétection des environnements d'herbiers marins – Pourquoi ?

La collecte et l'analyse de données par télédétection se base essentiellement sur les interactions de la lumière et d'autres formes de rayonnement électromagnétique (REM) avec l'environnement. Au niveau de chaque pixel d'une image aérienne ou satellitaire, la conversion de la lumière absorbée et diffusée en caractéristiques biologiques, chimiques et physiques est possible grâce à plusieurs algorithmes. Cependant, il faut prendre en considération que les herbiers et les environnements dans lesquels ils se trouvent produisent des interactions lumineuses qui sont contrôlées par leurs attributs biologiques et physiques tels que la structure, la chimie et la physiologie de ces habitats (Phinn et al., 2018).

En effet, la cartographie et le suivi de ces habitats sont l'étape initiale qui peut être réalisé; en utilisant plusieurs méthodes et données de télédétection que ce soit d'une résolution spatiale élevée et/ou d'une résolution spatiale moyenne/basse avec notamment la télédétection par satellites (Bakirman et al., 2016; Elso et al., 2017), la télédétection aérienne, les véhicules aériens sans pilote, les véhicules de surface sans pilote, ainsi que les données de télédétection active, par exemple radar et LIDAR, (Phinn et al., 2018; Pham et al., 2019). A petite échelle, par exemple les récifs biogéniques et les herbiers marins, peuvent être surveillés aussi en utilisant une approche de photogrammétrie rentable et produire des modèles précis et à haute résolution (Marre et al., 2019). A partir du milieu des années 1980, les techniques de télédétection par satellite ont été utilisées pour la surveillance de la distribution spatiale et temporelle et la cartographie des changements des herbiers marins (Hossain et al., 2015 ; Veettil et al., 2020). Au cours des années, la résolution spatiale des images satellite a augmenté progressivement. En allant des satellites d'une dizaine de mètres tels que LANDSAT TM avec 30 m (par exemple Haddad et Harris, 1985) et SPOT 1 avec 20 m (par exemple Fredj et al., 1990). Récemment, la résolution spatiale de l'imagerie satellitaire a été améliorée à plusieurs mètres, ce qui convient à une cartographie fiable des herbiers marins (Komatsu et al., 2020). Combiner des données multi-résolutions et multi-sources (radar, multispectrales et LIDAR) peut améliorer la surveillance avec plus de précision. L'utilisation de ces données combinée aux données de terrain permet de cartographier rapidement et facilement de vastes zones d'habitat d'herbiers marins d'une manière propice à une surveillance dynamique et à long terme (Murray et al., 2018 ; Zoffoli et al., 2021).

*Partie 2 : Cartographies
des herbiers de Zostera
noltei dans la lagune de
Merja Zerga par
télédétection*

Avant de cartographier les herbiers de *Zostera noltei* de la lagune de Merja Zerga par télédétection, quelques missions de terrain ont été nécessaires afin de repérer et d'identifier géographiquement les parcelles représentatives des herbiers de *Zostera noltei*, d'estimer leur taux de recouvrement et pour vérifier s'ils sont des herbiers monospécifiques ou bien mixtes. En effet, plusieurs études citent la présence de *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande dans cette lagune, mais sa localisation exacte au sein de la lagune n'était pas précisée (Benhoussa et al., 2006 ; Cherkaoui et Alaoui, 2007 ; Boutoumit et al., 2021, Touhami et al., 2019, Bououarour et al., 2021). D'après nos observations de terrain, nous avons pu constater que les herbiers de *Ruppia cirrhosa* se trouvent uniquement dans la Merja Kahla (Figure 9).



Figure 9: Image d'un quadrat de *Ruppia cirrhosa* (Petagna) prise dans la Merja Kahla.

Ces missions ont également permis de faire une estimation visuelle du taux de recouvrement des herbiers de zostères naines (ces taux de recouvrement sont cités dans le Chapitre 3) et de déterminer les points géographiques indiquant la présence de *Z. noltei* dans plusieurs points répartis sur sept principales stations (les stations sont mentionnées dans le Chapitre 3). On retrouve trois stations dans la partie aval de la lagune où les herbiers de *Z. noltei* sont très denses et de petites tailles (quelques mètres). Au niveau de la partie centrale de la lagune, les deux stations d'herbiers de *Z. noltei* existantes sont un peu plus étendues. Tandis qu'en amont de la lagune, on retrouve le plus grand herbier de *Z. noltei* qui s'étend sur la partie Ouest de la lagune. Selon les observations réalisées au terrain, il s'est avéré que le taux de recouvrement des herbiers de *Zostera noltei* et la présence d'algues opportunistes dans ce

milieu, différent d'un herbier à un autre selon le type de substrat qui y domine. En effet, au niveau de la partie Est de la lagune, l'herbier de zostères naines est très clairsemé, il se présente sous forme de petites taches séparés par du substrat nu et qui devient couvert de tapis d'algues vertes lorsque ces espèces prolifèrent pendant la saison d'hiver (Figure 10).



Figure 10: Herbiers de *Zostera noltei* dans la partie Est (image gauche) et dans la partie Ouest (image droite) de la lagune de Merja Zerga.

Afin de cartographier les herbiers de *Zostera noltei* dans la Merja Zerga, nous avons comparé plusieurs images appartenant aux satellites Sentinel 2, WorldView, Spot 7 et Pléiades qui ont été acquises depuis l'année 2017 à 2020 entre Août et Novembre. En effet, *Z. noltei* présente le maximum de croissance durant cette période. Toutefois, cette dernière correspond à la période des marées de vives eaux, chose qui contraint à l'estimation de l'ensemble des herbiers intertidaux. Pour des raisons de géométrie orbitale et d'horaire des marées, ainsi que de spécificités géomorphologiques, il est difficile d'égaliser une marée basse, qui dévoile largement la zone intertidale et les horaires de passage de certains satellites héliosynchrones dans cette région. Ainsi, le nombre d'images que nous avons pu analyser était très limité. En effet, les images optimales sur la période considérée étaient celles ayant un coefficient de marée entre 80 et 60, étaient acquises vers 10h UTC et qui étaient prises à marée basse. Malheureusement, il n'existe pas de coefficient de marée inférieur à 59 dans cette tranche

horaire et sur cette période. Par conséquent, nous avons choisi une image du satellite Pléiade pour faire une première cartographie spatiale des herbiers de *Z. noltei* dans la Merja Zerga en utilisant différents types de classifications. L'image Pléiade a été acquise le 12 Octobre 2018 à 11:14 (UTC) et fournie auprès du CRTS (Centre Royal de Télédétection, Maroc). Avant de classer l'image, des corrections radiométrique et atmosphérique ont été appliquée en vue d'améliorer la qualité de l'image. La première impliquait la conversion du nombre numérique (DN) en radiance à l'aide de coefficients d'étalonnage (c'est-à-dire le gain et le décalage de chaque bande) qui complétaient les métadonnées de l'image. La seconde, consistait à transformer les radiances en réflectance à l'aide de l'algorithme FLAASH (Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes) qui est basé sur le modèle MOD-TRAN. Étant donné que la plupart des herbiers marins de la zone n'étaient pas submergés grâce à la marée très basse au moment de l'acquisition de l'image satellite, une correction de la colonne d'eau n'était pas nécessaire dans cette étude.

Par la suite, nous avons extrait les parties submergée et intertidale de la Merja Zerga en appliquant deux masques délimitant la limite maximale de marée basse et la limite maximale de marée haute (Figure 12). Ces masques ont été obtenus en effectuant un seuillage des profils spectraux dans la bande Proche Infrarouge de deux images Sentinel 2 acquise entre Juillet et Aout 2018 (le détail de leurs caractéristiques est dans le Tableau 1 ; Figure 11).

Tableau 1: Caractéristiques des images Sentinel-2 utilisées pour définir les limites des marées basse et haute.

Date d'acquisition	Heure d'acquisition (UTC)	Pixel résolution (m)	Heure de marée basse (UTC)	Hauteur de marée (m)	Coefficient de marée
21/07/2018	11:06:19	10	09:46	2,1	49
25/08/2018	11:06:21	10	08:08	0,8	78

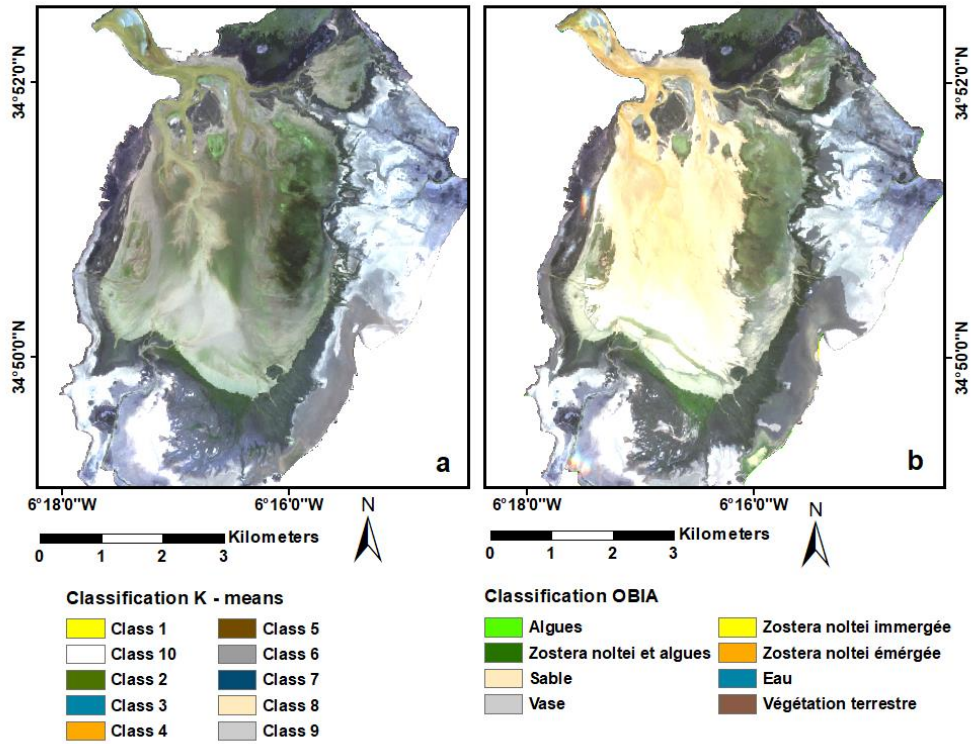


Figure 11: a/ Image Sentinel-2 acquise le 25-08-2018 ; b/ Image Sentinel- 2 acquise le 21-07-2018.

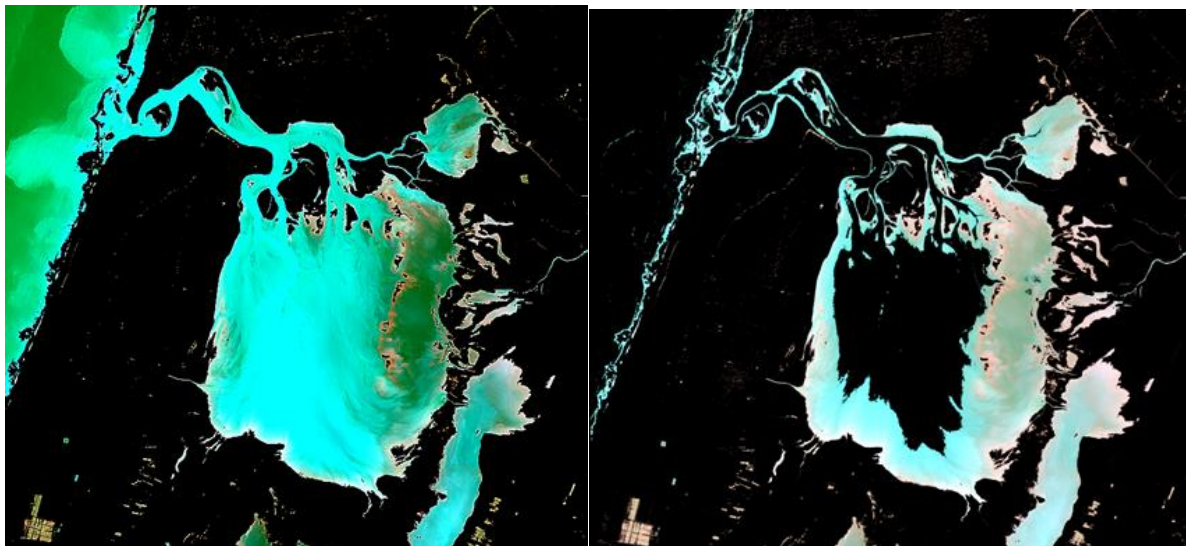


Figure 12: Image Pléiade masquée en appliquant les maques de limites de marée haute et basse

Plus tard, nous avons classé l'image Pléiade masquée en utilisant deux types de classification (Figure 13) :

- une classification non supervisée « Iso Cluster » en utilisant dix classes d'habitat, (sous le logiciel Erdas Imagine).
- une classification supervisée orienté objet « OBIA » (Object Oriented Image Analysis en anglais) en utilisant sept classes d'habitat et un niveau de segmentation 5 (sous le logiciel eCognition).

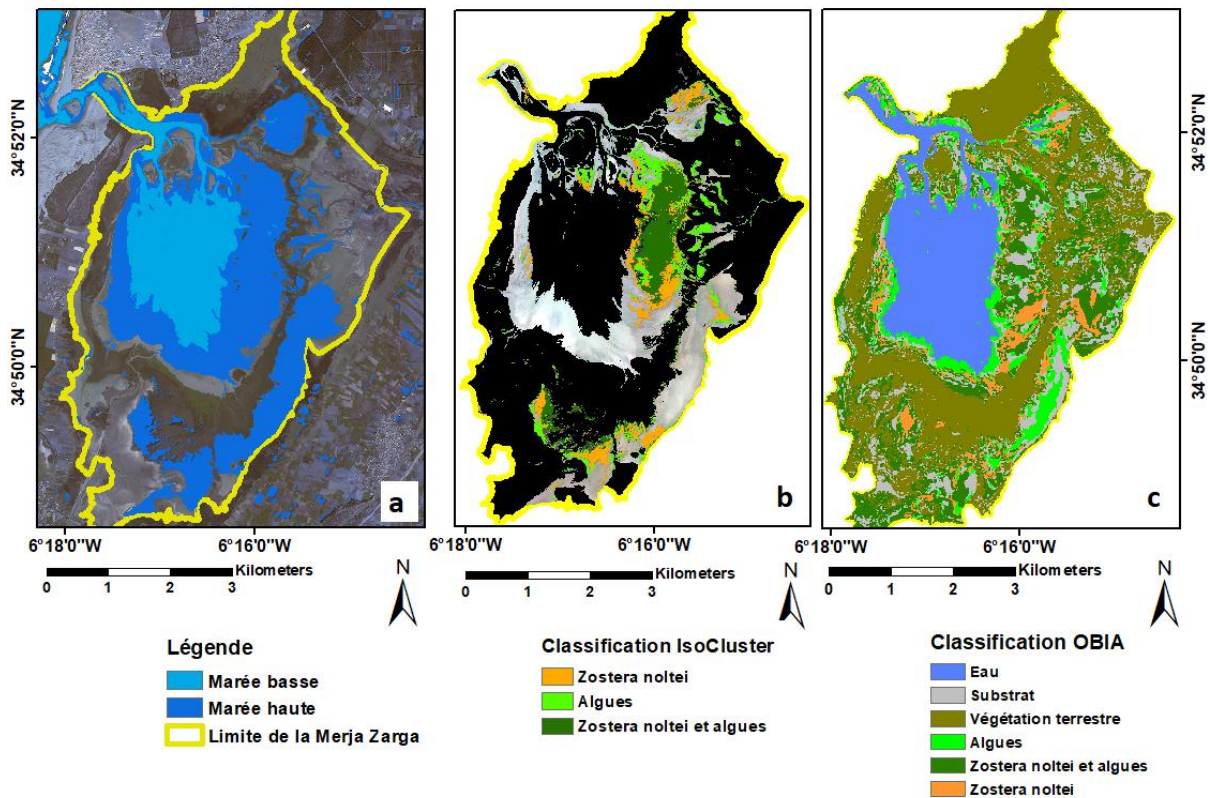


Figure 13: Délimitation de la zone d'étude : Merja Zarga et des limites de marée pour l'image Pléiade (a) ; Cartes d'habitats issues des classification « Iso Cluster » (b) et « OBIA » (c) appliquées à l'image Pléiade.

Les cartes d'habitats de la Merja Zarga issues des classifications appliquées à l'image Pléiade : « Iso Cluster » et « OBIA » présentaient des confusions entre les classes de végétation aquatique et terrestre. De plus, elles ne permettaient pas de distinguer entre les dépôts d'algues vertes et les herbiers de zostères. Ceci peut être expliqué par le prétraitement appliqué à l'image Pléiade avant son acquisition, ce qui a dégradé la qualité spectrale de l'image malgré sa haute résolution spatiale (0.7 m) (Figure 14). Par conséquent, nous avons eu recours à la demande d'une nouvelle image SPOT 7 dont la résolution spatiale est de 1.5 m (Figure 14) et nous avons testé deux classifications :

- Une classification non supervisée « K-means » en utilisant dix classes d'habitat (sous le logiciel Erdas Imagine).
- Une classification supervisée orienté objet « OBIA » (Object Oriented Image Analysis) en utilisant huit classes d'habitat et un niveau de segmentation 50 (sous le logiciel eCognition).

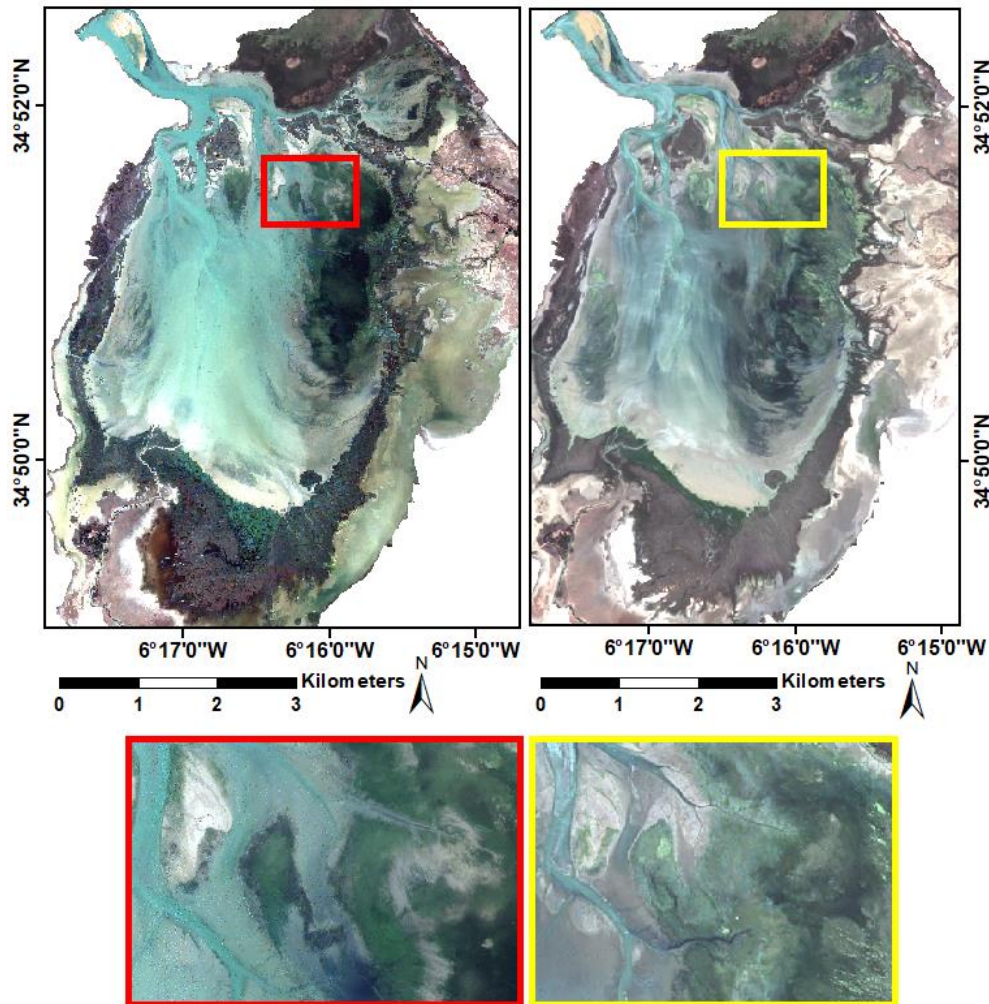


Figure 14: Image Pléiade (à gauche) et image Spot 7 (à droite) et leur détail respectif

Vu que les résultats des deux classifications appliquées à l'image SPOT 7 n'étaient pas satisfaisants car la classe de végétation aquatique n'était pas discernable de celle de la végétation terrestre (Figure 15), nous avons opté pour l'utilisation de l'algorithme d'apprentissage « Forêt d'Arbres Aléatoires (RF) » ou "Random Forest" en anglais. Dans ce sens, les bandes spectrales de l'image SPOT 7 ont été combinées à des indices spectraux et utilisées comme variables pour effectuer la classification RF (sous le logiciel Rstudio). En effet, les approches d'indices spectraux se basent sur les caractéristiques spectrales distinctives

de la réflectance pour discriminer les herbiers marins des autres espèces de plantes aquatiques (Wilson et al., 2020 ; Bannari et al., 2022 ; Liang et al., 2023).

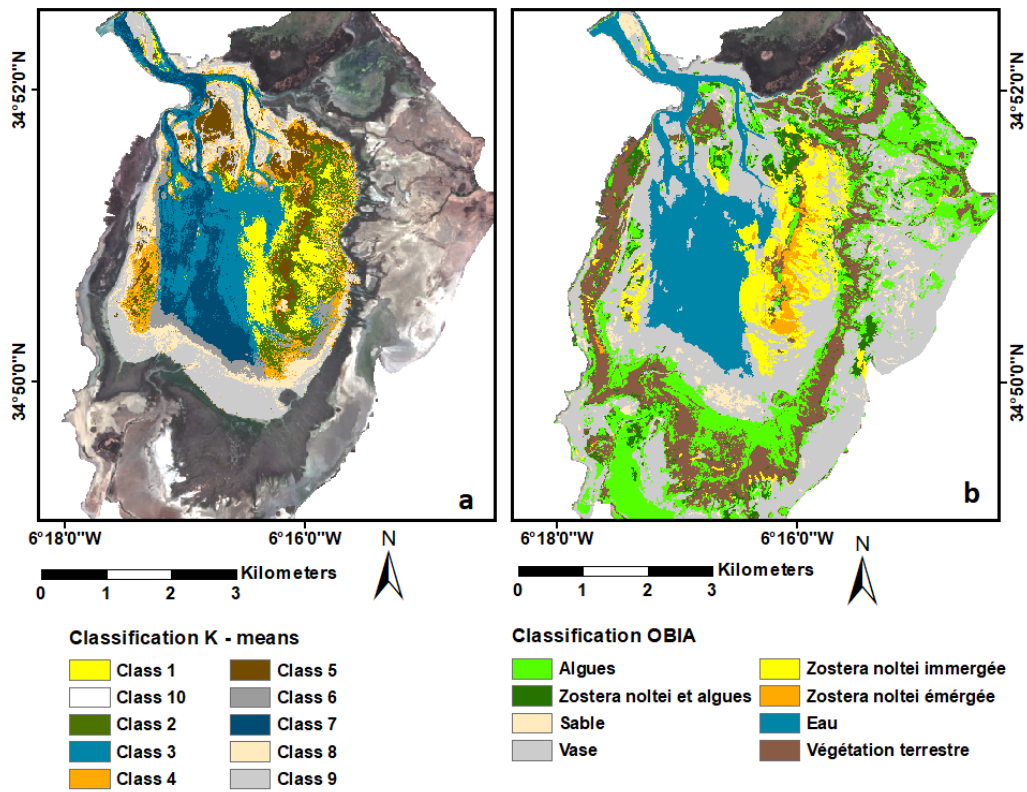


Figure 15: Cartes d'habitats issues de la classification « K- means » (a) et « OBIA » (b) appliquées à l'image SPOT 7.

Chapitre 3: Mapping and quantification of the dwarf eelgrass *Zostera noltei* using a random forest algorithm on a SPOT 7 satellite image

Ce chapitre a été traité comme un article publié dans le journal “*ISPRS International Journal of Geo-Information*” indexé dans les bases de données 'Scopus' et 'Web of Science'.

Citation: Benmokhtar, S.; Robin, M.; Maanan, M.; Bazairi, H. Mapping and Quantification of the Dwarf Eelgrass *Zostera noltei* Using a Random Forest Algorithm on a SPOT 7 Satellite Image. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.* 2021,10,313. <https://doi.org/10.3390/ijgi10050313>

Résumé

La zostère naine *Zostera noltei* Hornemann (*Z. noltei*) est l'herbier marin le plus dominant dans les systèmes côtiers semi-fermés de la côte atlantique du Maroc. L'espèce connaît un déclin mondial et le fait de surveiller l'étendue de ses prairies serait une approche utile pour estimer les impacts des facteurs de stress naturels et anthropiques. Ici, nous avons cherché à cartographier les herbiers de *Z. noltei* dans la lagune côtière de Merja Zerga (côte atlantique du Maroc) à l'aide de la télédétection. Nous avons utilisé un algorithme de forêt aléatoire combiné à des données de terrain pour classer une image satellite SPOT 7. Malgré les difficultés liées à la non-synchronisation des images satellitaires avec le coefficient de marée haute, nos résultats ont révélé, avec une précision de 95%, que les herbiers de zostères naines peuvent être discriminés avec succès des autres habitats du lagon. La superficie estimée était de 160,76 ha en considérant les lits mixtes (*Z. noltei* - macroalgues associées). L'utilisation des images satellitaires SPOT 7 semble satisfaisante pour le suivi à long terme des herbiers de *Z. noltei* dans la lagune de Merja Zerga et pour l'estimation de la biomasse à l'aide d'une relation quantitative NDVI-biomasse. Néanmoins, l'utilisation de cette méthode d'estimation de la biomasse des herbiers de zostères naines pourrait s'avérer infructueuse lorsqu'il s'agit de zones où le NDVI est saturé en raison de l'empilement de plusieurs feuilles.

Abstract

The dwarf eelgrass *Zostera noltei* Hornemann (*Z. noltei*) is the most dominant seagrass in semi-enclosed coastal systems of the Atlantic coast of Morocco. The species is experiencing a worldwide decline and monitoring the extent of its meadows would be a useful approach to estimate the impacts of natural and anthropogenic stressors. Here, we aimed to map the *Z. noltei* meadows in the Merja Zerga coastal lagoon (Atlantic coast of Morocco) using remote sensing. We used a random forest algorithm combined with field data to classify a SPOT 7 satellite image. Despite the difficulties related to the non-synchronization of the satellite images with the high tide coefficient, our results revealed, with an accuracy of 95%, that dwarf eelgrass beds can be discriminated successfully from other habitats in the lagoon. The estimated area was 160.76 ha when considering mixed beds (*Z. noltei* - associated macroalgae). The use of SPOT 7 satellite images seems to be satisfactory for long-term monitoring of *Z. noltei* meadows in the Merja Zerga lagoon and for biomass estimation using an NDVI–biomass quantitative relationship. Nevertheless, using this method of biomass estimation for dwarf eelgrass meadows could be unsuccessful when it comes to areas where the NDVI is saturated due to the stacking of many layers.

Keywords: seagrass; remote sensing; random forest; vegetation indices; machine learning classification

1. Introduction

Seagrass meadows exist in most shallow, sheltered, soft-bottomed marine coastlines and estuaries throughout the world and rank among the most productive systems in the ocean [1,2,3]. They fulfill important trophic and structural functions in the coastal ecosystems [4,5,6] and rank among the priority habitats classified by the Convention on Biological Diversity (1992). They have been listed as one of the five biological quality elements to be included in ecological quality assessments in marine waters by the European Water Framework Directive (2000/60/EC) [7]. Therefore, due to the widespread decline of seagrass beds on a global scale [1], monitoring these ecosystems is a fundamental step for any program to manage these key habitats. Many techniques are used for monitoring seagrass beds; however, the most used indices worldwide relate to their extent, fragmentation, bathymetric limits (colonization of the lower depth), abundance, recovery rate, biomass, density, canopy height and leaf biometry,

specific composition and coverage, associated macroalgae, and associated benthic invertebrates [8].

Monitoring of the extent of seagrass meadows is a useful approach to estimate the impacts of natural and anthropogenic stressors. Indeed, this index is the simplest way to study these habitats at both small and large scales [9]; it has a minimal impact on the environment and can prove signs of degradation and suggest the presence of anthropogenic disturbances such as eutrophication, changes in the use of space, and increasing aquatic activities. In addition, the presence or absence of seagrass beds or their regional distribution defines the limits for the sampling of the cover, biomass, or density along depth gradients, which are supplementary indicators of health of seagrass beds [8].

The dwarf eelgrass *Z. noltei* Hornemann, 1832, is one of the predominant global species in intertidal zones, thus representing the land–sea interface [10]. The distribution of *Z. noltei* extends from the eastern Atlantic shores starting from Mauritania to southern Norway and the Kattegat Sea, and throughout the Mediterranean, Black, Azov, Caspian, and Aral Seas and the Canary Islands [11,12,13]. *Z. noltei* beds represent a habitat which allows the spatial structuring of many biological communities and are considered the basis of exceptional trophic compartments for many primary consumers [14]. Moreover, *Z. noltei* beds can contribute quantitatively to the function of tidal flats, as they are an extended juvenile habitat for some of the extremely important species in the food web [15]. Indeed, Bououarour et al. [16] showed that macrofaunal biomass has a significant positive relationship with the presence of dwarf eelgrass. They demonstrated that variations in the macrobenthic faunal structure are mainly due to the existence of *Z. noltei*. In semi-enclosed coastal areas, this species is particularly vulnerable to climate-change-derived effects and to anthropogenic pressures [17]. Despite the fact that *Z. noltei* is listed as a species of minor concern by the International Union for the Conservation of Nature (IUCN), the overall population is reported to be declining. *Z. noltei* forms meadows mainly within the intertidal zone, which make it likely to be vulnerable, in particular to climate-change-derived effects, mainly the sea water temperature and increasing sea level rise (SLR), which will affect the state, composition, and evolution of occupied areas, ranging from homogeneous sectors to fragmented patches scattered on the foreshores [14,18,19,20].

Studies over time have shown that remote sensing applications for seagrass ecosystems represent good tools for monitoring. This can be achieved at a primary level (detection of seagrasses, spatial coverage, species-level discrimination, biomass detection, growth patterns, and degradation) or at a secondary level (environmental variables influencing seagrasses, such

as sea surface temperature (SST), salinity, sea level rise, pollution, detection of epiphytes, etc.) [21,22,23,24,25]. The combination of remote sensing techniques with field surveys is essential when monitoring seagrass statuses and changes over long-time scales in large regions [26,27,28]. *Z. noltei* meadows are the most dominant seagrass areas in semi-enclosed coastal systems (SECS) of the Atlantic coast of Morocco [29,30]. Aspects related to mapping and long-term monitoring of dwarf eelgrass are very incomplete or even absent.

