



Prodotto realizzato con il contributo dello strumento finanziario LIFE dell'Unione Europea



S.E.POS.S.O.
life project

Supporting Environmental governance for the POSidonia
oceanica Sustainable transplanting Operations

LIFE16 GIE/IT/000761

AZIONE B.3.2

Implementazione del PTSI Indice Preliminare di Idoneità al Trapianto

28 maggio 2021



A cura di:

Sebastiano Calvo (Università di Palermo, DISTEM)
Vincenzo Pampalone (Università di Palermo, DISTEM)
Agostino Tommasello (Università di Palermo, DISTEM)

Hanno collaborato:

Fabio Bertasi (ISPRA)
Monica Targusi (ISPRA)
Barbara La Porta (ISPRA – Coordinatore di progetto)
Tiziano Bacci (ISPRA – Coordinatore di progetto)

Citazione

Calvo S., Pampalone V., Tommasello A. Implementazione del PTSI Indice Preliminare di Idoneità al Trapianto. Progetto LIFE SEPOSSO (Supporting Environmental governance for the *Posidonia oceanica* Sustainable transplanting Operations), LIFE16 GIE/IT/000761. Documento redatto con il contributo finanziario del Programma LIFE della Commissione Europea. Maggio 2021.



Legenda abbreviazioni usate

ARPA - Agenzie Regionali e Provinciali per la Protezione dell'Ambiente

CSW - Catalog Service for the Web (servizio ricerca metadati secondo lo standard OGC)

DISTEM – Dipartimento di Scienze della Terra e del Mare

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale

PTSI - Posidonia Transplanting Suitability Index

WFD - Water Framework Directive 2000/60/CE (Direttiva Acque)

VIA - Valutazione di Impatto Ambientale

Indice

1. Premessa.....	5
2. Stato dell'arte sul ripristino delle praterie di Posidonia.....	6
2.1. Introduzione.....	6
2.2. Il ripristino come strumento di conservazione delle praterie di <i>P. oceanica</i>	7
2.3. Selezione del sito di trapianto.....	8
2.4. Il precedente modello PTSI (Pirrotta et al., 2015).....	10
3. Parametri per il calcolo del PTSI.....	16
3.1. Dati satellitari Copernicus e Sentinel 2.....	16
3.2. Parametro A - Distribuzione storica di <i>P. oceanica</i>	19
3.3. Parametro B - Distribuzione attuale di <i>P. oceanica</i>	19
3.4. Parametro C - Prossimità ad una prateria naturale (parametro modificato per il PTSI).....	21
Base dati per l'analisi di prossimità e assegnazione dei punteggi.....	22
3.5. Parametro D - Intervallo batimetrico della prateria.....	22
3.6. Parametro E - Tipologia del substrato (parametro modificato per il PTSI).....	22
Estrazione dei dati per il calcolo dei punteggi.....	27
3.7. Parametro F - Qualità dell'acqua (parametro modificato per il PTSI).....	28
Estrazione dei dati per il calcolo dei punteggi.....	28
3.8. Parametro G – Torbidità (nuovo parametro per il PTSI).....	29
Analisi delle serie storiche di Torbidità.....	31
Quadro d'insieme dei valori di torbidità e determinazione degli intervalli per l'assegnazione dei punteggi.....	40
3.9. Parametro H – Condizioni idrodinamiche (nuovo parametro per il PTSI).....	42
Base dati e framework di calcolo della posizione teorica del limite superiore.....	43
Piombino.....	46
Santa Marinella.....	49

Ischia.....	51
Priolo.....	53
4. Calcolo del PTSI nelle 4 aree di Studio.....	56
Piombino.....	57
Ischia.....	58
Priolo.....	59
Santa Marinella.....	60
5. - Bibliografia.....	62
6. - Allegati.....	69

1. Premessa

Il presente documento è stato realizzato nell'intento di fornire un contributo all'implementazione dell'indice Preliminare di Idoneità al Trapianto (PTSI) *sensu* Pirrotta et al. (2015), nell'ambito dell'azione B.3 (Electronic systems to support transplanting governance) del progetto LIFE S.E.POS.S.O, come strumento a supporto dell'individuazione dei potenziali siti idonei ad accogliere i trapianti pilota con *Posidonia oceanica*.

Tra i possibili fattori che possono influenzare direttamente il buon esito dei trapianti, l'idoneità dei siti destinati a riceverli viene considerata tra i più rilevanti. Particolare attenzione è stata recentemente posta nelle modalità con cui i siti vengono selezionati, attraverso modelli multicriteriali in grado di tener conto simultaneamente delle varie caratteristiche che nel loro insieme conferiscono l'idoneità ad un sito.

La prima parte del documento è stato dedicato alla descrizione dello stato dell'arte relativo all'indice PTSI inserito in un contesto più generale di modellazione.

Nella seconda parte sono state esaminate le informazioni presenti in letteratura o scaturite dalle attività stesse del progetto LIFE S.E.POS.S.O. Inoltre, sono stati trattati gli aspetti relativi alla raccolta, trattamento ed elaborazione dei dati disponibili nei principali siti di studio (Piombino, Ischia, Augusta-Priolo, Santa Marinella) dell'azione B.2 (Monitoring performance of existing *Posidonia oceanica* transplanting), dove il trapianto esiste già con esiti diversi. In tale contesto sono stati considerati sia i parametri standard del PTSI *sensu* Pirrotta et al. (2015) come la profondità e la qualità dell'acqua, la tipologia del substrato dei fondali marini, la distribuzione attuale o storica di *P. oceanica* sia alcuni parametri nuovi, come le condizioni idrodinamiche, la distanza dalla costa, la disponibilità di luce, anch'essi in grado di influenzare le prestazioni del trapianto. Combinando informazioni derivanti dall'analisi della letteratura con analisi tramite GIS, pacchetti statistici e di modellazione idraulica è stata revisionata la struttura dei parametri ed i relativi punteggi per il calcolo del PTSI.

Nell'ultima parte, infine, è stato calcolato il PTSI fornendo un esempio dei risultati ottenuti nelle quattro aree di studio considerate nell'ambito del progetto LIFE S.E.POS.S.O (Piombino, Ischia, Augusta-Priolo, Santa Marinella); le mappe di distribuzione di ciascun parametro per il calcolo del PTSI, così come la mappa di distribuzione dei valori di PTSI sono riportate in Allegato .

2. Stato dell'arte sul ripristino delle praterie di Posidonia

2.1. Introduzione

Gli habitat a fanerogame marine rappresentano uno degli ecosistemi in più rapido declino sulla Terra (ISBW11, 2014). Come affermato da Waycott *et al.* (2009) il tasso di declino nelle aree conosciute è del 7% a 1 anno dal 1990 e circa il 14% di tutte le specie di piante marine mostra attualmente un elevato rischio di estinzione (Short *et al.*, 2011). Le ragioni del declino dipendono da molti fattori: l'aumento delle attività umane, che influenzano la qualità dell'acqua, la torbidità ed il conseguente incremento del ritmo di sedimentazione, le acque reflue urbane e industriali non trattate, lo sviluppo costiero, la pesca a strascico, le attività di acquacoltura, gli ancoraggi, la pesca costiera artigianale e ricreativa, il cambiamento climatico globale e gli effetti cumulativi di molteplici fattori di stress a diverse scale temporali e spaziali (Kemp *et al.*, 2005; Gonzalés-Correa *et al.*, 2005; Pergent-Martini *et al.*, 2005; Orth *et al.*, 2006; Walker *et al.*, 2006; Díaz-Almela *et al.*, 2008; Boudouresque *et al.*, 2009; Pirrotta *et al.*, 2015; Marbà *et al.*, 2014; Telesca *et al.*, 2015).

Circa il 10-15% del carbonio organico oceanico globale è immagazzinato nelle praterie di fanerogame (Duarte *et al.*, 2005; Kennedy e Björk 2009). La perdita della copertura vegetale dei fondali marini comporta l'erosione degli strati superficiali esposti (Marbà *et al.*, 2015), che può portare al degrado del carbonio immagazzinato (*blue carbon*), all'aumento delle emissioni di gas serra e all'accelerazione del cambiamento climatico globale (Atwood *et al.*, 2017).

Nel Mediterraneo tra il 13% e il 50% delle praterie di *Posidonia oceanica* (Linneo) Delile sono regredite considerevolmente in termini di estensione fino alla perdita completa dell'area (Marbà *et al.*, 2014; Telesca *et al.*, 2015). Nel frattempo, le rimanenti praterie hanno subito una riduzione della densità e della copertura negli ultimi 20 anni (Marbà *et al.*, 2014). Pertanto, Marbà *et al.* (2014) stimano che la perdita delle praterie di *P. oceanica* abbia ridotto la capacità di assorbimento del carbonio dell'intero bacino del Mediterraneo tra l'11% e il 52%. La pianificazione di un recupero di tali sistemi è quindi necessaria per arrestare e invertire il declino della specie previsto entro l'anno 2049±10 (Jorda *et al.*, 2012).

D'altra parte, mancano dati precisi sulla distribuzione e la qualità di *P. oceanica* per la maggior parte del Mar Mediterraneo (Boudouresque *et al.*, 2009), ed è possibile che la regressione delle praterie di fanerogame sia stata sopravvalutata (Gonzalés-Correa *et al.*, 2007; Boudouresque *et al.*, 2009; Calvo *et al.*, 2020). Tuttavia, è evidente che le praterie di *P. oceanica* sono regredite da molti decenni in diverse aree costiere del Mediterraneo a causa della pressione antropica.

Attualmente, le principali azioni necessarie per prevenire e ridurre la regressione delle praterie di *P. oceanica* si concentrano nel *i*) ridurre la pressione umana sugli ecosistemi marini, *ii*) aumentare gli sforzi per conservare le praterie esistenti e *iii*) promuovere la resilienza della specie attraverso attività di trapianto (Marbà *et al.*, 2014).

Gli ultimi decenni hanno mostrato lo sviluppo e l'implementazione di misure di ripristino e riabilitazione dell'habitat di *P. oceanica*. Pertanto, numerosi Paesi che si affacciano sul bacino del Mediterraneo hanno portato avanti iniziative concrete quali:

- implementare il trattamento delle acque reflue urbane e industriali e lo smaltimento delle acque reflue.
- Sviluppare a seguito di direttive UE strumenti legislativi finalizzati alla valutazione ambientale dei progetti (Valutazione di Impatto Ambientale - E.I.A.) piani e programmi (Valutazione Ambientale Strategica - S.E.A.).
- Istituire parchi, aree marine protette e riserve lungo la zona costiera.

Per il ruolo ecologico e le molteplici funzioni ecosistemiche fornite dalle fanerogame (Costanza *et al.* 1997; Duarte *et al.* 2008), l'Unione Europea con la Direttiva Habitat 92/43/CEE sulla conservazione degli habitat naturali e della fauna e flora selvatiche, ha incluso le praterie di *P. oceanica* tra gli habitat prioritari (Codice Habitat 1120*).

2.2. Il ripristino come strumento di conservazione delle praterie di *P. oceanica*

Le Nazioni Unite hanno proposto, nel marzo 2019, nel decennio 2021-2030, il ripristino degli ecosistemi (<https://www.decadeonrestoration.org/>), con l'obiettivo di incrementare gli sforzi esistenti per ripristinare 350 milioni di ettari di ecosistemi degradati a livello globale entro il 2030, comprese le praterie di *P. oceanica*.

Infine, l'Unione Europea nel maggio 2020, nel quadro della Strategia dell'UE per la Biodiversità per il 2030 (COM (2020) 380 definitivo) intitolata "*Bring nature back into our lives*", ha formulato un piano per il ripristino degli ecosistemi terrestri e marini, in particolare di quelli ad alto potenziale di cattura e stoccaggio del carbonio.

In seguito al ripristino delle condizioni naturali riducendo la pressione umana e rimuovendo le fonti di degrado, la riforestazione è attualmente considerata una possibile opzione per accelerare il recupero dell'habitat a fanerogame (Fonseca *et al.*, 1994).

Tuttavia, i lavori di ripristino hanno mostrato un alto livello di insuccesso su scala globale (Campbell, 2000) e il successo della maggior parte dei progetti di europei recupero è stato molto basso (Cunha *et al.*, 2012).

È noto che le aree potenzialmente idonee ad ospitare un intervento di restauro possono mostrare ridotte possibilità di radicamento e sviluppo delle piante trapiantate (Calumpong e Fonseca, 2001). Diversi studi hanno evidenziato l'importanza di un'attenta selezione degli habitat per il trapianto di piante marine (Fonseca *et al.*, 1998; van Katwijk *et al.*, 2009; Calumpong e Fonseca, 2001, Pirrotta *et al.*, 2015). Inoltre, la maggior parte dei fallimenti di trapianto sono attribuibili al distacco delle piante (Paling *et al.*, 2003; Bull *et al.*, 2004), e circa l'80% delle perdite di trapianto in *P. oceanica* sono dovute a sistemi di ancoraggio delle piante inappropriati (Meinesz *et al.*, 1993).