The present study aimed to map *Z. noltei* meadows in the Merja Zerga coastal lagoon using a SPOT 7 image provided by the Royal Center for Remote Sensing, along with field data. This is a first step towards future monitoring and an important tool for the management of *Z. noltei* meadows along the Atlantic coast of Morocco.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

The Merja Zerga lagoon, also called Moulay Bouselham lagoon, is a RAMSAR wetland. It is the most northern coastal lagoon along the Atlantic Moroccan coast and is located approximately 120 km north of Rabat, between 34°47' and 34°53' north and 6°13' and 6°19' west. This lagoon receives daily influence from the Atlantic tides, which are considered the main source of its volume water. It also receives fresh water from two main inflows—the Nador Canal, which is of artificial origin and includes drainage water, as well as the Drader River. Moreover, the lagoon undergoes significant anthropogenic changes [31]. Indeed, the population bordering this lagoon has increased by 150% in the last 25 years [32].

This lagoon's waters are characterized by temperatures ranging from 27 to 28 °C in summer and from 13 to 15 °C in winter [33]. The depth of the lagoon fluctuates between 0 and 2 m but does not exceed 50 cm on average according to the tidal cycle and the precipitation [34,35]. The tide has a mean tidal range of nearly 1.4 m, which increases to 3.60 m during the spring tide, while during the neap tide it decreases to about 0.80 m [36].

The Merja Zerga lagoon provides important socioeconomic support to the local communities through many activities such as tourism and fisheries. Furthermore, it represents a significant ecological resource that has attracted the interest of many scientific researchers. This lagoon has been part of the CASSARINA and MELMARINA projects during the last two decades [37]; thus, several studies have been based on observations and fieldwork in the Merja

Zerga, mainly treating hydrological characteristics, environmental changes, contaminants in sediments, plankton, and fish fauna [34,35,38,39,40,41,42].

2.2. Field Data

Seagrass samples were taken from seven dwarf eelgrass stations on 4–5 November 2019, and on 11 November 2019 they were chosen randomly depending on the tidal conditions and scattered on all of the discernible aquatic vegetation areas (pass, east, west and center of the Merja Zerga lagoon) from field investigations and satellite image observations (Table 1, Figure 1).

Table 5. *Z. noltei* field sampling stations in the Merja Zerga lagoon.

Station	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
Location of the station	Pass 1	Pass 2	Pass 3	Center 1	Center 2	East	West

In order to define the spectral separability of the species lagoon and the mixtures, spectral measurements were performed in situ using a JAZA0478 spectroradiometer with a 348.95–1039.85 nm wavelength range, provided by the LETG laboratory of the University of Nantes. In each station, the reflectance of different types of habitats, in particular the dwarf eelgrass *Z. noltei*, macroalgae (chlorophyte and Rhodophyta), sand, and mud sediments, were recorded at 1 m above ground. For each type of habitat, an average of three to four spectral measurement were sampled in each station and their corresponding references were also taken. The white and dark references were calculated by measuring the reflectance of the white reference (Spectralon® WS-1-SL) and dark reference (performed by covering the collimating lens with its cap).

In order to estimate the *Z. noltei* biomass in g/m² and its cover percentage, seven stations were sampled on 16 September 2018 in the intertidal area located in the downstream, upstream, and center of the lagoon during low tide. Biomass was assessed using hand cores (30 cm in length and 12 cm in diameter), with ten replicates for each station. The samples were randomly collected from *Z. noltei* meadows, were washed in situ and taken to the laboratory, then frozen at –20 °C before biomass measurements. The samples before being weighed were oven-dried at 60 °C for two days. As for estimating the cover percentage of the *Z. noltei*, in each station, five replicates of quadrats (0.5 × 0.5 m²) were photographed and their geographic coordinates were saved for mapping validation. The quadrats photos were processed by ImageJ

software according to Stationary Bed Monitoring Protocols for the Water Directive (WFD) *Zostera marina* (L.)—*Z. noltei* Version 3 [43]. When the use of quadrats was not possible, the cover percentage was estimated visually by assigning it to one of the following classes: 0–25%, 25–50%, 50–75%, 75–90%, 100%.

2.3. Satellite Images

To map the distribution of dwarf eelgrass *Z. noltei* in the Merja Zerga lagoon, we tried to obtain very good images with high resolution, at low tide and with a good tidal coefficient. This was achieved by making a list table with the dates of low tides, coefficients, and the number of images that contained little cloud. Unfortunately, the results were very limited; we must say that this added to the difficulty of achieving very good images. Consequently, we used one SPOT 7 satellite image acquired on 19 August 2019 at 10:54 a.m local time, matching with the falling tide. Indeed, 19 August 2019 corresponds to the lowest tide, which was 0.7 m at 11:46 a.m UTC+1, with a tidal coefficient equal to 72. Images were obtained during the summer, which is the period of increased density of eelgrass beds, culminating in August–September [44]. In fact, among many Sentinel 2 and Pleiades images, the SPOT 7 image presented the best conditions required for mapping dwarf eelgrass in the Merja Zerga lagoon.

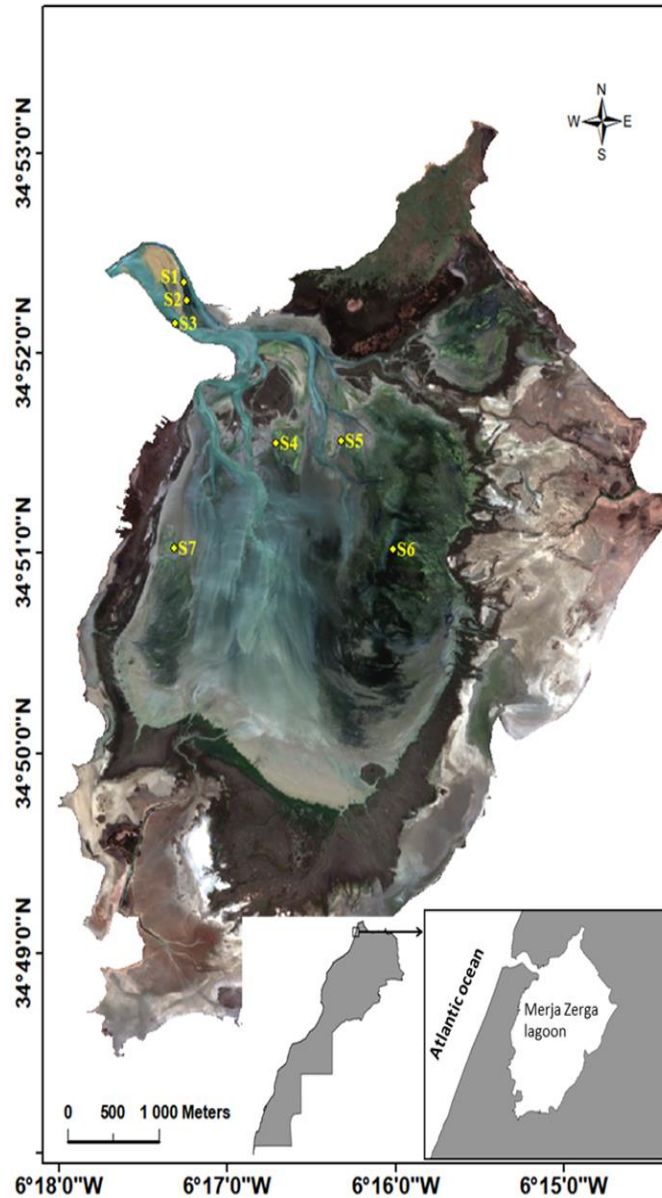


Figure 1. *Z. noltei* sampling stations in the Merja Zerga lagoon: S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7 (source: Image SPOT 7).

The SPOT 7 satellite has four multispectral bands—blue (450–520 nm), green (530–590 nm), red (625–695 nm), and near-infrared (NIR; 760–890 nm)—at a spatial resolution of 6×6 m, and one panchromatic band (450–745 nm) at a spatial resolution of 1.5×1.5 m [45]. The scene was free from cloud cover and was provided by the CRTS (The Royal Center for Remote Sensing—Centre Royal de Télédétection Spatiale (crts.gov.ma, accessed on 25 February 2021)) in a bundle (PAN + XS) format, which was orthorectified and projected to World Geodetic System 1984 datum, EPSG CODE: 4326.

2.4. Typology

In our approach, we mapped the main habitats that form the Merja Zerga lagoon with reference to the floristic typology outlined by Hammada [46] for this lagoon. This typology showed that there are two gradients that influence the vegetation distribution, namely submersion rhythms and salinity. In fact, the submersion gradient allowed the three types of species to be distinguished, which are:

- Hygrophilous species, which colonize wetlands (wet lawns): *Baldellia ranunculoides* (L.) Parl., *Scirpus lacustris* (L.) Palla., *Typha domigensis* (Pers.) Steud., *Mentha aquatica* (L.), *Nasturtium officinale* (R.Br.);
- Aquatic species, some of which thrive in marine environments (*Z. noltei*, *Nitella* sp. (C. A.) Agardh), while the others colonize calm or stagnant waters and can be floating (*Lemna gibba* (L.)) or fixed (*Myriophyllum* sp. (L.), *Potamogeton pectinatus* (L.) Börner);
- Terrestrial species, which develop in generally humid edge habitats during the rainy period (*Centaurea calcitrapa* (L.), *Euphorbia clementei* Boiss., *Solanum nigrum* (L.)).

We aimed to discern between the aquatic species of the Merja Zerga lagoon marine environment. Hence, the classes that were used for the classification were shallow water, sand, mud, terrestrial plants, algae, mixture of algae and dwarf eelgrass, submerged dwarf eelgrass, and emerged dwarf eelgrass.

2.5. Image Processing

The SPOT 7 image used for this study was delivered in bundle (PAN + XS) format. Atmospheric correction for the four bands was achieved by using the GRASS algorithm in order to convert them to reflectance.

Therefore, the spectral and spatial resolutions were suitable for use with the 9 vegetation indices (Table 1). Indeed, mapping of dwarf eelgrass *Z. noltei* in the Merja Zerga lagoon was achieved by using a supervised classification approach applied with a random forest algorithm (Figure 2), which is a model that constructs and combines a large number of base decision trees.

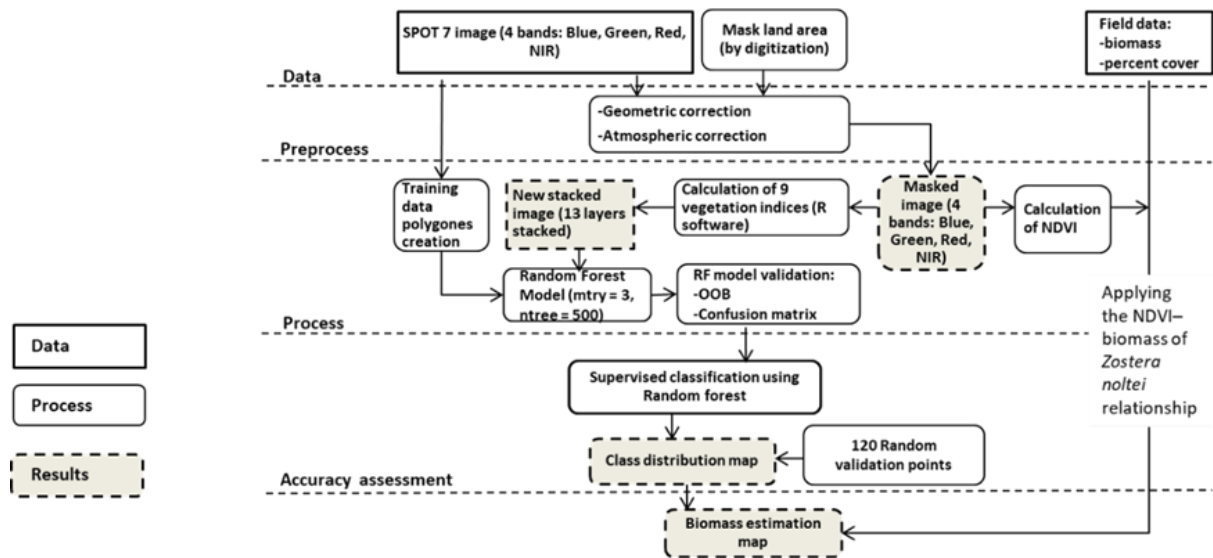


Figure 2. Flowchart of data processing to map dwarf eelgrass *Z. noltei* and algae in the Merja Zerga lagoon.

Before applying the random forest model, 117 polygons were created manually using ArcGIS 10.4.1 software based on personal field knowledge and were distributed over the eight classes, which be used for the classification: shallow water, sand, mud, terrestrial plants, algae, mixture of algae and dwarf eelgrass, submerged dwarf eelgrass, and emerged dwarf eelgrass. For this, we used Breiman and Cutler’s random forests for classification and regression algorithm with the R package random forest v.4.6–14. Known as a robust and consistent model, the random forest algorithm is the most popular ensemble-based model for classification problems, and in particular for seagrass mapping [47]. We empirically tuned the random forests model by testing two parameters (because it seems that there is no theory to guide the choice of the mtry number (number of predictors sampled for splitting at each node) or the number of trees [48]. First, the mtry number was fixed at 3 (with the use of the tuneRF function of the random Forest package). Then, with this mtry number, and in order to find the optimal number of trees that correspond to a stable classifier without excessive computation time, we computed the random forests algorithm with different ntree values and recorded the OOB error rate to assess the number of trees at which the out of bag error rate stabilized and reached the minimum (in our case this was fixed at 500).

First of all, we returned the four raw bands of the SPOT 7 image and used them to calculate nine vegetation indices (Table 2). The resulting layers were then stacked onto a 13-band image, which was then implemented in the random forests model using the R software.

Table 6. SPOT 7 satellite image bands and the 9 indices used for random forests classification.

Bands	Bands and Indices	Band Name and Full Form of Indices
L.1	Band 1	Reflectance in Blue
L.2	Band 2	Reflectance in Green
L.3	Band 3	Reflectance in Red
L.4	Band 4	Reflectance in Near Infra-Red (NIR)
L.5	GNDVI	Green Normalized Vegetation Index [49]
L.6	NDVI	Normalized Vegetation Index [50]
L.7	CVI	Chlorophyll Vegetation Index = (Reflectance in Green–Reflectance in Red)
L.8	GVI	Green Vegetation index [51]
L.9	ICS	Normalized Difference Red/Green, Redness Index [52]
L.10	NLI	Nonlinear Vegetation index [53]
L.11	EVI	Enhanced Vegetation Index [54]
L.12	IB	Brilliance Index [55]
L.13	SAVI	Soil-Adjusted Vegetation Index [56]

The random forests algorithm was validated by the overall out-of-bag (OOB) model error and the confusion matrix (percentage of falsely and classified training pixels) and seemed to be robust (OOB = 3.14). Then, we used the predict function to compute the RF classification prediction with the use of the clusterR interface to speed up the computation (in the R package “raster”). In addition, a final estimation of the quality of the “accuracy” classification error was

made using Erdas software by creating 120 equalized random points spread over the eight classes.

To estimate *Z. noltei* aboveground biomass in the Merja Zerga part of the Moulay Bousselham lagoon using remote sensing, we chose to use the quantitative experimental NDVI –*Z. noltei* biomass relationship, whereby $\text{biomass} = 610.61 (\text{NDVI})^{1.88}$ ($n = 31, r^2 = 0.97$), as created by Barillé et al. (2010). Depending on the presence or absence of algae and the emersion or submersion condition, the precedent equation was separated or combined for the estimated percentage cover (Figure 2).

Hence, a specific biomass estimation map was generated for each of the three classes of *Z. noltei*: two maps were created by directly applying the equation for both the submerged *Z. noltei* class and the emerged *Z. noltei* class, and one map was created by combining the equation with the percentage cover of *Z. noltei* for the mixed class of algae and *Z. noltei*.

3. Results

3.1. Spectral Results

According to the spectra, separability between classes was possible. Moreover, the equivalent image calibrated to reflectance also made discrimination between classes possible. The reflectance spectra of algae ($n = 9$) and *Z. noltei* ($n = 13$) sampled in the Merja Zerga lagoon presented different overall shapes in the visible and NIR ranges between 400 and 900 nm. Indeed, algae spectra were plotted above the dwarf eelgrass spectra. The distance between algae spectra and emerged dwarf eelgrass spectra was estimated using the spectral angle, which had a value of 0.936 radians. The reflectance spectra of *Z. noltei* were discernible from chlorophyta in the visible wavelengths. However, they had the same tendency (increasing) in the NIR, except for the submerged dwarf eelgrass spectra (decreasing) (Figure 3). The overall shapes of the spectra from the SPOT 7 image we used were similar to those sampled with the spectroradiometer in the field.

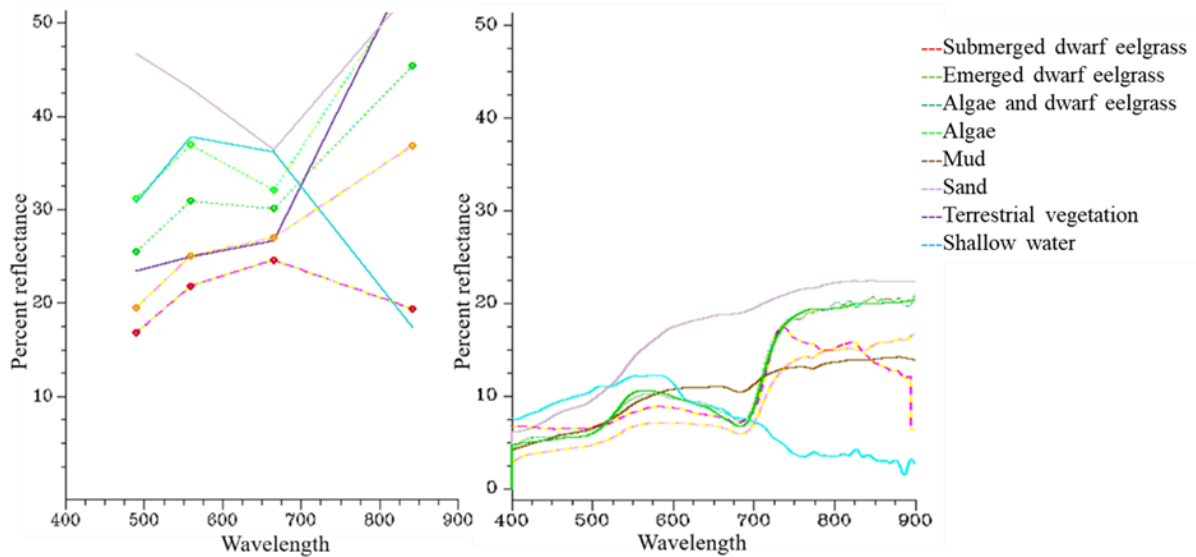


Figure 3. Spectral signatures for the eight different habitat types in the Merja Zerga lagoon: emerged *Z. noltei*, submerged *Z. noltei*, algae, mixed beds of *Z. noltei* and algae, sand, mud, and shallow water. Left: average spectra (n = 5) numbers degraded to the four SPOT 7 satellite image bands: 1 (blue; 450–520 nm), 2 (green; 530–590 nm), 3 (red; 625–695 nm), and 4 (NIR; 760–890 nm). Right: average spectra acquired at the spectral resolution of a JAZA0478 spectroradiometer.

3.2. Biomass and Cover Percentage of *Z. noltei*

Our results showed that the stations S6, S4, and S7 had the highest biomass among the five stations sampled in the Merja Zerga lagoon (Table 3).

Table 7. The average biomass of *Z. noltei* in g/m² per station in the Merja Zerga lagoon (stations S3, S4, S5, S6, and S7).

Stations	S5	S3	S4	S7	S6
Average biomass of <i>Z. noltei</i> g D.W.m ²	36.17	84.749	96.48	106.448	142.81

According to the visual interpretation and to the quadrat analysis, station S7 had the lowest cover percentage of *Z. noltei*, which was limited to 50% (Table 4).

Table 8. Cover percentage of *Z. noltei* per station in the Merja Zerga (stations S1, S2, S3, S4, S5, S6, and S7; -: insufficient quadrats).

Stations	Cover Percentage of <i>Z. noltei</i>		
	September 2017	September 2018	November 2019
S1	0.72	0.92	0.80
S2	0.70	0.72	0.75
S3	0.96	0.94	0.97
S5	0.78	0.76	0.77
S4	–	0.61	0.60
S7		–	0.50
S6	–	–	0.97

The stations S5 and S4 came in the second position, which were mixed beds (*Z. noltei* and algae) with cover percentages of *Z. noltei* limited to 60% and 75%, respectively. On the contrary, the rest of the stations of the lagoon were homogeneous beds with the highest cover percentages of *Z. noltei*, which reached 96%. In fact, despite their small size, the dwarf eelgrass beds in stations “S3”, “S2”, and “S1” were homogeneous and denser, plus the presence of macroalgae species there was not very prevalent (Figure 4).

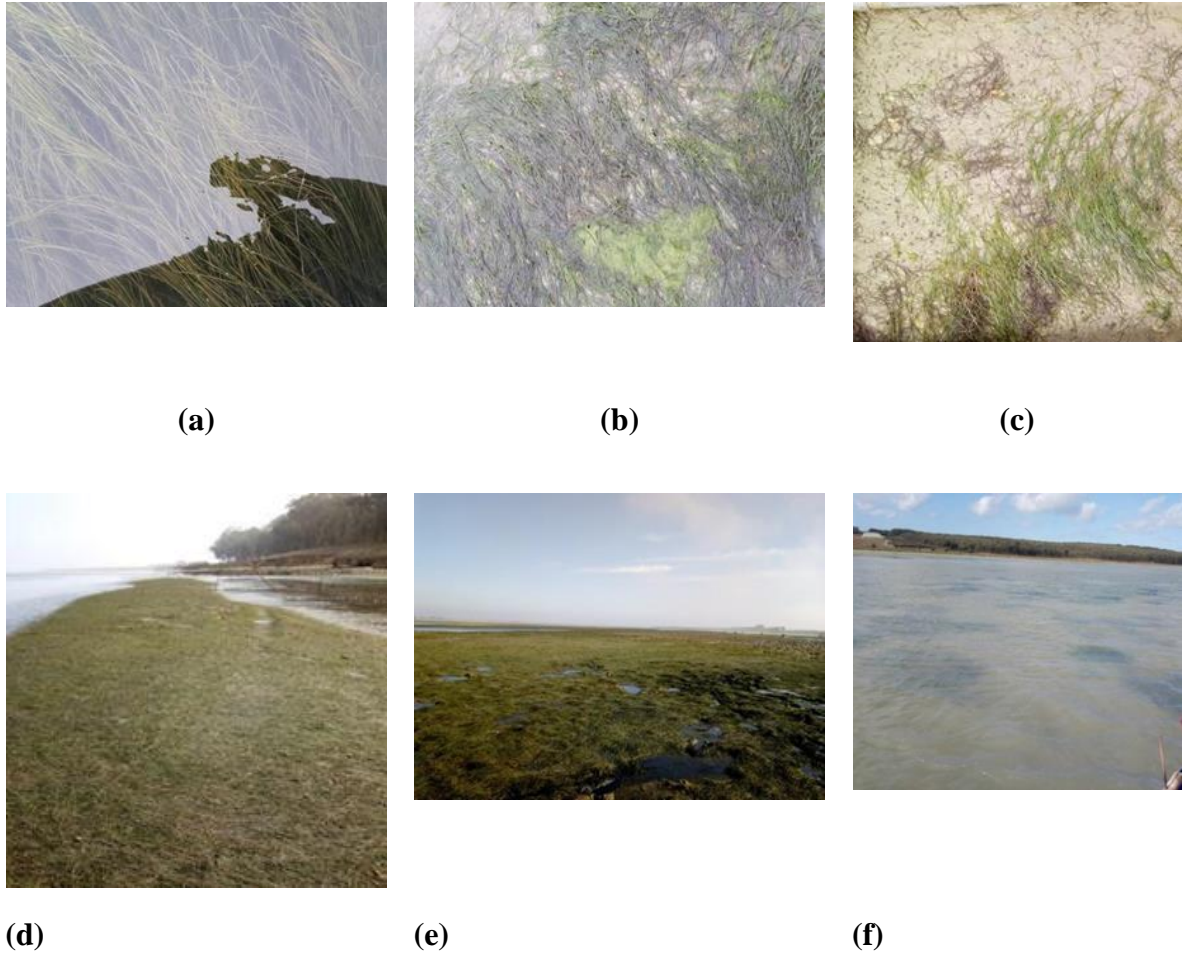


Figure 4. Quadrats of *Z. noltei* in the homogeneous station (a) S3 and in mixed stations (b) S5 (dense) and (c) S7 (sparse, submerged), their respective bed photography (d–f).

3.3. Satellite Image Processing

Our random forests model accurately predicted the distribution of all eight classes for the Merja Zerga lagoon. The model's internal class errors fluctuated between 0.00 and 0.25% and the OOB for the model was 3.14%. It turned out that the raw bands and indices that were most relevant for distinguishing between the eight classes according to the mean decrease Gini index were the NDVI and GNDVI indices, followed by the GVI, CVI, and EVI, then followed by the green and blue bands successively (Figure 5). Indeed, NDVI and GNDVI indices had the highest mean decrease Gini values, which reached 141.03 and 138.69, respectively.

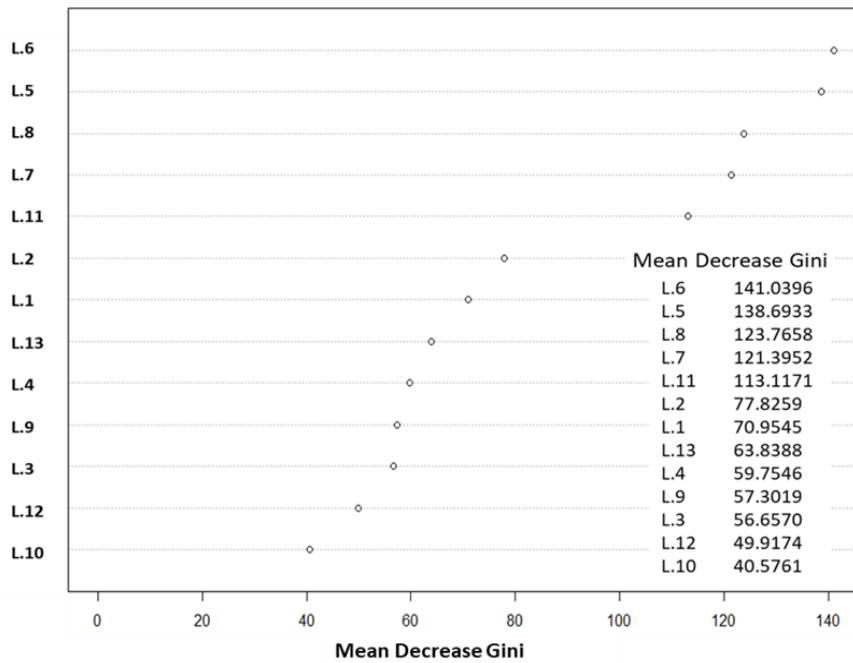


Figure 5. Random forest results: mean decrease Gini values for the 13 bands (L.1: band 1; L.2: band 2; L.3: band 3; L.4: band 4; L.5: GNDVI; L.6: NDVI; L.7: CVI; L.8: GVI; L.9: ICS; L.10: NLI; L.11: EVI; L.12: IB; L.13: SAVI).

The average curve of the pixels per class extracted from the SPOT 7 image showed that each class had a specific band or index which best discriminated it. For example, the IB index was the most relevant for distinguishing submerged dwarf eelgrass (Figure 6).

3.4. Image Classification

We managed to estimate the surface areas of *Z. noltei* meadows in the Merja Zerga lagoon, which was approximately equal to 160.76 ha (mixed beds included), of which 65.22 ha was the total area for emerged and submerged *Z. noltei*.

The classification results indicated that *Z. noltei* beds are more extensive in the center and in the upstream area of the lagoon than in its downstream area (Figure 7), in particular at station S6 (Table 5), which was in agreement with the field observations. Thus, the total surface areas for *Z. noltei* beds were 27.31 ha, 95.54 ha, and 37.91 ha for submerged, mixed, and emerged beds, respectively.

Table 9. The surface areas in ha estimated for *Z. noltei* meadows for each station in the Merja Zerga lagoon: S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7.

Classes of <i>Z. noltei</i> beds	S6	S7	S5	S4	S3	S1 and S2
Submerged <i>Z. noltei</i>	14.08	5.83	1.23	4.58	0.0888	1.49
Emerged <i>Z. noltei</i>	31.52	4.67	0.179	1.25	0.0094	0.286
Mixed patches	50.26	24.74	12.26	7.93	0.0736	0.26

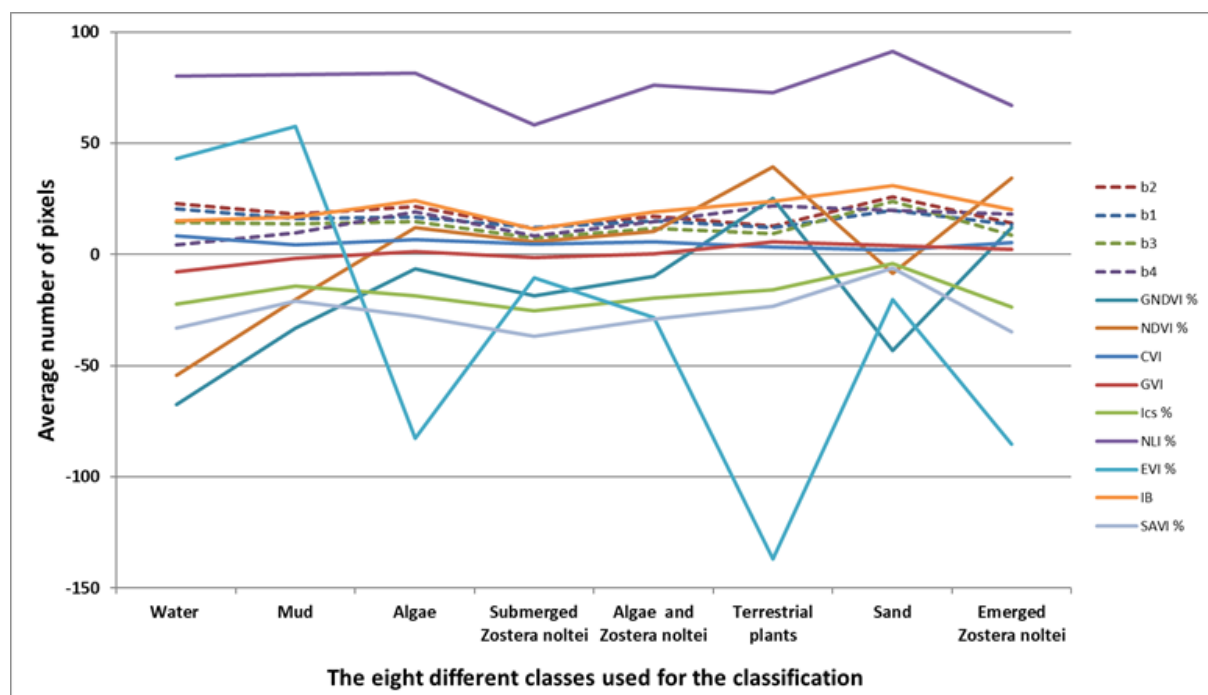


Figure 6. The average of 1371 pixels per class for each of the 4 Bands and 9 indices of the SPOT 7 image.

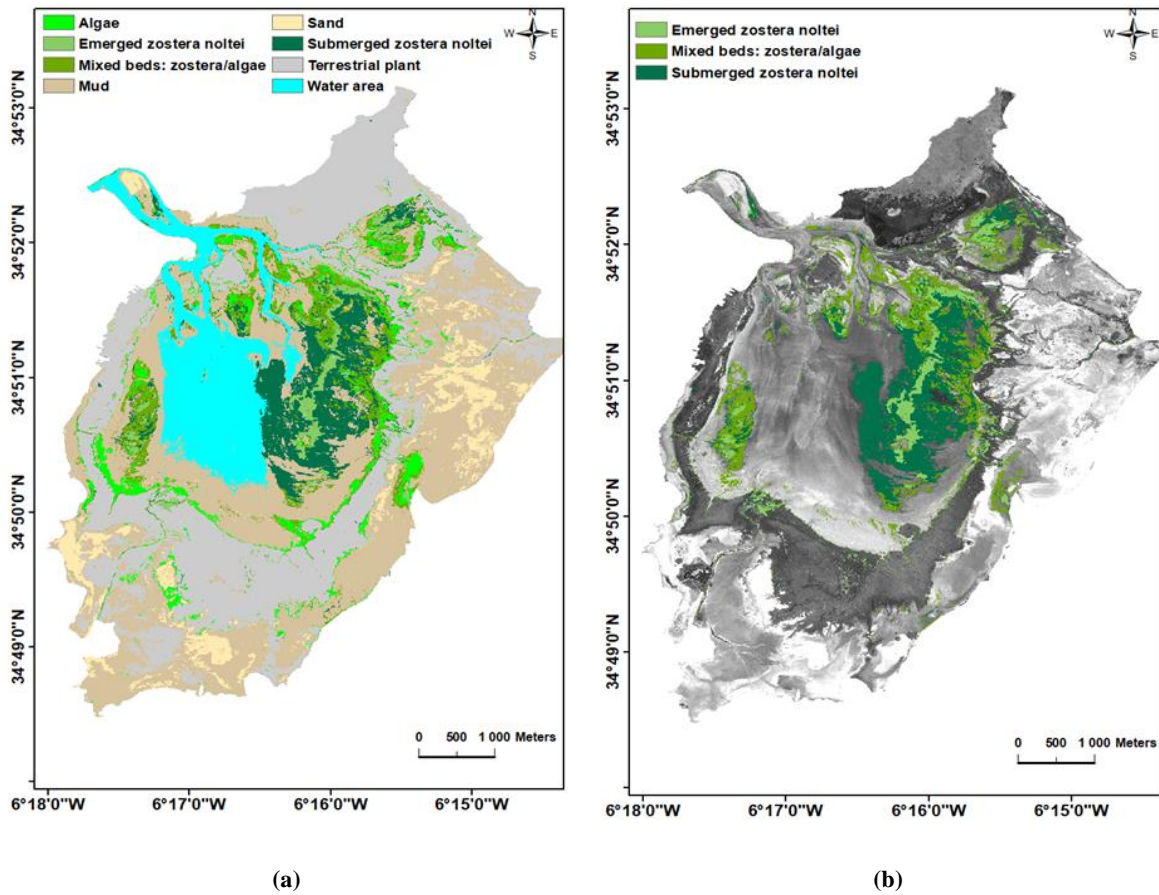
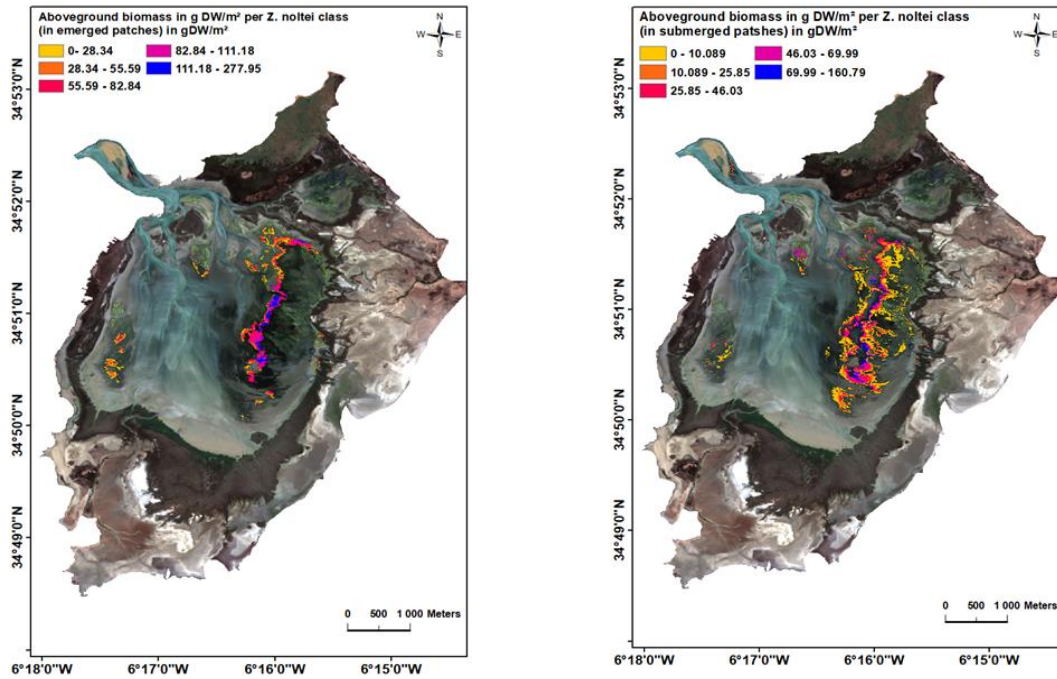


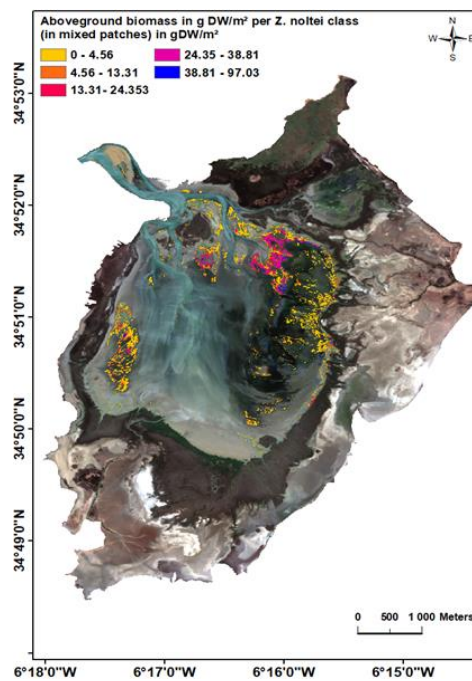
Figure 7. (a) Random forest classification results and (b) the distribution of dwarf eelgrass *Z. noltei* and macroalgae in Moulay Bousseham lagoon.

Dwarf eelgrass biomass results were estimated using remote sensing ranges between 0 and 277.81 g DW/m² for the class “emerged *Z. noltei*” and between 0 and 156.509 g DW/m² for the class “mixed beds”, of which 62% (which is the average of the three mixed station: “S5”:0.77, “S4”:0.60, “S7”:0.50) corresponded to *Z. noltei*, i.e., was between 0 and 97.03 g DW/m². Lastly, biomass values were between 0 and 160.79 g DW/m² for the class “submerged *Z. noltei*” (Figure 8).



(a)

(b)



(c)

Figure 8. Aboveground biomass in g DW/m² per *Z. noltei* class (a–c) in the Merja Zerga lagoon.

4. Discussion

The overall shapes of the spectral signature of the algae and the dwarf eelgrass found in the field look like those obtained by Bargain et al. [54] and by Dehouck et al. [57]. In fact,

Z. noltei reflectance is discernible from green algae in the visible wavelengths and even more in the NIR wavelength. In addition, emerged dwarf eelgrass and algae spectra increase in the NIR wavelength compared to the submerged dwarf eelgrass spectra, which have a decreasing slope due to the residual water layers in them. This is due to the influence of water. Dehouck et al. [57] indicated that in general the spectra of *Z. noltei* and algae are similar, however small differences are noticeable in narrow bands. They claimed that the spectra need to be analyzed and separated numerically to find out the best spectral bands.

We chose to use vegetation indices to map *Z. noltei* in the Merja Zerga lagoon because it exists in the form of monospecific seagrass beds. Indeed, the average curve for pixels per class extracted from the SPOT 7 image showed that each class has a specific band or index which best discriminated it. For example, the IB index is the most relevant for distinguishing submerged dwarf eelgrass (Figure 6). Our OOB and mean decrease Gini results showed that NDVI, GNDVI, GVI, and CVI are the best indices to use for this purpose (Figure 5). The mapping of seagrass meadows using multispectral and hyperspectral images has often been achieved by using the NDVI, which is the most widely used index to assess green biomass [58]. Indeed, Barillé et al. [59] calibrated SPOT 7 images to NDVI and tested the influence of *Z. noltei* aboveground biomass variations on spectral reflectance. Hence, they used field-measured hyperspectral data from seagrass and algae and then applied a quantitative experimental NDVI–biomass relationship to map the biomass distribution of *Z. noltei*. The latter displayed a characteristic steep slope from 700 to 900 nm, which increased with increasing biomass. Later, Bargain et al. [60] demonstrated that vegetation indices used to map these kinds of beds and their biomass with satellite or airborne imagery must be selected carefully to moderate all sources of variability affecting the index value, such as the pigment variations, or those related to background influences, such as the soil spectral contrast, albedo variations, or the specular reflectance at the leaf surfaces.

Our study is the first study of the mapping of *Z. noltei* beds using a random forest algorithm. This method showed satisfying results because it has been proven effective to estimate the surface distributions of this species using SPOT 7 satellite imagery. Our mapping results showed that *Z. noltei* beds in the Merja Zerga lagoon are more extensive than in the older studies [61,62]. Indeed, their surface area reached 65.22 ha, and when including associated seaweed mats, this equaled 160.76 ha (Table 6).

Table 6. Surface area for *Z. noltei* at each station in the Merja Zerga lagoon: S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7.

<i>Z. noltei</i> beds surfaces (ha)	S6	S7	S5	S4	S3	S1 and S2
Total surface area of <i>Z. noltei</i> and algae (ha)	95.86	35.24	13.68	13.76	0.17	2.05
Cover percentage of <i>Z. noltei</i>	0.97	0.5	0.77	0.61	0.96	0.77
<i>Z. noltei</i> surface area (ha)	92.98	17.61	10.53	8.39	0.16	1.57

Usually, mapping *Z. noltei* meadows by using a handheld GPS instrument or by using transects is not enough when some areas are inaccessible due to the nature of the substrate, to the extent of the meadows, and to the tidal cycles. Generally, estimating seagrass distributions using traditional methods with pre-recorded grid patterns or a combination of transects and sampling points [63] is time-consuming and has high associated costs [10]. This can, therefore, be achieved thanks to remote sensing, either by interpreting aerial photographs from an unmanned aerial vehicle (UAV) combined with ground truthing measurements [4,5,6,7] or by terrestrial, oblique, large-scale photography and satellite image classification [64,65,66,67].

Some studies also proved the efficiency of random forest approaches in mapping the extent of seagrass. Indeed, according to Traganos and Reinartz [68], the random forest machine learning classifiers and support vector machines are gaining more interest for coastal habitat remote sensing. Indeed, they assessed the extent of change for *Posidonia oceanica* (L.) Delile and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson following atmospheric and analytical water column correction and using a random forest algorithm for the RapidEye time series. Furthermore, Zhang [69] and Traganos and Reinartz [70] proved that random forest algorithms generated promising results regarding classification of seagrasses, while Zhang et al. [71] exhibited the advantages of al. [57] emphasizes that by carefully selecting multispectral bands or by combining them random forest algorithms over the maximum likelihood classifier using hyperspectral imagery.

In contrast to our study, several previous studies have mentioned the presence of *Z. noltei* in Merja Zerga lagoon, but without giving its overall distribution. First, Dakki et al. [61] estimated that 4.78% of the lagoon's surface was occupied by dwarf eelgrass meadows, the

surface area of which corresponded to 140 ha, including algae species. The presence of *Z. noltei* in the Merja Zerga lagoon was also reported by Boutahar et al. [30], Gam et al. [72], Grignon-Dubois and Rezzonico [73], Natij et al. [74], Touhami et al. [75], and Touhami et al. [76]. The dwarf eelgrass meadows in this lagoon have developed in muddy and sometimes deep substrates, which makes walking through them very difficult, so mapping these meadows on foot is not feasible. Lately, according to Zarranz Elso et al. [62], dwarf eelgrass has been mapped in the Merja Zerga lagoon through spectral characterization and a maximum likelihood classification of a World View 2 satellite image acquired on 3 November 2010, combined with field samples. Hence, the surface area of *Z. noltei* meadows in Merja Zerga lagoon was estimated to be 71.508 m², however in this case the satellite image used did not cover all of the intertidal areas of the lagoon. However, this study missed the bigger beds located in the downstream area of the lagoon. When interpreting multispectral optical images, confusion persisted between dwarf eelgrass meadows, algae, and the cordgrass *Spartina* sp., which is an emergent halophilous species that borders the lagoon with other saltmarsh species, especially *Salicornia* sp. (L.) and Juncaceae rushes [62,75]. Dehouck et using a multitemporal database they could limit this confusion, and that algae seem to be discriminable only when using fine spectral bands. According to Proença et al. [77], the mapping of *Spartina anglica* C.E. Hubb. and *Spartina maritima* (Curtis) Fernald using supervised classification of Pleiades images showed that these species were often confused with the vast areas vegetated by *Z. noltei*, in particular in October. In order to achieve better results and to avoid this confusion, it is better to mask the majority of the potential terrestrial vegetation from the satellite image before running the classification algorithm. In our case, this problem did not occur because we created a sufficient number of polygons (117) distributed across the eight classes used for the classification. In fact, based on the accuracy assessment results, the random forest classification generated a satisfactory *Z. noltei* meadow map, with a kappa index equal to 0.9429 and an overall accuracy equal to 95%.

Our classification results allowed the estimation of the overall extent of *Z. noltei* in the Merja Zerga lagoon and also allowed the estimation of the aboveground biomass of this species. As with the study by Barillé et al. [60], in our case the NDVI–biomass quantitative relationship was applied to all *Z. noltei* meadows successfully, because despite the stacking of many layers in certain areas, the NDVI was not saturated. Thus, this method was applied directly for the classes “emerged *Z. noltei*” and “submerged *Z. noltei*” and was combined with the cover percentage for the class “mixed *Z. noltei* and algae”. Indeed, we observed during field investigations that *Z. noltei* was not the main living macrophyte in the mapped intertidal area—

filamentous green macroalgae was observed in the mixed beds and a few macroalgae species (Chlorophyta and Rhodophyta) were occasionally present (Figure 9).

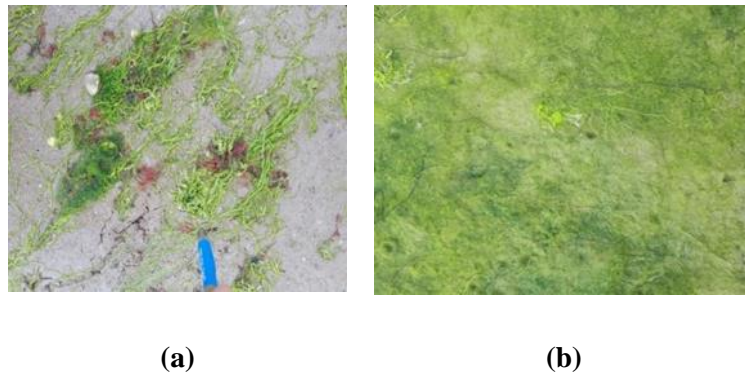


Figure 9. Macroalgae species associated with *Z. noltei* (a) and filamentous green macroalgae (b) in the mixed beds observed in the intertidal area of the Merja Zerga lagoon.

Indeed, Valle et al. [78] claimed that the NDVI is useful for distinguishing between sparsely vegetated and dense *Z. noltei* beds, and therefore can be further applied to CASI (hyperspectral sensor) imagery to map the cover percentages of the species living in the area.

The calibration of the SPOT 7 image with the biomass–NDVI relationship showed a pattern of maximal biomass in the submerged and emerged classes, especially in the “S6” station, and lower biomass in the center zone (“S5” and “S4” stations). The average biomass measured in situ in September 2018 was not significantly different from the value obtained from remote sensing (Table 7).

Table 7. The average biomass for *Z. noltei* in g/m² for each station in the Merja Zerga lagoon: S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7.

<i>Z. noltei</i> Classes	Mixed Beds		Submerged/Emerged Beds		
Maximum biomass of <i>Z. noltei</i> g D.W.m ² (from SPOT 7 image calibration)	97.03		160.79/277.95		
Stations	S5	S4	S3	S6	S7
Average biomass of <i>Z. noltei</i> g D.W.m ² (from field samples)	36.17	96.48	77.62 84.749	to 142.81	106.448

Lately, active remote sensing data from aircrafts or UAVs have been used to map seagrass cover, mainly LIDAR [78,79,80,81,82,83,84,85,86]; hyperspectral sensors such as CASI-2, PHILLS, and HyMap [78,87,88,89,90]; or photographs [91,92,93,94,95]. The efficiency of remotely sensed data has been proven through many studies involving the estimation of seagrass cover; nevertheless, most studies are still reliant on field measurements when estimating shoot density and canopy height (e.g., [96]).

5. Conclusion

In our study, the suitability of using remote sensing to firstly map the distribution of *Z. noltei* and secondly to estimate its biomass was confirmed. In fact, we classified a SPOT 7 satellite image using a random forest algorithm and field data to produce dwarf eelgrass habitat maps. This approach enabled us to define the distribution of *Z. noltei* beds and associated macroalgae in terms of surface coverage. Our results proved with an accuracy of 95% that GNDVI, NDVI, and EVI are potentially useful vegetation indices for discriminating dwarf eelgrass beds from other habitats in the lagoon. Older maps involving the spatial characterization of *Z. noltei* in the Merja Zerga lagoon could not determine the entire extent of this seagrass. Compared to our work, previous studies on *Z. noltei* mapping underestimated its extent due to the fact that they used images that did not fit all of the Merja Zerga lagoon or were taken at a higher tide. Indeed, the overall surface occupied by dwarf eelgrass in this wetland is 160.76 ha when considering mixed beds. Our approach was based on estimating the extent, which is a global index that can reveal the increase or loss of the area of seagrass beds

at its limits; it does not consider the losses inside these limits, which are visible at the level of the fragmentation of these beds. Biomass estimation of dwarf eelgrass using the NDVI–biomass quantitative model applied to SPOT 7 images can be very useful as a non-destructive method for estimating the biomass of this seagrass species. In future studies of *Z. noltei* and in order to purchase the data obtained, the same methodology should be considered.

Author Contributions

Conceptualization, Salma Benmokhtar, Marc Robin, and Hocein Bazairi; methodology, Salma Benmokhtar, Marc Robin, and Hocein Bazairi; field data acquisition, Salma Benmokhtar, Marc Robin, Hocein Bazairi, and Mohamed Maanan; writing—review and editing, Salma Benmokhtar, Marc Robin, Hocein Bazairi, and Mohamed Maanan. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding

This research received no external funding.

Institutional Review Board Statement

Not applicable.

Informed Consent Statement

Not applicable.

Data Availability Statement

Not applicable.

Acknowledgments

The authors thank Ouassal Keltoum, Louizi Halima, Tifarouine Loubna, Boutahar Loubna, Boutoumit Soilam for providing their help during field data acquisition; El Mahsani Abderahman and Maanan Mehdi for their help in my initiation to GIS and remote sensing.

Conflicts of Interest

The authors declare no conflict of interest.

References

1. Orth, R.J.; Carruthers, T.J.; Dennison, W.C.; Duarte, C.M.; Fourqurean, J.W.; Heck, K.L.; Hughes, A.R.; Kendrick, G.A.; Kenworthy, W.J.; Olyarnik, S. A Global Crisis

- for Seagrass Ecosystems. *Bioscience* **2006**, *56*, 987–996. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)][[Green Version](#)]
2. Duarte, C.; Borum, J.; Short, F.T.; Walker, D.I. Seagrass Ecosystems: Their Global Status and Prospects. In *Aquatic Ecosystems: Trends and Global Prospects*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2008; pp. 281–294. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 3. Short, F.T.; Polidoro, B.; Livingstone, S.R.; Carpenter, K.E.; Bandeira, S.; Bujang, J.S.; Calumpong, H.P.; Carruthers, T.J.B.; Coles, R.G.; Dennison, W.C.; et al. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biol. Conserv.* **2011**, *144*, 1961–1971. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 4. Duffy, J. Biodiversity and the functioning of seagrass ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2006**, *311*, 233–250. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)][[Green Version](#)]
 5. Short, F.; Carruthers, T.; Dennison, W.; Waycott, M. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **2007**, *350*, 3–20. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 6. Gutiérrez, J.L.; Jones, C.G.; Byers, J.E.; Arkema, K.; Berkenbusch, K.; Commito, J.A.; Duarte, C.M.; Hacker, S.D.; Lambrinos, J.G.; Hendriks, I.E.; et al. Physical Ecosystem Engineers and the Functioning of Estuaries and Coasts. In *Treatise on Estuarine and Coastal Science*; Academic Press: Waltham, MA, USA, 2011; Volume 7, pp. 53–81. [[Google Scholar](#)]
 7. Marbà, N.; Krause-Jensen, D.; Alcoverro, T.; Birk, S.; Pedersen, A.; Neto, J.M.; Orfanidis, S.; Garmendia, J.M.; Muxika, I.; Borja, A.; et al. Diversity of European seagrass indicators: Patterns within and across regions. *Hydrobiologia* **2012**, *704*, 265–278. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 8. Fontan, E.; Dumas, P.; Ponton, D. Méthodes de Cartographie, de Caractérisation et de Suivi des Herbiers Marins. 2011. Available online: https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwjJLGiLHwAhWJFMAKHcgtA4gQFjAAegQIAxA&url=https%3A%2F%2Fwww.zoneco.nc%2Fsystem%2Ffiles_force%2Fdocuments%2Fmethode_de_cartographie_de_caracterisation_et_de_suivi_des_herbiers_marins.pdf%3Fdownload%3D1&usg=AOvVaw3mGzT8NjBkgJVlHJK_Yj1R (accessed on 25 February 2021).

9. Borum, J.; Duarte, C.M.; Krause-Jensen, D.; Greve, T.M. *European Seagrasses: An Introduction to Monitoring and Management*; The EU Project Monitoring and Management of European Seagrasses (M&MS Project): Hilleroed, Danmark, 2004; ISBN 87-89143-21-3. [[Google Scholar](#)]
10. Short, F.T.; Coles, R.G. *Global Seagrass Research Method*; Elsevier Science B.V.: Amsterdam, The Netherlands, 2001; 473p. [[Google Scholar](#)]
11. Green, E.R.; Short, F.T. *World Atlas of Seagrasses*; University of California Press: Berkeley, CA, USA, 2003. [[Google Scholar](#)]
12. Moore, K.A.; Short, F.T. Zostera: Biology, ecology and management. In *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*; Larkum, T., Orth, R., Duarte, C., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2006; pp. 361–386. [[Google Scholar](#)]
13. Diekmann, O.E.; Gouveia, L.; Perez, J.A.; Gil-Rodriguez, C.; Serrão, E.A. The possible origin of *Zostera noltii* in the Canary Islands and guidelines for restoration. *Mar. Biol.* **2010**, *157*, 2109–2115. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
14. Dalloyau, S. Qualité Ecologique des Herbiers Intertidaux à Zostère Naine *Zostera Noltei* dans les Sites Fonctionnels des Réserves Naturelles Nationales Gérées par la LPO (Pertuis Charentais). 2020. Available online: https://www.researchgate.net/publication/349345847_Qualite_ecologique_des_herbiers_intertidaux_a_Zostere_naine_Zostera_noltei_dans_les_sites_fonctionnels_des_Reserves_Naturelles_Nationales_gerees_par_la_LPO_Pertuis_Charentais (accessed on 25 February 2021).
15. Polte, P.; Schanz, A.; Asmus, H. The contribution of seagrass beds (*Zostera noltii*) to the function of tidal flats as a juvenile habitat for dominant, mobile epibenthos in the Wadden Sea. *Mar. Biol.* **2005**, *147*, 813–822. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
16. Bououarour, O.; El Kamcha, R.; Boutoumit, S.; Pouzet, P.; Maanan, M.; Bazairi, H. Effects of the *Zostera noltei* meadows on benthic macrofauna in North Atlantic coastal ecosystems of Morocco: Spatial and seasonal patterns. *Biologia* **2021**, 1–13. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
17. Cabaço, S.; Santos, R.; Sprung, M. Population dynamics and production of the seagrass *Zostera noltii* in colonizing versus established meadows. *Mar. Ecol.* **2011**, *33*, 280–289. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

18. Chust, G.; Borja, Á.; Caballero, A.; Irigoien, X.; Sáenz, J.; Moncho, R.; Marcos, M.; Liria, P.; Hidalgo, J.; Valle, M.; et al. Climate change impacts on coastal and pelagic environments in the southeastern Bay of Biscay. *Clim. Res.* **2011**, *48*, 307–332. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
19. Massa, S.I.; Arnaud-Haond, S.; Pearson, G.A.; Serrão, E.A. Temperature tolerance and survival of intertidal populations of the seagrass *Zostera noltii* (Hornemann) in Southern Europe (Ria Formosa, Portugal). *Hydrobiol.* **2008**, *619*, 195–201. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
20. Short, F.T.; Neckles, H.A. The effects of global climate change on seagrasses. *Aquat. Bot.* **1999**, *63*, 169–196. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
21. Chauvaud, S.; Bouchon, C.; Maniere, R. Remote sensing techniques adapted to high resolution mapping of tropical coastal marine ecosystems (coral reefs, seagrass beds and mangrove). *Int. J. Remote Sens.* **1998**, *19*, 3625–3639. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
22. Dekker, A.; Brando, V.; Antsee, J.; Fyfe, S.; Malthus, T.; Karpouzli, A. Remote Sensing of Seagrass Ecosystems: Use of Space-borne and Airborne Sensors. In *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*; Larkum, T., Orth, R.J., Duarte, C.M., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2006; pp. 347–359. ISBN 978-1-4020-2983-7. [[Google Scholar](#)]
23. Ferwerda, J.G.; De Leeuw, J.; Atzberger, C.; Vekerdy, Z. Satellite-based monitoring of tropical seagrass vegetation: Current techniques and future developments. *Hydrobiologia* **2007**, *591*, 59–71. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
24. Hossain, M.S.; Bujang, J.S.; Zakaria, M.H.; Hashim, M. Application of Landsat images to seagrass areal cover change analysis for Lawas, Terengganu and Kelantan of Malaysia. *Cont. Shelf Res.* **2015**, *110*, 124–148. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
25. Hossain, M.S.; Hashim, M. Potential of Earth Observation (EO) technologies for seagrass ecosystem service assessments. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **2019**, *77*, 15–29. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
26. Dingtian, Y.; Chaoyu, Y.D.A.Y. Seagrass Distribution in China with Satellite Remote Sensing. In *Remote Sensing of Planet Earth*; IntechOpen: London, UK, 2012; p. 29043. Available online: <https://www.intechopen.com/books/remote-sensing-of-planet->

[earth/seagrass-distribution-in-china-with-remote-sensin](#) (accessed on 25 February 2021).