Appare utile per ottimizzare il trapianto per ripristinare le praterie degradate, combinare modelli multicriteriali per una selezione ottimale del sito con sistemi di ancoraggio appropriati (Pirrotta *et al.*, 2015; Calvo *et al.*, 2020).

Recentemente sono stati sviluppati modelli che comprendono dati qualitativi e quantitativi, relativi ai risultati del monitoraggio a breve termine dei trapianti, per valutare sia l'idoneità dell'area da ripristinare sia il potenziale di successo del trapianto (Campbell, 2002; Short *et al.*, 2002; Pirrotta *et al.*, 2015; Lanuru *et al.*, 2018). Tuttavia, per capire se un intervento di trapianto può essere considerata davvero di successo, sono necessari ulteriori fasi temporali per stabilire se l'habitat restaurato ha sviluppato nel tempo strutture e funzioni comparabili a quelle delle praterie naturali. In tale quadro, il monitoraggio a lungo termine rappresenta la soluzione ideale per valutare se un piano di riforestazione ha effettivamente prodotto il processo di recupero desiderato. Ciò è in accordo con quanto raccomandato da diversi Autori (Fonseca *et al.*, 1998; Cunha *et al.*, 2012; Pirrotta *et al.*, 2015; A.A.V.V. LIFE SEPOSSO Report B2, 2020), poiché "un buon risultato nelle fasi iniziali non corrisponde necessariamente ad un reale successo del trapianto, e viceversa una bassa performance iniziale non compromette necessariamente il suo risultato positivo in futuro" (Calvo *et al.*, 2020). Purtroppo, in un numero limitato di casi il monitoraggio a lungo termine negli interventi di riforestazione è stato utilizzato per valutare la loro *performance* (Pirrotta *et al.*, 2015; Bacci *et al.*, 2019; Calvo *et al.*, 2021), mentre quelli a breve termine (<1 anno) rappresentano la maggior parte degli interventi (Cunha *et al.*, 2012).

2.3. Selezione del sito di trapianto

La selezione del sito di trapianto rappresenta ad oggi uno degli elementi che condiziona il successo o il fallimento degli interventi di riforestazione in ambiente marino (Fonseca *et al.* 1996; Ruckelshaus and Hays 1998; van Katwijk *et al.*, 2009). Inoltre, un'attenta selezione dell'habitat deve allo stesso tempo tenere conto sia della qualità della prateria donatrice che della reale idoneità del sito ricevente. È noto, infatti, che aree potenzialmente idonee ad ospitare un intervento di ripristino possono evidenziare ridotte probabilità di attecchimento e sviluppo delle piante trapiantate (Calumpong e Fonseca, 2001).

I principali fattori da prendere in considerazione nella valutazione della idoneità di un sito a ricevere un trapianto sono la luce, la qualità e la trasparenza della colonna d'acqua, le condizioni idrodinamiche, la profondità relativa della prateria donatrice e del sito ricevente, la potenziale bioturbazione dei sedimenti, il tipo e la natura del fondale, la distanza tra le unità di trapianto e il disturbo antropico (Fonseca *et al.*, 1998; cfr. Campbell, 2000; Pirrotta *et al.*, 2015).

In particolare, per verificare l'idoneità di un sito a ricevere un impianto di riforestazione sarebbe opportuna una conoscenza approfondita delle caratteristiche ambientali della prateria donatrice e dell'area da ripristinare che tenga conto dei seguenti parametri:

- a) **qualità del corpo idrico**, in particolare, la luce è uno dei fattori più importanti per lo sviluppo di una prateria, che necessita di un'irradianza superiore al 10% di quella che arriva

in superficie (Duarte, 1991). Pertanto, le condizioni di torbidità, dovute al materiale in sospensione e/o alla presenza di fitoplancton, sono da evitare;

- b) **livello trofico:** l'eutrofizzazione riduce l'irradianza nella colonna d'acqua a causa di fioriture di fitoplancton e la crescita abnorme di epifiti sui lembi fogliari;
- c) **regime idrodinamico:** i movimenti dell'acqua sono importanti per l'apporto di nutrienti e di carbonio inorganico necessari per la fotosintesi. Le correnti ottimali, anche dal punto di vista delle dinamiche di sedimentazione, devono presentare velocità comprese tra 5 e 100 cm/sec, e devono pertanto essere evitate zone ad elevato o a scarso idrodinamismo (Koch, 2001). L'eccessivo idrodinamismo può interferire, inoltre, con l'attecchimento delle talee e determinarne la rimozione;
- d) **natura del fondale:** la tipologia del substrato (roccia, mattoni morti, sabbia ecc.) può condizionare i processi di insediamento ed eradicazione; inoltre la materia organica presente nel sedimento non deve superare il 5%, perché ciò potrebbe causare ipossia e innesco di processi di respirazione anaerobica (Koch, 2001);
- e) **variabilità genetica:** una elevata variabilità genetica delle piante è un importante fattore che aumenta la resilienza della prateria (Ehlers *et al.*, 2008; Procaccini & Piazzini, 2001).
- f) **Qualità della prateria donatrice e disponibilità di materiale vegetale idoneo al trapianto:** il prelievo deve essere preceduto da una attenta analisi della qualità della prateria donatrice, attraverso l'analisi dei principali indicatori strutturali, fenologici e lepidocronologici.
- g) **Batimetria.** La profondità oltre a condizionare il regime idrodinamico, è inoltre un fattore chiave nel controllo della intensità della luce che giunge sul fondo, a sua volta determinante per il processo fotosintetico delle piante.

In particolare, Boudouresque *et al.* (1994) hanno suggerito per *P. oceanica* un codice di buona condotta da applicare negli interventi di riforestazione, di seguito sintetizzato:

1. il sito interessato dall'impianto deve essere stato precedentemente occupato da praterie di *Posidonia*;
2. le cause di regressione o danneggiamento devono essere state rimosse. Si deve dimostrare che nell'area d'impianto siano possibili i processi naturali di ricolonizzazione.
3. l'impianto deve interessare solo praterie di limitata estensione e non può essere visto come compensazione della distruzione di una prateria.
4. è sempre necessario procedere ad un impianto sperimentale condotto con un numero limitato di talee (poche centinaia) monitorato successivamente per almeno tre anni, e deve essere dimostrato il successo della sperimentazione prima di allargare la scala dell'intervento.

5. il prelievo di talee non deve mettere in pericolo le praterie esistenti e deve quindi essere ripartito su un'ampia superficie (meno di 2 talee/m²). È auspicabile l'utilizzo di talee spiaggiate (anche se offrono meno garanzie) o di plantule ottenute da semi.
6. L'intervento di riforestazione deve far parte di una strategia più ampia di gestione delle praterie condotta a scala regionale.

Le considerazioni espresse non escludono che, in casi particolari, non possano essere condotte azioni localizzate di reimpianto; esse dovranno comunque essere solidamente inquadrare nel codice di buona condotta precedentemente esposto e nell'ambito di una riflessione globale di una gestione integrata dell'ambiente litorale su scala regionale. Su queste basi, interventi sperimentali di trapianto di *P. oceanica* condotti su aree campione di limitato sviluppo e rappresentative di differenti condizioni ecologiche, geomorfologiche e idrodinamiche sono di rilevante importanza, prima di procedere ad interventi massivi su estese superfici.

2.4. Il precedente modello PTSI (Pirrotta et al., 2015)

Recentemente sono stati sviluppati modelli qualitativi e quantitativi per valutare sia l'idoneità dell'area da ripristinare sia il potenziale di successo dell'intervento (Campbell, 2002; Short *et al.*, 2002; Pirrotta *et al.*, 2015; Lanuru *et al.* 2018). In tutti i casi i modelli sviluppati necessitano di essere preventivamente testati con impianti pilota sperimentali.

In particolare, Pirrotta *et al.* (2015), sulla base di quanto sperimentato in Atlantico da Short *et al.*, (2002) per *Zostera marina*, hanno sviluppato in Mediterraneo per *P. oceanica* dei modelli chiamati *Preliminary Transplant Suitability Index* (PTSI) e *Transplant Suitability Index* (TSI), prendendo in considerazione numerose variabili ecologiche che condizionano l'idoneità o meno di un sito a ricevere impianti di riforestazione con *P. oceanica*.

In tale quadro il processo di selezione di siti idonei al trapianto con *P. oceanica* ha previsto un percorso che si articola nelle seguenti tappe (Figura 1):

- ✓ Messa punto di un Indice Preliminare di Idoneità al Trapianto (PTSI).
- ✓ Selezione della prateria donatrice dove realizzare un controllo procedurale.
- ✓ Realizzazione di impianti pilota di piccole dimensioni (3 – 5 m²) nelle aree precedentemente selezionate mediante il PTSI.
- ✓ Monitoraggio degli impianti pilota e del controllo procedurale.
- ✓ Elaborazione di un Indice di Idoneità al Trapianto (TSI) sulla base del quale procedere alla realizzazione dell'impianto di riforestazione.



Figura 1 - Selezioni di siti idonei al trapianto: schema di pianificazioni di un progetto di riforestazione.

Il primo passo del modello di selezione del sito, ovvero, l'identificazione di un habitat potenzialmente idoneo al trapianto, ha comportato il calcolo del PTSI, un indice moltiplicativo basato su informazioni ambientali, ottenute da fonti bibliografiche e osservazioni in campo. In particolare, Pirrotta *et al.* (2015) hanno preso in considerazione sei parametri indicativi di un habitat a *P. oceanica*, a cui sono stati assegnati dei punteggi (Tabella 1).

Tabella 1 - Parametri e punteggi utilizzati per il calcolo del PTSI (Pirrotta et al., 2015).

Codice parametro	Parametri	Punteggio PTSI
A	Distribuzione storica di <i>P. oceanica</i> (mappa di distribuzione)	1 = in precedenza assente 2 = in precedenza presente o attuale presenza di fondali a <i>matte</i> morta
B	Attuale distribuzione di <i>P. oceanica</i> (mappa di distribuzione)	0 = attualmente presente 1 = attualmente assente
C	Prossimità ad una prateria naturale	0 = < di 70 metri 1 = > di 70 metri
D	Intervallo batimetrico	0 = >del limite inferiore e < del limite superiore della prateria nell'area 1 = Tra limite superiore e la profondità media – 1 D.S. della prateria nell'area 2 = profondità media ± D.S della prateria nell'area 1 = Tra limite inferiore e profondità media della prateria nell'area – 1 D.S.
E	Tipologia del substrato (mappa di distribuzione)	0 = Limo e roccia nuda 1 = Sabbia 2 = Sabbia con <i>Cymodocea</i>
F	Qualità dell'acqua (basata sull'Indice Trofico TRIX)	0 = scarsa 1 = media 2 = buona e elevata

La maggior parte dei parametri e dei relativi punteggi per il calcolo del PTSI sono stati ricavati da Short *et al.* (2002), adattandoli alle caratteristiche di *P. oceanica* e all'habitat mediterraneo colonizzato dalla pianta. In particolare, a differenza di *Z. marina*, *P. oceanica* è in grado di formare *matte* (Boudouresque & Meinesz, 1982) e di crescere su diversi tipi di substrati (Hemminga & Duarte, 2000) e si caratterizza per una crescita lenta (González-Correa *et al.*, 2005).

Per la distribuzione storica della pianta, sono state utilizzate le mappe disponibili di *P. oceanica* e/o le mappe di distribuzione della *matte* morta, in quanto forniscono una chiara evidenza della presenza in passato della prateria (Leriche *et al.*, 2004).

Il parametro della vicinanza ad una prateria naturale ha tenuto conto della distanza massima alla quale è atteso in media che la fanerogama possa ricolonizzare naturalmente l'area (Short *et al.*, 2002). La distanza stimata per *P. oceanica* è di 70 m (Migliaccio *et al.*, 2005). Sono stati considerati potenzialmente idonei al trapianto i siti localizzati a più di 70 m da una prateria naturale.

Relativamente al parametro del sedimento il punteggio più alto del PTSI è stato assegnato alla sabbia colonizzata da *Cymodocea nodosa*, specie pioniera che consolida il sedimento arricchendolo di materia organica e favorendo la successiva colonizzazione da parte di *P. oceanica* (Molinier & Picard, 1952). Al contrario, *P. oceanica* colonizza con difficoltà i fondali limosi a causa della ridotta probabilità di ancoraggio e del potenziale incremento della torbidità dell'acqua. Sebbene *P. oceanica* sia in grado di crescere anche su roccia (Calvo *et al.*, 1995; Di Maida *et al.*, 2013), la roccia è stata esclusa dal modello perché al momento non erano note tecniche idonee per ancorare le talee su questo tipo di substrato.

La distribuzione batimetrica della prateria è stata stimata determinando i limiti superiore e inferiore della prateria nell'area oggetto della sperimentazione combinando le carte batimetriche con la mappa della distribuzione della prateria.