27. Meyer, C.A.; Pu, R. Seagrass resource assessment using remote sensing methods in St. Joseph Sound and Clearwater Harbor, Florida, USA. *Environ. Monit. Assess.* **2011**, *184*, 1131–1143. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
28. Roelfsema, C.M.; Phinn, S.R.; Udy, N.S.; Maxwell, P.S. An integrated field and remote sensing approach for mapping Seagrass Cover, Moreton Bay, Australia. *J. Spat. Sci.* **2009**, *54*, 45–62. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
29. Bououarour, O.; El Kamcha, R.; Boutahar, L.; Tnoumi, A.; Zourarah, B.; Benhoussa, A.; Bazairi, H. Spatial patterns of the *Zostera noltei* meadows across the Atlantic coast of Morocco: Is there a latitudinal gradient? *PeerJ PrePr.* **2015**, *3*, e1076v1. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
30. Boutahar, L.; Maanan, M.; Bououarour, O.; Richir, J.; Pouzet, P.; Gobert, S.; Maanan, M.; Zourarah, B.; Benhoussa, A.; Bazairi, H. Biomonitoring environmental status in semi-enclosed coastal ecosystems using *Zostera noltei* meadows. *Ecol. Indic.* **2019**, *104*, 776–793. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
31. Ahmed, M.H.; El Leithy, B.M.; Thompson, J.R.; Flower, R.J.; Ramdani, M.; Ayache, F.; Hassan, S.M. Application of remote sensing to site characterisation and environmental change analysis of North African coastal lagoons. *Hydrobiologia* **2009**, *622*, 147–171. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
32. Maanan, M.; Landesman, C.; Maanan, M.; Zourarah, B.; Fattal, P.; Sahabi, M. Evaluation of the anthropogenic influx of metal and metalloid contaminants into the Moulay Bouselham lagoon, Morocco, using chemometric methods coupled to geographical information systems. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2013**, *20*, 4729–4741. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
33. Bazairi, H.; Bayed, A.; Glémarec, M.; Hily, C. Spatial organisation of macrozoobenthic communities in response to environmental factors in a coastal lagoon of the NW African coast (Merja Zerga, Morocco). *Oceanol. Acta* **2003**, *26*, 457–471. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)][[Green Version](#)]
34. Kraiem, M.; Ben Hamza, C.; Ramdani, M.; Fathi, A.; Abdelzaher, H.; Flower, R. Some observations on the age and growth of thin-lipped grey mullet, *Liza ramada* Risso, 1826 (Pisces, Mugilidae) in three North African wetland lakes: Merja Zerga (Morocco),

- Garâat Ichkeul (Tunisia) and Edku Lake (Egypt). *Aquat. Ecol.* **2001**, *35*, 335–345. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
35. Labbardi, H.; Ettahiri, O.; Lazar, S.; Massik, Z.; El Antri, S. Étude de la variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques caractérisant la qualité des eaux d'une lagune côtière et ses zonations écologiques: Cas de Moulay Bouselham, Maroc. *CR GEOSCI* **2005**, *337*, 505–514. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
36. Alaoui, A.M.; Choura, M.; Maanan, M.; Zourarah, B.; Robin, M.; Conceição, M.F.; Andrade, C.; Khalid, M.; Carruesco, C. Metal fluxes to the sediments of the Moulay Bouselham lagoon, Morocco. *Environ. Earth Sci.* **2009**, *61*, 275–286. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
37. Flower, R.J.; Thompson, J.R. An overview of integrated hydro-ecological studies in the MELMARINA Project: Monitoring and modelling coastal lagoons—making management tools for aquatic resources in North Africa. *Hydrobiologia* **2008**, *622*, 3–14. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
38. Appleby, P.G.; Birks, H.H.; Flower, R.J.; Rose, N.; Peglar, S.M.; Ramdani, M.; Kraïem, M.M.; Fathi, A.A. Radiometrically determined dates and sedimentation rates for recent sediments in nine North African wetland lakes (the CASSARINA Project). *Aquat. Ecol.* **2001**, *35*, 347–367. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
39. Peters, A.; Jones, K.C.; Flower, R.; Appleby, P.; Ramdani, M.; Kraïem, M.; Fathi, A. Recent environmental change in North African wetland lakes: A baseline study of organochlorine contaminant residues in sediments from nine sites in the CASSARINA Project. *Aquat. Ecol.* **2001**, *35*, 449–459. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
40. Ramdani, M.; Flower, R.J.; Elkhiaïti, N.; Kraïem, M.M.; Fathi, A.A.; Birks, H.H.; Patrick, S.T. North African wetland lakes: Characterization of nine sites included in the CASSARINA Project. *Aquat. Ecol.* **2001**, *35*, 281–302. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)][[Green Version](#)]
41. Ramdani, M.; Elkhiaïti, N.; Flower, R.J.; Thompson, J.R.; Chouba, L.; Kraïem, M.M.; Ayache, F.; Ahmed, M.H. Environmental influences on the qualitative and quantitative composition of phytoplankton and zooplankton in North African coastal lagoons. *Hydrobiologia* **2009**, *622*, 113–131. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
42. Thompson, J.R.; Flower, R.J.; Ramdani, M.; Ayache, F.; Ahmed, M.H.; Rasmussen, E.K.; Petersen, O.S. Hydrological characteristics of three North African coastal

- lagoons: Insights from the MELMARINA project. *Hydrobiologia* **2009**, 622, 45–84. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
43. Hily, C.; Sauriau, P.G.; Auby, I. *Protocoles Suivi Stationnel des Herbiers à Zostères pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) Zostera marina*; Rapport Ifremer/ODDE/UL/LER/AR/18.017; Ifremer: Brest, France, 2007. [[Google Scholar](#)]
44. Wong, M.C.; Bravo, M.A.; Dowd, M. Ecological dynamics of *Zostera marina* (eelgrass) in three adjacent bays in Atlantic Canada. *Bot. Mar.* **2013**, 56, 413–424. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
45. Astrium Services. SPOT 6 & SPOT 7 Imagery User Guide. France. 2013. Available online:
https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwj-r6nx_LDwAhWC7eAKHQ8IBF8QFjABegQIAhAD&url=https%3A%2F%2Fwww.spaceoffice.nl%2Fblobs%2FDataportaal%2FUser_Guide_SPOT6_V1.0.pdf&usq=AOvVaw1ppInVLdBsoFQgGFiijs5a (accessed on 25 February 2021).
46. Hammada, S. *Etudes sur la Végétation des zones Humides du Maroc: Catalogue et Analyse de la Biodiversité Floristique et Identification des Principaux Groupements Végétaux, 2017*; Université Mohammed V-Agdal, Faculté des Sciences Rabat: Rabat, Morocco, 27 February 2007. [[Google Scholar](#)]
47. Ha, N.T.; Manley-Harris, M.; Pham, T.D.; Hawes, I. A Comparative Assessment of Ensemble-Based Machine Learning and Maximum Likelihood Methods for Mapping Seagrass Using Sentinel-2 Imagery in Tauranga Harbor, New Zealand. *Remote Sens.* **2020**, 12, 355. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)][[Green Version](#)]
48. Scornet, E. Tuning parameters in random forests. *ESAIM: Proc. Surv.* **2017**, 60, 144–162. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)][[Green Version](#)]
49. Gitelson, A.A.; Kaufman, Y.J.; Merzlyak, M.N. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. *Remote Sens. Environ.* **1996**, 58, 289–298. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
50. Rouse, J.W.J.; Haas, R.H.; Schell, J.A.; Deering, D.W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *NASA Spec. Publ.* **1974**, 351, 309–317. [[Google Scholar](#)]

51. Kauth, R.J.; Thomas, G.S. The tasselled cap--a graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat. In *LARS Symposia*; Purdue University: West Lafayette, IN, USA, 1976. [[Google Scholar](#)]
52. Escadafal, R.; Huete, A. Improvement in remote sensing of low vegetation cover in arid regions by correcting vegetation indices for soil “noise”; Etude des propriétés spectrales des sols arides appliquée à l’amélioration des indices de végétation obtenus par télédétection. *FAO. C. R. Acad. Sci.* **1991**, *312*, 1385–1391. [[Google Scholar](#)]
53. Goel, N.S.; Qin, W. Influences of canopy architecture on relationships between various vegetation indices and LAI and Fpar: A computer simulation. *Remote Sens. Rev.* **1994**, *10*, 309–347. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
54. Huete, A.; Justice, C.; Liu, H. Development of vegetation and soil indices for MODIS-EOS. *Remote Sens. Environ.* **1994**, *49*, 224–234. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
55. Rapinel, S. *Contribution de la Télédétection à l'évaluation des Fonctions des Zones Humides: De l'Observation à la Modélisation Prospective*; Histoire; Université Rennes 2: Rennes, France, 2012. [[Google Scholar](#)]
56. Huete, A.; Jackson, R. Soil and atmosphere influences on the spectra of partial canopies. *Remote Sens. Environ.* **1988**, *25*, 89–105. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
57. Dehouck, A.; Lafon, V.; Lubac, B.; Kervella, S.; Bru, D.; Schmeltz, M.; Roubache, A. Hyperspectral field database in support to coastal wetland mapping. In Proceedings of the 2012 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, Munich, Germany, 22–27 July 2012; pp. 2649–2652. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
58. Lillesand, M.T.; Kiefer, R. *Remote Sensing and Image Interpretation*, 4th ed.; John Wiley and Sons: New York, NY, USA, 2000; 736p. [[Google Scholar](#)]
59. Barillé, L.; Robin, M.; Harin, N.; Bargain, A.; Launeau, P. Increase in seagrass distribution at Bourgneuf Bay (France) detected by spatial remote sensing. *Aquat. Bot.* **2010**, *92*, 185–194. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
60. Bargain, A.; Robin, M.; Meleder, V.; Rosa, P.; Le Menn, E.; Harin, N.; Barille, L. Seasonal spectral variation of *Zostera noltii* and its influence on pigment-based Vegetation Indices. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **2013**, *446*, 86–94. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

61. Dakki, M.; Benhoussa, A.; Hammada, S.; Ibn Tattou, M.; Qninba, A.; El Agbani, M.A. *Cartographie des Habitats Naturels et de la Végétation de Merja Zerga, Maroc. Rapp; Inédit, MedWet 2; Bureau Ramsar/Administration des Eaux & Forêts et de la Conservation du sol: Dakar, Senegal, 1998. [Google Scholar]*
62. Elso, M.Z.; Manent, P.; Luque, A.; Ramdani, M.; Robaina, R. Genetic Description and Remote Sensing Techniques as Management Tools for *Zostera noltii* Seagrass Populations along the Atlantic Moroccan Coast. *J. Coast. Res.* **2017**, *33*, 78–87. [Google Scholar] [CrossRef]
63. Qninba, A.; Benhoussa, A.; El Agbani, M.-A.; Dakki, M.; Thevenot, M. Etude phénologique et variabilité interannuelle d'abondance des Charadriidés (Aves, Charadrii) dans un site Ramsar du Maroc: La Merja Zerga. *Bull. l'Institut Sci.-Fique* **2006**, *28*, 35–47. [Google Scholar]
64. McKenzie, L.J.; Finkbeiner, M.A.; Kirkman, H. Methods for mapping seagrass distribution. In *Global Seagrass Research Methods*; Elsevier Science B.V: Amsterdam, The Netherlands, 2001; Volume 33, pp. 101–121. [Google Scholar]
65. Andrade, F.; Ferreira, M.A. A method for monitoring shallow seagrass meadows (*Zostera* spp.) using terrestrial oblique large-scale photography. *Aquat. Bot.* **2011**, *95*, 103–109. [Google Scholar] [CrossRef]
66. Calleja, F.; Galván, C.; Silió-Calzada, A.; Juanes, J.A.; Ondiviela, B. Long-term analysis of *Zostera noltei*: A retrospective approach for understanding seagrasses' dynamics. *Mar. Environ. Res.* **2017**, *130*, 93–105. [Google Scholar] [CrossRef]
67. Kohlus, J.; Stelzer, K.; Müller, G.; Smollich, S. Mapping seagrass (*Zostera*) by remote sensing in the Schleswig-Holstein Wadden Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2020**, *238*, 106699. [Google Scholar] [CrossRef]
68. Traganos, D.; Reinartz, P. Interannual Change Detection of Mediterranean Seagrasses Using RapidEye Image Time Series. *Front. Plant Sci.* **2018**, *9*, 96. [Google Scholar] [CrossRef][Green Version]
69. Zhang, C. Applying data fusion techniques for benthic habitat mapping and monitoring in a coral reef ecosystem. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* **2015**, *104*, 213–223. [Google Scholar] [CrossRef]
70. Traganos, D.; Reinartz, P. Mapping Mediterranean seagrasses with Sentinel-2 imagery. *Mar. Pollut. Bull.* **2018**, *134*, 197–209. [Google Scholar] [CrossRef][Green Version]

71. Zhang, C.; Selch, D.; Xie, Z.; Roberts, C.; Cooper, H.; Chen, G. Object-based benthic habitat mapping in the Florida Keys from hyperspectral imagery. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2013**, *134*, 88–97. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
72. Gam, M.; Bazairi, H.; De Montaudouin, X. Impact de la présence d’herbiers à *Zostera noltii* sur l’infestation parasitaire des coques *Cerastoderma edule* dans la lagune de Merja Zerga (Maroc). *Bull. l’Institut Sci.* **2009**, *31*, 13–20. [[Google Scholar](#)]
73. Grignon-Dubois, M.; Rezzonico, B. Phenolic chemistry of the seagrass *Zostera noltei* Hornem. Part 1: First evidence of three infraspecific flavonoid chemotypes in three distinctive geographical regions. *Phytochemistry* **2018**, *146*, 91–101. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
74. Natij, L.; Khalil, K.; Loudiki, M.; Elkalay, K. A first attempt at seagrass repartitioning in the Moroccan coasts. *Int. J. Innov. Sci.* **2014**, *10*, 2351–8014. [[Google Scholar](#)]
75. Touhami, F.; Bazairi, H.; Badaoui, B.; Bouarour, O.; Benhoussa, A. Merja Zerga lagoon: Study of the functional structure and bioassessment of the ecological quality of benthic communities. *J. Mater. Environ. Sci.* **2017**, *8*, 4591–4599. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
76. Touhami, F.; Bazairi, H.; Badaoui, B.; Benhoussa, A. Vertical Distribution of Benthic Macrofauna in Intertidal Habitats Frequented by Shorebirds at Merja Zerga Lagoon. *Thalass. Int. J. Mar. Sci.* **2017**, *34*, 255–265. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
77. Proença, B.; Frappart, F.; Lubac, B.; Marieu, V.; Ygorra, B.; Bombrun, L.; Michalet, R.; Sottolichio, A. Potential of High-Resolution Pléiades Imagery to Monitor Salt Marsh Evolution After *Spartina* Invasion. *Remote Sens.* **2019**, *11*, 968. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)][[Green Version](#)]
78. Valle, M.; Palà, V.; Lafon, V.; Dehouck, A.; Garmendia, J.M.; Borja, Á.; Chust, G. Mapping estuarine habitats using airborne hyperspectral imagery, with special focus on seagrass meadows. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2015**, *164*, 433–442. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
79. Tulldahl, H.M.; Wikström, S.A. Classification of aquatic macrovegetation and substrates with airborne LIDAR. *Remote Sens. Environ.* **2012**, *121*, 347–357. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
80. Pan, Z.; Fernandez-Diaz, J.C.; Glennie, C.L.; Starek, M. Shallow water seagrass observed by high resolution full waveform bathymetric LIDAR. In Proceedings of the

- 2014 IEEE Geoscience and Remote Sensing Symposium, Quebec City, QC, Canada, 13 June 2017. [[Google Scholar](#)]
81. Zavalas, R.; Ierodiaconou, D.; Ryan, D.; Rattray, A.; Monk, J. Habitat Classification of Temperate Marine Macroalgal Communities Using Bathymetric LIDAR. *Remote Sens.* **2014**, *6*, 2154–2175. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)][[Green Version](#)]
82. Ishiguro, S.; Yamada, K.; Yamakita, T.; Yamano, H.; Oguma, H.; Matsunaga, T. Classification of Seagrass Beds by Coupling Airborne LIDAR Bathymetry Data and Digital Aerial Photographs. In *CO₂, Temperature, and Trees*; Springer: Singapore, 2016; pp. 59–70. [[Google Scholar](#)]
83. Parrish, C.E.; Dijkstra, J.A.; O’Neil-Dunne, J.P.M.; McKenna, L.; Pe’eri, S. Post-Sandy benthic habitat mapping using new topobathymetric LIDAR technology and object-based image classification. *J. Coast. Res.* **2016**, *76*, 200–208. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)][[Green Version](#)]
84. Webster, T.; McGuigan, K.; Crowell, N.; Collins, K.; Macdonald, C. Optimization of Data Collection and Refinement of Post-processing Techniques for Maritime Canada’s First Shallow Water Topographic-bathymetric LIDAR Survey. *J. Coast. Res.* **2016**, *76*, 31–43. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
85. Webster, T. Results from 3 seasons of surveys in maritime Canada using the Leica Chiroptera II shallow water topo-bathymetric LIDAR sensor. In Proceedings of the OCEANS 2017, Aberdeen, UK, 19–22 June 2017; pp. 1–4. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
86. Collings, S.; Campbell, N.A.; Keesing, J.K. Quantifying the discriminatory power of remote sensing technologies for benthic habitat mapping. *Int. J. Remote Sens.* **2018**, *40*, 2717–2738. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
87. Dierssen, H.M.; Zimmerman, R.C.; Leathers, R.A.; Downes, T.V.; Davis, C.O. Ocean color remote sensing of seagrass and bathymetry in the Bahamas Banks by high-resolution airborne imagery. *Limnol. Oceanogr.* **2003**, *48*, 444–455. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
88. Garcia, R.A.; Hedley, J.D.; Tin, H.C.; Fearn, P.R.C.S. A Method to Analyze the Potential of Optical Remote Sensing for Benthic Habitat Mapping. *Remote Sens.* **2015**, *7*, 13157–13189. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)][[Green Version](#)]

89. Pan, Z.; Glennie, C.; Diaz, J.C.F.; Starek, M. Comparison of bathymetry and sea-grass mapping with hyperspectral imagery and airborne bathymetric LIDAR in a shallow estuarine environment. *Int. J. Remote Sens.* **2016**, *37*, 516–536. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
90. Castillo-López, E.; Dominguez, J.A.; Pereda, R.; De Luis, J.M.; Pérez, R.; Piña, F. The importance of atmospheric correction for airborne hyperspectral remote sensing of shallow waters: Application to depth estimation. *Atmos. Meas. Tech.* **2017**, *10*, 3919–3929. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)][[Green Version](#)]
91. Frederiksen, M.; Krause-Jensen, D.; Holmer, M.; Laursen, J.S. Spatial and temporal variation in eelgrass (*Zostera marina*) landscapes: Influence of physical setting. *Aquat. Bot.* **2004**, *78*, 147–165. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
92. Lathrop, R.G.; Montesano, P.; Haag, S. A Multi-scale Segmentation Approach to Mapping Seagrass Habitats Using Airborne Digital Camera Imagery. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* **2006**, *72*, 665–675. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)][[Green Version](#)]
93. Fletcher, R.S.; Pulich, W.; Hardegree, B. A Semiautomated Approach for Monitoring Landscape Changes in Texas Seagrass Beds from Aerial Photography. *J. Coast. Res.* **2009**, *252*, 500–506. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
94. Young, D.R.; Clinton, P.J.; Specht, D.T. Mapping intertidal eelgrass (*Zostera marina* L.) in three coastal estuaries of the Pacific Northwest USA using false colour near-infrared aerial photography. *Int. J. Remote Sens.* **2010**, *31*, 1699–1715. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
95. Uhrin, A.V.; Townsend, P.A. Improved seagrass mapping using linear spectral unmixing of aerial photographs. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2016**, *171*, 11–22. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
96. Gullström, M.; Lundén, B.; Bodin, M.; Kangwe, J.; Öhman, M.C.; Mtolera, M.S.; Björk, M. Assessment of changes in the seagrass-dominated submerged vegetation of tropical Chwaka Bay (Zanzibar) using satellite remote sensing. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2006**, *67*, 399–408. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

Chapitre 4: Monitoring the spatial and interannual dynamic of *Zostera noltei*

Ce chapitre a été traité comme un article publié dans le journal “*Wetlands*” indexé dans les bases de données 'Scopus' et 'Web of Science'.

Citation: Benmokhtar S.; Robin M.; Maanan M.; Boutoumit S.; Badaoui B.; Bazairi H. Monitoring the spatial and interannual dynamic of *Zostera noltei*. *Wetlands*, 2023, 43:43. DOI: 10.1007/s13157-023-01690-7.

Résumé

Les herbiers marins sont un élément structurel et fonctionnel vital de l'environnement marin dans le monde entier et sont très appréciés pour leurs avantages écologiques. Le suivi de l'évolution de l'habitat des herbiers marins est essentiel pour comprendre comment cet écosystème côtier change et pour développer de bonnes pratiques de gestion environnementale. Pour la présente étude, deux méthodes de télédétection ont été utilisées pour cartographier et surveiller *Zostera noltei* Hornemann, 1832 (*Z. noltei*), dans la lagune de Merja Zerga au cours de la période 2010-2020. Ces méthodes qui sont l'algorithme de forêt aléatoire et la classification orientée objet, se sont avérées convenables pour fournir des résultats significatifs. La première approche a utilisé des images Sentinel-2 de 2018 à 2020, qui ont été utilisées pour extraire des informations sur les changements dans la distribution de *Z. noltei* (appelée communément la zostère naine) et l'estimation de la biomasse aérienne. La seconde impliquait trois mosaïques d'orthophotographie (orthophotos) des années 2010, 2016 et 2018, qui ont été analysées pour cartographier la répartition de l'espèce. Il a été révélé que la couverture de *Z. noltei* a augmenté de 212 ha depuis 2010, la majeure partie de la croissance se produisant dans la partie centrale et en amont de la lagune. La biomasse aérienne moyenne de zostères naines dans le lagon était de 78,5 pour l'année 2018, 92,6 pour l'année 2019 et 115,2 g DW/m² pour l'année 2020. L'approche utilisée dans cette étude a fourni des informations importantes sur la biomasse dynamique et moyenne de *Z. noltei* dans la lagune de Merja Zerga. Il s'agit donc d'une méthode précieuse et non destructive qui utilise les données satellitaires Sentinel-2 librement disponibles.

Abstract

Seagrass is a vital structural and functional element of the marine environment worldwide and is highly valued for its ecological benefits. Monitoring the evolution of the seagrass habitat is essential to understand how this coastal ecosystem changes, and to develop good environmental management practices. For the present study, two remote sensing methods were used to map and monitor *Zostera noltei* Hornemann, 1832 (*Z. noltei*), in the Merja Zerga lagoon in the period from 2010 to 2020. These methods which are the random forest algorithm and the object-oriented classification, were convenient to provide significant results. The first approach employed Sentinel-2 images from 2018 to 2020, which were used to extract information on changes in dwarf eelgrass *Z. noltei* (commonly called dwarf eelgrass) distribution and aboveground biomass estimation. The second involved three orthophotography (orthophoto) mosaics from the years 2010, 2016, and 2018, which were analyzed to map the distribution of the species. It was revealed that *Z. noltei* coverage has increased by 212 ha since 2010, with most of the growth occurring in the center and upstream part of the lagoon. The mean aboveground biomass of dwarf eelgrass in the lagoon was 78.5 DW/m² in 2018, 92.6 DW/m² in 2019, and 115.2 g DW/m² in 2020. The approach used in this study has provided important insights into the dynamic and mean biomass of *Z. noltei* in the Merja Zerga lagoon. It is therefore a valuable, non-destructive method that uses freely-available Sentinel-2 satellite data.

Keywords: *Zostera noltei* biomass and mapping; remote sensing; orthophoto mosaics and Sentinel-2 satellite data; RF algorithm and OBIA.

1. Introduction

Seagrass is one of the most valuable coastal ecosystems, sustaining a diverse variety of ecologically and economically important marine species (Zulkifli et al. 2021). Vegetated coastal ecosystems, particularly seagrass meadows, are also highly productive and have an extraordinary capacity for carbon dioxide (CO₂) sequestration (Orth et al. 2006; Serrano et al. 2019). The dwarf eelgrass *Zostera noltei* Hornemann, 1832 (*Z. noltei*) is one of the most common intertidal seagrass species representing the land-sea interface (Short and Coles 2001). It extends from Mauritania to southern Norway and the Kattegat in the eastern Atlantic, and is found in the Mediterranean, the Black Sea, the Sea of Azov, the Caspian Sea, the Aral Sea, and the Canary Islands (Green and Short 2003; Diekmann et al. 2010). *Z. noltei* beds provide an extended juvenile habitat for some of the most important species in the food web, and can contribute quantitatively to the function of tidal flats (Polte et al. 2005). Although the International Union for the Conservation of Nature (IUCN) lists *Z. noltei* as a species of little concern, the overall population is said to be falling. The species is particularly sensitive to anthropogenic pressures and climate-change-related impacts in semi-enclosed coastal environments (Cabaço et al. 2011). For example, sea water temperature and sea level rise (SLR) are two pressures that hinder the state, composition, and evolution of the areas occupied by *Z. noltei*, changing it from homogeneous sectors to sparse, patchy spots (Short and Neckles 1999; Chust et al. 2011; Dalloyau, 2020).

In Morocco, this species is the main type of seagrass in the Atlantic semi-enclosed coastal systems (SECSs): the Merja Zerga, Sidi Moussa, Oualidia, and Khnifiss lagoons and the bay of Dakhla, which are all Ramsar sites. Many authors have demonstrated the significant contribution that *Z. noltei* makes to the biological, ecological, and environmental value of these protected yet vulnerable areas (Hammada 2007; Maanan et al. 2013; Boutahar et al. 2019; Bououarour et al. 2021).

Several authors have effectively assessed spatial distribution and spatio-temporal changes in seagrass ecosystems using remote sensing data, one of the most widespread techniques in this research field (Short and Coles 2001; Hossain et al. 2015; Hossain and Hashim 2019; Rende et al. 2020). The characteristics of the habitats have been assessed using aerial photos (Ferguson et al. 1993; Kirkman 1996; Kendrick et al. 2002), satellite optical images and airborne sensors (Phinn et al. 2008; Lyons et al. 2011; Lyons et al. 2013; Pu and Bell 2013; Kovacs et al. 2018; Topouzelis et al. 2018, Benmokhtar et al. 2021), and more recently drone imagery (Duffy et al. 2018). Many recent studies have also demonstrated how

to map seagrass carbon stores using multispectral imaging and deep learning algorithms (Hossain et al. 2015; Misbari and Hashim 2016; Tamondong et al. 2018; Pham et al. 2019a; Ha et al. 2021; Stankovic et al. 2021).

This ecosystem mapping now requires updating with an approach that can be easily implemented for long-term monitoring. Among all studies monitoring *Z. noltei* beds in Morocco using remote sensing, Benmokhtar et al. (2021) was the first attempt of its kind to map these beds and estimate their biomass in Merja Zerga lagoon using a random forest algorithm on a SPOT 7 satellite image. For this study, an expansion of Benmokhtar et al. (2021) study, the aim was first to assess the consistency of Sentinel-2 images and random forest classification in mapping *Z. noltei* beds in Merja Zerga lagoon, and thus estimating its aboveground biomass (referred to simply as ‘biomass’ in the rest of the article). Its second objective was to detect annual changes in the extent of the *Z. noltei* in Merja Zerga lagoon using another approach - an object-based classification method (OBIA) - applied to two orthophoto mosaics.

2. Study site and methods

2.1. Merja Zerga lagoon

The Merja Zerga lagoon is an elliptical-shaped coastal lagoon between 0 and 2 m deep (average depth 50 cm) (Kraiem et al. 2001; Labbardi et al. 2005). It occupies an area of about 30 km². The water temperature ranges between 27° and 28°C in summer, and 13° and 15°C in winter (Bazairi et al. 2003). Merja Zerga lagoon is a Ramsar wetland, the most northerly wetland on the Atlantic coast of Morocco, located 120 km north of Rabat, between 34°47' and 34°53' north and 6°13' and 6°19' west (Fig. 1). It is influenced by Atlantic tidal rhythms with a range of around 1.4 m, increasing to 3.6 m during the spring tide and dropping to 0.80 m during the neap tide (Alaoui et al. 2010). Atlantic tidal water is the main source of the volume of water in the lagoon (Roelfsema et al. 2009), but it also receives fresh water from the artificial Canal de Nador located at its southern end, incorporating drainage water, and the Drader River at its northern end.

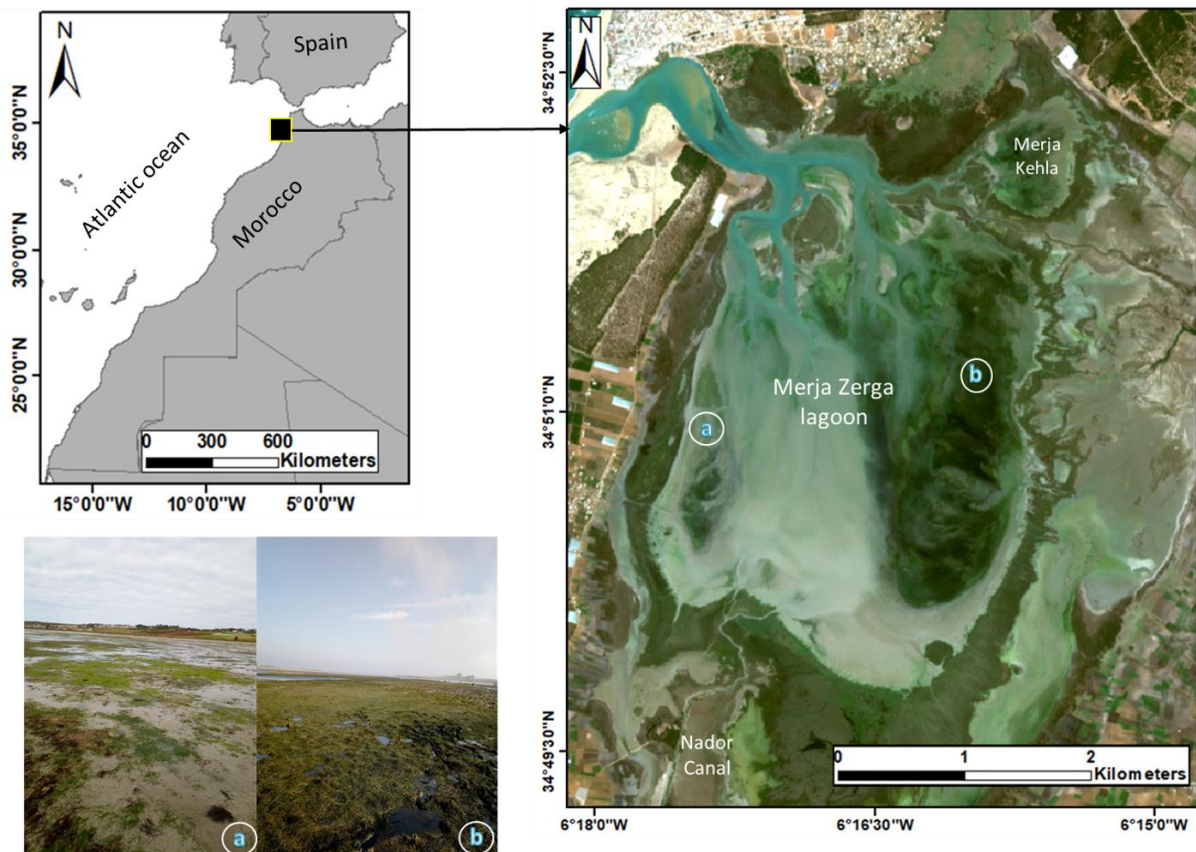


Fig 1 Geographic location of the Merja Zerga lagoon with field views of sparse (a) and (b) dense beds of *Zostera noltei* (Source Sentinel-2 satellite image 09.28.2020)

The local communities use the Merja Zerga lagoon resources for many activities, such as tourism, cattle raising and fisheries (Alaoui et al. 2010). Anthropogenic pressures of this type have increased over the last 25 years with a 150% rise in population around the lagoon (Maanan et al. 2013).

The Merja Zerga lagoon is also an important ecological resource and has been part of the CASSARINA and MELMARINA projects in the last 20 years (Flower et al. 2008). These two projects integrated many studies based on observation and fieldwork that were carried out in the Merja Zerga lagoon, mainly in terms of hydrological characteristics, environmental changes, and contaminants in sediment, plankton and fish fauna (Kraiem et al. 2001; Appleby et al. 2001; Thompson et al. 2009).

2.2 Satellite images and orthophotos

Studies of the interannual dynamics of seagrass must take into consideration seasonal variability, hence only images taken in the same season can be consistently analyzed without unintentionally producing temporal bias (Roelfsema et al. 2013). The Sentinel-2 (S2) images that were analyzed for this study (Table 1) were thus obtained during the summer (August - September), i.e. the period of maximum growth for *Z. noltei* and also the period when the spatial variability of the Normalized Vegetation Index (NDVI) is at its lowest (Zoffoli et al. 2020).

All images were acquired at low tide during a high coefficient tide, to include a large proportion of the intertidal seagrass meadows. The three Sentinel-2 images were downloaded from the US Geological Survey Earth Explorer data portal [<https://earthexplorer.usgs.gov/>] (Table 1), already pre-processed at level 1C (with pixels at the top of atmosphere reflectance values) and geocoded to World Geodetic System 1984 datum EPSG CODE 4326. An atmospheric correction to surface reflectance values was required before analysis.

Table 1 Characteristics of the three Sentinel-2 images analyzed in this study

Acquisition date	Level	Spatial resolution (m)	Time of acquisition (U.T)	Low tide level (m)	Time of Low tide (U. T+1)	Tidal coefficient	Cloud %
09.29.2018	L1C	10	11 :10	0.7	12 :04	74	0.7
08.20.2019	L1C	10	11 :13	0.8	12 :20	66	0.01
09.28.2020	L1C	10	11 :09	1.1	07 :39	70	0.0

The two satellites, Sentinel-2A and Sentinel-2B, produce images at a high spatial resolution spanning between 10 m and 60 m every five days. Each satellite carries a single multispectral instrument with 13 spectral bands within visible, near-infrared, and shortwave infrared spectra, some of which are specially adapted to detect vegetation. In this study we used the three bands in the visible range (Band 2, Band 3, Band 4) and the Near Infrared band (Band 8) (Table 2).