Infine, la qualità dell'acqua è stata valutata con l'Indice Trofico TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998), riportato nel D. Lgs 152/99 per il controllo e la classificazione dello stato trofico delle acque marine costiere. Sebbene la scala TRIX della classificazione delle acque costiere fosse suddivisa in quattro classi di qualità che descrivevano i diversi livelli di eutrofizzazione, i punteggi del PTSI per la qualità dell'acqua sono stati categorizzati in tre livelli, aggregando la classe centrale della scala.

I parametri del PTSI sono stati rasterizzati in GIS in strati con celle di 30x30 metri (Figura 2), ognuno dei quali presentava i valori corrispondenti al punteggio assegnato in Tabella 1.

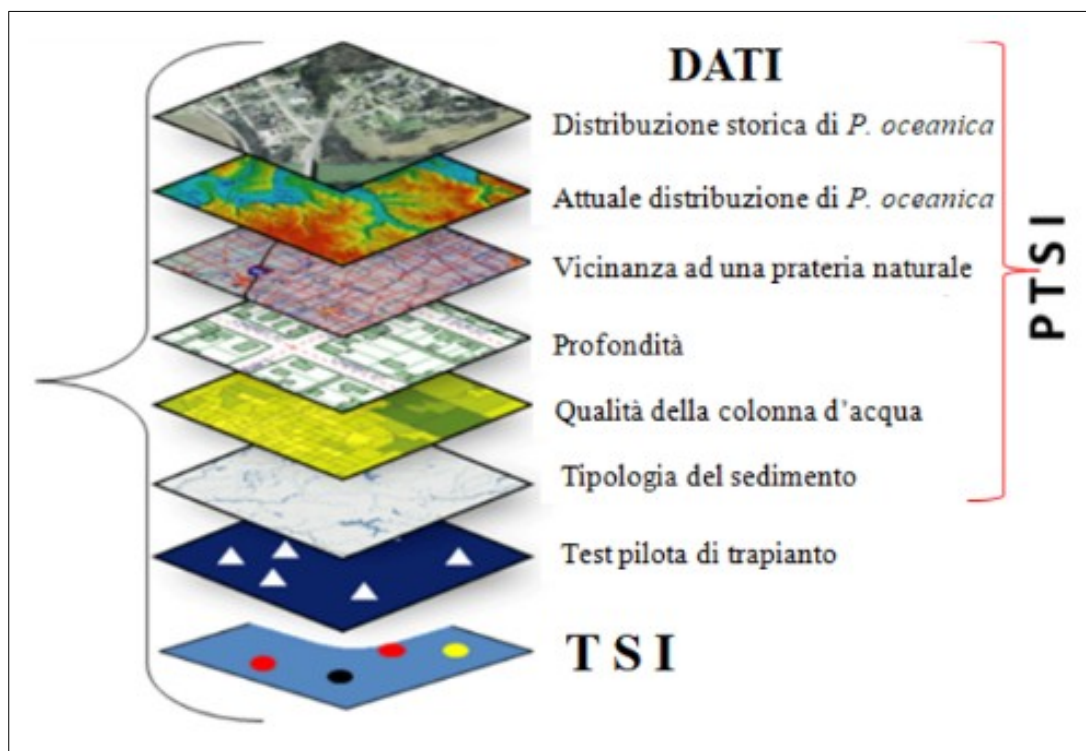


Figura 2 - Rappresentazione grafica del processo di selezione di siti idonei al trapianto.

L'indice moltiplicativo PTSI è stato calcolato mediante la seguente formula dove le lettere corrispondono ai codici dei parametri di Tabella 1:

$$PTSI = A \times B \times C \times D \times E \times F$$

Il prodotto dei punteggi ottenuti per sovrapposizione ha permesso di calcolare l'indice PTSI per ogni cella, successivamente convertita in valutazioni di idoneità (Figura 3). In relazione al punteggio attribuito il PTSI può assumere valori da 0 a 16; più alto è il valore dell'indice maggiore risulta l'idoneità del sito destinato a ricevere i test di verifica pilota per il trapianto. In ambiente GIS è stata generata una mappa che ha classificato le aree potenzialmente idonee ad ospitare un impianto di riforestazione con *P. oceanica*, in relazione al punteggio attribuito:

scarsa = <4 (le condizioni dell'area non sono favorevoli per la sperimentazione pilota);

sufficiente = 4 - 8 (le condizioni dell'area sono favorevoli per la sperimentazione pilota);

alta = >8 (le condizioni dell'area sono altamente favorevoli per la sperimentazione di un impianto pilota).

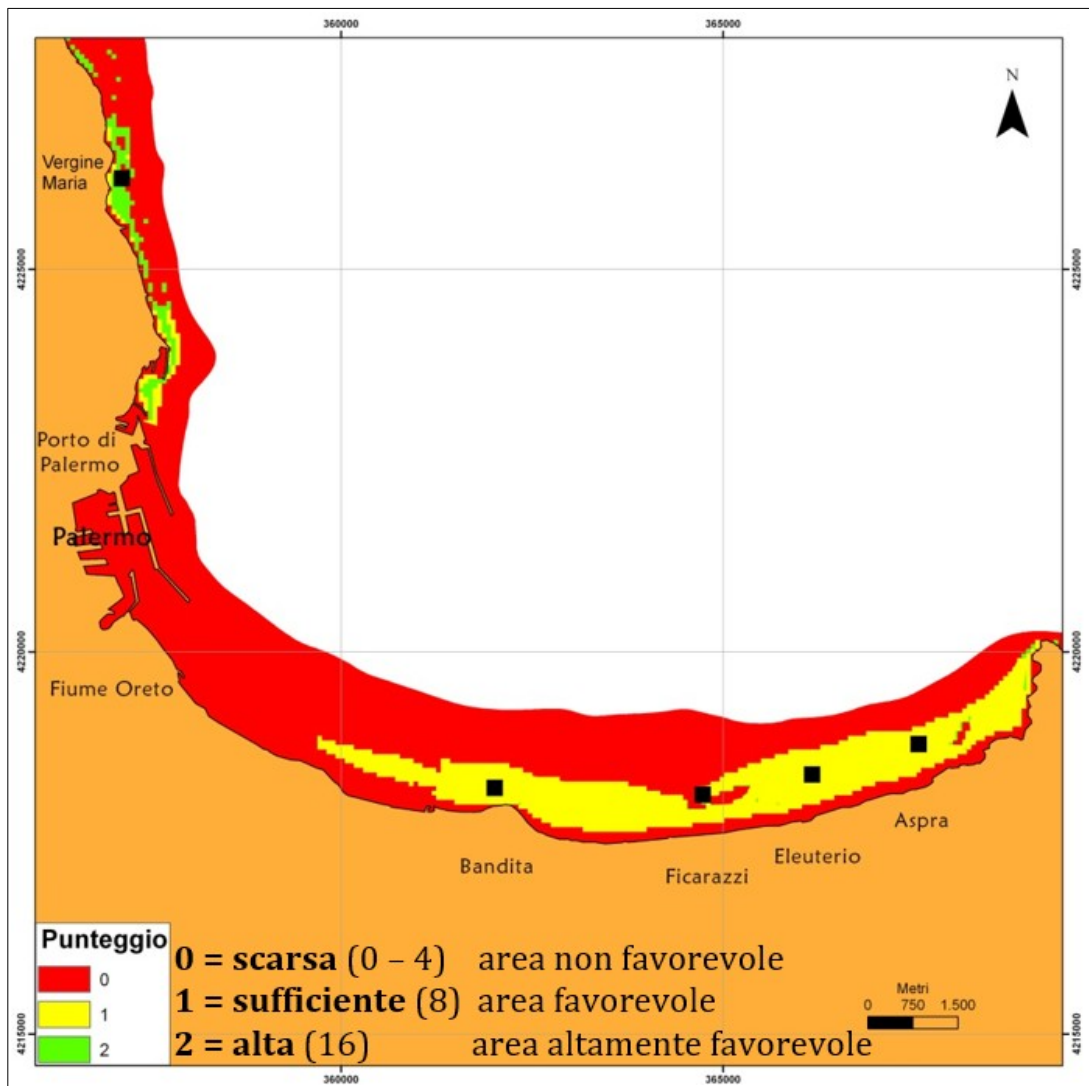


Figura 3 - Esempio di selezione di aree potenzialmente idonee a ricevere gli impianti pilota di riforestazione nel Golfo di Palermo (Pirrotta et al., 2015). I quadratini neri indicano le aree favorevoli e altamente favorevoli dove sono stati realizzati i test pilota di trapianto.

L'Indice Preliminare di Idoneità al Trapianto (PTSI) rappresenta il primo passo del modello di selezione di un sito destinato a ricevere interventi di riforestazione con *P. oceanica* (Pirrotta et al., 2015). Si tratta di un indice moltiplicativo basato su informazioni ambientali tratte dalla letteratura o, se queste non sono disponibili, da osservazioni sul campo. In particolare, ha lo scopo di individuare un set di aree che, sulla base di alcune caratteristiche abiotiche e biotiche, manifestano condizioni di maggiore idoneità ai trapianti. Su queste aree preliminarmente individuate occorre necessariamente eseguire dei test pilota al fine di poter decidere in merito alla fattibilità dell'intervento di trapianto vero e proprio (Pirrotta et al., 2015).

Lester et al. (2020), in un recente lavoro sui principi di pianificazione spaziale per il restauro degli ecosistemi marini, forniscono una panoramica sui criteri generali applicabili al ripristino degli ecosistemi marini, emersi anche dall'analisi della letteratura. Definiscono, inoltre, alcuni criteri decisionali per la pianificazione del restauro riconducibili a tre macrocategorie: motivazione,

approccio metodologico e parametri di selezione del sito che, unitamente ad ulteriori sotto categorie, raggiungono nell'insieme 18 criteri (Tabella 2).

Tabella 2 - Studi che soddisfano i criteri di pianificazione del restauro di ecosistemi stabiliti in Lester et al., 2020

	Citation	Informs real decisions ? (vs. theoretical/ hypothetical)	Motivation				Focus on site selection? (vs. spatial scale)	Methodological approach						Site selection parameters					Scale	
			Improve restoration success	Enhance ecosystem services	Minimize restoration costs	Minimize conflict w/ human use		Experimental	Habitat Suitability Models	Mapping / Spatial Analysis	Spatial prioritization	Social surveys	Other models	Environmental factors	Current/historical habitat presence	Proximity to habitat	Stressors	Ecosystem services		Human use
Seagrass	(Moksnes et al. 2018)	YES	YES			YES	YES							YES	YES					Regional
	(Zhou et al. 2016)	YES	YES			YES		YES	YES					YES						Local
	(Hotaling-Hagan et al. 2017)	YES	YES		YES	YES		YES	YES					YES	YES				YES	Regional
	(Pirrotta et al. 2015)	YES	YES			YES	YES	YES	YES					YES	YES	YES				Regional
	(Thom et al. 2018)	YES	YES			YES	YES	YES	YES		YES			YES	YES		YES			Ecosystem
	(Valle et al. 2015)		YES			YES	YES	YES						YES						Regional
	(Adams et al. 2018)		YES											YES	YES					NA
Salt marsh	(Heuner et al. 2016)	YES	YES			YES		YES						YES						Regional
	(Hu et al. 2015)	YES	YES		YES	YES	YES						YES	YES						Regional
	(Gittman et al. 2018)		YES		YES		YES							YES						Local
Mangrove	(Rakotomahazo et al. 2019)	YES		YES	YES	YES			YES		YES			YES		YES		YES		Regional
	(Petrosian et al. 2016)	YES	YES		YES	YES		YES	YES					YES						Ecosystem
	(Adame et al. 2015)			YES	YES	YES			YES	YES				YES			YES	YES		Regional

Su quasi 600 lavori contenenti argomenti sul restauro, la selezione di siti o la pianificazione spaziale in ecosistemi a fanerogame marine, mangrovi e paludi salmastre, Lester *et al.* (2020) ne individuano soltanto 7/120 in grado di soddisfare i tre macro-criteri predefiniti per le fanerogame marine. In particolare, Pirota *et al.* (2015) è al secondo posto per numero di criteri soddisfatti, anche se risultano mancanti quelli legati in modo esplicito al miglioramento dei servizi ecosistemici, ai fattori stressanti i trapianti e di priorità spaziale.

L'implementazione del PTSI è stata svolta tenendo conto anche di queste lacune e utilizzando le informazioni derivanti dalla analisi critica della letteratura, combinate con quelle ottenute dal monitoraggio dell'azione B.2 (A.A.V.V. LIFE SEPOSSO Report B2, 2020) e dall'analisi delle banche dati individuate nell'azione B.3.2 (A.A.V.V. LIFE SEPOSSO Report B3.2, 2020).

3. Parametri per il calcolo del PTSI

I dati ambientali utili alla gestione dell'habitat praterie di *Posidonia oceanica* e alla pianificazione delle attività di trapianto di *P. oceanica*, finalizzate al calcolo dei parametri del PTSI, sono quelli in precedenza acquisiti nell'ambito del progetto LIFE SEPOSSO (A.A.V.V. LIFE SEPOSSO Report B2, 2020). I suddetti dati ambientali, derivanti da ricerche e analisi di settore, sono disponibili presso le Pubbliche Amministrazioni, sia a livello nazionale sia locale, oppure a livello europeo, attraverso infrastrutture di dati e servizi. Oltre ai dati ambientali pubblici, sono anche disponibili anche quelli raccolti da una varietà di altri soggetti, pubblici e privati, come i dati derivati dalle caratterizzazioni ambientali e dai monitoraggi richiesti per le procedure di Valutazione di Impatto Ambientale (VIA), pur se spesso scarsamente fruibili (A.A.V.V. LIFE SEPOSSO Report B2, 2020).

Relativamente ai quattro principali casi studio di progetto (Civitavecchia/S. Marinella, Ischia, Piombino, Augusta/Priolo), sono stati recuperati i dati ambientali specifici disponibili in formato digitale reperibili presso:

- **Catalogo dei Dati Ambientali acquisiti da ricerche condotte su fonti pubbliche** (file excel, [Report B3.2 ALLEGATO 1.xls](#)).
- **Catalogo dei Dati Ambientali acquisiti nell'ambito dei casi studio LIFE SEPOSSO** (file excel, [Report B3.2 ALLEGATO 2.xls](#)).

Come già riportato nel Report B3 sono emerse nel corso di questo studio criticità connesse alla reperibilità dei dati ed alla loro accessibilità e usabilità.

3.1. Dati satellitari Copernicus e Sentinel 2

L'uso dei dati satellitari ha assunto un ruolo rilevante nell'ambito delle azioni di governance e monitoraggio legate al ripristino degli ecosistemi. In particolare, il monitoraggio basato sull'osservazione della Terra utilizzando i dati Copernicus e' stato incluso in modo esplicito fra le azioni fondamentali previste dal European Green Deal e dalla Strategia per la biodiversità per il 2030, volte allo sviluppo di approcci integrati per il miglioramento delle condizioni degli ecosistemi terrestri, d'acqua dolce, costieri e marini danneggiati (<https://ec.europa.eu/programmes/horizon2020/en>).

I dati relativi ad alcuni parametri (Qualità dell'acqua espressa come clorofilla "a", Torbidità e Idrodinamismo), finalizzati alla definizione dei punteggi per il calcolo del PTSI sono stati ottenuti da immagini rilevate dai satelliti Sentinel 2 (Clorofilla a e torbidità) e da elaborazioni effettuate su dati estratti dalla piattaforma Copernicus Marine Environment Monitoring Service -CMEMS (Idrodinamismo).

La missione Sentinel 2 ha obiettivi di alto livello, ovvero offrire un contributo significativo ai temi di Copernicus come il cambiamento climatico, il monitoraggio del territorio, la gestione delle emergenze e la sicurezza. Nello specifico la missione SENTINEL 2 ha l'obiettivo di:

- acquisizioni globali sistematiche di immagini multispettrali ad alta risoluzione associate a un'elevata frequenza di rivisitazioni.
- continuità delle immagini multispettrali fornite dalla serie di satelliti SPOT e dallo strumento Thematic Mapper USGS LANDSAT.
- disponibilità di dati di osservazione per la prossima generazione di prodotti operativi, come mappe di copertura del suolo, mappe di rilevamento del cambiamento del suolo e variabili geofisiche.

La specifica di missione completa è composta da due satelliti gemelli (Figura 4), che operano simultaneamente e condividono la stessa orbita quasi-polare eliosincrona sfasati di 180° ad un'altitudine media di 786 km, con un periodo di rivisitazione della stessa area di 5 giorni. La scelta dell'orbita eliosincrona consente di minimizzare l'impatto delle ombreggiature sul terreno. La posizione di ciascun satellite SENTINEL-2 viene misurata da un ricevitore GNSS (Global Navigation Satellite System) a doppia frequenza.

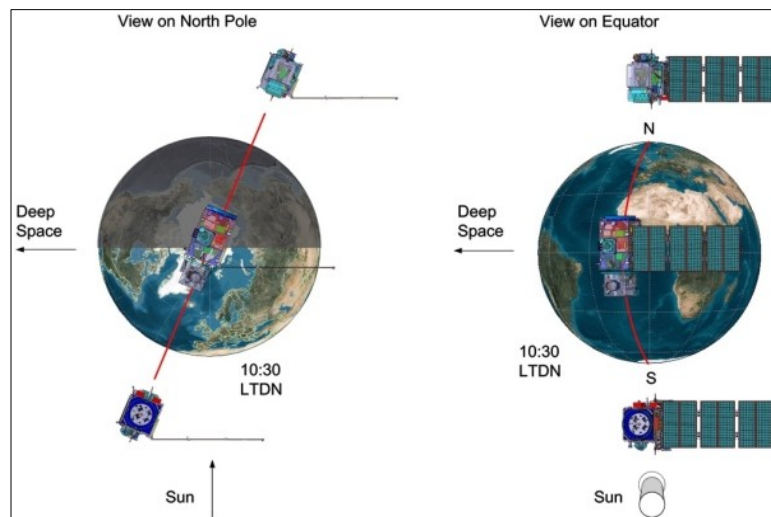


Figura 4 - Configurazione orbitale SENTINEL-2 a doppio satellite (Astrium GmbH)

SENTINEL-2 trasporta un MultiSpectral Instrument (MSI) che campiona 13 bande spettrali: quattro bande a 10 m, sei bande a 20 m e tre bande a 60 m di risoluzione spaziale (Tabella 3). L'MSI è uno strumento di tipo passivo, cioè raccoglie le informazioni riflesse dalla superficie terrestre e l'acquisizione avviene in continuo durante il percorso orbitale. Con le sue 13 bande spettrali, e un'elevata frequenza di revisione, lo strumento MSI di SENTINEL-2 supporta un'ampia gamma di studi e programmi sul territorio e riduce il tempo necessario per costruire un archivio di immagini europeo. Il design ottico del telescopio MSI consente un campo visivo (FOV) di 290 km.

Tabella 3 - Caratteristiche delle bande del satellite SENTINEL 2.

Bande SENTINEL 2	Centro Banda [μm]	Risoluzione [m]
Banda 1 - Coastal aerosol	0.443	60
Banda 2 - Blue	0.490	10
Banda 3 - Green	0.560	10
Banda 4 - Red	0.665	10
Banda 5 - Vegetation Red Edge	0.705	20
Banda 6 - Vegetation Red Edge	0.740	20
Banda 7 - Vegetation Red Edge	0.783	20
Banda 8 - NIR	0.842	10
Banda 8A - Vegetation Red Edge	0.865	20
Banda 9 - Water vapour	0.945	60
Banda 10 - SWIR Cirrus	1.375	60
Banda 11 - SWIR	1.610	20
Banda 12 - SWIR	2.190	20

I prodotti SENTINEL-2 disponibili per gli utenti sono elencati nella Tabella 4.

Tabella 4 - Tipi di prodotto SENTINEL-2.

Nome	Descrizione	Produzione e Distribuzione	Volume Dati
Livello 1C	Riflessi della parte superiore dell'atmosfera	Generazione sistematica e distribuzione online	600 MB (100 Km x 100 Km ²)
Livello 2A	Riflessi della parte inferiore dell'atmosfera	Generazione sistematica e distribuzione online e tramite sentinel 2 toolbox	800 MB (100 Km x 100 Km ²)

Per il livello 1C e il livello 2A, le immagini sono ortoimmagini 100x100 km² in proiezione UTM / WGS84. Quello che differenzia i due livelli è la differente tipologia di valori dei dati che compongono l'immagine (Figura 5).

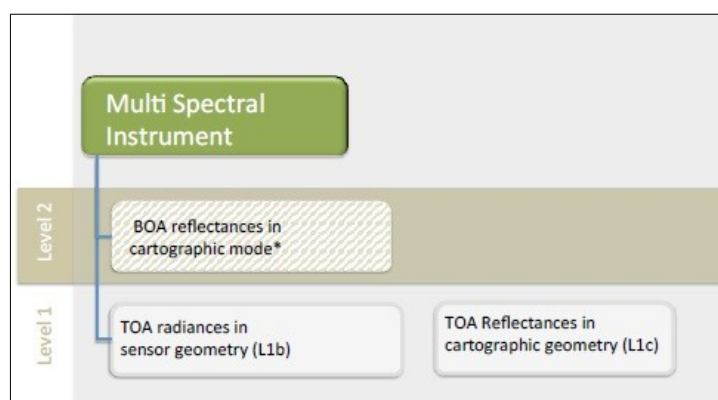


Figura 5 - Rappresentazione grafica dei prodotti principali SENTINEL-2.

Nel livello 1C i dati sono espressi in radianza al top dell'atmosfera TOA, cioè dati che non sono corretti atmosfericamente. Invece, nel livello 2A i dati sono espressi in riflettanza già corretti atmosfericamente, definendoli con l'acronimo BOA bottom of atmosphere. I dati Sentinel a disposizione in questo studio sono quelli di livello 2° corrispondenti al periodo che va dal 01/01/2020 al 31/12/2020.

3.2. Parametro A - Distribuzione storica di *P. oceanica*

La distribuzione storica è stata ottenuta avvalendosi delle mappe disponibili riportanti in modo specifico la presenza storica di *P. oceanica* e/o è stata desunta dall'analisi delle mappe di distribuzione della *matte* morta, in quanto è un indicatore che testimonia indirettamente la presenza pregressa della prateria in un sito (Leriche *et al.*, 2004).

In particolare, a **Piombino** il parametro A è stato determinato utilizzando lo *shapefile* fornito dal Flanders Marine Institute (VLIZ) con la mappatura storica di Posidonia, integrato con gli *shapefile* di dati raccolti nell'ambito di SEPOSSO forniti dalla Autorità Portuale di Piombino contenente informazioni sulla presenza in alcune aree di *matte* morta.

A **Santa Marinella** il parametro A è stato determinato utilizzando lo *shapefile* file fornito dal Flanders Marine Institute (VLIZ) con la mappatura storica di Posidonia, integrato con la vettorializzazione manuale di un raster contenuto nell'Atlante degli Habitat dei Fondali Marini del Lazio (Ardizzone *et al.*, 2018).

Ad **Ischia** è stato evidenziato che non esistono mappature storiche relative alla prateria di *P. oceanica*; pertanto, non si è tenuto conto di questo parametro per il calcolo del PTSI.

Infine, a **Priolo** sono stati utilizzati gli *shapefile* presenti nel progetto PONo1_03112 – TETIDE dove erano state mappate estese aree a *matte* morta.

Al parametro A sono stati attribuiti i seguenti punteggi per il calcolo del PTSI:

2 = presenza di distribuzione storica di Posidonia, di fondali a *matte* morta o di mosaico *matte* morta e Posidonia;

1 = assenza distribuzione storica di Posidonia, di fondali a *matte* morta o di mosaico *matte* morta e Posidonia;

3.3. Parametro B - Distribuzione attuale di *P. oceanica*

La attuale distribuzione della prateria di *P. oceanica* è stata determinata prevalentemente sulla base dei dati ottenuti da:

- European Marine Observation and Data Network (EMODnet), una rete di organizzazioni sostenute dalla politica integrata di dati marini dell'UE ed una porta d'accesso ai dati marini in Europa. Queste organizzazioni lavorano insieme per osservare il mare, elaborare

i dati secondo gli standard internazionali e rendere le informazioni liberamente disponibili come strati di dati interoperabili e prodotti di dati.

- Flanders Marine Institute (VLIZ), un Centro di Ricerca belga che promuove l'accumulo di conoscenze marine e l'eccellenza nella ricerca marina e, in qualità di piattaforma di coordinamento e di informazione, sostiene e diffonde le conoscenze ai responsabili politici, agli educatori, al pubblico in generale e agli scienziati. La banca dati del VLIZ raccoglie dati e informazioni relativi a progetti di ricerca e cartografie dei fondali marini in Europa.
- Società private come la Cooperativa di Produzione Lavoro (CPL) Concordia che ha realizzato il gasdotto sottomarino che collega l'Isola di Ischia a Napoli.
- mappature realizzate nell'ambito del Life SEPOSSO, unitamente a quelle prodotte nello specifico per i progetti di riforestazione nei 4 casi di studio. Ciò ha consentito di utilizzare mappature di maggiore dettaglio rispetto a quelle disponibili all'interno della mappatura ufficiale italiana presente sul Network nazionale della Biodiversità

In particolare, a **Piombino** il parametro B è stato determinato integrando alla cartografia generale della prateria di *P. oceanica* fornita dal Flanders Marine Institute (VLIZ), i dati a disposizione sul portale EMODnet e i dati forniti da autorità portuale di Piombino.

A **Santa Marinella** Il parametro B è stato determinato utilizzando lo *shapefile* file fornito dal Flanders Marine Institute (VLIZ), integrato con la vettorializzazione manuale di un raster riportato nell'Atlante degli Habitat dei fondali Marini del Lazio (Ardizzone et al., 2018).