Table 2 Spectral and spatial characteristics of Sentinel-2 bands in the visible range (Band 2, Band 3, Band 4) and the Near-Infrared band (Band 8)

Spectral Band	Center Wavelength (nm)	Band Width (nm)	Spatial Resolution (m)
Band 2	490	65	10
Band 3	560	35	10
Band 4	665	30	10
Band 8	842	115	10

In addition, to detect the interannual variability of *Z. noltei* bed distribution in the Merja Zerga lagoon, three mosaics of orthophotographs dated 2010, 2016 and 2018 (Fig. 2) with a respective spatial resolution of 1.5m and 1.3m were obtained from the National Agency for Land Conservation, Cadaster and Cartography (ANCFCC), the mosaics comprising 4 orthophotographs for 2010, 16 orthophotographs for 2016 and 2 orthophotographs for 2018.

Based on these mosaics, a detailed habitat map of the Merja Zerga lagoon was produced for each year.

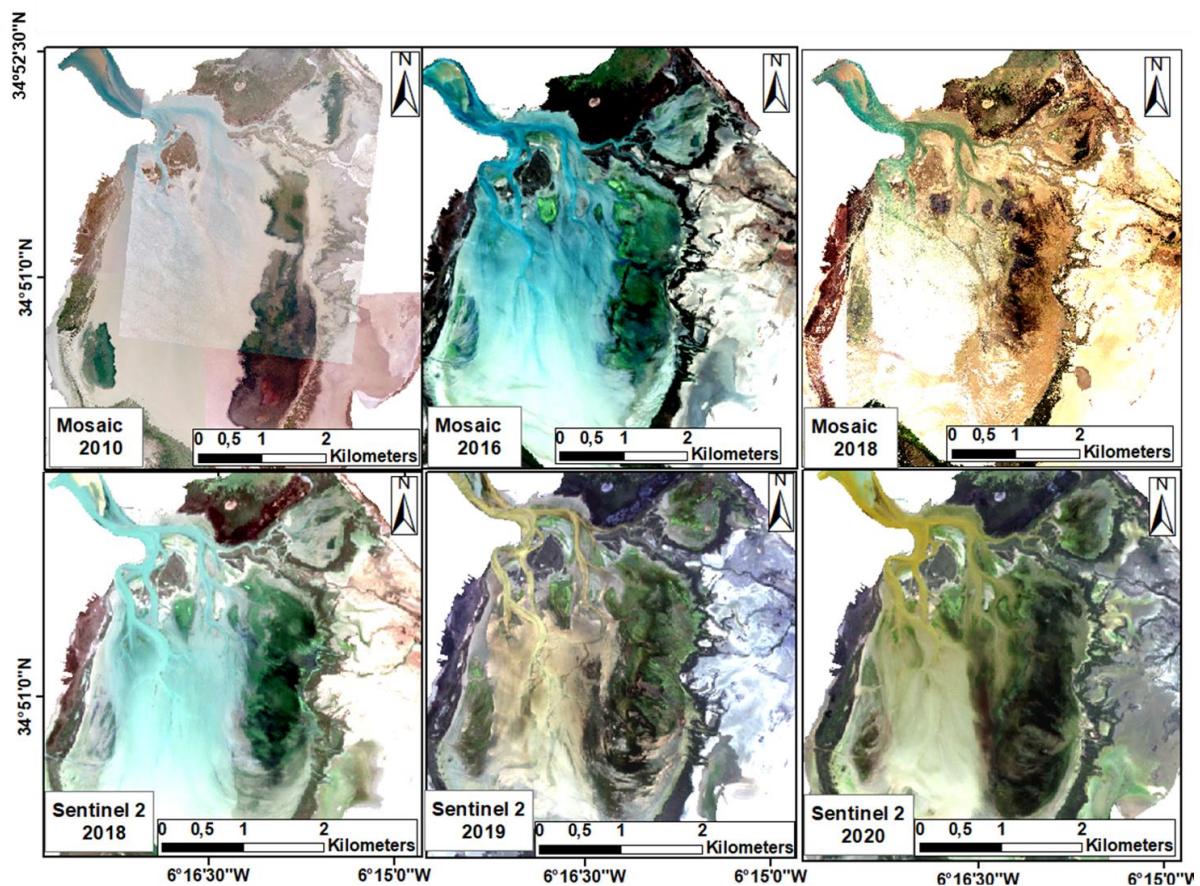


Fig 2 Mosaics of orthophotographs of the Merja Zerga lagoon: 2010, 2016 and 2018; the Sentinel-2 image from left to right: 09.29.2018, 08.20.2019, 09.28.2020 (image contrast and brightness adjusted)

The three Sentinel-2 images and three mosaics were classified to produce maps of eight habitat types in this lagoon. The classification process applied to the Sentinel-2 imagery for mapping the Merja Zerga lagoon ecosystems is presented in Fig 2. The pre-processing and processing steps for the Sentinel-2 imagery used in this study were carried out using the following software packages: R (R Core Team, 2019), Orfeo Toolbox in QGIS, ArcGIS, eCognition.

2.3 Image processing

Two classification methods were used to map the *Z. noltei* beds in the Merja Zerga lagoon: a supervised classification approach was used with the Sentinel-2 images, with a random forest (RF) algorithm (this approach was inspired from Benmokhtar et al. 2021 study) and an object-based classification (OBIA) carried out on the mosaics (Fig. 3). The Sentinel-2

images used were first atmospherically corrected using the Dark Object Subtraction 1 (DOS1) available in the Semi-Automatic Classification Plugin version 7.9.10 Matera in QGIS software v. 3.16.4. The DOS1 turns satellite images from top-of-atmosphere (TOA) reflectance into surface reflectance (Prieto-Amparan et al. 2018). The method is fully automatic and requires only the properties of the image with no additional input settings. The visible and Near Infrared bands of the Sentinel-2 images were used, and seventeen indices were calculated (Table 3). To improve classification accuracy, the resulting layers for each Sentinel-2 image were then stacked on a 21-band image (the four Sentinel-2 raw bands and seventeen calculated indices) and used later in the RF model using the R software.

Table 3 Sentinel-2 satellite image bands and the seventeen indices used for random forest classification

Bands and Indices	Band Name and Full Form of Indices
b1	Reflectance in Blue (Band 2 of Sentinel-2 satellite)
b2	Reflectance in Green (Band 3 of Sentinel-2 satellite)
b3	Reflectance in Red (Band 4 of Sentinel-2 satellite)
b4	Reflectance in Near-Infrared (NIR) (Band 8 of Sentinel-2 satellite)
GNDVI	Green Normalized Vegetation Index (Gitelson and Merzlyak 1998)
NDVI	Normalized Vegetation Index (Rouse 1974)
GVI	Green Vegetation Index (Kauth and Thomas 1976)
EVI	Enhanced Vegetation Index (Huete et al. 1994)
SAVI	Soil-Adjusted Vegetation Index (Huete and Johnson 1988)
MSAVI	Modified Soil-Adjusted Vegetation Index (Qi et al. 1994)
MSAVI2	Modified Soil-Adjusted Vegetation Index 2 (Qi et al. 1994)
NDWI	Normalized Water Index (McFeeters 1996)
RVI	Ratio Vegetation Index

NRVI	Normalized Ratio Vegetation Index (Baret and Guyot 1991)
TVI	Transformed Vegetation Index (Deering et al. 1975)
TTVI	Thiam's Transformed Vegetation Index (Thiam 1997)
SR	Simple Ratio Vegetation Index (Birth and McVey 1968)
CTVI	Corrected Transformed Vegetation Index (Perry and Lautenschlager 1984)
GEMI	Global Environmental Monitoring Index (Pinty and Verstraeta 1992)
DVI	Difference Vegetation Index (Richardson and Wiegand 1977)
EVI2	Two-band Enhanced Vegetation Index (Jiang et al. 2008)

The classifications were carried out by manual digitization using ArcGIS 10.40. software, with training polygons consisting of eight land cover classes. Each land cover was based on personal field knowledge: shallow water, sand, mud, terrestrial plants, algae, mixed algae and dwarf eelgrass, submerged dwarf eelgrass, emergent dwarf eelgrass. The total number of polygons used to classify each image was 100 for 09.29.2018 Sentinel-2 satellite images, 118 for 08.20.2019 Sentinel-2 satellite images and 107 for 09.28.2020 Sentinel-2 satellite images (details in Table 4).

Table 4 Total number of polygons (NP) for each land cover class and their respective average surface in m² (ASP) for the three Sentinel-2 satellite images 09.29.2018; 08.20.2019; 09.28.2020

Land cover classes	09.29.2018		08.20.2019		09.28.2020	
	NP	ASP	NP	ASP	NP	ASP
Algae	17	332	14	328	21	536
Shallow water	14	1326	15	3204	14	1326
Mixed algae and dwarf eelgrass	16	1143	13	730	12	697
Sand	11	528	14	2447	14	435
Mud	8	1611	13	1624	6	2540

Terrestrial plants	14	1143	21	1127	14	1143
Emergent dwarf eelgrass	12	1087	17	386	18	2296
Submerged dwarf eelgrass	8	123	11	132	8	262

2.3.1 Random Forest classification

Introduced by Breiman in 2001, random forest (RF) was proven to be more efficient than simpler classification algorithms and has generated results which are at least similar to those of other machine learning classifiers, such as Support Vector Machine and k-nearest neighbors, when applied to seagrass, coral reefs and coastal meadows (Zhang 2015; Traganos and Reinartz 2018a,b; Villoslada et al. 2020).

To verify the variable importance of the random forest model, we used the Mean Decrease Gini index (MDG) to measure the impurity at each tree node split of a predictor feature, normalized by the number of trees, the highest MDG value, and the purity of the variable. The higher the value of mean decrease Gini score, the higher the importance of the variable in the model (the variable here corresponds to the four raw Sentinel-2 bands and the seventeen indices). It is normal that the scale of the MDG value vary between each Sentinel-2 image.

The mtry number (number of predictors selected for splitting at each node) and ntree (number of trees) are the two essential parameters that need to be tested before tuning the random forest model (Scornet 2017). Using the best mtry number, we computed the random forest algorithm with various ntree values and recorded the out-of-bag (OOB) error rate to determine the number of trees at which the OOB error rate stabilized and reached the minimum. This allowed us to determine the ideal number of trees corresponding to a stable classifier without requiring too much computation time (in this case, different mtry and ntree best values were found for each Sentinel-2 image).

Note that when training the model, the RF classifier constructs a bootstrap sample from 2-3 samples of the training dataset, whereas the remaining samples, which are not included in the training subset, are used for internal error estimation known as out-of-bag (OOB) error. This and the confusion matrix (i.e., percentage of false and classified training pixels) are used to validate the random forest algorithm. Later, using the clusterR interface (in the ‘raster’ R package) to speed up the calculation, we used the ‘predict’ function to compute the RF classification prediction.

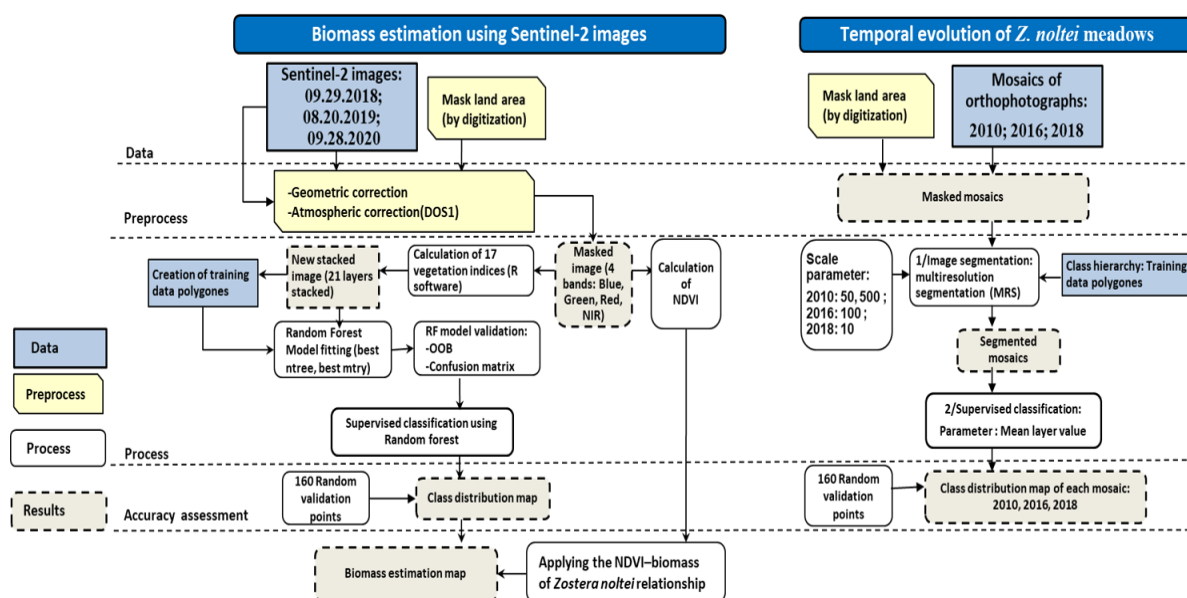


Fig 3 Flowchart of data processing to map *Z. noltei* and algae in the Merja Zerga lagoon

2.3.2 Object-based image analysis

The results of an object-based image analysis (OBIA) gave us an idea of the evolution of *Z. noltei* meadow coverage in the Merja Zerga lagoon. This was investigated using the mosaics of orthophotographs registered in 2010, 2016 and 2018.

The OBIA method is carried out in two steps: image segmentation and classification, for each segment. The first step clusters pixels into image-objects by maximizing the heterogeneity between them and the homogeneity within them (Blaschke 2010). Note that the value of each segmentation parameter used is a result of test and error since there is no absolute rule to set the thresholds, so we proceeded by successive tests until we obtained a correct result in relation to the knowledge of the field (Trimble 2014). For this, we used the common image segmentation method ‘multiresolution segmentation’ (MRS), a non-supervised region-growing segmentation algorithm that provides useful bases for supervised classification, in particular extracting textural, spatial and spectral features (Flanders et al. 2003; Su et al. 2008). In this study, after experimenting with some object scale values, we finally used level 100 (shape 0.1, compactness 0.5) for the 2016 mosaic and level 10 (shape 0.1, compactness 0.5) for the 2018 mosaic. In terms of the 2010 mosaic, the submerged areas of *Z. noltei* were delimited by using the level 50 and the emergent ones by using level 500. For the second step in the OBIA analysis, the image-objects generated were overlaid with in-situ data so that selected objects were used

to extract the features for classifying them, thus generating a habitat map (Fig. 4). The mean layer value of each of the three mosaic layers (in object features) was used as a variable to apply the OBIA classification.

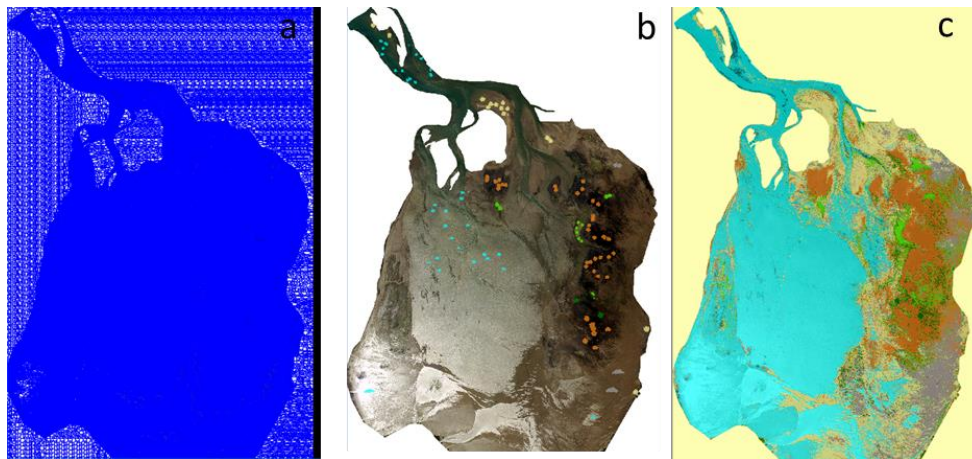


Fig 4 OBIA classification steps applied to the 2018 orthophoto mosaic (a: MSR segmentation using level 10; b: samples of classes assigned to objects used for classification; c: habitat map resulting from the classification)

The final important step before validating the classifications of Sentinel-2 image and orthophoto mosaics was to assess its accuracy using a confusion matrix (Congalton 1991; Congalton and Green 2008). This process computes an error matrix, providing information on the overall classification accuracy, the overall kappa statistics and the conditional kappa for each class (Cohen 1960; Landis and Koch 1977). A final evaluation of the quality of the ‘accuracy’ classification error was carried out for each image and orthophoto mosaic using Erdas software, by creating 160 equalized random points spread over the eight classes.

2.4 Seagrass Biomass estimation using Sentinel-2 satellite images

Many different vegetation indices (VIs) have previously been applied to multispectral remote sensing images to map intertidal seagrass beds (Bargain et al. 2012). NDVI seems to be the most appropriate vegetation index for estimating the biomass of seagrass beds, especially when using Sentinel-2 satellite images. This index enables consistent long-term studies that have been widely used and could be applied to most satellite sensors, both historical and current (Zoffoli et al. 2020).

To estimate the aboveground *Z. noltei* biomass in the Merja Zerga using remote sensing, we used the quantitative experimental NDVI – *Z. noltei* biomass relationship, whereby biomass = $610.61 (\text{NDVI})^{1.88}$ ($n = 31, r^2 = 0.97$), as created by Barillé et al. (2010). The Sentinel-2

image classification results were used to select *Z. noltei* areas from NDVI images, which were then used to estimate the seagrass biomass. Note that the biomass estimated from pixels where *Z. noltei* beds were submerged were not considered because their NDVI results were negative and the empirical relationship was not applicable for these pixels.

3. Results

3.1 Random Forest classification results

According to the OOB values, the RF model used was robust. The index values for each Sentinel-2 image result were 2.64 % for 2018, 6.72% for 2019 and 13.06% for 2020. The results for each Sentinel-2 image also showed that, of the seventeen vegetation indices used as input into the RF classification, the GNDVI and NDWI gave the highest Mean Decrease Gini score (except for the Sentinel-2 2020 image, for which EVI gave the highest MDG value) and were therefore the most important indices for discriminating between the eight classes (Fig. 5).

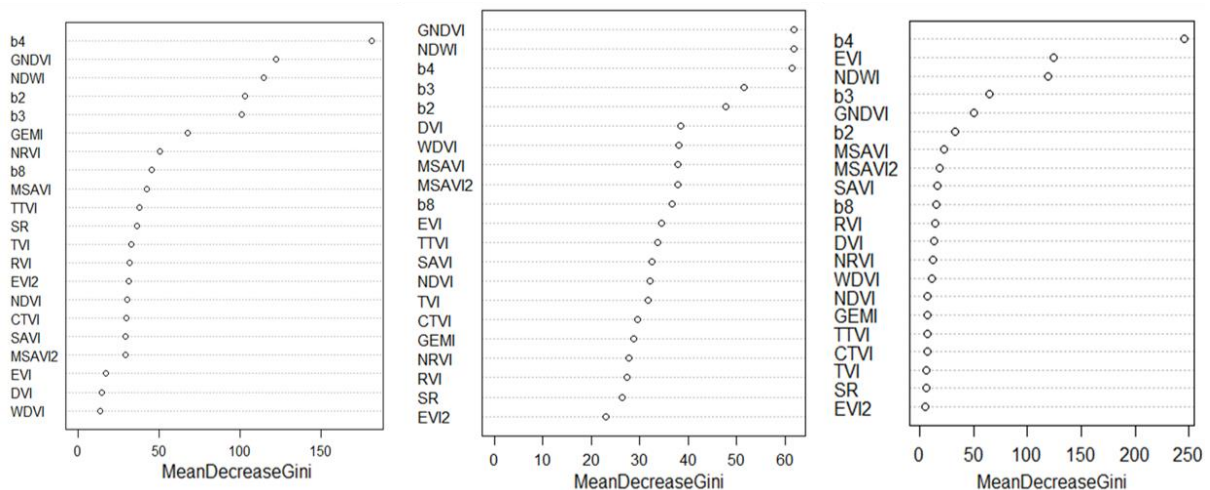


Fig 5 Mean Decrease Gini for each Sentinel-2 image, left to right: 09.29.2018, 08.20.2019, 09.28.2020

As a first step in this study, we estimated the coverage areas of *Z. noltei* beds based on the classification results (Fig. 4). After setting the random forest model parameters for each image, the results showed that the best parameter values were different for each image (Table 5), but all presented a good overall (OA) assessment value.

Table 5 Random Forest parameters for each Sentinel-2 image

RF parameter value	09.29.2018	08.20.2019	09.28.2020
Best ntree	250	400	800
Best mtry	6	3	18
Best maxnodes	27	--	30
OA assessment %	2.64	6.72	13.06

For each classified image, therefore, the total coverage area of *Z. noltei* and the specific total area for each class of *Z. noltei* beds in Merja Zerga lagoon are given (Table 6). The results show a significant progressive increase of total *Z. noltei* distribution area from 99.38 ha in 2016 to 374 ha in 2020. The classification results (Fig. 6) were then used to estimate the aboveground biomass of *Z. noltei*.

Table 6 Estimated coverage areas for *Z. noltei* beds by year in the Merja Zerga lagoon, in ha (*not estimated)

Classes of <i>Z. noltei</i> beds	Mosaic 2010	Mosaic 2016	Mosaic 2018	09.29.2018	08.20.2019	09.28.2020
submerged <i>Z. noltei</i>	0.93	25.97	17.05	35.17	101.29	15
emergent <i>Z. noltei</i>	142.15	43.17	289.79	37.55	115.10	289
mixed beds: <i>Z. noltei</i> /Algae	*	30.25	103.94	125.56	104.37	70
Total area in Ha	143.084	99.38	317.74	198.28	320.75	374

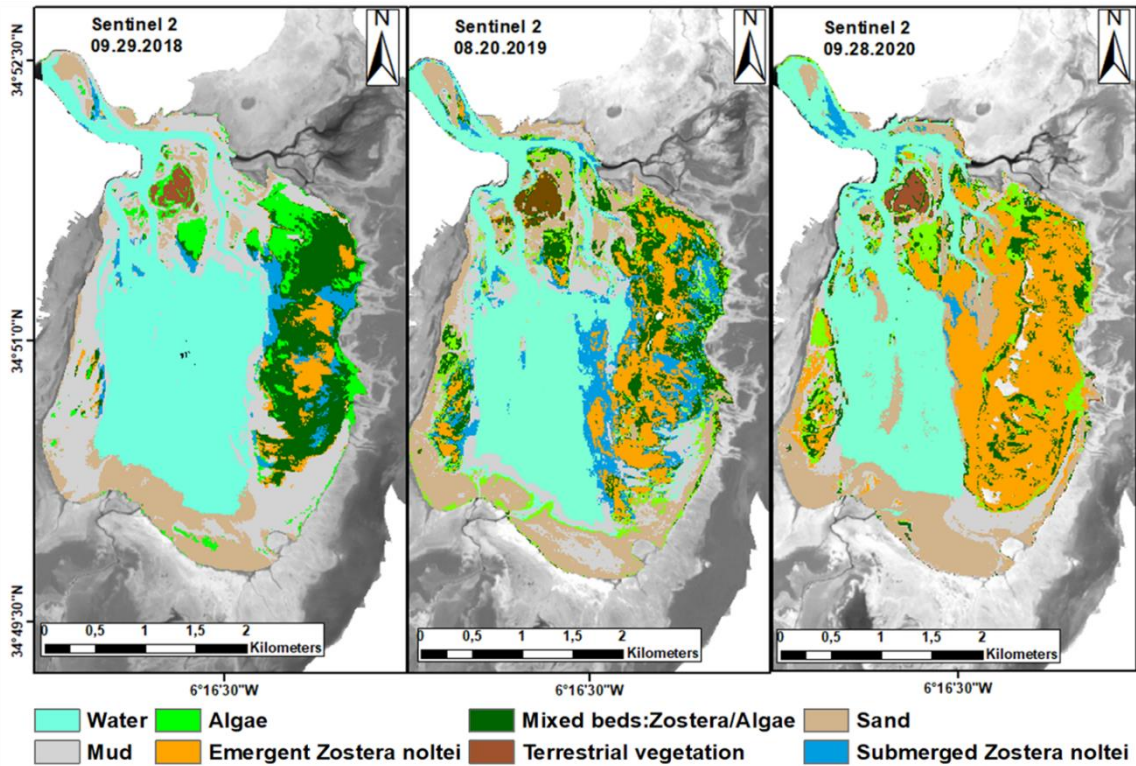


Fig 6 Distribution of the eight classes of habitat in the Merja Zerga lagoon based on results of random forest classification for the Sentinel-2 images, left to right: 09.29.2018, 08.20.2019, 09.28.2020

3.2 Classification validation

To validate the RF classification results, the OOB and confusion matrix (i.e. percentage of false and classified training pixels) were estimated, based on a bootstrap sample from 2-3 samples of the training dataset and the remaining samples not included in the training subset. In addition to this, a second check on the classification quality was carried out as a subsequent, objective procedure to evaluate the spatialization of the classification (the extrapolation part), and not just the properties of the model. For all the data except the 2010 mosaic, we used 160 validation points distributed evenly across the eight classes to compute the confusion matrix, using ERDAS IMAGINE software. With the classification of the orthophoto 2010 mosaic, mixed beds and algae were not discernible and the downstream part of the lagoon had a higher tidal level than both the 2016 and 2018 orthophoto mosaics. As a result, and based on the segmentation results, only the objects containing *Z. noltei* were masked and then organized into three classes: submerged dwarf eelgrass, emergent dwarf eelgrass and substrate (Fig. 7). The accuracy assessment results of both types of data were therefore satisfactory; 82.50% with a minimum kappa index of 0.80 were found for the Sentinel-2 images, while an overall minimum

accuracy of 78.33% with a minimum kappa index of 0.74 were found for the orthophotography mosaics (Table 7).

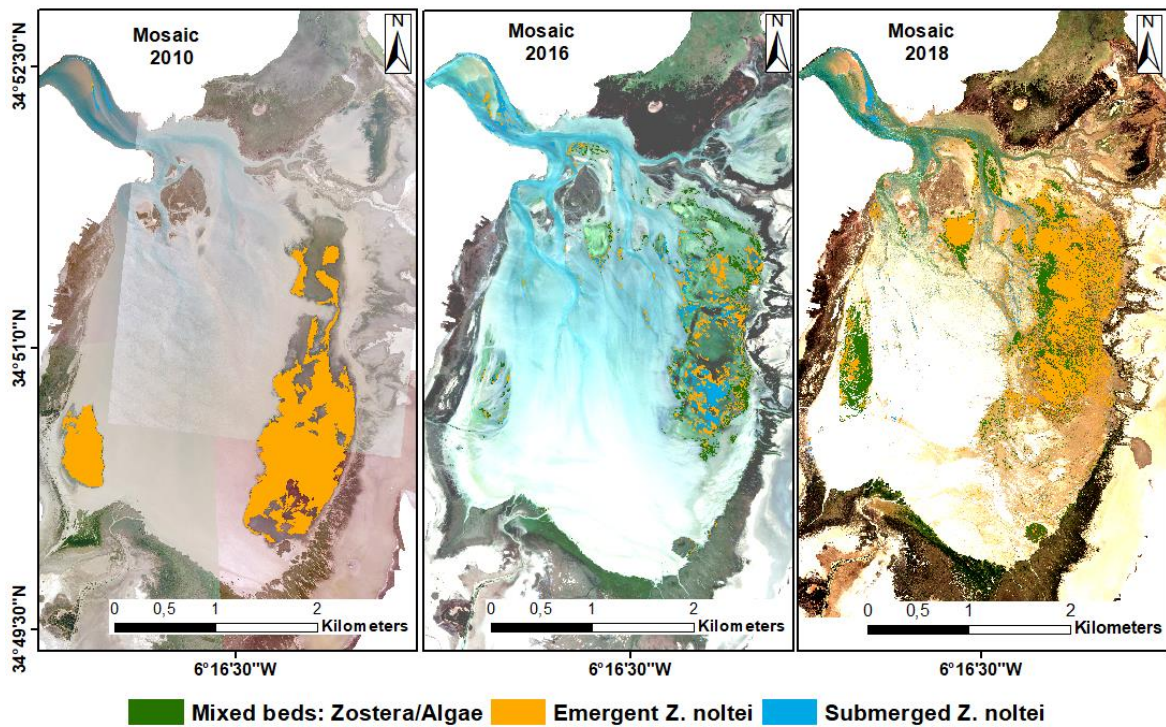


Fig 7 Distribution of dwarf eelgrass *Z. noltei* beds in the Merja Zerga lagoon based on eCognition classification results from 2010, 2016 and 2018 mosaics

Table 7 Evaluation of accuracy assessment of the 2010, 2016 and 2018 orthophotography mosaics and the 2018, 2019 and 2020 Sentinel-2 images classified with RF algorithm

Image Date	2010	2016	2018	09.29.2018	08.20.2019	09.28.2020
Overall accuracy	94.44%	81.25%	78.33%	88.13%	82.50%	88.75%
Kappa index	0.92	0.78	0.74	0.86	0.80	0.87

3.3 Seagrass biomass estimation from Sentinel-2 imagery

The *Z. noltei* biomass estimated using the three S2 satellite images showed a maximum level in the eastern part of the Merja Zerga lagoon and it has reached a maximum of 231 g DW/m² in 2020 (Fig. 8). The mean biomass of *Z. noltei* beds produced in each year was 78.49 g DW/m² for 2018, 92.59 g DW/m² for 2019 and 115.21g DW/m² for 2020. Because the dwarf eelgrass beds coverage increased between 2018 and 2020, the estimated total biomass in 2018

would be lower, and the results indicate that the latter is only half of that estimated in 2020. However, due to the negative NDVI values for some submerged beds it was not possible to estimate their biomass, so the results are slightly underestimated.