A **Ischia** sono stati utilizzati i dati vettoriali relativi all'attuale distribuzione della prateria di *P. oceanica* realizzati da CPL Concordia, nell'ambito delle attività di valutazione ambientale per la posa del gasdotto per la metanizzazione dell'Isola di Ischia.

Infine, a **Priolo** sono stati utilizzati gli *shapefile* presenti nel progetto PONo1_03112 – TETIDE, integrati dallo *shapefile* del Flanders Marine Institute (VLIZ), essendo l'area oggetto di indagine più estesa rispetto a quella del progetto TETIDE.

Al parametro B sono stati attribuiti i seguenti punteggi per il calcolo del PTSI:

0 = attualmente presente.

1 = assente.

3.4. Parametro C - Prossimità ad una prateria naturale (parametro modificato per il PTSI)

Questo è un parametro che non è legato alle potenzialità di riuscita del trapianto ma piuttosto si basa sul principio di carattere generale secondo il quale, a parità di condizioni ambientali, più un sito è distante da possibili fonti di propaguli più lento sarà il suo processo di colonizzazione naturale.

I costi degli interventi di riforestazione sono notoriamente molto più elevati in ambiente marino rispetto a quello terrestre ed impongono pertanto la definizione di criteri di scelta che tengano anche conto di livelli di priorità da attribuire agli interventi di trapianto stessi (Lester *et al.*, 2020).

Il parametro della prossimità fa riferimento alla distanza teorica media alla quale può progredire una prateria naturale nel corso del processo di colonizzazione vegetativa dello spazio circostante. La distanza teorica media stimata attraverso sofisticate analisi genetiche per *P. oceanica* varia fra 40 e 70 metri (Migliaccio *et al.*, 2005; Tomasello *et al.*, 2009). Sulla base di queste stime in Pirrotta *et al.*, 2015 era stata scelta una soglia vincolante (distanza inferiore a 70 m valore di PTSI =0), motivata dal fatto che non era da ritenersi prioritario intervenire con una riforestazione attiva in vicinanza di una prateria naturale. Diversi studi hanno, peraltro, osservato il continuo flusso di frammenti vegetativi costituiti da fasci provenienti da praterie naturali che attecchiscono in zone immediatamente adiacenti in cui le praterie sono state rimosse a causa di impatti di natura meccanica acuti (Meinesz e Lefevre, 1984, Badalamenti *et al.*, 2011; Cotugno *et al.*, 2020). Tuttavia, l'espansione clonale dei frammenti di *Posidonia* procede ad un tasso di circa 3,7-4,26 cm/anno (Meinesz e Lefevre, 1984- Calvo *et al.*, 2021), che portano ad un lento recupero naturale della prateria (Boudouresque *et al.*, 2009). In tale contesto, l'intervento di trapianto, anche in vicinanza di una prateria naturale, si può quindi prefigurare come un sorta di "rammendo" tramite nuclei di *P. oceanica*, "piccole gocce" *sensu* Renzo Piano (2014; 2019), destinati ad espandersi all'interno di un mosaico composto da prateria viva e morta, nella prospettiva di migliorare la connettività tra le popolazioni e velocizzare la ricostruzione del paesaggio sommerso (Cunha *et al.*, 2012; Calvo *et al.*, 2021). Anche in questo caso sarà comunque sempre necessario, prima di eseguire gli interventi di riforestazione, verificare se i fattori all'origine della frammentazione esercitano ancora la loro influenza. A seguito delle considerazioni emerse dall'analisi della letteratura il parametro C – Prossimità ad una prateria naturale è stato quindi modificato rispetto a quanto proposto da Pirrotta *et al.* (2015) (Tabella 5) e sono stati attribuiti i seguenti punteggi per il calcolo del PTSI:

Tabella 5 - parametro C – Prossimità ad una prateria naturale.

Codice parametro	Parametro	Precedenti punteggi PTSI (Pirrotta <i>et al.</i> , 2014)	Nuovi punteggi PTSI (SEPOSSO)
C	Prossimità ad una prateria naturale	0 = < di 70 metri 1 = > di 70 metri	1 = < di 70 metri 2 = > di 70 metri

Base dati per l'analisi di prossimità e assegnazione dei punteggi

Le distanze dalla prateria naturale, relative ai casi studio di **Civitavecchia/S. Marinella, Ischia, Piombino, Augusta/Priolo**, sono stati effettuati in ambito GIS utilizzando dati rilevati per il parametro B – Distribuzione attuale di *P. oceanica*.

3.5. Parametro D - Intervallo batimetrico della prateria

La distribuzione batimetrica della prateria è stata stimata nelle aree di studio di **S. Marinella, Ischia, Piombino, Priolo**, combinando le carte batimetriche con la mappa della distribuzione della prateria rilevata per il parametro B – Distribuzione attuale di *P. oceanica*. L'intervallo batimetrico è stato calcolato assumendo come limite superiore e inferiore rispettivamente il valore massimo e minimo di batimetria a cui è stata rilevata la prateria in ogni area di indagine.

In particolare, a **Piombino** il parametro D è stato determinato attraverso i dati batimetrici a bassa risoluzione dell'Istituto Idrografico della Marina, richiesti tramite portale EMODnet.

A **Santa Marinella** il parametro D è stato determinato attraverso i dati batimetrici a bassa risoluzione dell'Istituto Idrografico della Marina, richiesti tramite portale EMODnet.

A **Ischia** il parametro D è stato ottenuto dalla elaborazione dei dati vettoriali forniti dalla Cooperativa di Produzione Lavoro (CPL) Concordia.

Infine, a **Priolo** sono stati utilizzati gli *shapefile* forniti dal progetto PONo1_03112 – TETIDE, integrati dai dati messi a disposizione dall'Istituto Idrografico della Marina, essendo l'area oggetto di indagine più estesa rispetto a quella del progetto TETIDE.

Sulla base dei risultati ottenuti al parametro D sono stati attribuiti i seguenti punteggi per il calcolo del PTSI:

0 = profondità < del limite superiore; profondità > del limite inferiore della prateria locale.

1 = Tra limite superiore e profondità media – 1 D.S. della prateria locale.

2 = profondità media \pm 1 D.S. della prateria locale

3 = Tra profondità media + 1 D.S. ed il limite inferiore della prateria locale.

D.S.= Deviazione Standard della Media

3.6. Parametro E - Tipologia del substrato (parametro modificato per il PTSI)

P. oceanica è presente comunemente su substrati mobili sabbiosi, ma anche su fondi detritici e rocciosi, spesso su *matte*, ma non predilige substrati fangosi. Appare evidente, quindi, come anche la tipologia di substrato di impianto della prateria può caratterizzare e condizionare la sua crescita. In Pirrotta *et al.*, (2015) i sedimenti limosi avevano ricevuto un punteggio pari zero, poiché su questo tipo di substrato *P. oceanica* cresce con difficoltà, sia a causa della scarsa

possibilità di ancoraggio sia a seguito dei fenomeni di risospensione e conseguenti incrementi di torbidità dell'acqua (Calvo et., 1995).

Sebbene *P. oceanica* sia in grado di formare praterie molto estese sulla roccia (Calvo et al., 1995; Calvo et al., 2010) quest'ultima era stata, invece, inclusa nel precedente modello PTSI con punteggio pari a 0, poiché si riteneva che fosse molto difficile ancorare le talee su questo tipo di substrato (Pirrotta et al., 2015). Successivi studi di carattere applicativo hanno, invece, dimostrato che esiste la possibilità di effettuare dei trapianti anche su roccia.



Figura 6 - (A) Reef artificiali composti da tre moduli di diverse dimensioni. (B) Fasci radicati sul supporto di ancoraggio (freccia bianca) che colonizzano mediante crescita plagiotropica la superficie del reef (freccia nera). (C) Vista d'insieme del Reef artificiale coperto al 100% da comunità di alghe e trapianti di *P. oceanica* (freccia) (Ph. V. Raimondi da Tomasello et al., 2019).

In particolare, è stato osservato che le talee di *P. oceanica* costituite da "ramets" (fasci e rizomi) se trapiantate su materiale lapideo artificialmente cementato, in grado di simulare la consistenza di rocce compatte, esitano buone performance di attecchimento e crescita (Tomasello et al., 2019, Calvo et al., 2020). Nello specifico lo studio, divenuto oggetto di monitoraggio anche del progetto LIFE SEPOSSO, ha riguardato la progettazione, realizzazione e posizionamento in mare di reef artificiali innovativi modulari in grado di ospitare talee di *P. oceanica*. I criteri progettuali adottati hanno consentito di massimizzare la presenza di camere interne intercomunicanti, l'irregolarità della forma, la solidità strutturale e la rugosità della finitura aggiunta sulla superficie dei reef al termine della costruzione. I moduli sono stati realizzati in cemento armato e composti da una

base comune di 2 x 3 m e un modulo superiore con tre diverse altezze (variabili fra 100 e 180 cm), per ottenere rifugi con diversi volumi, disponibilità di luce e possibilità di circolazione dell'acqua al loro interno (Figura 6).

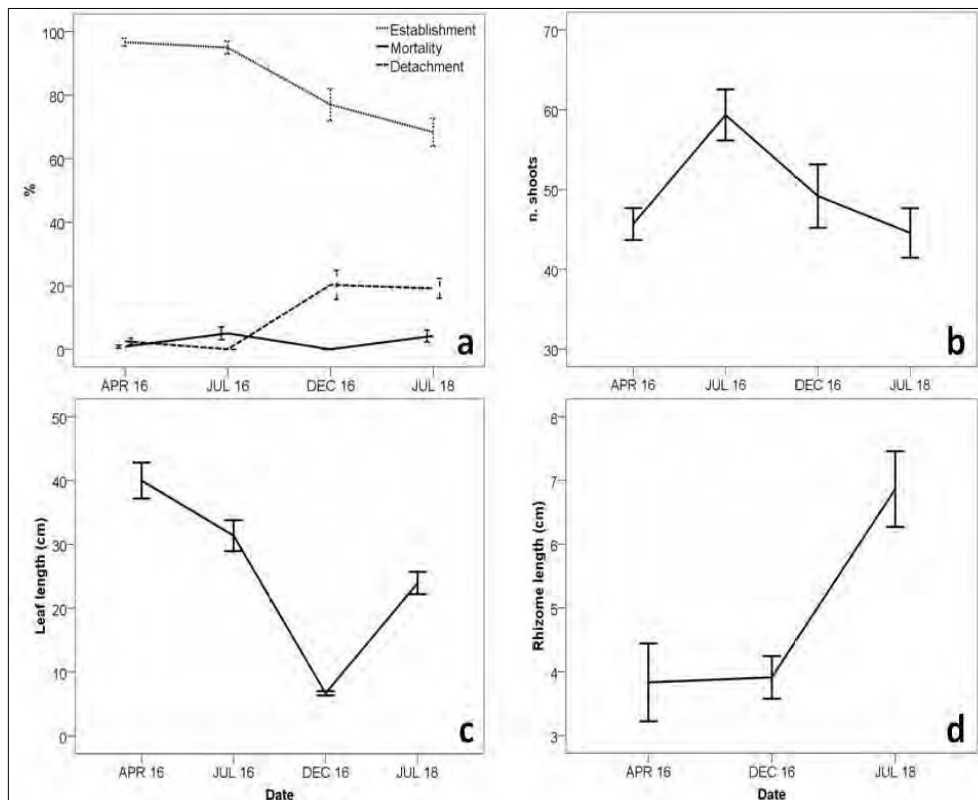


Figura 7 - Percentuali medie (\pm SE) di insediamento, distacco e mortalità delle talee (a), numero di germogli (b), lunghezza delle foglie (c) e del rizoma (d) della talea di *P. oceanica* su AR.

Complessivamente nel 2014 sono stati posizionati in località Seno di Priolo (SR) 12 reef alla profondità di 13m. Al di sopra di ogni modulo sono state fissate 10 talee di *P. oceanica*, ciascuna con almeno tre fasci, ancorate sopra il reef con un sistema innovativo, opportunamente adattato per substrato duro, consistente in un supporto biodegradabile in materBi, connesso ad uno specifico supporto in cemento armato. Purtroppo, questi trapianti sono stati subito dopo quasi completamente distrutti da attività di pesca illegali.

Successivamente, una ulteriore attività di trapianto equivalente, fissando direttamente le talee al supporto in cemento armato mediante facette a strappo, è stata nuovamente effettuata nell'aprile 2016. Dal 2016 al 2018 (luglio 2018 Monitoraggio LIFE SEPOSSO), il monitoraggio tramite osservazioni e misurazioni *in situ* ha permesso di valutare le prestazioni delle talee trapiantate in termini di insediamento, distacco e mortalità, numero di fasci, lunghezza delle foglie.