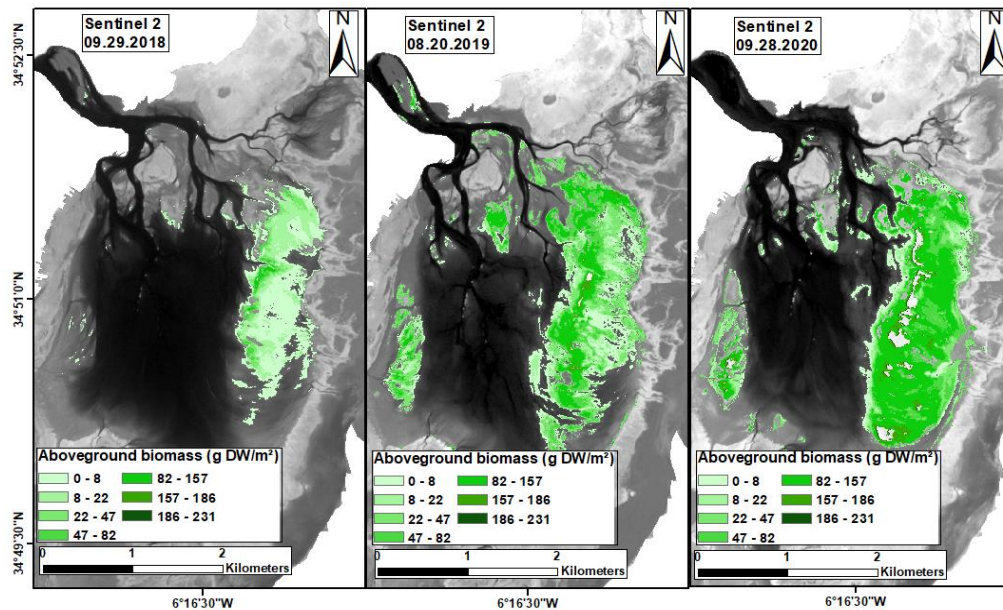


Fig 8 Aboveground biomass estimated from the NDVI-Sentinel-2 image: 09.29.2018, 08.20.2019, 09.28.2020

4. Discussion

The results reveal that both classifications used in this study, the RF classification applied to the Sentinel-2 satellite images and the OBIA classification applied to the orthophotographs, showed good classification accuracy for mapping seagrass beds. The first approach achieved an average 80% overall accuracy and a kappa index higher than 0.80 while the second approach achieved 89.23% overall accuracy with a kappa index of 0.80 for 2010 mosaic, 81.25% overall accuracy with a kappa index of 0.78 for 2016 mosaic and 78.33% with a kappa index of 0.74 for 2018 mosaic. When masking *Z. noltei* beds from the other lagoon habitats for inclusion in the classification, the results were more accurate and confusion between classes very low for the 2010 mosaic. The Sentinel-2 estimate for the area occupied by *Zostera noltei* beds in 2018 was less than the orthophoto estimate, the former image having been captured in September and the latter in July, demonstrating the importance of taking seasonal changes into account for this species.

Ibara et al. (2015) used the DBSCAN (Density-Based Spatial Clustering of Applications with Noise) algorithm with an IKONOS image acquired in September 2010 to

identify all the wetland habitats of the Merja Zerga. They combined a supervised classification (per pixel) and an object-oriented classification (unsupervised) and estimated the area of the aquatic beds to be 256.20 ha. In contrast to our findings, this previous work took into account the substrate and algae - other components of the aquatic beds along with *Z. noltei* - rather than defining the precise boundaries of the dwarf eelgrass. In our study, the results of the 2010 orthophoto mosaic showed the extent of these beds as 143.08 ha, which constitutes the majority of the area suggested by Ibara et al. (2015).

Our results showed a slight increase in the extent of the species between 2010 and 2020, especially in the center and upstream parts of the Merja Zerga lagoon. It is also important to mention that the dwarf eelgrass beds in the eastern part of the lagoon are not completely homogeneous due to the spread of opportunistic seaweed species that also occupy this habitat (Fig. 9). This is due to anthropic pressures generated by the people who live in the vicinity of the Merja Zerga lagoon, in particular the intensification of agriculture since the 1970s, with irrigation and the use of fertilizers and chemicals, especially pesticides, which despite the significant contribution they have made to increasing agricultural production are partly responsible for the diffuse pollution and deterioration of water quality for the lagoon ecosystem. Several studies have shown the presence of high levels of pesticides and sediments in the water (Mehdaoui et al. 2000; Ayadi et al. 2013; Maanan et al. 2013). The discharge of various pollutant substances of terrestrial origin (detergents, pesticides, hydrocarbons, etc.) into continental waters lowers the vitality of individual species and can induce the propagation of green algae, which is responsible for total suffocation of the meadows due to the abundance of nutrients (Pergent-Martini 2000; Burkholder et al. 2007).

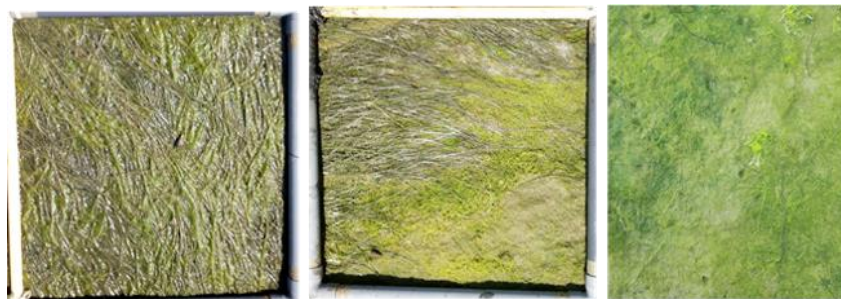


Fig 9 Field photography of three densities of *Z. noltei* beds showing the presence of opportunistic green algae

Dehouck et al. (2012), experienced difficulty in differentiating dwarf eelgrass from green algae in their interpretation of multispectral optical images, and could only discriminate

the algae by using fine spectral bands in a multitemporal database. High-resolution sensors like SPOT-7 (1.5 m pixels) and Pléiades 1A and Pléiades 1B satellites, which deliver 0.5 m imagery products with a 20 km swath, or WorldView with almost 0.3 - 0.4 m pixels, can counteract the limitations of Sentinel-2 (10 m pixels) for detecting smaller patches of seagrass and limiting the confusion of mixed pixels, but this requires funding.

Sentinel-2 data have been widely used to map different habitats and several studies have demonstrated their reliability in mapping and monitoring changes in marine biocenoses such as coral (Hedley et al. 2012), mangrove (Pham et al. 2019b, 2020) and seagrass beds (Topouzelis et al. 2016; Traganos and Reinartz 2018b; Ha et al. 2020, 2021; Wicaksono et al. 2021; Nur et al. 2021; Ivajnsič et al. 2022; Hartoni et al. 2022). Many authors have used vegetation indices as the input for RF classification to map plant communities in terrestrial wetlands (Fletcher, 2016) and coastal wetlands (Zoffoli et al. 2020; Martinez Prentice et al. 2021, Benmokhtar et al. 2021), and compared to many machine learning algorithms and support vector machine techniques, the RF algorithm has produced promising results in terms of classifying seagrass (Zhang et al. 2013; Traganos and Reinartz 2018b; Ha et al. 2020). For example, to monitor the dynamics of the *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows in the Eastern Mediterranean, Traganos and Reinartz (2018a) used the random forest algorithm and support vector machines for the RapidEye time series, after adjusting the atmospheric and analytical water column. Object-based image analysis has also been widely used for mapping marine habitats such as corals (Roelfsema and al. 2013) and seagrass beds (Hobley et al. 2021). This process has the potential to improve classification performance (Poursanidis et al. 2018), as demonstrated with seagrass (Roelfsema et al. 2014; Duffy et al. 2018).

Over the years, the availability of satellite imagery and aerial photos has often complemented traditional in-situ field surveys (Traganos and Reinartz 2018a,b; Roelfsema et al. 2014; Topouzelis et al. 2018). The first results of our work were typically maps of the presence or absence of seagrass and its spatial extent. Quantitative information on density and biomass cannot be achieved using the classification results alone (Price et al. 2022). The empirical relationship between field data and vegetation indices revealed by high hyperspectral or multispectral satellite imagery can provide biomass and density maps (Barillé et al. 2010; Bargain et al. 2013; Roelfsema et al. 2014; Benmokhtar et al. 2021), and the biomass of the *Z. noltei* beds in Merja Zerga lagoon was estimated using the quantitative experimental NDVI – *Z. noltei* biomass relationship created by Barillé et al. (2010), whereby biomass = 610.61

(NDVI)^{1.88} (n = 31, r² = 0.97). The NDVI–biomass quantitative model applied to satellite image data is useful as a non-destructive method for estimating seagrass and microphytobenthos biomass (Zoffoli et al. 2020, 2021), and when we applied this method to the Sentinel-2 data, we found that *Z. noltei* biomass reached a maximum of 231 g DW/m² in 2020. However, this result may be slightly lower than the actual biomass; when Sentinel-2 images were processed to NDVI, the submerged *Z. noltei* bed classification contained some negative NDVI values that could not be used for estimating the biomass, so the total figure for *Z. noltei* biomass did not include these pixels.

In this study, the highest level of dwarf eelgrass biomass was observed in 2020, and coincided with a suspension of shellfish harvesting and tourism due to the national lockdown in response to the Covid-19 pandemic. However, the causality remains to be established. The identification of anthropogenic and environmental factors driving the temporal variability of *Z. noltei* in the Merja Zerga lagoon is not within the scope of the present study and will be investigated in future works.

The approach of our study is replicable, inexpensive, and easily transferable to biodiversity conservation interests for long-term use, as it employs the open-source Sentinel-2 data processed with geoinformatics freeware. Marine spatial managers and other stakeholders can therefore employ the maps to analyze links between seagrass coverage and the ecosystem services it provides, such as carbon sequestration and biodiversity.

5. Conclusion

Z. noltei beds can be mapped successfully using Sentinel-2 imagery and orthophoto mosaics with high spatial resolution. By combining the 10 m spatial resolution of Sentinel-2 satellite images with field data, the extent of dwarf eelgrass beds can be monitored and their aboveground biomass accurately assessed, and the random forest algorithm can be used to classify these types of data and differentiate between dwarf eelgrass beds and other types of habitats in the intertidal zone, in particular macroalgae. Unlike orthophoto mosaics, the Sentinel-2 satellite image data is an open-source resource available via the ESA sci-hub and EU Copernicus portals, and is therefore an excellent solution for mapping *Z. noltei* beds at no cost. The present study is the first to monitor interannual changes in *Z. noltei* beds in the Merja Zerga lagoon using different types of remote sensing data. In addition, potential terrestrial vegetation should be removed from the satellite image and orthophoto mosaics before running the classification algorithm which will minimize confusion with these habitats. It is also

important to consider acquiring data imagery with the lowest possible tide level and high spatial resolution, which some previous authors have overlooked when mapping seagrass beds in this wetland and have consequently obtained results that underestimate their extent. The technique used here to calculate biomass is a practical one that doesn't harm this species' beds. The same approach as the one used in this study can be used in future works that involve monitoring *Z. noltei* beds and estimating their biomass with similar results, and better results can be achieved with higher resolution imagery data which are not free of charge.

Statements and Declarations:

Funding: The authors declare that no funds, grants, or other support were received during the preparation of this manuscript.

Competing Interest: The authors have no relevant financial or non-financial interests to disclose.

Author Contributions: All authors contributed to the study conception and methodology: the conceptualization was performed by Benmokhtar Salma, Bazairi Hocein, Robin Marc and Maanan Mohamed; the methodology was realized by Benmokhtar Salma, Bazairi Hocein, Robin Marc, Badaoui Bouabid and Boutoumit Soilam; the writing—review and editing was carried out by Benmokhtar Salma, Bazairi Hocein, Robin Marc, Maanan Mohamed and Badaoui Bouabid. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Data Availability Statement: The data that support the findings of this study would be available upon request from the authors.

Acknowledgments: The authors thank Maanan Mehdi for providing the orthophos and the University of Nantes LETG laboratory for the introduction to eCognition software.

References

- Alaoui AM, Choura M, Maanan M, Zourarah B, Robin M, Conceição MF, Andrade C, Khalid M, Carruesco C (2010) Metal fluxes to the sediments of the Moulay Bouselham lagoon, Morocco. *Environ. Earth Sci.* 61:275–286, [doi:10.1007/s12665-009-0341-9](https://doi.org/10.1007/s12665-009-0341-9)
- Appleby PG, Birks HH, Flower RJ, Rose N, Peglar SM, Ramdani M, Kraïem MM, Fathi AA (2001) Radiometrically determined dates and sedimentation rates for recent sediments in nine North African wetland lakes (the CASSARINA Project). *Aquat. Ecol.* 35:347–367. doi:[10.1023/A:1011938522939](https://doi.org/10.1023/A:1011938522939)

- Ayadi H, Marjorie Le Bars M, Le Grusse Ph, Mandart E, Fabre J, Bouaziz A, Bord J-P (2013) SimPhy: A simulation game to lessen the impact of phytosanitaires on health and the environment— The case of Merja Zerga in Morocco. *Environmental Science and Pollution Research*. 21:4950–4963. doi:[10.1007/s11356-013-2244-2](https://doi.org/10.1007/s11356-013-2244-2)
- Baret F, Guyot, G (1991) Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sens. Environ.* 35:161 – 173.
- Bargain A, Robin M, le Men E, Huete A, Barillé L (2012) Spectral response of the seagrass *Zostera noltii* with different sediment backgrounds. *Aquatic Botany*. 98:45–56. doi:10.1016/j.aquabot.2011.12.009
- Bargain A, Robin M, Meleder V, Rosa P, Le Menn E, Harin N, Barille L (2013) Seasonal spectral variation of *Zostera noltii* and its influence on pigment-based Vegetation Indices. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 446:86–94. doi:10.1016/j.jembe.2013.04.012
- Barillé L, Robin M, Harin N, Bargain A, Launeau P (2010) Increase in seagrass distribution at Bourgneuf Bay (France) detected by spatial remote sensing. *Aquat. Bot.* 92:185–194. doi:[10.1016/j.aquabot.2009.11.006](https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2009.11.006)
- Bazaïri H, Bayed A, Glémarec M, Hily C (2003) Spatial organization of macrozoobenthic communities in response to environmental factors in a coastal lagoon of the NW African coast (Merja Zerga, Morocco). *Oceanol. Acta*.26:457–471. doi:[10.1016/S0399-1784\(03\)00041-0](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(03)00041-0)
- Benmokhtar S, Robin M, Maanan M, Bazairi H (2021) Mapping and Quantification of the Dwarf Eelgrass *Zostera noltei* Using a Random Forest Algorithm on a SPOT 7 Satellite Image. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.* 10, 313. <https://doi.org/10.3390/ijgi10050313>
- Birth GS, McVey G (1968) Measuring the color of growing turf with a reflectance spectroradiometer, *Agronomy Journal*. 60:640-643.

- Blaschke T (2010) Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS J. Photogramm. ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 65:2–16. doi:[10.1016/j.isprsjprs.2009.06.004](https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2009.06.004)
- Bououarour O, El Kamcha R, Boutoumit S, Pouzet P, Maanan M, Bazairi, H (2021) Effects of the *Zostera noltei* meadows on benthic macrofauna in North Atlantic coastal ecosystems of Morocco: spatial and seasonal patterns. *Biologia.* 76:1–13. doi:[10.1007/s11756-021-00718-9](https://doi.org/10.1007/s11756-021-00718-9)
- Boutahar L, Maanan M, Bououarour O, Richir J, Pouzet P, Gobert S, Maanan M, Zourarah B, Benhoussa A, Bazairi H (2019) Biomonitoring environmental status in semi-enclosed coastal ecosystems using *Zostera noltei* meadows. *Ecol. Indic.* 104:776–793. doi:[10.1016/j.ecolind.2019.04.039](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.039)
- Breiman L (2001). Random forests. *Machine learning*, 45, 5-32.
- Burkholder JM, Tomasko DA, Touchette BW (2007) Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.* 350:46-72. doi:[10.1016/j.jembe.2007.06.024](https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.024)
- Cabaço S, Santos R, Sprung M (2011) Population dynamics and production of the seagrass *Zostera noltii* in colonizing versus established meadows. *Mar. Ecol.* 33:280–289. doi:[10.1111/j.1439-0485.2011.00494.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2011.00494.x)
- Chust G, Borja Á, Caballero A, Irigoien X, Sáenz J, Moncho R, Marcos M, Liria P, Hidalgo J, Valle M, Valencia V (2011). Climate change impacts on coastal and pelagic environments in the southeastern Bay of Biscay. *Clim. Res.* 48:307–332. doi:[10.3354/cr00914](https://doi.org/10.3354/cr00914)
- Cohen J (1960) A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement.* 20:37–46. doi: 10.1177/001316446002000104

- Congalton R.G (1991) A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of the Environment*. 37:35-46. doi:[10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B)
- Congalton R.G, Green K (2008) *Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices*, Second Edition (2nd ed.). CRC Press., Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 137p. doi:10.1201/9781420055139
- Dalloyau S (2020) *Qualité Ecologique des Herbiers Intertidaux à Zostère Naine Zostera Noltei dans les Sites Fonctionnels des Réserves Naturelles Nationales Gérées par la LPO (Pertuis Charentais)*. https://www.researchgate.net/publication/349345847_Qualite_ecologique_des_herbiers_intertidaux_a_Zostere_naine_Zostera_noltei_dans_les_sites_fonctionnels_des_Reserves_Naturelles_Nationales_gerees_par_la_LPO_Pertuis_Charentais. Accessed 04 June 2022
- Deering DW, Rouse JW, Haas R.H, Schell JA (1975) Measuring “Forage Production” of Grazing Units From Landsat MSS Data, *Proceedings of the 1^{0th} International Symposium on Remote Sensing of Environment*. 2:1169-1178.
- Dehouck A, Lafon V, Lubac B, Kervella S, Bru D, Schmeltz M, Roubache A (2012) Hyperspectral field database in support to coastal wetland mapping. In *Proceedings of the 2012 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*. Munich, Germany, pp 2649–2652.
- Diekmann OE, Gouveia L, Perez JA, Gil-Rodriguez C, Serrão EA (2010) The possible origin of *Zostera noltii* in the Canary Islands and guidelines for restoration. *Mar. Biol.* 157:2109–2115, doi:[10.1007/s00227-010-1467-8](https://doi.org/10.1007/s00227-010-1467-8)
- Duffy JP, Pratt L, Anderson K, Land PE, Shutler JD (2018) Spatial assessment of intertidal seagrass meadows using optical imaging systems and a lightweight drone. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 200:169–180. doi:[10.1016/j.ecss.2017.11.001](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.11.001)

- Ferguson RL, Wood LL, Graham DB (1993) Monitoring spatial change in seagrass habitat with aerial photography, Photogrammetric Engineering & Remote Sensing. 59 (6):1033-1038.
- Flanders D, Hall-Beyer M, Pereverzoff J (2003) Preliminary evaluation of eCognition object-based software for cut block delineation and feature extraction. Can. J. Remote Sens. 29:441–452. [doi:10.5589/m03-006](https://doi.org/10.5589/m03-006)
- Fletcher RS (2016) Using Vegetation Indices as Input into Random Forest for Soybean and Weed Classification. American Journal of Plant Sciences. 07:2186–2198. [doi:10.4236/ajps.2016.715193](https://doi.org/10.4236/ajps.2016.715193)
- Flower RJ, Thompson JR (2008) An overview of integrated hydro-ecological studies in the MELMARINA Project: monitoring and modelling coastal lagoons—making management tools for aquatic resources in North Africa. Hydrobiologia. 622:3–14. doi:10.1007/s10750-008-9674-8
- Gitelson AA, Merzlyak MN (1998) Remote sensing of chlorophyll concentration in higher plant leaves. Advances in Space Research. 22:689-692. doi:[10.1016/S0273-1177\(97\)01133-2](https://doi.org/10.1016/S0273-1177(97)01133-2)
- Green, E.R., Short FT (2003) World Atlas of Seagrasses. UNEP World Conservation Monitoring Center. University of California Press, Berkeley, USA, 332p.
- Ha NT, Manley-Harris M, Pham TD, Hawes I (2020) A Comparative Assessment of Ensemble-Based Machine Learning and Maximum Likelihood Methods for Mapping Seagrass Using Sentinel-2 Imagery in Tauranga Harbor, New Zealand. Remote Sens. 12:355. [doi:10.3390/rs12030355](https://doi.org/10.3390/rs12030355)
- Ha NT, Manley-Harris M, Pham TD, Hawes I (2021) The use of radar and optical satellite imagery combined with advanced machine learning and metaheuristic optimization techniques to detect and quantify above ground biomass of intertidal

seagrass in a New Zealand estuary. *International Journal of Remote Sensing*. 42:4712-4738. [doi:10.1080/01431161.2021.1899335](https://doi.org/10.1080/01431161.2021.1899335)

- Hammada S (2007) *Etudes sur la Végétation des zones Humides du Maroc: Catalogue et Analyse de la Biodiversité Floristique et Identification des Principaux Groupements Végétaux*. Université Mohammed V-Agdal, Faculté des Sciences Rabat, Rabat, Morocco.
- Hartoni, Siregar VP, Wouthuyzen S, Agus SB (2022) Object based classification of benthic habitat using Sentinel-2 imagery by applying with support vector machine and random forest algorithms in shallow waters of Kepulauan Seribu, Indonesia. *Biodiversitas*. 23:514–520. [doi:10.13057/biodiv/d230155](https://doi.org/10.13057/biodiv/d230155)
- Hedley JD, Roelfsema CM, Phinn SR, Mumby PJ (2012) Environmental and sensor limitations in optical remote sensing of Coral Reefs: Implications for monitoring and sensor design. *Remote Sens*. 4:271–302. [doi:10.3390/rs4010271](https://doi.org/10.3390/rs4010271)
- Hopley B, Arosio R, French G, Bremner J, Dolphin T, Mackiewicz M (2021) Semi-Supervised Segmentation for Coastal Monitoring Seagrass Using RPA Imagery. *Remote Sens*. 13:1741. [doi:10.3390/RS13091741](https://doi.org/10.3390/RS13091741)
- Hossain MS, Bujang JS, Zakaria MH, Hashim M (2015) Application of Landsat images to seagrass areal cover change analysis for Lawas, Terengganu and Kelantan of Malaysia. *Cont. Shelf Res*. 110:124–148. [doi:10.1016/j.csr.2015.10.009](https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.10.009)
- Hossain MS, Hashim M (2019) Potential of Earth Observation (EO) technologies for seagrass ecosystem service assessments. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation*. 77, 15–29. [doi:10.1016/j.jag.2018.12.009](https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.12.009)
- Huete A, Jackson R (1988) Soil and atmosphere influences on the spectra of partial canopies. *Remote. Sens. Environ*. 25:89–105, [doi:10.1016/0034-4257\(88\)90043-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90043-0)
- Huete A, Justice C, Liu H (1994) Development of vegetation and soil indices for MODIS-EOS. *Remote. Sens. Environ*. 49:224–234. [doi:10.1016/0034-4257\(94\)90018-](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)90018-3)

- Ibara BO, Dakki M, Hakdaoui M, El Hamoumi R (2015) Contribution of hybrid classification on IKONOS satellite imagery in mapping of wetland's habitats: Merja Zerga (Morocco). *International Journal of Innovation and Applied Studies* ISSN. 12:851–863.
- Ivajnsič D, Orlando-Bonaca M, Donša D, Grujić VJ, Trkov D, Mavrič B, Lipej L (2022) Evaluating Seagrass Meadow Dynamics by Integrating Field-Based and Remote Sensing Techniques. *Plants*. 11:1196. [doi:10.3390/plants11091196](https://doi.org/10.3390/plants11091196)
- Jiang Z, Huete AR, Didan K, Miura T (2008) Development of a Two-Band Enhanced Vegetation Index without a Blue Band. *Remote Sensing of Environment*. 112:3833-3845. [doi:10.1016/j.rse.2008.06.006](https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.06.006)
- Kauth RJ, Thomas GS (1976) Tasseled Cap - A Graphic Description of the Spectral-Temporal Development of Agricultural Crops As Seen By Landsat. *LARS Symposia, Proceedings of the Symposium on Machine Processing of the Remotely Sensed Data, Purdue University, West -Lafayette,* 159:41-51. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwjlgLE9-b4AhUI4RoKHbu6CK0QFnoECAYQAQ&url=https%3A%2F%2Fdocs.lib.purdue.edu%2Fflars_symp%2F159%2F&usg=AOvVaw27isUsQ0bQruVF1FAPLITm
- Kendrick GA, Aylward MJ, Hegge BJ, Cambridge ML, Hillman K, Wyllie A, Lord DA (2002) Changes in seagrass coverage in Cockburn Sound, Western Australia between 1967 and 1999. *Aquatic Botany*.73: 75-87.
- Kirkman H (1996) Baseline and Monitoring Methods for Seagrass Meadows. *Journal of Environmental Management*. 47:191-201.
- Kovacs E, Roelfsema C, Lyons M, Zhao S, Phinn S (2018) Seagrass habitat mapping: how do Landsat 8 OLI, Sentinel-2, ZY-3A, and Worldview-3 perform? *Remote Sensing Letters*. 9:686–695. [doi:10.1080/2150704X.2018.1468101](https://doi.org/10.1080/2150704X.2018.1468101)

- Kraiem M, Ben Hamza C, Ramdani M, Fathi A, Abdelzaher H, Flower R (2001) Some observations on the age and growth of thin-lipped grey mullet, *Liza ramada* Risso, 1826 (Pisces, Mugilidae) in three North African wetland lakes: Merja Zerga (Morocco), Garâat Ichkeul (Tunisia) and Edku Lake (Egypt). *Aquat. Ecol.* 35:335–345. doi:10.1023/a:1011900631096
- Labbardi H, Ettahiri O, Lazar S, Massik Z, El Antri S (2005) Étude de la variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques caractérisant la qualité des eaux d'une lagune côtière et ses zonations écologiques: Cas de Moulay Bouselham, Maroc. *CR GEOSCI.* 337:505–514. doi:[10.1016/j.crte.2005.01.009](https://doi.org/10.1016/j.crte.2005.01.009)
- Landis R and Koch GG (1977) The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics.* 33:159–174. doi:[10.2307/2529310](https://doi.org/10.2307/2529310)
- Lyons MB, Phinn S.R, Roelfsema CM (2011) Integrating Quickbird multi-spectral satellite and field data: mapping bathymetry, seagrass cover, seagrass species and change in Moreton Bay, Australia in 2004 and 2007. *Remote Sensing.* 3:42–64. doi:[10.3390/rs3010042](https://doi.org/10.3390/rs3010042)
- Lyons MB, Roelfsema CM, Phinn SR (2013) Towards understanding temporal and spatial dynamics of seagrass landscapes using time-series remote sensing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 120: 42–53. doi:[10.1016/J.ECSS.2013.01.015](https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2013.01.015)
- Maanan M, Landesman C, Maanan M, Zourarah B, Fattal P, Sahabi M (2013) Evaluation of the anthropogenic influx of metal and metalloid contaminants into the Moulay Bouselham lagoon, Morocco, using chemometric methods coupled to geographical information systems. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20:4729–4741. doi:[10.1007/s11356-012-1399-6](https://doi.org/10.1007/s11356-012-1399-6)
- Martínez Prentice R, Villoslada Peciña M, Ward RD, Bergamo TF, Joyce CB, Sepp K (2021) Machine learning classification and accuracy assessment from high-resolution images of coastal wetlands. *Remote Sensing.* 13:3669. doi:[10.3390/rs13183669](https://doi.org/10.3390/rs13183669)

- McFeeters SK (1996) The use of the normalized difference water index (ndwi) in the delineation of open water features. *Int J Remote Sens.* 17:1425–1432. <http://dx.doi.org/10.1080/01431169608948714>
- Mehdaoui O, Venant A, Fekhaoui M (2001) Contamination par les pesticides organochlorés et les nitrates de la lagune de Moulay Bouselham, Maroc. *Cahiers d'études et de recherches francophones / Santé.* 10(6):381-388. doi: [10.1109/IGARSS.2012.6350384](http://dx.doi.org/10.1109/IGARSS.2012.6350384)
- Misbari S, Hashim M (2016) Change detection of submerged seagrass biomass in shallow coastal water. *Remote Sensing.* 8(3):200. <http://dx.doi.org/10.3390/rs8030200>
- Nur S, Nurdjaman S, Dika B, Cahya P P, Al-ghifari, K. H. D (2021) Integrating sentinel-2 spectral-imagery and field data of seagrass coverage with species identification in the coastal of Riau Islands, Indonesia. *Borneo Journal of Marine Science and Aquaculture.* 05(02):78–82. [doi:10.51200/bjomsa.v5i2.2710](https://doi.org/10.51200/bjomsa.v5i2.2710)
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM., Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Olyarnik S, Short FT, Waycott M, Williams SL (2006) A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience.* 56:987–996. [doi:10.1641/0006-3568\(2006\)56\[987:AGCFSE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[987:AGCFSE]2.0.CO;2)
- 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
- Perry CJr, Lautenschlager LF (1984) Functional Equivalence of Spectral Vegetation Indices, *Remote Sensing of Environment.* 14:169 -182. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(84\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(84)90013-0)
- Pham TD, Le NN, Ha NT, Nguyen LV, Xia J, Yokoya N, To TT, Trinh HX, Kieu LQ, Takeuchi W (2020) Estimating Mangrove Above-Ground Biomass Using Extreme

Gradient Boosting Decision Trees Algorithm with Fused Sentinel-2 and ALOS-2 PALSAR-2 Data in Can Gio Biosphere Reserve, Vietnam. *Remote Sens.* 12:777. <https://doi.org/10.3390/rs12050777>

- Pham TD, Xia J, Ha NT, Bui DT, Le NN, Tekeuchi W (2019a) A Review of Remote Sensing Approaches for Monitoring Blue Carbon Ecosystems: Mangroves, Seagrasses and Salt Marshes during 2010–2018. *Sensors.* 19:1933. doi:10.3390/s19081933
- Pham TD, Yokoya N, Bui DT, Yoshino K, Friess DA (2019b) Remote sensing approaches for monitoring mangrove species, structure, and biomass: Opportunities and challenges. *Remote Sensing.* 11, p.230. [doi:10.3390/rs11030230](https://doi.org/10.3390/rs11030230)
- Phinn S, Roelfsema C, Dekker A, Brando V, Anstee J (2008) Mapping Seagrass Species, Cover and Biomass in Shallow Waters: An Assessment of Satellite Multi-Spectral and Airborne Hyper-Spectral Imaging Systems in Moreton Bay (Australia). *Remote Sensing of Environment.* 112:3413–3425. [doi:10.1016/j.rse.2007.09.017](https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.09.017)
- Pinty B, Verstraete MM (1992) GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites, *Plant Ecology.* 101:15-20.
- Polte P, Schanz A, Asmus H (2005) The contribution of seagrass beds (*Zostera noltii*) to the function of tidal flats as a juvenile habitat for dominant, mobile epibenthos in the Wadden Sea. *Mar. Biol.* 147:813–822. [doi:10.1007/s00227-005-1583-z](https://doi.org/10.1007/s00227-005-1583-z)
- Poursanidis D, Topouzelis K, Chrysoulakis N (2018) Mapping coastal marine habitats and delineating the deep limits of the Neptune’s seagrass meadows using VHR earth observation data. *Int. J. Remote Sens.* 39(23): 8670-8687. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1490974>
- Price DM, Felgate SL, Huvenne VAI, Strong J, Carpenter S, Barry C, Lichtschlag A, Sanders R, Carrias A, Young A, Andrade V, Cobb E, Le Bas T, Brittain H, Evans C (2022) Quantifying the Intra-Habitat Variation of Seagrass Beds with Unoccupied Aerial Vehicles (UAVs). 14:480. [doi:10.3390/rs14030480](https://doi.org/10.3390/rs14030480)

- Prieto-Amparan JA, Villarreal-Guerrero F, Martinez-Salvador M, Manjarrez-Domínguez C, Santellano-Estrada E, Pinedo-Alvarez A (2018) Atmospheric and radiometric correction algorithms for the multitemporal assessment of grasslands productivity. *Remote Sens.* 10:219. [doi:10.3390/rs10020219](https://doi.org/10.3390/rs10020219)
- Pu R, Bell S (2013) A protocol for improving mapping and assessing of seagrass abundance along the West Central Coast of Florida using Landsat TM and EO-1 ALI / Hyperion images. *ISPRS JOURNAL OF PHOTOGRAMMETRY AND REMOTE SENSING.* 83:116–129. [doi:10.1016/j.isprsjprs.2013.06.008](https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.06.008)
- Qi J, Chehbouni, A, Huete AR, Kerr YH, Sorooshian S (1994) A Modified Soil Adjusted Vegetation Index. *Remote Sens. Environ.* 48:119–126. [http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)90134-1](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(94)90134-1)
- Rende SF, Bosman A, di Mento R, Bruno F, Lagudi A, Irving AD, Dattola L, di Giambattista L, Lanera P, Proietti R, Parlagreco L, Stroobant M, Cellini E (2020) Ultra-High-Resolution Mapping of *Posidonia oceanica*(L.) Delile Meadows through Acoustic, Optical Data and Object-based Image Classification. *J. Mar. Sci. Eng.* 8, 647. [doi:10.3390/jmse8090647](https://doi.org/10.3390/jmse8090647)
- Richardson AJ, Wiegand CL (1977) Distinguishing vegetation from soil background information. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 43:1541–1552.
- Roelfsema CM, Phinn SR, Udy NS, Maxwell PS (2009) An integrated field and remote sensing approach for mapping Seagrass Cover, Moreton Bay, Australia. *J. Spat. Sci.* 54:45–62, [doi:10.1080/14498596.2009.9635166](https://doi.org/10.1080/14498596.2009.9635166)
- Roelfsema C, Phinn S, Jupiter S, Comley J, Albert S (2013) Mapping coral reefs at reef to reef-system scales, 10s – 1000s km, using object-based image analysis. *International Journal of Remote Sensing.* 34:6367–6388. [doi:10.1080/01431161.2013.800660](https://doi.org/10.1080/01431161.2013.800660)

- Roelfsema CM, Lyons M, Kovacs EM, Maxwell P, Saunders MI, Samper-Villarreal J, Phinn SR (2014) Multi-temporal mapping of seagrass cover, species and biomass: a semi-automated object based image analysis approach. *Remote Sens. Environ.* 150:172–187. [doi:10.1016/j.rse.2014.05.001](https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.05.001)
- Rouse J, Haas R, Schell J, Deering D (1974) Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In: Fraden SC, Marcanti EP, Becker M.A, eds. NASA. Goddard Space Flight Center 3d ERTS-1 Symposium, Vol. 1. Texas, USA: NASA. pp 309-317
- Scornet E (2017) Tuning parameters in random forests. *ESAIM: Proc. Surv.* 60, 144–162. [doi:10.1051/proc/201760144](https://doi.org/10.1051/proc/201760144)
- Serrano O, Kelleway JJ, Lovelock C, Lavery PS (2019) Conservation of Blue Carbon Ecosystems for Climate Change Mitigation and Adaptation. *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach.* 965–996. [doi:10.1016/B978-0-444-63893-9.00028-9](https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63893-9.00028-9)
- Short FT, Coles RG (2001) *Global Seagrass Research Method.* Elsevier Science B.V.: Amsterdam, The Netherlands. 33, 473p.
- Short FT, Neckles HA (1999) The effects of global climate change on seagrasses. *Aquat. Bot.* 63:169–196. [doi:10.1016/s0304-3770\(98\)00117-x](https://doi.org/10.1016/s0304-3770(98)00117-x)
- Stankovic M, Ambo-Rappe R, Carly F, Dangan-Galon F, Fortes MD, Hossain MS, Kiswara W, Van Luong C, Minh-Thu P, Mishra AK, et al (2021) Quantification of blue carbon in seagrass ecosystems of Southeast Asia and their potential for climate change mitigation. *Sci. Total Environ.* 783:146858. [doi:10.1016/j.scitotenv.2021.146858](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146858)
- Su W, Li J, Chen Y, Liu Z, Zhang J, Low TM, Suppiah I, Hashim SAM (2008) Textural and local spatial statistics for the object-oriented classification of urban areas using high resolution imagery. *Int. J. Remote Sens.* 29:3105–3117. [doi:10.1080/01431160701469016](https://doi.org/10.1080/01431160701469016)

- Tamondong A, Cruz C, Quides RR, Garcia M, Cruz JA, Guihawan J, Blanco A (2018) Remote sensing-based estimation of seagrass percent cover and LAI for above ground carbon sequestration mapping. In Remote Sensing of the Open and Coastal Ocean and Inland Waters. SPIE. Asia-Pacific Remote Sensing. Honolulu, Hawaii, United States. 10778, 1077803. doi:10.1117/12.2324695
- Thiam AK (1997) Geographic Information Systems and Remote Sensing Methods for Assessing and Monitoring Land Degradation in the Sahel: The Case of Southern Mauritania. PhD Thesis. Clark University, Worcester Massachusetts.
- Thompson JR, Flower RJ, Ramdani M, Ayache F, Ahmed MH, Rasmussen EK, Petersen OS (2009) Hydrological characteristics of three North African coastal lagoons: Insights from the MELMARINA project. *Hydrobiologia*. 622:45–84. doi:[10.1007/s10750-008-9680-x](https://doi.org/10.1007/s10750-008-9680-x)
- Topouzelis K, Makri D, Stoupas N, Papakonstantinou A, Katsanevakis S (2018) Seagrass mapping in Greek territorial waters using Landsat-8 satellite images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* . 67:98–113. doi:[10.1016/j.jag.2017.12.013](https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.12.013)
- Topouzelis K, Spondylidis SC, Papakonstantinou A, Soulakellis N (2016) The use of Sentinel-2 imagery for seagrass mapping: Kalloni Gulf (Lesvos Island, Greece) case study. Proceedings of the Fourth International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of the Environment, Paphos, Cyprus, 9688: pp 96881F. https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2016SPIE.9688E..1FT/doi:10.1117/12.2242887
- Traganos D, Reinartz P (2018a) Interannual Change Detection of Mediterranean Seagrasses Using RapidEye Image Time Series. *Front. Plant Sci.* 9:96, doi:10.3389/fpls.2018.00096
- Traganos D, Reinartz P (2018b) Mapping Mediterranean seagrasses with Sentinel-2 imagery. *Mar. Pollut. Bull.* 134:197–209. doi:[10.1016/j.marpolbul.2017.06.075](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.075)

- Trimble (2014) Ecognition developer: User guide. Trimble Germany GmbH, Munich, Germany.
- Villoslada M, Bergamo, TF, Ward RD, Burnside NG, Joyce CB, Bunce RGH, Sepp K (2020) Fine scale plant community assessment in coastal meadows using UAV based multispectral data. *Ecol.Indic.* 111: 1-13. doi:10.1016/j.ecolind.2019.105979
- Wicaksono P, Wulandari SA, Lazuardi W, Munir M (2021) Sentinel-2 images deliver possibilities for accurate and consistent multi-temporal benthic habitat maps in optically shallow water. *Remote Sensing Applications : Society and Environment.* 100572. doi:10.1016/j.rsase.2021.100572
- Zhang C, Selch D, Xie Z, Roberts C, Cooper H, Chen G (2013) Object-based benthic habitat mapping in the Florida Keys from hyperspectral imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.*134:88–97. doi:10.1016/j.ecss.2013.09.018
- Zhang C (2015) Applying data fusion techniques for benthic habitat mapping and monitoring in a coral reef ecosystem. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing.* 104:213–223. doi:10.1016/j.isprsjprs.2014.06.005
- Zoffoli L. M, Gernez P, Rosa P, le Bris A, Brando VE, Barillé A, Harin N, Peters S, Poser K, Spaias L, Peralta G, Barillé L (2020) Sentinel-2 remote sensing of *Zostera noltei* -dominated intertidal seagrass meadows. *Remote Sensing of Environment.* 251:112020. doi:10.1016/j.rse.2020.112020
- Zoffoli ML, Gernez P, Godet L, Peters S, Oiry S, Barillé L (2021) Decadal increase in the ecological status of a North-Atlantic intertidal seagrass meadow observed with multi-mission satellite time-series. *Ecological Indicators.* 130:108033. doi:10.1016/j.ecolind.2021.108033
- Zulkifli L., Syukur A., Patech LR (2021) Seagrass conservation needs based on the assessment of local scale economic value on the diversity of its associated biota in the

South Coast East Lombok, Indonesia. Proceedings of the IOP Conf. Ser.: Earth and Environmental Science; [3rd international conference on bioscience and biotechnology Lombok, Indonesia](#). 712(012037). doi:10.1088/1755-1315/712/1/012037

Discussion générale

La classification des images multispectrales par l'utilisation de l'algorithme RF a permis de délimiter les distributions spatiales d'herbiers marins dans la zone humide Merja Zerga avec une grande précision. Nous avons évalué la précision du modèle en estimant ses performances internes avec un taux d'erreur représenté par la valeur du Out-Of-Bag (OOB) et celle du coefficient kappa. En effet, la valeur du OOB a atteint 95% pour la classification de l'image SPOT 7 et 82,5% pour les images Sentinel-2. Cette méthode a fourni une solution pour éviter les confusions entre les différentes classes d'habitats en utilisant des variables explicatives supplémentaires en dehors des valeurs spectrales pour construire le modèle RF, notamment les indices de végétation. Plusieurs études de cartographie des habitats marins et de caractérisation des fonds marins affirment que ce modèle a été préféré pour sa grande précision, sa stabilité de prédiction élevée, son insensibilité au surajustement et sa disponibilité dans de nombreux logiciels standards (Stephens & Diesing, 2014; Zhang, 2015; Belgiu & Drăgut, 2016; Oiry & Barillé, 2021; Brunier et al., 2022; Xiao et al., 2022).

Les indices spectraux ont souvent été utilisés pour la détection et la distinction des herbiers marins des autres habitats par télédétection (Costa et al., 2021; Bannari et al., 2023), toutefois, le seuil de ces indices peut varier en fonction du capteur utilisé ou des conditions d'imagerie satellite (Barillé et al., 2010; Liang et al., 2023). Par conséquent, il est crucial de déterminer avec précision le seuil pour les méthodes basées sur l'indice spectral.

Nous avons calculé l'indice Mean Decrease Gini (MDG) afin de comparer la pertinence des bandes et indices spectraux utilisées comme variables pour le modèle RF. Plus la valeur de l'indice MDG est élevée, plus la variable est influente (Florian et al., 2014 ; Martinez Prentice et al., 2021). Nos résultats ont dévoilé que les indices de végétation GNDVI, NDVI et NDWI sont des indices de végétation potentiellement utiles pour distinguer les zostères naines des autres habitats du lagon à partir des données SPOT 7 et Sentinel-2. Cependant, notre démarche reste applicable pour les herbiers monospécifiques et elle ne peut être adaptée pour l'identification des espèces au sein des communautés d'herbiers marins en raison de leurs caractéristiques spectrales similaires. En revanche, l'imagerie hyper-spectrale est souvent nécessaire pour séparer les types de pigments végétaux (Coffer et al., 2023).

La classification d'orthophotos aériennes basée sur les objets (OBIA) a également fourni des résultats satisfaisants, avec une précision globale atteignant 89.23% et un indice kappa de 0.80. En effet, l'analyse OBIA s'est avérée supérieure à celle basée sur les pixels pour la cartographie des herbiers marins à partir d'images à très haute résolution (Roelfsema et al., 2014; Baumstark et al., 2016; Wicaksono et Lazuardi , 2018).

Nous avons évalué les résultats des classifications d'images Sentinel-2 et des mosaïques d'orthophotos en les comparant aux images Google Earth prises à marée basses et dont la date d'acquisition est proche de celle des images traitées (l'image Sentinel 2 acquise le 20 Août 2019 a été validé grâce à l'image Spot 7 du 19 Août 2019). Il faut noter que la qualité et la résolution des images disponibles dans Google Earth™ permettent de fournir des informations qualitatives sur les zones d'herbiers marins, toutefois, elles ne permettent pas de tirer des conclusions sur la couverture globale ni sur les espèces d'herbiers marins. Il est ainsi nécessaire de vérifier si les herbiers sont mono ou plurispécifiques. D'abord, plusieurs points ont été sélectionnés au hasard et répartis de manière égale dans toutes les classes et pour lesquels la classe de vérité terrain a été identifiée visuellement et/ou en se basant sur la proximité des points de vérité terrain géoréférencés issues du travail de Boutoumit et al., 2021. Ainsi, nous avons pu évaluer la précision de la classification Random Forest ainsi que celle de la classification OBIA en se basant sur une matrice de confusion. Celle-ci fournit plusieurs métriques de précision, à savoir : la précision, le rappel, le score F1, la précision de l'utilisateur et celle du producteur pour toutes les classes individuelles, la précision globale OA (Overall Accuracy) et le coefficient kappa de Cohen, (Liang et al., 2023). Pour notre étude, nous avons utilisé la précision globale OA et le coefficient kappa en vue de comparer la performance des classifications réalisées. Ainsi, la valeur de précision globale OA désigne la proportion de pixels correctement identifiés (y compris tous les pixels). Le coefficient kappa de Cohen mesure l'amélioration proportionnelle de la classification sur un échantillon purement aléatoire de classes (Agyemang et al., 2011) et démontre dans quelle mesure les valeurs correctement catégorisées d'une matrice d'erreur peuvent être attribuées à un « vrai » accord plutôt qu'à un accord « aléatoire ». De plus, il permet de déterminer si deux matrices sont statistiquement sensiblement différentes l'une de l'autre. Les valeurs du coefficient kappa sont comprises entre 0 et 1 et il est jugé bon quand il est supérieur à 80 % (Landis et Koch, 1977).

Nos résultats de classifications reflètent une expansion des herbiers de *Z. noltei* au centre de la lagune au cours de cette dernière décennie (entre 2010 et 2020). Cependant, nous avons remarqué que l'étendue des herbiers ; estimée à partir de différents types de données (orthophotos et Sentinel-2) pour la même année ; était différente, cela est dû à la différence de dates d'acquisition des données. En outre, il faut noter que le suivi de l'évolution des surfaces de distributions spatiales des herbiers par télédétection doit tenir compte des changements de niveau de marée, de la saisonnalité ainsi que des dates d'acquisition des données. Les données à comparer doivent être acquises pendant la même saison, de préférence dans le même mois et pendant l'heure de marée basse maximale.

L'imagerie Spot 7 grâce à sa haute résolution spatiale (1,5 m en panchromatique et 6 m en multispectrale) représente un outil efficace pour cartographier les herbiers marins et quantifier le carbone bleu dans ces habitats, mais peuvent être assez coûteuse lorsqu'il s'agit de réaliser une analyse de séries chronologiques sur des décennies d'images. Par contre, les données Sentinel-2 sont d'une moindre résolution spatiale (10 à 60 m), présentent une fréquence de revisite courte et permettent non seulement de cartographier les herbiers marins avec une grande précision et à long terme, mais aussi de quantifier leurs biomasse sans se soucier des coûts car ils sont fournies gratuitement par l'Agence spatiale européenne (ou European Space Agency ESA en anglais). Afin de limiter le temps de traitement pour la cartographie des herbiers marins par télédétection à grande échelle, il serait préférable d'utiliser les capacités de cloud computing de Google Earth Engine et les méthodes d'apprentissage automatique (Traganos et Reinartz, 2018b). Les herbiers de zostères présents dans la Merja Zerga sont des habitats très difficiles d'accès à cause de la nature vaseuse du substrat, En plus, l'intégration des indices spectraux dans cette approche permettra d'atténuer l'effort d'échantillonnage du terrain pour la cartographie à long terme des herbiers marins et d'éviter le manque de données de terrain pour la collecte d'échantillons de formation pour l'analyse rétrospective.

Conclusion Générale

Le suivi de l'état des herbiers marins et les changements dans leur répartition dans de grandes régions et sur de longues échelles de temps sont devenus de plus en plus simple grâce à l'utilisation des données de télédétection. Ceci dit, la cartographie et la modélisation des habitats d'herbiers marins sont cruciales pour déterminer la quantité totale de stock de carbone dans une zone d'étude. Dans cette étude l'objectif principal était de cartographier et suivre la dynamique spatiale d'un habitat clé extrêmement important au fonctionnement de l'écosystème lagunaire de Merja Zerga, il s'agit des herbiers de *Zostera noltei* grâce à l'utilisation des outils de télédétection. L'analyse diachronique de la distribution des herbiers de zostères naines dans cette lagune à l'aide des classifications dirigées de deux types de donnée satellitaires : Spot 7, Sentinel 2 ainsi que des mosaïques d'orthophotographies aériennes, a permis de faire un suivi multi-date de la dynamique de ces herbiers marins entre 2010 et 2020. Les deux types de classifications réalisées dans cette étude, que ce soit la classification orientée objet effectuée pour la classification des mosaïques d'orthophotographies ou la classification par apprentissage automatique (i.e. le modèle Random Forest) appliquée aux données satellitaires, ont permis d'avoir des distributions assez précises des herbiers de *Z. noltei* dans cette lagune. En outre, la comparaison annuelle des résultats obtenus a démontré une expansion des herbiers au centre de la lagune de Merja Zerga au cours de cette décennie.

Contrairement à plusieurs études précédentes qui se sont basées uniquement sur l'échantillonnage dans le terrain, ce travail se démarque comme étant la première étude au niveau national à réaliser des estimations de biomasse d'un herbier marin en utilisant des méthodes de télédétection. Les résultats de ces cartographies ont également permis d'estimer les biomasses foliaires de cette phanérogame marine dans la Merja Zerga entre l'année 2018 et 2020. En vue de protéger ces espèces ingénieurs, il est important de faire prendre conscience de l'importance économique et sociale des herbiers marins et des conséquences de leur disparition. En effet, d'après Kacem et al. (2022) la valeur monétaire du service "Séquestration du carbone par les écosystèmes côtiers à carbone bleu" (dite en anglais : Coastal Blue Carbon Sequestration CBCS) a été calculée sur l'ensemble du lagon pendant la période d'étude en utilisant des estimations récentes du coût social du carbone (CSC) et des quotas d'émission européens (EUA pour European Union Allowance) de CO₂ pour atteindre des gains entre 371 053 et 3 803 295 USD/an et des pertes entre 10 127 et 103 806 USD/an. Cette étude révèle que les revenus du service CBCS peuvent accélérer la mise en œuvre de stratégies de réhabilitation des zones humides, qui ont un impact positif sur la régulation du climat. Il serait également judicieux d'intégrer des indicateurs relatifs aux herbiers marins dans les dispositifs de suivi sur le terrain et par télédétection, notamment ceux établis dans le cadre des Objectifs de

développement durable (ODD), de l'Accord de Paris, de la Convention sur la diversité biologique (CDB) et du cadre d'action de Sendai. Les avantages des herbiers marins dans l'atténuation et l'adaptation au changement climatique doivent être pris en compte afin d'encourager les politiques de protection et de restauration de ces écosystèmes. Le Partenariat international pour le carbone bleu – annoncé en 2015 lors de la Conférence de Paris sur le changement climatique – vise à rassembler divers partenaires, allant des gouvernements aux organisations non gouvernementales et aux instituts de recherche, pour œuvrer en faveur de la conservation des écosystèmes côtiers. Jusqu'à présent, 28 pays ont déjà inclus les écosystèmes côtiers du carbone bleu (dont les herbiers marins) dans leurs *contributions déterminées au niveau national (CDN) au titre de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC)* tandis que 59 pays les ont inclus dans leurs stratégies d'adaptation. Ces derniers prennent en considération les herbiers marins en les citant dans les plans climatiques nationaux.

De nombreuses études se sont intéressées aux aspects d'écotoxicologie et biologie des herbiers marins existant dans la lagune de Merja Zerga et ce en vue d'évaluer leur état de santé. Cependant, les études cartographiques décrivant l'évolution des distributions des herbiers de zostères naines sont très limitées, il s'avère nécessaire d'en réaliser d'avantages. En effet, selon la littérature, les études de cartographies des habitats de la lagune de Merja Zerga sont anciennes et ne donne pas la superficie exacte des herbiers de zostères naines mais uniquement celle des lits aquatiques. L'utilisation de nouvelles images satellitaires notamment les images Sentinel 2 ou bien Spot 7 et des archives de mosaïques de photographies aériennes plus anciennes permettra d'étaler le suivie des changements des distributions des herbiers de zostères naines dans notre zone d'étude ainsi que dans écosystèmes côtiers et marins marocains. En effet, la méthodologie de ce travail peut servir de base pour l'étude d'autres herbiers également présents au Maroc. Ceci permettra une meilleure compréhension de la dynamique des habitats côtiers et ainsi la possibilité de déterminer les mesures de protection et de gestion les plus appropriées.

Bibliographie

- Agyemang T. K., J. Heblinski, K. Schmieder, H. Sayadyan, L. Vardanyan. **2011**. Accuracy assessment of supervised classification of submersed macrophytes: the case of the Gavaraget region of Lake Sevan, Armenia. *Hydrobiologia*, 661(1): 85-96. doi:10.1007/s10750-010-0465-7.
- Alongi D. M. **2018**. Seagrass meadows. In: Blue carbon: Coastal sequestration for climate change mitigation. *Springer Briefs in Climate Studies*, Springer Nature: Cham, Switzerland. 37-51.
- Alvarez-Vanhard E., **2021**. Les synergies de la télédétection optique par drone et satellite : changement d'échelle et application à la conservation des prairies humides. Université de Rennes2.
- Ameer B., **1994**. Aspects biologiques et dynamiques de la population de *Mugil cephalus* (Poissons, Mugillidés) de la lagune de Moulay Bousselham (Maroc). Doctorat de 3^{ème} cycle, Université Mohammed V, Fac. Sci. Rabat, 93 p.
- Angst B., Philippe M., Urien M., Herry J., Balle-Beganton J., Pasco R., Casse M., Bailly D., **2014**. Synthèse des connaissances sur les herbiers de Zostères en appui à leur gestion dans le golfe du Morbihan. Rapport AMURE et SIAGM.
- Azdad M., **1998**. Présentation de la lagune de Moulay Bousselham « Merja Zerga ». Atelier du réseau RAMSAR Atlantique-Est sur les zones humides (Baie de Somme-France-du 24/9/1998 au 27/9/1998). Ministère De L'agriculture, Du Développement Rural et Des Pêches Maritimes : Ministère Délégué Charge Des Eaux Et Forêts Royaume du Maroc.
- Baghdadi N., Zribi M., **2016**. Observation des surfaces continentales par télédétection II : Hydrologie continentale. Télédétection pour l'observation des surfaces continentales. 417 pp.
- Bainbridge, Z., Lewis, S., Bartley, R., Fabricius, K., Collier, C., Waterhouse, J., Garzon-Garcia, A., Robson, B., Burton, J., Wenger, A., Brodie, J., **2018**. Fine sediment and particulate organic matter: A review and case study on ridge-to-reef transport, transformations, fates, and impacts on marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 135, 1205–1220. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.002>
- Bakirman T., Gumusay M.U., Tuney I., **2016**. Mapping of the seagrass cover along the Mediterranean coast of Turkey using Landsat 8 OLI images. *Journal of Spatial Information Science*, 41: 1103–1105.
- Bannari A., Ali T. S., & Abahussain A. **2022**. The capabilities of Sentinel-MSI (2A/2B) and Landsat-OLI (8/9) in seagrass and algae species differentiation using

spectral reflectance. *Ocean Science*, 18(2): 361–388. <https://doi.org/10.5194/OS-18-361-2022>

- Barbier E.B., Hacker S.D., Kennedy C., Koch E.W., Stier A.C., Silliman B.R., **2011**. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81, 169–193.
- Bargain A., **2013**. Etude de la structure et de la dynamique des herbiers de *Zostera noltii* par télédétection multi et hyper spectrale.
- Bariou R., **1978**. Manuel de télédétection. Socipe.
- Baumgardner M.F., Silva L.F., Biehl L.L., Stoner, E.R., **1985**. Reflectance properties of soils. *Advances in Agronomy*, 38:1-44.
- Baumstark R., Duffey R., Pu R., **2016**. Mapping seagrass and colonized hard bottom in Springs Coast, Florida using WorldView-2 satellite imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 181: 83–92.
- Bazairi H., Bayed A., Glémarec M., Hily C., **2003**. Spatial organisation of macrozoobenthic communities in response to environmental factors in a coastal lagoon of the NW African coast (Merja Zerga, Morocco). *Oceanologica Acta*, 26: 457–471.
- Beaubrun P.C., **1976**. La lagune de Moulay BouSelham. Etude hydrologique et sédimentologique. *Bulletin de l'Institut scientifique, Rabat*, 1 : 5 - 37.
- Beer S., Björk M., Beardall J., **2014**. *Photosynthesis in the marine environment*. John Wiley & Sons.
- Belgiu M., Drăgut L. **2016**. Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 114: 24–31.
- Benabbi O., Mkadmi Y., Bellaouchou A., El Abidi A., Fekhaoui M., Elazzouzi E., **2017**. The water quality of Nador Canal (Merja Zerga, Morocco): Parameters Physicochemical and Metal trace elements. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*, 8(2): 339.
- Ben-Dor E., **2011**. Characterization of soil properties using reflectance spectroscopy. In *Hyperspectral Remote Sensing of Vegetation*. CRC Press, 513-558.
- Benhoussa **2000**. Caractérisation des Habitats et Microdistribution de L'avifaune de la Zone Humide de Merja Zerga (Maroc). Ph.D. Thesis, Université Mohammed V, Rabat, Morocco.
- Benhoussa A., Dakki M., Qninba A., El Agbani M. A., **1999**. Habitats d'un site RAMSAR côtier du Maroc, la Merja Zerga : approches typologique et cartographique. *Humedales Méditerranéens, SEHUMED, Valencia (España)* 1: 75 - 76.

- Benhoussa A., Qinba A., El Agbani M. A., Dakki M., **2006**. Avifaune aquatique. Phase du diagnostic du volet ornithologie. Rapport inédit Projet de gestion intégrée du complexe des zones humides du Bas Loukkos. 96 p.
- Bidet J.C., Carruesco C., Gensous B., **1977**. Un milieu sédimentaire actuel : la lagune de Moulay-Bou-Salham (côte atlantique marocaine). *Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine, Bordeaux*, 22: 189-230.
- Boateng, I., Mitchell, S., Couceiro, F., & Failler, P., **2020**. An Investigation into the Impacts of Climate Change on Anthropogenic Polluted Coastal Lagoons in Ghana. *Coastal Management*, 1–22.
- Boutoumi, S., Maanan M., El Kamch, R., Bououarour O., El Hadad H., Anhichem M., Bazairi H., **2022**. Seasonal trends in benthic macrofauna communities and their relationship with environmental factors in an Atlantic lagoonal system. *Biologia*, 77(4): 1039-1055.
- Boutoumit S., Bououarour O., El Kamcha R., Pouzet P., Zourarah B., Benhoussa A., Maanan M., Bazairi H., **2021**. Spatial Patterns of Macrozoobenthos Assemblages in a Sentinel Coastal Lagoon: Biodiversity and Environmental Drivers. *J. Mar. Sci. Eng.* 9, 461.
- Brunier G., Oiry S., Gruet Y., Dubois S.F., Barillé, L. **2022**. Topographic Analysis of Intertidal Polychaete Reefs (*Sabellaria Alveolata*) at a Very High Spatial Resolution. *Remote Sens.*, 14, 307.
- Bureau d'études TTOBA, 2019. Etude pour l'élaboration d'un plan d'aménagement et de gestion intégré et concerté de la Merja Zerga. <https://www.lagouttedo.com/wp-content/uploads/2020/05/R3-Merja-Zerga-version-3-Mars-2019.pdf>. Consulté le 1 juillet 2022.
- Burkholder J.M., Tomasko D.A., Touchette B.W., **2007**. Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350, 46–72.
- Cabaço S., Santos R., Sprung M., **2012**. Population dynamics and production of the seagrass *Zostera noltii* in colonizing versus established meadows. *Marine Ecology*, 33: 280–289.
- Carpenter S., Byfield V., Felgate S. L., Price D. M., Andrade V., Cobb E., Strong J., Lichtschlag A., Brittain H., Barry C., Fitch A., Young A., Sanders R., & Evans C. **2022**. Using Unoccupied Aerial Vehicles (UAVs) to Map Seagrass Cover from Sentinel-2 Imagery. <https://doi.org/10.3390/rs14030477>

- Carruesco C., **1989**. La lagune de Moulay Bou Salham (Côte Atlantique, Maroc) : Un environnement côtier artificiel. *Sci Géol*, 84 :145–148
- Centre canadien de télédétection, **2015**. Notions fondamentales de télédétection <https://www.rncan.gc.ca/cartes-outils-et-publications/imagerie-satellitaire-et-photos-aeriennes/tutoriel-notions-fondamentales-teledection/introduction/9364>. Consulté le 1 juillet 2022.
- Clark R., Roush T., **1984**. Reflectance spectroscopy: quantitative analysis techniques for remote sensing applications. *Journal of Geophysical Research*, 89: 6329-6340.
- Cloern J., **2001**. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210, 223–253.
- Coffey M. M., Graybill D. D., Whitman P. J., Schaeffer B. A., Salls W. B., Zimmerman R. C., Hill V., Lebrasse M. C., Li J., Keith D. J., Kaldy J., Colarusso P., Raulerson G., Ward D., & Kenworthy W. J. **2023**. Providing a framework for seagrass mapping in United States coastal ecosystems using high spatial resolution satellite imagery. *Journal of Environmental Management*, 337. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2023.117669>.
- Coles R., Grech A., Rasheed M., McKenzie L., Unsworth R., Short F., **2011**. Seagrass ecology and threats in the tropical Indo-Pacific bioregion. *Seagrass: ecology, uses and threats*. New York: Nova Science Publishers, 225-39.
- Collier C.J., Ow Y.X., Langlois L., Uthicke S., Johansson C.L., O'Brien K.R., Hrebien V., Adams M.P., **2017**. Optimum temperatures for net primary productivity of three tropical seagrass species. *Frontiers in Plant Science*.
- Collier C.J., Waycott M., **2014**. Temperature extremes reduce seagrass growth and induce mortality. *Marine Pollution*, 83: 483-490.
- Combe M., **1968**. Ressources en eau du bassin Drader-Souier et principes de leur mobilisation. Rapport du Ministère des Travaux Publics et des Communications.
- Costa V., Serôdio J., Lillebø A. I., & Sousa A. I., **2021**. Use of hyperspectral reflectance to non-destructively estimate seagrass *Zostera noltei* biomass. *Ecological Indicators*, 121(May 2020). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107018>
- Cullen-Unsworth L., Jones B., Lilley R., Unsworth R., **2018**. Secret Gardens Under the Sea: What are Seagrass Meadows and Why are They Important? *Frontiers for Young Minds*, 6:2.