È stata, inoltre, misurata la crescita plagiotropica dei rizomi mediante misure ripetute della distanza fra l'apice del rizoma terminale e ad un punto fisso di riferimento. I risultati hanno

mostrato una percentuale di attecchimento decrescente durante il periodo di monitoraggio raggiungendo valori appena superiori al 70% rispetto al numero delle talee inizialmente trapiantate. Le talee staccate, al netto del danno iniziale da pesca, hanno mostrato un andamento opposto, raggiungendo un valore finale di circa il 20% (Figura 7a).

La percentuale di talee trovate morte è stata molto bassa, raggiungendo un valore finale inferiore al 4%. L'andamento del numero medio di fasci ha mostrato un incremento iniziale verificatosi nel luglio 2016 seguito da una diminuzione a 44 fasci per supporto (Figura 7b). La lunghezza delle foglie ha mostrato variazioni stagionali con il valore più alto in estate e il minimo in inverno (Figura 7c). Infine, i rizomi plagiotropi hanno mostrato un aumento progressivo della lunghezza con un iniziale stato stazionario durante i primi otto mesi seguito da un incremento totale di circa 3 cm corrispondente ad un tasso di crescita annuale di $1,3 \text{ cm}\cdot\text{anno}^{-1}$ (Figura 7d).

Un altro recente studio teso alla sperimentazione di trapianti di *P. oceanica* su sedimenti lapidei sciolti (gabbioni di pietrame) (Alagna et al., 2019), ha ottenuto buone prestazioni, con percentuali di sopravvivenza superiore all'85% dopo trenta mesi, mentre la ramificazione ha permesso che si raggiungesse il 422% della densità di impianto iniziale dopo 30 mesi. Performance elevate sono state, inoltre, ottenute utilizzando plantule ancoratesi su substrati rocciosi opportunamente predisposti (Alagna et al., 2020) o *in situ* (Alagna et al., 2015).

I risultati emersi da questi recenti studi, hanno fornito la prova che il trapianto di *P. oceanica* su substrato duro è meno difficile di quanto si pensasse in precedenza, aprendo nuove prospettive per ripristino di praterie degradate su fondali rocciosi, anche alla luce delle nuove conoscenze di carattere anatomico morfologico e con cui sono stati investigati alcuni dei processi qualitativi che stanno alla base dell'azione di ancoraggio del sistema radicale su substrati duri (Badalamenti et al., 2015; Balestri et al., 2015; Tomasello et al., 2018; Zenone et al., 2020a,b). Tuttavia, i dati disponibili relativi ai trapianti sui substrati duri, benché molto promettenti, sono da considerarsi ancora in una fase preliminare a causa della piccola estensione degli esperimenti condotti *in situ* (max circa 10 metri quadrati). Prima di decidere se effettuare i trapianti pilota su questo substrato occorre verificare *in situ* l'eventuale presenza di comunità climax macrofitobentoniche di substrato duro.

In Pirrotta et al., (2015) il più alto punteggio del PTSI era stato assegnato a "sabbia con *Cymodocea nodosa*", essendo questa descritta come una specie pioniera in grado di creare materia organica consolidata sul sedimento per la successiva colonizzazione ad opera di *P. oceanica* (Molinier & Picard, 1952). Mentre al solo sedimento sabbioso era stato associato il valore di 1.

I risultati conseguiti in due dei casi di studio principali sottoposti a monitoraggio nell'ambito del LIFE SEPOSSO hanno permesso di verificare le performance di trapianti estensivi su fondali sabbiosi (Ischia e Santa Marinella). In particolare, a Santa Marinella, nonostante siano andati persi il 60% circa dei supporti di ancoraggio per cause di natura meccanica, su quelli rimasti è stato evidenziato come l'andamento della densità per metro quadrato è risultata sempre maggiore nelle aree trapiantate rispetto a quelle di prateria naturale, sia come valori mediani sia come valori massimi (A.A.V.V. LIFE SEPOSSO Report B2, 2020).

Risultati di equivalenza di densità dei fasci sono stati ottenuti presso il sito di Ischia in cui è stato mostrato che non sono presenti differenze significative fra aree trapiantate e aree naturali. Le analisi fenologiche condotte sulla biometria fogliare hanno consentito di verificare che generalmente la lunghezza e la larghezza delle foglie dei fasci trapiantati sono leggermente inferiori rispetto quelle delle praterie naturali anche dopo molti anni dal trapianto.

Queste differenze sono state interpretate come dipendenti da fattori endogeni legati alla mobilitazione interna delle risorse per supportare la crescita ed espansione clonale molto dispendiosa dal punto energetico in *P. oceanica*, piuttosto che alla natura del substrato (A.A.V.V. LIFE SEPOSSO Report B2, 2020).

Per il calcolo del PTSI riportato in Pirotta *et al.* (2015) la presenza della *matte* morta era stata presa in considerazione all'interno del parametro A "Distribuzione storica di *P. oceanica*", mentre era assente all'interno del Parametro D – "Tipologia del substrato" trattato in questo paragrafo. Di seguito si riportano alcune considerazioni scaturite dall'esame della letteratura e di dati inediti, che motivano la sua inclusione in modo esplicito anche fra le tipologie di substrato per il calcolo del PTSI.

La *matte* è una struttura biogenica risultante dalla crescita di rizomi plagiotropi e ortotropi intrecciati con radici e sedimenti autoctoni e alloctoni organici e inorganici (Boudouresque e Meisnez, 1982). Queste strutture, grazie alla loro natura altamente refrattaria, possono essere conservate per migliaia di anni, formando strutture di diversi metri di spessore (Mateo *et al.*, 1997) che rappresentano un potenziale sink di carbonio (Mateo *et al.*, 2006). Cause naturali e/o antropiche possono portare alla formazione di "*matte* morte", causate dalla scomparsa dei fasci vivi con conseguente regressione della prateria di *P. oceanica* sovrastante (Pergent *et al.*, 1995).

Ad esempio, lungo le coste settentrionali siciliane (Golfo di Palermo) sono stati stimati, attraverso indagini sismo-acustiche, spessori di *matte* morta che raggiungono valori massimi 2,2 m alla profondità di 13m (Tomasello *et al.*, 2009). Il volume medio della *matte* per unità di superficie di fondale (MEIx) variava da 0,2 a 2,2 m³/m², con un valore medio di 1,6 m³/m² e un volume totale stimato in 73.000 m³ per 4,5 ettari investigati. In tale contesto è stato stimato che il carbonio totale accumulato dentro la *matte* morta era di circa 2.484 tonnellate. Ulteriori stime effettuate lungo le coste sud-orientali siciliane (Rada di Augusta incluso il Seno di Priolo) riportano quantità di carbonio stoccato nella *matte* morta di circa 612.000 tonnellate su un'area di circa 3000 ha (Luzzu *et al.*, 2015).

È noto che quando *P. oceanica* regredisce e la volta fogliare scompare, la sottostante *matte* morta è meno protetta dall'erosione naturale o antropica, rischiando di trasformare gli stock di carbonio immagazzinati al suo interno nei millenni in una sorta di "bomba a tempo", poiché da sink si possono trasformare molto rapidamente in *source* di carbonio (Pergent *et al.*, 2014).

Quindi, dopo aver rimosso o ridotto le cause che hanno portato alla scomparsa della prateria, la *matte* morta dovrebbe essere considerata il substrato su cui ripristinare prioritariamente le praterie di *P. oceanica* (Calvo *et al.*, 2020; Alagna *et al.*, 2020). Ciò consentirebbe di mantenere le funzioni ecosistemiche ad esse associate, considerato il valore aggiunto espresso dalla notevole

capacità di conservare a lungo termine il carbonio sequestrato, contribuendo a contrastare i cambiamenti climatici in atto. Esiste un numero crescente di esempi che si concentrano sulle funzioni ecosistemiche come elementi chiave per identificare siti di restauro prioritari (Lester *et al.*, 2020).

I risultati del monitoraggio del LIFE SEPOSSO relativi al caso di studio di Priolo, effettuato su *matte* morta, hanno evidenziato una percentuale di persistenza dei supporti di ancoraggio intorno al 60 % a 4 anni dell'impianto, al netto delle fallanze derivanti dai danni da attrezzi da pesca. Inoltre, la percentuale di fasci presenti risulta mediamente inferiore rispetto al valore inizialmente impiantato, ma con accenni di incrementi temporale che, se confermati da monitoraggi più a lungo termine, potrebbero denotare un punto di svolta per l'inizio di un processo di resilienza del sistema, come già rilevato in Pirrotta *et al.* (2015).

A tal proposito va sottolineato il fatto che "*un buon risultato nelle fasi iniziali non corrisponde necessariamente ad un reale successo del trapianto, e viceversa una bassa performance iniziale non compromette necessariamente il suo risultato positivo in futuro*" (Calvo *et al.*, 2020). In un trapianto pilota su *matte* morta monitorato a breve termine è stato infatti osservato che il tasso di sopravvivenza iniziale delle talee era risultato molto alto (94%), seguito da un rapido declino (Pirrotta *et al.*, 2015). Al contrario, in altri siti pilota ad un basso tasso di sopravvivenza iniziale era seguito un migliore processo di resilienza sostenuto dalla radicazione, ramificazione ed espansione clonale dei fasci. Dopo 12 anni dal trapianto, la densità dei fasci è adesso nella condizione di normalità (Calvo *et al.*, 2020; Calvo *et al.*, 2021), secondo la classificazione standardizzata proposta da Pergent *et al.* (1995). Studi molto recenti confermano la possibilità di riforestare la *matte* morta anche attraverso tecniche di ingegneria ambientale (Piazzi *et al.*, 2021).

Estrazione dei dati per il calcolo dei punteggi

In particolare, a **Piombino** il parametro E è stato determinato sulla base dei dati estratti dal portale EMODnet. A **Santa Marinella** il parametro E è stato determinato sulla base dei dati disponibili sul portale EMODnet, integrati con la vettorializzazione manuale di un raster riportato nell'Atlante degli Habitat dei fondali Marini del Lazio. A **Ischia** sono stati utilizzati i dati vettoriali relativi alla tipologia di substrato acquisiti e resi disponibili da CPL Concordia, nell'ambito delle attività di valutazione ambientale per la posa del gasdotto per la metanizzazione dell'Isola di Ischia. Infine, a **Priolo** sono stati utilizzati gli *shapefile* presenti nel progetto PONo1_03112 – TETIDE, integrati dai dati disponibili sul portale EMODnet.

In sintesi, in Tabella 6 si riportano di seguito i punteggi assegnati al parametro substrato definiti sulla base delle considerazioni emerse dall'analisi della letteratura e degli esiti dei monitoraggi del LIFE SEPOSSO:

Tabella 6 - parametro C – Prossimità ad una prateria naturale.

Codice parametro	Parametro	Precedenti punteggi PTSI (Pirrotta <i>et al.</i> , 2014)	Nuovi punteggi PTSI (SEPOSSO)
E	Tipologia del substrato	0 = Limo e roccia nuda 1 = Sabbia 2 = Sabbia con <i>Cymodocea</i>	0 = Limo 1= roccia o pietrame 2= Sabbia e sabbia con <i>Cymodocea</i> 2 = <i>Matte</i> morta

3.7. Parametro F - Qualità dell'acqua (parametro modificato per il PTSI)

Preso atto della ridotta frequenza spazio-temporale dei dati relativi all'Indice Trofico (TRIX) riscontrata nel territorio nazionale, il parametro "Qualità dell'acqua" è stato modificato e implementato utilizzando i dati rilevati con elevata frequenza spaziale (pixel 10 metri) e temporale (ogni 5 giorni) dalle missioni Sentinel di Copernicus.

In accordo con gli indirizzi normativi europei (WFD 2000/60/CE) e nazionali (D. Lgs. 152/2006) il parametro "Qualità dell'acqua" è stato valutato in accordo con i criteri tecnici per la classificazione degli elementi di qualità biologica riportati nel Decreto 8 novembre 2010, n. 260 del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. In particolare, è stato selezionato come indicatore della biomassa l'Elemento di Qualità Biologica (EQB) "Fitoplancton", con riferimento ai rapporti di qualità ecologica (RQE) ed ai valori assoluti (espressi in mg/m³) di concentrazione di "clorofilla a".

Per il calcolo del valore del parametro "clorofilla a" si applicano 2 tipi di metriche:

- per i tipi ricompresi nei macrotipi 2 e 3 il valore del 90° percentile per la distribuzione normalizzata dei dati;
- il valore della media geometrica, per i tipi ricompresi nel macrotipo 1.

In Tabella 7 sono riportati per ciascun macrotipo (cfr. la tabella 4.3 a del D.M. 260/2010):

- i valori delle condizioni di riferimento in termini di concentrazione di "clorofilla a";
- i limiti di classe, tra lo stato elevato e lo stato buono, e tra lo stato buono e lo stato sufficiente, espressi sia in termini di concentrazione di clorofilla a, che in termini di RQE;
- il tipo di metrica da utilizzare.