- Dakki M., Menioui M., Zouhai, A. **2015**. Stratégie Nationale et plan d'action 2015–2024 pour les Zones Humides du Maroc. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH.
- Davis S.M., Landgrebe D.A., Phillips T.L., Swain P.H., Hoffer R.M., Lindenlaub J.C., Silva L.F., **1978**. Remote Sensing: The Quantitative Approach. McGraw-Hill International Book Co.: New York, NY, USA.
- Den Hartog C., **1970**. The seagrasses of the world. Amsterdam, London: North-Holland, Publishing Company; 275 pp. Hfl. 55. In: *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 56, 141–141.
- Den Hartog, C., **1970**. The seagrasses of the world. Amsterdam, London: North-Holland Publishing Company 1970. 275 pp. Hfl. 55. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 56, 141–141.
- Dewsbury B.M., Bhat M., Fourqurean J.W., **2016**. A review of seagrass economic valuations: gaps and progress in valuation approaches. *Ecosystem Services*, 18: 68–77.
- Duarte C.M., **1991**. Seagrass depth limits. *Aquatic Botany* 40, 363–377.
- Duarte C.M., **2002**. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, 29, 192–206.
- Duffy, J.P.; Pratt, L.; Anderson, K.; Land, P.E.; Shutler, J.D., **2018**. Spatial assessment of intertidal seagrass meadows using optical imaging systems and a lightweight drone. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 200:169–180
- El Agbani M.A., Dakki M., Bayed A. **1998**. Elaboration d'un programme de suivi écologique de Merja Zerga. Rapp.Inédit, Med Wet 2, Adm. Eaux et Forêts & Conserv. Sols, Maroc,35pp
- El Mahrhad B., Kacimi I., Satour N., Newton A., Icely J.D., Snoussi M., Abalansa S., **2020**. Vulnerability and Future Perspective of Coastal Water Bodies in Morocco. *GEOIT4W*, Al-Hoceima, Morocco, 8 pages.
- Elso M.Z., Manent P., Luque A., Ramdani M., Robaina R.R., **2017**. Genetic description and remote sensing techniques as management tools for *Zostera noltii* seagrass populations along the Atlantic Moroccan Coast. *Journal of Coastal Research*, 331: 78–87.
- European Space Agency (ESA), **2009**. Signatures spectrales https://www.esa.int/SPECIALS/Eduspace_FR/SEM9Q0S7NWF_2.html. Consulté le 1 juillet 2022.

- Florian H., Thomas B., Pierre B., & Julie D., **2014**. ASSESSING POSIDONIA OCEANICA BEDS REGRESSIONS USING ANTHROPOGENIC PRESSURES MAPS ALONG A FRENCH COASTAL REGION. Conference: *CAR/ASP symposium on the Mediterranean key habitats*.
- Fourqurean J.W., Duarte C.M., Kennedy H., Marbà N., Holmer M., Mateo M.Á., Apostolaki E.T., Kendrick G.A., Krause-Jensen D., McGlathery K.J., Serrano O., **2012**. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, 5: 505-509.
- Frankovich T.A., Fourqurean J.W., **1997**. Seagrass epiphyte loads along a nutrient availability gradient, Florida Bay, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 159, 37–50.
- Fredj G., Meinardi M., Pierrot S., Roy P. **1990**. Cartographie par le satellite SPOT 1 de communautés benthiques littorales en Méditerranée occidentale. *Bull. Inst. Oceanogr. Monaco* 6: 71–85.
- Ganthy, F., **2011**. Rôle des herbiers de zostères (*Zostera noltii*) sur la dynamique sédimentaire du Bassin d'Arcachon. PhD Thesis Université Bordeaux, p. 284. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.1597.6162>
- Garcia R., Hedley J., Tin H., Fearn P., **2015**. A Method to Analyze the Potential of Optical Remote Sensing for Benthic Habitat Mapping. *Remote Sensing*, 7: 13157–13189.
- Garmendía J. M., Valle M., Borja Á., Chust G., Lee D. J., Rodríguez J. G., Franco J. **2017**. Effect of trampling and digging from shell fishing on *Zostera noltei* (Zosteraceae) intertidal seagrass beds. *Scientia Marina*, 81(1), 121-128.
- Gédéon, **2015**. Des pixels et des parcelles : les pratiques agricoles vues par le satellite Sentinel-2. <https://un-regard-sur-la-terre.org/2015/09/des-pixels-et-des-parcelles-les-pratiques-agricoles-vues-par-le-satellite-sentinel-2.html>. Consulté le 1 juillet 2022.
- Grech A., Chartrand-Miller K., Erfteimeijer P., Fonseca M., McKenzie L., Rasheed M., Taylor H., Coles R., **2012**. A comparison of threats, vulnerabilities and management approaches in global seagrass bioregions. *Environ. Res. Lett.* 7, 024006.
- Guerrero-Meseguer L., Veiga P., Sampaio L., Rubal M., **2021**. Sediment characteristics determine the flowering effort of *Zostera noltei* meadows inhabiting a human-dominated lagoon. *Plants*, 10(7), 1387.
- Gumusay M.U., Bakirman T., Kizilkaya I.T., Aykut N.O., **2019**. A review of seagrass detection, mapping and monitoring applications using acoustic systems. *European Journal of Remote Sensing*, 52: 1–29.

- Ha N.T., Manley-Harris M., Pham T.D., Hawes I.A., **2020**. Comparative Assessment of Ensemble-Based Machine Learning and Maximum Likelihood Methods for Mapping Seagrass Using Sentinel-2 Imagery in Tauranga Harbor, New Zealand. *International Journal of Remote Sensing*, 12: 355.
- Haddad K.D., Harris B.A., **1985**. Use of remote sensing to access estuarine habitats. In Proceeding of the Fourth Symposium on Coastal and Ocean management “Coastal Zone ‘85”, pp. 662–675, ASCE, Baltimore, July 30-August 1.
- Hammada S., **2007**. Etudes sur la Végétation des zones Humides du Maroc : Catalogue et Analyse de la Biodiversité Floristique et Identification des Principaux Groupements Végétaux. Université Mohammed V-Agdal, Faculté des Sciences Rabat, Rabat, Morocco.
- Hauxwell J., Cebrián J., Furlong C., Valiela I., **2001**. Macroalgal Canopies Contribute to Eelgrass (*Zostera marina*) Decline in Temperate Estuarine Ecosystems. *Ecology*, 82(4), 1007–1022.
- Hauxwell J., Cebrián J., Valiela I., **2003**. Eelgrass *Zostera marina* loss in temperate estuaries: relationship to land-derived nitrogen loads and effect of light limitation imposed by algae. *Marine Ecology Progress Series* 247, 59–73.
- Hemminga M., Duarte C., **2000**. *Seagrass Ecology*. New York: Cambridge University Press.
- Herbretau V., Kassié D., Roux E., Marti R., Catry T., Attoumane A., Révillion C., Commins J., Dessay N., Mangeas M., Tran A., **2018**. Observer la Terre pour appréhender spatialement les inégalités de santé : regard historique et prospectif sur l’utilisation de la télédétection dans le domaine de la santé. *Confins*, 37.
- Herbretau V., Kassié D., Roux E., Marti R., Catry T., Attoumane A., ... & Tran, A., **2018**. Observer la Terre pour appréhender spatialement les inégalités de santé: regard historique et prospectif sur l’utilisation de la télédétection dans le domaine de la santé. *Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasilera de geografia*, (37). Mis en ligne le 03 octobre 2018, consulté le 27 septembre 2022.
- Hill V.J., Zimmerman R.C., Bissett W.P., Dierssen H., Kohler D.D.R., **2014**. Evaluating light availability, seagrass biomass, and productivity using hyperspectral airborne remote sensing in Saint Joseph’s Bay, Florida. *Estuaries Coasts*, 37: 1467–1489.

- Hily C., Raffin C., Brun A., den Hartog C., **2002**. Spatio-temporal variability of wasting disease symptoms in eelgrass meadows of Brittany (France). *Aquatic Botany*, 72 :37-53.
- Hoegh-Guldberg O., Jacob D., Taylor M., Bindi M., Brown S., Camilloni I. et al., **2018**. Impacts of 1.5°C Global Warming on Natural and Human Systems. *World Meteorological Organization*, 3: 175–311.
- Hootsmans M.J.M., Vermaat J.E., Van Vierssen W., **1987**. Seed-bank development, germination and early seedling survival of twoseagrass species from The Netherlands: *Zostera marina* L. and *Zostera noltii* hornem. *Aquatic Botany*, 28: 275–285.
- Hossain M.S., Bujang J.S., Zakaria M.H., Hashim M., **2015**. The application of remote sensing to seagrass ecosystems: An overview and future research prospects. *International Journal of Remote Sensing*, 36: 61–114.
- Huete A. R., **2004**. Remote sensing for environmental monitoring. *Environmental monitoring and characterization*, 183-206.
- Huete A.R., **2004**. Remote sensing for environmental monitoring. In: Environmental monitoring and characterization. *Academic Press*, 183-206.
- IDGEO, **2019**. "La donnée satellitaire au service des territoires, comment la choisir, comment l'exploiter" - Journée technique du Cerema du 11 février 2019, Toulouse. <https://www.applisat.fr/generalites-satellites/les-satellites-capteurs-domaines-spectraux-et-caracteristiques>). Consulté le 23 Juin 2022.
- Immordino F., Barsanti M., Candigliota E., Cocito S., Delbono I., Peirano A., **2019**. Application of Sentinel-2 Multispectral Data for Habitat Mapping of Pacific Islands: Palau Republic (Micronesia, Pacific Ocean). *Journal of Marine Science and Engineering*, 7: 316.
- Jensen J.R., **2005**. Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective. 3rd Edition, Prentice Hall, Upper Saddle River, 505-512.
- Kacem, H. A., Bouroubi, Y., Khomalli, Y., Elyaagoubi, S., Maanan, M., Rhinane, H., & Maanan, M., **2022**. The economic benefit of coastal blue carbon stocks in a Moroccan Lagoon ecosystem: A case study at Moulay Bouselham Lagoon. *Wetlands*, 42(2): 1-15.
- Karim M., Maanan M., Maanan M., Rhinane H., Rueff H., Baidder L., **2018**. Assessment of water body change and sedimentation rate in Moulay Bouselham wetland, Morocco, using geospatial technologies. *International Journal of Sediment Research*, 34(1), 65-72.

- Kendrick G.A., Waycott M., Carruthers T. J., Cambridge M.L., Hovey R., Krauss S. L., ... Verduin, J.J., **2012**. The central role of dispersal in the maintenance and persistence of seagrass populations. *BioScience* 62: 56–65.
- Khorram S., et al., **2012**. Remote Sensing. *Springer Briefs in Space Development*.
- Komatsu T., Hashim M., Nurdin N., Noiraksar T., Prathep A., Stankovic M., Phuoc T., Son H., Thu M., Luong C.V. Wouthyzen S., Phauk S., Muslim A.M., Yahya N.N., Terauchi G., Sagawa T., Hayashizaki K.I., **2020**. Practical mapping methods of seagrass beds by satellite remote sensing and ground truthing Northwest Pacific Action Plan (NOWPAP), Special Monitoring and Coastal Environmental Assessment Regional Activity Centre. *Coastal Marine Science*, 43: 1.
- Kovacs E., Roelfsema C., Lyons M., Zhao S., Phinn S., **2018**. Seagrass habitat mapping: How do Landsat 8 OLI, Sentinel-2, ZY-3A, and Worldview-3 perform? *Remote Sensing Letters*, 9: 686–695.
- Kraiem M.M., Chouba L., Ramdani M., Ahmed M.H., Thompson J.R., Flower R.J., **2009**. The fish fauna of three North African lagoons: specific inventories, ecological status and production. *Hydrobiologia*, 622(1), 133-146.
- Krause-Jensen D., Pedersen M.F., Jensen C., **2003**. Chapitre 8 : Mesures ERC des incidences notables du projet TIGER 727 Crédit photo : Sabellazb. Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. *Estuaries* 26, 866–877.
- Kuhwald K., Schneider Von Deimling J., Schubert P., Oppelt N., 2021. How can Sentinel-2 contribute to seagrass mapping in shallow, turbid Baltic Sea waters? *Remote Sens. Ecological Conservation*, 8(3), 328-346.
- Lamrini A., Arid H., Meziani J., **2007**. Contribution à l'étude du potentiel aquacole de la lagune de Moulay Bouselham (Maroc) à l'aide de la télédétection et d'un système d'information géographique. *Revue Télédétection*, 7: 111–127.
- Landis J.R., Koch G.G., **1977**. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1): 159-174.
- Lapointe B.E., Burkholder J.M., Van Alstyne K.L., **2018**. Harmful Macroalgal Blooms in a Changing World: Causes, Impacts, and Management. In: Shumway S.E., Burkholder J.M., Morton S.L. (Eds.), *Harmful Algal Blooms*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, pp. 515–560.

- Larkum A.W.D., McComb A.J., **1989**. *Biology of Seagrasses: A Treatise on the Biology of Seagrasses with Special Reference to the Australian Region*. Elsevier Science Pub.1(2): 105-112.
- Larkum, A.W.D., Orth, R.J., Duarte, C.M. (Eds.), **2006**. Seagrasses: biology, ecology, and conservation. *Springer*, Dordrecht, The Netherlands.
- Leriche A., Boudouresque C. F., Bernard G., Bonhomme P., & Denis J., **2004**. A one-century suite of seagrass bed maps: can we trust ancient maps? *Estuarine, coastal and shelf science*, 59(2), 353-362.
- Liang H., Wang L., Wang S., Sun D., Li J., Xu Y., and Zhang H.,**2023**. Remote sensing detection of seagrass distribution in a marine lagoon (Swan Lake), China. *Opt. Express* 31,(17): 27677-27695.
- Lillesand T.M., Kiefer R.W., Chipman J.W., **2008**. Remote Sensing and Image Interpretation. John Wiley & Sons: Hoboken, NJ, USA.
- Lovelock C.E., Fourqurean J.W., Morris J.T., **2017**. Modeled CO₂ emissions from coastal wetland transitions to other land uses: Tidal marshes, mangrove forests, and seagrass beds. *Frontiers in Marine Science*, 4: 143.
- Lovelock C.E., Reef R., **2020**. Variable Impacts of Climate Change on Blue Carbon. *One Earth* 3(2):195–211.
- Lugendo B.R., Semesi A.K., Mgaya Y.D., **2001**. The Seagrass and Associated Macroalgae at Selected Beaches along Dar Es Salaam Coast.
- Macreadie P., Baird M., Trevathan-Tackett S., Larkum A., Ralph P. **2014**. Quantifying and modelling the carbon sequestration capacity of seagrass meadows – A critical assessment. *Marine Pollution Bulletin* 83(2): 430 – 439. ISSN0025-326X. Seagrass meadows in a globally changing environment.
- Malinowski R., Groom G., Schwanghart W., Heckrath G., **2015**. Detection and delineation of localized flooding from WorldView-2 multispectral data. *Remote sensing*, 7(11), 14853-14875.
- Manzello D. P., Enochs I. C., Melo N., Gledhill D. K., Johns E. M., **2012**. Ocean acidification refugia of the Florida Reef Tract. *PLoS ONE*, 7 :7, e41715.
- Marba N., Duarte C.M., **2010**. Mediterranean warming triggers seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot mortality. *Global Change Biology*, 16: 2366–2375.
- MarLIN, **2005**. Information on the biology of species and the ecology of habitats found around the coasts and seas of the British Isles, case of: Dwarf eelgrass (*Zostera noltei*). <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1409>. Consulté le 1Juin 2022.

- Marre G., Holon F., Luque S., Boissery P., Deter J., **2019**. Monitoring marine habitats with photogrammetry: A cost-effective, accurate, precise and high-resolution reconstruction method. *Frontiers in Marine Science*, 6: 276.
- Meteoblue, **2022**. Simulation de données climatiques et météorologiques historiques pour Moulay Bouselham https://www.meteoblue.com/fr/meteo/historyclimate/climatemodelled/moulay-bouselham_maroc_2541833. Consulté le 1 Juillet 2022.
- Mhamdi Alaoui A., Choura M., Maanan M., Zourarah B., **2010**. Metal fluxes to the sediments of the Moulay Bouselham lagoon, Morocco. *Environmental Earth Sciences*, 61: 275–286.
- Mitra A., Zaman S., **2015**. Blue carbon assessment. In: Blue Carbon Reservoir of the Blue Planet. *Springer*, New Delhi, p. 93-111.
- MNHN et OFB, **2022**. Inventaire national du patrimoine naturel (INPN) https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/674883/tab/statut. Consulté le 22 October 2022.
- Moomaw W.R., Chmura G.L., Davies, G.T., Finlayson C.M., Middleton B.A., Natali S.M., Perry J.E., Roulet N., Sutton-Grier A.E., **2018**. Wetlands in a changing climate: Science, policy and management. *Wetlands*, 38: 183–205.
- Murray N.J., Keith D.A., Bland L.M., Ferrari R., Lyons M.B., Lucas R., Pettoelli N., Nicholson E., **2018**. The role of satellite remote sensing in structured ecosystem risk assessments. *Science of the Total Environment*, 619–620: 249–257.
- Newton A., Icelly J., Cristina S., Perillo G., Turner R.E., Ahsan D., Cragg S., Luo Y.L., Lu C., Li Y., et al. **2020**. Anthropogenic pressures on coastal wetlands. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8: 144.
- Office Français de la Biodiversité (OFB), **2020**. Zostère naine. https://professionnels.ofb.fr/sites/default/files/pdf/documentation/GP2020_EspMarine_sProtegees_Zostere-naine.pdf. Consulté le 1 juillet 2022.
- Oiry S., Barillé L, **2021**. Using Sentinel-2 Satellite Imagery to Develop Microphytobenthos-Based Water Quality Indices in Estuaries. *Ecol. Indic*, 121, 107184.
- Okin G., Painter T., **2004**. Effect of grain size on remotely sensed spectral reflectance of sandy desert surfaces. *Remote Sensing of Environment*, 89:272-280.
- Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO), **1971**. Convention relative aux zones humides d'importance internationale

particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau (convention de Ramsar). 2 février 1971.

- Orth, R.J., Carruthers, T.J.B., Dennison, W.C., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Olyarnik, S., Short, F.T., Waycott, M., Williams, S.L., **2006a**. A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *BioScience* 56, 987.
- Pandey P.C., Sharma L.K., (Eds.) **2021**. *Advances in Remote Sensing for Natural Resource Monitoring*. John Wiley & Sons.
- Papakonstantinou A., Stamati C., Topouzelis K., **2020**. Comparison of True-Color and Multispectral Unmanned Aerial Systems Imagery for Marine Habitat Mapping Using Object-Based Image Analysis. *Remote Sensing*, 12: 554.
- Pendleton L., Donato D.C., Murray B.C., Crooks S., Jenkins W.A., Sifleet S., et al. **2012**. Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS One*, 7(9): e43542.
- Pham T.D., Xia J., Ha N.T., Bui D.T., Le N.N., Tekeuchi W.A., **2019**. Review of remote sensing approaches for monitoring blue carbon ecosystems: Mangroves, seagrasses and salt marshes during 2010–2018. *Sensors*, 19: 1933.
- Philippart C.J.M., Dijkema K.S., **1995**. Wax and wane of *Zostera noltii* Hornem. in the Dutch Wadden Sea. *Aquatic Botany* 49, 255–268.
- Phinn S., Roelfsema C., Kovacs E., Canto R., Lyons M., Saunders M., Maxwell P., **2018**. Mapping, monitoring and modelling seagrass using remote sensing techniques. *Springer International Publishing*, 445–487.
- Phinn S., Roelfsema C., Kovacs E., Canto R., Lyons M., Saunders M., Maxwell P., **2018**. Mapping, Monitoring and Modelling Seagrass Using Remote Sensing Techniques BT—Seagrasses of Australia: Structure, Ecology and Conservation. *Springer Inter.national Publishing*, 445–487.
- Potouroglou M., Pedder K., Wood K., Scalenghe D., **2022**. What to Know About Seagrass, the Ocean’s Overlooked Powerhouse? <https://www.wri.org/insights/understanding-seagrass>. Consulté le 1 juillet 2022.
- Poursanidis D., Topouzelis K., Chrysoulakis N., **2018**. Mapping coastal marine habitats and delineating the deep limits of the Neptune’s seagrass meadows using very high-resolution Earth observation data. *International Journal Remote Sensing*, 39: 8670–8687.

- Prado P., **2018**. Seagrass epiphytic assemblages are strong indicators of agricultural discharge but weak indicators of host features. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 204, 140–148.
- Pu R., Bell S., **2017**. Mapping seagrass coverage and spatial patterns with high spatial resolution IKONOS imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 54: 145–158.
- Qninba A., Benhoussa A., El Agbani M. A., Dakki M., Thevenot M. **2006**. Etude phénologique et variabilité interannuelle d'abondance des Charadriidés (Aves, Charadrii) dans un site Ramsar du Maroc : la Merja Zerga. *Bulletin de l'Institut Scientifique*, 28, 35-47.
- Rende S.F., Bosman A., Di Mento R., Bruno F., Lagudi A., Irving A.D., Dattola L., Giambattista L.D., Lanera P., Proietti R., et al. **2020**. Ultra-High-Resolution Mapping of *Posidonia oceanica* (L.) Delile Meadows through Acoustic, Optical Data and Object-based Image Classification. *Journal of Marine Science and Engineering*, 8: 647.
- Ribaudou C., **2005**. Étude de la croissance et des caractéristiques structurelles de *Zostera noltii* dans le Bassin d'Arcachon. Rapport pour l'Ifremer-LER.
- Rigouin L., Tru G., Lissardy M., Ganthy F., Lepevedic A., Connole S., **2022**. Caractérisation de la qualité biologique des Masses d'Eau Côtières Cartographie des herbiers à *Zostera noltei* et *Zostera marina* du Lac d'Hossegor. MEC FRFC09 -Année 2021.
- Sfpt, **2013**. https://www.sfpt.fr/hyperspectral/wp-content/uploads/2013/01/TP_Giroux.pdf. Consulté le 23 Juin 2022.
- Short F.T., Burdick D.M., **1996**. Quantifying Eelgrass Habitat Loss in Relation to Housing Development and Nitrogen Loading in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, 19(3), 730-739.
- Short F.T., Polidoro B., Livingstone S.R., Carpenter K.E., Bandeira S., Bujang J.S., Calumpong H.P., Carruthers T.J.B., Coles R.G., Dennison W.C., Erftemeijer P.L.A., Fortes M.D., Freeman A.S., Jagtap T.G., Kamal A.H.M., Kendrick G.A., Kenworthy W.J., Nafie Y.A.L., Nasution I.M., Orth R.J., Prathep A., Sanciangco J.C., Tussenbroek B. van, Vergara S.G., Waycott M., Zieman J.C., **2011**. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological conservation*, 144: 1961–1971.
- Siregar V.P., Agus S.B., Subarno T., Prabowo N.W., **2018**. Mapping shallow waters habitats using OBIA by applying several approaches of depth invariant index in North Kepulauan Seribu. IOP conference series. *Environmental Earth Sciences*, 149: 12052.

- Sitayeb T., **2019**. TÉLÉDÉTECTION, Application dans la dynamique du paysage. Éditeur: Lulu.com. ISBN: 0244834652, 9780244834654
- Spalding M., Taylor M., Ravilious C., **2003**. Global Overview–The Distribution and Status of Seagrass In: Green EP, Short FT, Spalding MD (eds) The World Atlas of Seagrasses: present status and future conservation.
- Stenberg B., Viscarra Rossel R.A., Mouazen A.M., Wetterlind J., **2010**. Visible and near infrared spectroscopy in soil science. *Advances in Agronomy*, 107:163-215.
- Stephens D., Diesin, M., **2014**. A Comparison of Supervised Classification Methods for the Prediction of Substrate Type Using Multibeam Acoustic and Legacy Grain-Size Data. *PLoS ONE*, 9: e93950.
- Thomson A.C.G., York P.H., Smith T.M., Sherman C.D.H., Booth D.J., Keough M. J., ... Macreadie P.I., **2014**. Seagrass viviparous propagules as a potential long-distance dispersal mechanism. *Estuaries Coasts* ,38:927–940. <https://doi.org/10.1007/s12237-014-9850-1>
- Thorhaug A., Berlyn G.P., Poulos H.M., Goodale U.M., **2015**. Pollutant tracking for 3 Western North Atlantic Sea grasses by remote sensing: Preliminary diminishing white light responses of *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, and *Zostera marina*. *Marine Pollution Bulletin*, 97: 460–469.
- Touhami F., Bazairi H., Badaoui B., Benhoussa A., **2018**. Vertical Distribution of Benthic Macrofauna in Intertidal Habitats Frequented by Shorebirds at Merja Zerga Lagoon. *Thalassas*, 34(2): 255–265.
- Touhami F., Bazairi, H., Badaoui B., Bouarour O., Benhoussa A, **2017**. Merja Zerga lagoon Study of the functional structure and bioassessment of the ecological quality of benthic communities. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 8(12), 4591–4599.
- Traganos D., Reinartz P., **2018**. Machine learning-based retrieval of benthic reflectance and *Posidonia oceanica* seagrass extent using a semi-analytical inversion of Sentinel-2 satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 39: 9428–9452.
- Traganos, D., Reinartz P., **2018**. Mapping Mediterranean seagrasses with Sentinel-2 imagery. *Marine Pollution Bulletin*, 134: 197–209.
- UICN, **2010**. Catégories et Critères de la Liste rouge de l’UICN : *Zostera noltii*. Version 2022-1. <https://www.iucnredlist.org/species/173361/6999224>. Consulté le 1 juillet 2022.

- UNEP, **2020**. Out of the blue: The value of seagrasses to the environment and to people, Nairobi.
- Unsworth R.K.F., Collier C.J., Henderson, G.M., McKenzie L.J., **2012**. Tropical seagrass meadows modify seawater carbon chemistry: implications for coral reefs impacted by ocean acidification. *Environ. Res. Lett.* 7, 024026.
- UVED, **2010**. Suivi de l'environnement par le satellite Météosat Seconde Génération. <http://e-cours.univ-paris1.fr/modules/uved/envcal/html/rayonnement/2-rayonnement-matiere/2-7-signatures-spectrales.html>. Consulté le 1 juillet 2022.
- Veetil B.K., Ward R.D., Lima M.D.A.C., Stankovic M., Hoai P.N., Quang N.X., **2020**. Opportunities for seagrass research derived from remote sensing: A review of current methods. *Ecological Indicators*, 117: 106-560.
- Vidyana S., **2018**. The use of remote sensing to estimate changes of seagrass extent and biomass in Cockburn Sound, Western Australia. IOP Conference Series, *Earth and Environmental Science*, 149(1).
- Ward R.D., **2020**. Carbon sequestration and storage in Norwegian Arctic coastal wetlands: Impacts of climate change. *Sci Total Environ*, 748 :141343.
- Waycott M., Duarte C.M., Carruthers T.J.B, Orth R.J., Dennison W.C., Olyarnik S., Calladine A., Fourqurean J.W., Heck K.L., Hughes A.R., Kendrick G.A., Kenworthy W.J., Short F.T., Williams S.L., **2009**. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceeding of National Academy of Sciences, USA*, 106 (30):12377–12381.
- Wicaksono P., Lazuardi W., **2018**. Assessment of Planet Scope images for benthic habitat and seagrass species mapping in a complex optically shallow water environment. *International Journal Remote Sensing*, 39: 5739–5765.
- Wikimedia Commons, **2013**. https://commons.wikimedia.org/wiki/File:EM_Spectrum_Properties_reflected.svg. Consulté le 22 Juin 2022.
- Wilson K. L., Wong M. C., & Devred, E., **2020**. Branching Algorithm to Identify Bottom Habitat in the Optically Complex Coastal Waters of Atlantic Canada Using Sentinel-2 Satellite Imagery. *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579856>
- Xiao Y., Liu R., Kim K., Zhang J., Cui T., **2022**. A Random Forest-Based Algorithm to Distinguish *Ulva Prolifera* and *Sargassum* from Multispectral Satellite Images. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.*, 60, 1–15.

- Zhang X., Zhou Y., Liu P., Wang F., Liu B., Liu X., ... Yang, H., **2014**. Temporal pattern in the bloom-forming macroalgae *Chaetomorpha linum* and *Ulva pertusa* in seagrass beds, Swan Lake lagoon, North China. *Marine Pollution Bulletin*, 89(1-2), 229–238. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.09.054
- Zipperle A.M., Coyer J.A., Reise K., Stam W.T., Olsen J.L., **2009**. Evidence for persistent seed banks in dwarf eelgrass *Zostera noltii*. *Marine Ecology Progress Series*, 380: 73–80.
- Zoffoli M.L., Gernez P., Godet L., Peters S., Oiry S., Barillé L., **2021**. Decadal increase in the ecological status of a North-Atlantic intertidal seagrass meadow observed with multi-mission satellite time-series. *Ecological Indicators*, 130: 108033.

Titre : Caractérisation actuelle et rétrospective des herbiers de *Zostera noltei* sur la côte atlantique du Maroc : approche multi-proxy

Mots clés : *Zostera noltei* biomasse et cartographie, télédétection, lagune de Merja Zerga, imagerie satellitaire et mosaïques d'orthophotographie

Résumé : Les herbiers de *Zostera noltei* sont des habitats qui fournissent plusieurs services écosystémiques et socio-économiques aux communautés environnantes mais leur valeur reste encore méconnue et ne bénéficient pas d'un grand intérêt de protection au Maroc. Ces habitats qui sont en déclin dans le monde, sont présent dans plusieurs écosystèmes côtiers semi-fermés au Maroc, notamment dans la lagune de Merja Zerga. Dans cette étude l'objectif principal était de cartographier et suivre la dynamique spatiale des herbiers de *Zostera noltei* présent dans la lagune de Merja Zerga entre 2010 et 2020 grâce à l'utilisation des outils de télédétection.

Dans ce sens, nous avons réalisé des classifications dirigées : la classification orientée objet, appliquée aux mosaïques d'orthophotographies aériennes, et la classification par le modèle Random Forest appliquée aux données satellitaires : Spot 7, Sentinel 2. Les résultats des cartographies ont permis d'avoir des distributions assez précises des herbiers de *Z. noltei* et ont montré une expansion des herbiers au centre de la lagune au cours de cette décennie. En plus, les biomasses aériennes de ces herbiers ont également pu être estimées en se basant sur les résultats des cartographies d'images Sentinel 2. Ceci représente une méthode qui permet d'avoir plus d'informations sur la quantité de carbone dans ces habitats d'une manière non destructive.

Title : Current and retrospective characterization of *Zostera noltei* meadows on the Atlantic coast of Morocco: multi-proxy approach

Keywords : *Zostera noltei* biomass and mapping, remote sensing, Merja Zerga lagoon, satellite imagery and orthophotography mosaics

Abstract : *Zostera noltei* meadows are habitats that provide several ecosystem and socio-economic services to surrounding communities, but their value is still unknown and do not benefit from great protection interest in Morocco. These habitats, which are in decline worldwide, are present in several semi-closed coastal ecosystems in Morocco, notably in the lagoon of Merja Zerga. In this study, the main objective was to map and monitor the spatial dynamics of *Zostera noltei* meadows present in the Merja Zerga lagoon between 2010 and 2020 through the use of remote sensing tools.

In this sense, we carried out directed classifications: object-oriented classification, applied to aerial orthophoto mosaics, and classification by the Random Forest model applied to satellite data: Spot 7, Sentinel 2. The results of the mappings made it possible to have fairly precise distributions of *Z. noltei* beds and showed an expansion of beds in the center of the lagoon during this decade. In addition, the aboveground biomasses of these meadows could also be estimated based on the results of Sentinel 2 image mapping. This represents a method that provides more information on the amount of carbon in these habitats in a non-destructive way.