Tabella 7 - Limiti di classe fra gli stati e valori di riferimento per fitoplancton (tab. 4.3.1a D.M. 260/2010)

Macrotipo	Valori di riferimento (mg/mq)	Limiti di classe				Metrica
		Elevato/Buono		Buono/Sufficiente		
		mg/m ³	RQE	mg/m ³	RQE	
1 (alta stabilità)	1,8	2,4	0,75	3,5	0,51	Media Geometrica
2 (media stabilità)	1,9	2,4	0,8	3,6	0,53	90° Percentile
3 (bassa stabilità)	0,9	1,1	0,8	1,8	0,50	90° Percentile

Nella procedura di classificazione dello stato ecologico di un corpo idrico secondo l'EQB Fitoplancton, le metriche da tenere in considerazione per il confronto con i valori della Tabella 7, sono quelle relative alle distribuzioni di almeno un anno della clorofilla a.

Estrazione dei dati per il calcolo dei punteggi

In Tabella 8, si riportano di seguito i punteggi assegnati al parametro F – Qualità dell'acqua.

Tabella 8 - parametro F – Qualità dell’acqua.

Codice parametro	Parametro	Nuovi punteggi PTSI (LIFE SEPOSSO)
F	Qualità dell’acqua	0 = macrotipo 1>1,8; macrotipo 2>3,6; macrotipo 3>3,5 1 = 2,4≤macrotipo 1≤3,5; 2,4≤macrotipo 2≤3,6; 1,1≤macrotipo 3≤1,8 2 = macrotipi 1 e 2≤2,4; macrotipo 3≤1,1

Per tutte e quattro le aree relative ai casi studio di **Civitavecchia/S. Marinella, Ischia, Piombino, Augusta/Priolo** i dati relativi al parametro F - Qualità dell’acqua sono ricavati dalle immagini Sentinel 2, effettuando il download dal sito <https://scihub.copernicus.eu/apihub>

Per la stima della concentrazione di “Clorofilla a” è stato utilizzato l’algoritmo parametrizzato per il Mediterraneo da Planetek Italia in collaborazione con ISPRA ed ESA (Ceriola *et al* 2016). I punteggi sono stati assegnati sulla base del macrotipo 3 (bassa stabilità, siti costieri non influenzati da apporti di acqua dolce continentale. I dati utilizzati si riferiscono ad un anno di rilevazioni (2020).

3.8. Parametro G – Torbidità (nuovo parametro per il PTSI)

La torbidità in ambiente marino condiziona in modo significativo la disponibilità di luce che penetra attraverso la colonna d’acqua a sua volta interferendo con i livelli di produzione primaria delle comunità fitobentoniche inclusa la flora fanerogamica (Duarte, 1995).

Al fine di caratterizzare le masse d’acqua sovrastanti le zone di fondale nelle quattro aree di studio in cui sono stati effettuati i trapianti ed i relativi monitoraggi, sono state costruite le serie storiche di dati di torbidità attraverso le immagini del sistema Copernicus. Considerato che i trapianti sono stati posizionati a profondità simili (8-13m) e sono sottoposti alla stesso regime climatico stagionale, è stato assunto che la variabilità della disponibilità di luce, che su base annua raggiunge la volta fogliare, sia prevalentemente legata alla torbidità media dell’acqua. In questo modo è stato possibile accedere ad una cospicua banca dati temporalmente e spazialmente distribuiti, a differenza di quanto invece avviene attraverso le misure *in situ*, estremamente dispendiose e rarefatte, perché ottenute dai piani monitoraggio a carattere puntiforme.

Per tutte e quattro le aree relative ai casi studio di **Civitavecchia/S. Marinella, Ischia, Piombino.**

Base dati ed analisi delle serie storiche finalizzate alla determinazione dei punteggi per il calcolo del parametro G - Torbidità

Per tutte e quattro le aree relative ai casi studio di **Civitavecchia/S. Marinella, Ischia, Piombino, Augusta/Priolo** i dati relativi al parametro G - Torbidità sono ricavati dalle immagini Sentinel 2, effettuando il download dal sito <https://scihub.copernicus.eu/apihub>.

Dopo aver effettuato il download delle immagini si è proceduto alla loro visualizzazione preliminare nelle bande del visibile, per verificare l'eventuale presenza di copertura nuvolosa e/o foschie intenze al disopra delle stazioni oggetto di monitoraggio del SEPOSSO, al fine di evitare stime distorte dei valori di torbidità.

Il valore di torbidità è stato calcolato utilizzando la banda del rosso (B₄) con risoluzione 10 m, utilizzando l'algoritmo proposto da Ceriola (2016) e parametrizzato per il Mediterraneo da Planetek Italia in collaborazione con ISPRA ed ESA. In particolare, per ogni area di studio tramite piattaforma GIS sono stati estratti i valori di torbidità in corrispondenza del pixel contenente la stazione di campionamento e misura *in situ* dei trapianti di *P. oceanica*, qui definito come pixel centrale. Successivamente è stata selezionata un aggiuntivo numero di otto pixels, disposti adiacentemente intorno a quello centrale (Figura 8), al fine di incorporare eventuale ulteriore variabilità del fenomeno oggetto di studio ed individuare dei valori soglia.

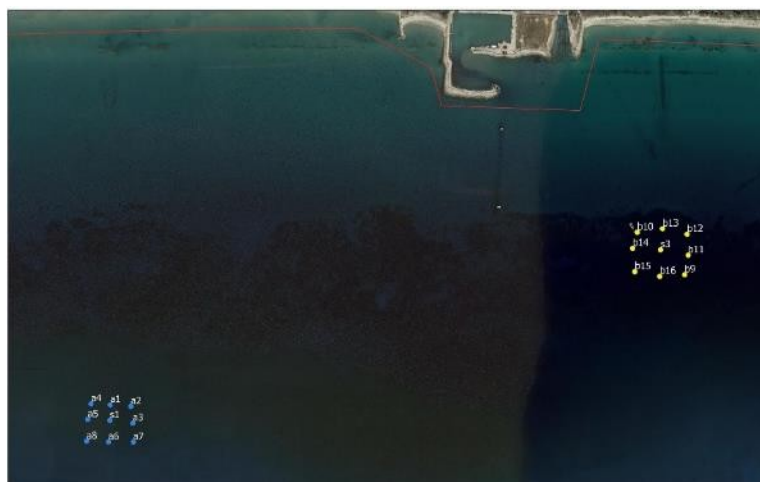


Figura 8 - Esempio sulla disposizione dei 9 pixel da cui sono state estratte le serie storiche dei valori di torbidità intorno alle stazioni di campionamento del monitoraggio SEPOSSO (Area di Studio di Piombino). Si può notare il pixel centrale coincidente alla stazione e gli otto circostanti.

Le serie storiche ottenute sono state successivamente importate su SPSS ver. 15.0 per l'analisi dei dati. Le serie sono state sia rappresentate in forma grafica al fine di visualizzare le fluttuazioni intra annuali a livello di singolo pixel sia analizzate per fornire le statistiche descrittive. Inoltre, è stata condotta un'analisi specifica allo scopo di potere incrementare le conoscenze sui livelli di

sincronizzazione delle fluttuazioni di torbidità nelle aree di studio, necessaria per fornire indicazioni future sulle scale spaziali di campionamento di dati satellitari da adottare per la valutazione dei livelli di torbidità per il calcolo del PTSI.

Come misura del livello di sincronizzazione è stato scelto il coefficiente di correlazione medio di Pearson (Ferguson *et al.*, 1997) già adottato per conoscere i livelli di sincronizzazione nello spazio di fenomeni ecologici (Hanski e Woiwod, 1993; Benton *et al.*, 2001; Sutcliffe *et al.*, 1996; Ranta *et al.*, 1995; Cattadori *et al.*, 1999; Koenig e Knops, 1998; Rohani *et al.*, 1999).

Preliminarmente è stata verificata la stazionarietà della serie temporali, assunzione necessaria per il calcolo del coefficiente di correlazione. A tal fine ad ogni serie temporale corrispondente ad ogni pixel è stato applicato un modello di regressione lineare con la torbidità ed il tempo rispettivamente scelte come variabile risposta ed esplicativa. Verificata l'ipotesi nulla del coefficiente di regressione associato al tempo, fissato $\alpha=0,05$, la serie è stata considerata stazionaria ed è stata inclusa nelle analisi di correlazione a coppie.

Tutti i valori di r sono stati ottenuti generando una matrice di correlazione per area di studio di rango n (n =numero di pixels per area) che è poi stata riorganizzata per creare una nuova variabile contenente la distribuzione di tutti i valori di r di numerosità $=n(n-1)/2$.

Analisi delle serie storiche di Torbidità

Piombino

L'estrazione dei dati di torbidità nel sito di piombino relativi all'anno 2020 ha consentito di ottenere un serie storica con un orizzonte temporale compreso fra gennaio e novembre. In particolare, sono state ottenute 27 misure temporali rilevate nei 36 pixels considerati per un totale di 972 osservazioni.

I valori di torbidità oscillano fra 0,9 e 9,2 con picchi massimi in inverno e primavera, un valore medio annuo di 2,5 e corrispettivo intervallo di confidenza compreso fra 2,4 e 2,6 (Tabella 9). La visualizzazione dei patterns temporali rilevati nei vari pixels evidenzia un elevata sincronia delle oscillazioni intra-annuali (Figura 9). Il modello di regressione lineare applicato ad ogni serie temporali in nessun caso ha rivelato coefficienti associati alla variabile tempo diversi da 0 ($p>0.05$), per cui le serie temporali sono state considerate tutte prive di trend. Dalla combinazione di tutte le coppie possibili di serie storiche è stato ottenuto un numero complessivo di valori di correlazione di Pearson pari a 630. L'istogramma di frequenza di r evidenzia una distribuzione non normale con asimmetria negativa tipica di distribuzioni campionarie con $r > 0$ (Figura 10). La correlazione media oscilla fra 0.85 e 0.99 con valore medio 0,95, evidenziando che alla distanza media di 1531,5m fra i pixels considerati, si osservano elevati livelli di sincronizzazione spaziale (Koenig e Knops, 1998).

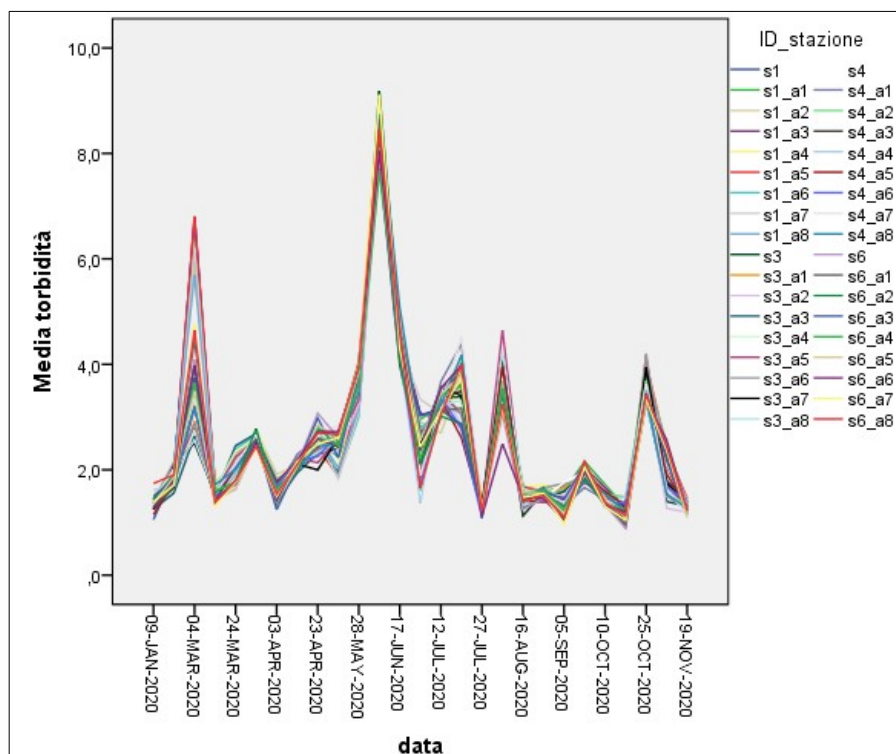


Figura 9 - Serie storica delle misure di torbidità nei pixels corrispondenti alle stazioni di monitoraggio trapianti (s1-s6) e relativi pixels adiacenti (s1_a1, s6_a8). Per ragioni di ingombro in ascissa non sono visualizzate tutte le etichette delle date

Tabella 9 - Statistiche descrittive aggregate a livello di sito.

		Statistica	Errore std.	
Torbidità	Media	2,538	,0494	
	Intervallo di confidenza per la media al 95%	Limite inferiore	2,441	
		Limite superiore	2,635	
	Media 5% trim	2,328		
	Mediana	2,043		
	Varianza	2,371		
	Deviazione std.	1,5400		
	Minimo	,9		
	Massimo	9,2		
	Intervallo	8,3		
	Distanza interquartilica	1,7		
	Asimmetria	2,210	,078	
	Curtosi	5,706	,157	

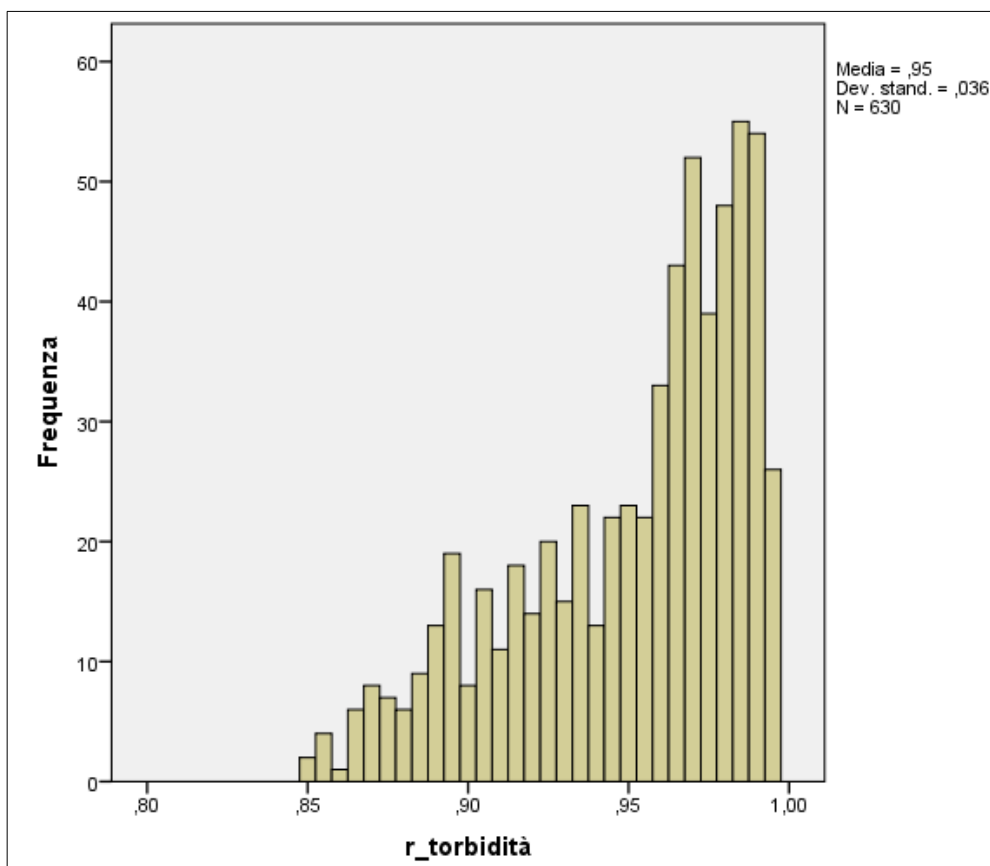


Figura 10 - Distribuzione di frequenza dei valori di correlazione r di Pearson fra tutte le combinazioni di serie storiche di torbidità per pixel rilevate nel sito di Piombino.

Ischia

L'estrazione dei dati di torbidità nel sito di piombino relativi all'anno 2020 ha consentito di ottenere un serie storica con un orizzonte temporale compreso fra febbraio e dicembre. In particolare, sono state ottenute 43 misure temporali rilevate nei 45 pixels considerati per un totale di 1935 osservazioni. I valori di torbidità oscillano fra 0,5 e 10,5 con picchi massimi in estate ed autunno, un valore medio annuo di 1,5 e corrispettivo intervallo di confidenza compreso fra 1,5 e 1,6 (Tabella 10).

La visualizzazione grafica dei patterns temporali rilevati nei vari pixels evidenzia un elevata sincronia delle oscillazioni intra-annuali (Figura 11). Il modello di regressione lineare applicato ad ogni serie temporali in nessun caso ha rivelato coefficienti associati alla variabile tempo diversi da 0 ($p > 0,05$), per cui le serie temporali sono state considerate tutte prive di trend. Dalla combinazione di tutte le coppie possibili di serie storiche è stato ottenuto un numero complessivo di valori di correlazione di Pearson pari a 990.

L'istogramma di frequenza di r evidenzia una distribuzione non normale con asimmetria negativa tipica di distribuzioni campionarie con $r > 0$ (Figura 12). La correlazione media oscilla fra 0,48 e

0,99 con valore medio 0,96, evidenziando che alla distanza media di 84,9 m fra i pixels considerati, si osservano elevati livelli di sincronizzazione spaziale (Koenig e Knops, 1998).

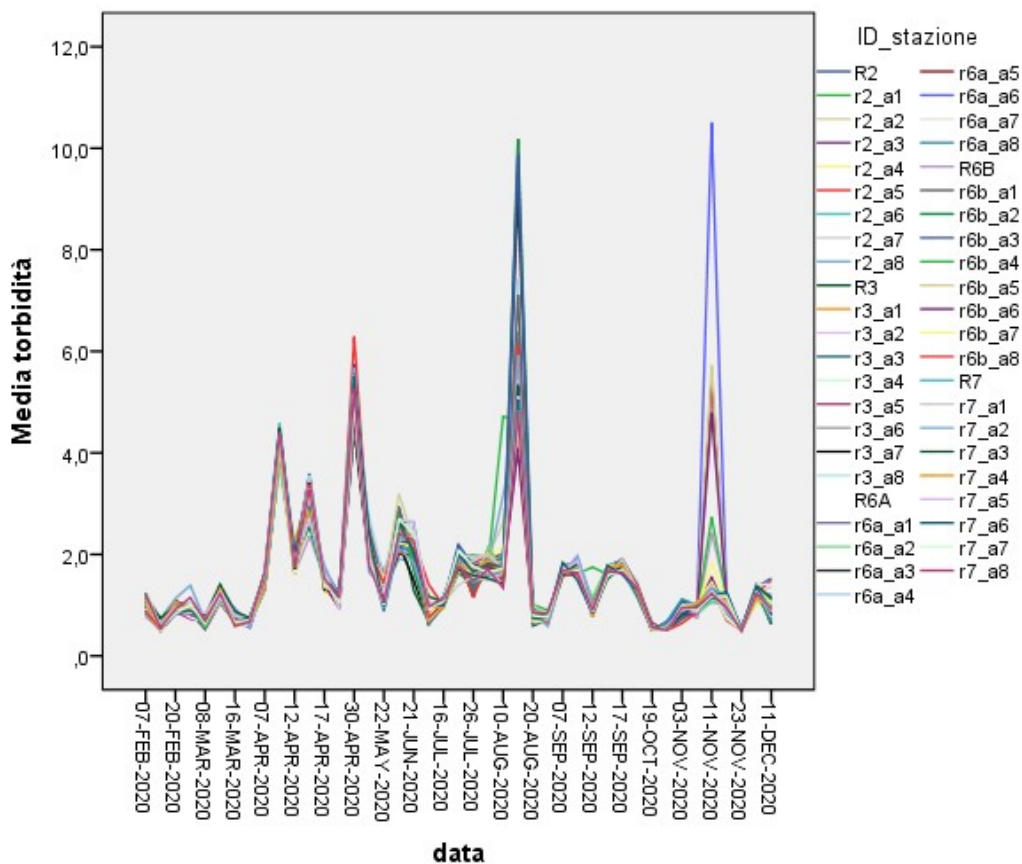


Figura 11 - Serie storica delle misure di torbidità nei pixels corrispondenti alle stazioni di monitoraggio trapianti (R2-R7) e relativi pixels adiacenti (r2_a1., r7_a8). Per ragioni di ingombro in ascissa non sono visualizzate tutte le etichette delle date

Tabella 10 - Statistiche descrittive aggregate a livello di sito

	Statistica	Errore std.
Media	1,544	,0263
Intervallo di confidenza per la media al 95%	1,493	
Limite inferiore		
Limite superiore	1,596	
Media 5% trim	1,389	
Mediana	1,235	
Varianza	1,337	
Deviazione std.	1,1565	
Minimo	,5	
Massimo	10,5	
Intervallo	10,0	
Distanza interquartilica	,9	
Asimmetria	2,614	,056
Curtosi	9,221	,111

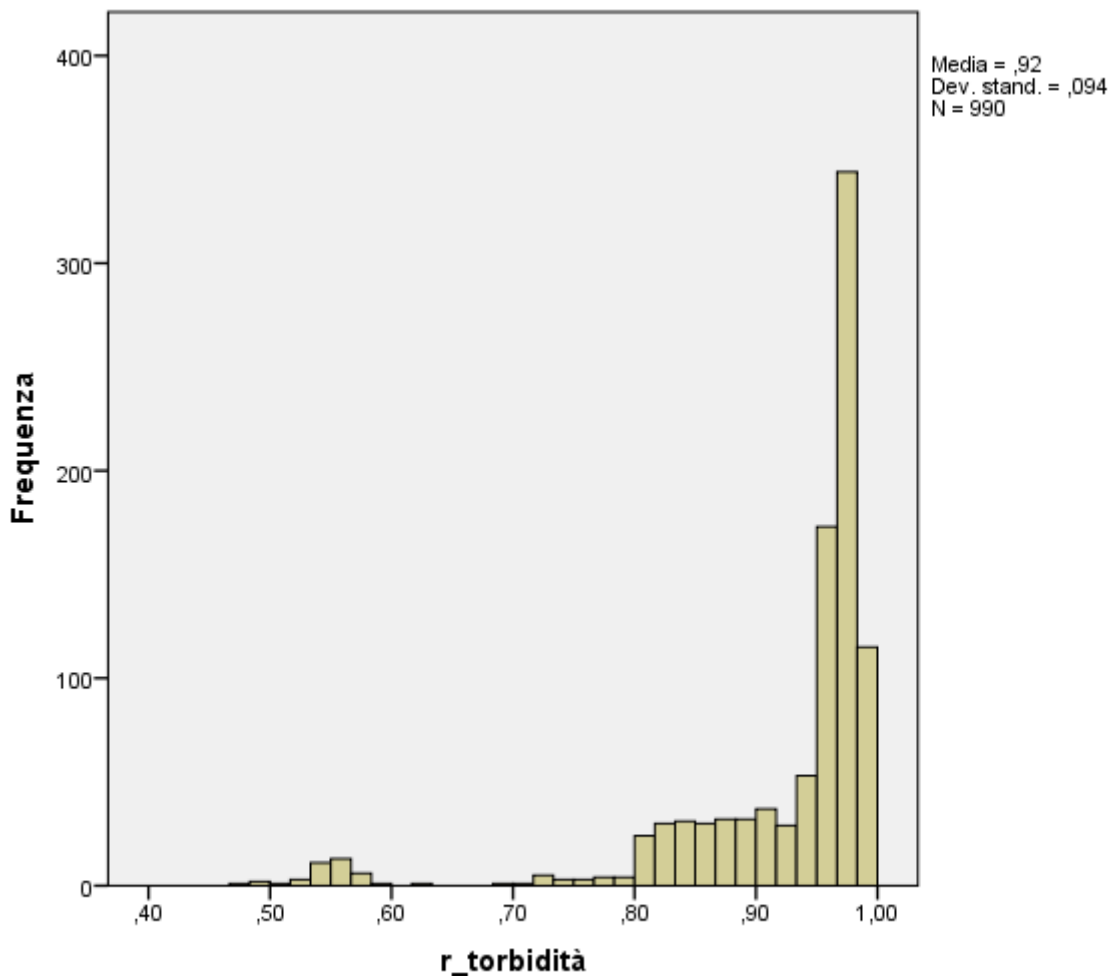


Figura 12 - Distribuzione di frequenza dei valori di correlazione r di Pearson fra tutte le combinazioni di serie storiche di torbidità per pixel rilevate nel sito di Ischia

Priolo

L'estrazione dei dati di torbidità nel sito di piombino relativi all'anno 2020 ha consentito di ottenere un serie storica con un orizzonte temporale compreso fra gennaio 2020 e dicembre 2020. In particolare, sono state ottenute 44 misure temporali rilevate nei 36 pixels considerati per un totale di 1584 osservazioni. I valori di torbidità oscillano fra 0 e 5,4 con picchi massimi in primavera e autunno, un valore medio annuo di 1,9 e corrispettivo intervallo di confidenza compreso fra 1,8 e 2,0 (Tabella 11).

La visualizzazione grafica dei patterns temporali rilevati nei vari pixels evidenzia un elevata sincronia delle oscillazioni intra-annuali (Figura 13). Il modello di regressione lineare applicato ad ogni serie temporali in nessun caso ha rivelato coefficienti associati alla variabile tempo diversi da 0 ($p > 0,05$), per cui le serie temporali sono state considerate tutte prive di trend. Dalla combinazione di tutte le coppie possibili di serie storiche è stato ottenuto un numero complessivo di valori di correlazione di Pearson pari a 630.

L'istogramma di frequenza di r evidenzia una distribuzione non normale con asimmetria negativa tipica di distribuzioni campionarie con $r > 0$ (Figura 14). La correlazione media oscilla fra 0,96 e 0,99 con valore medio 0,98, evidenziando che alla distanza media di 139,4 m fra i pixels considerati, si osservano elevati livelli di sincronizzazione spaziale (Koenig e Knops, 1998).

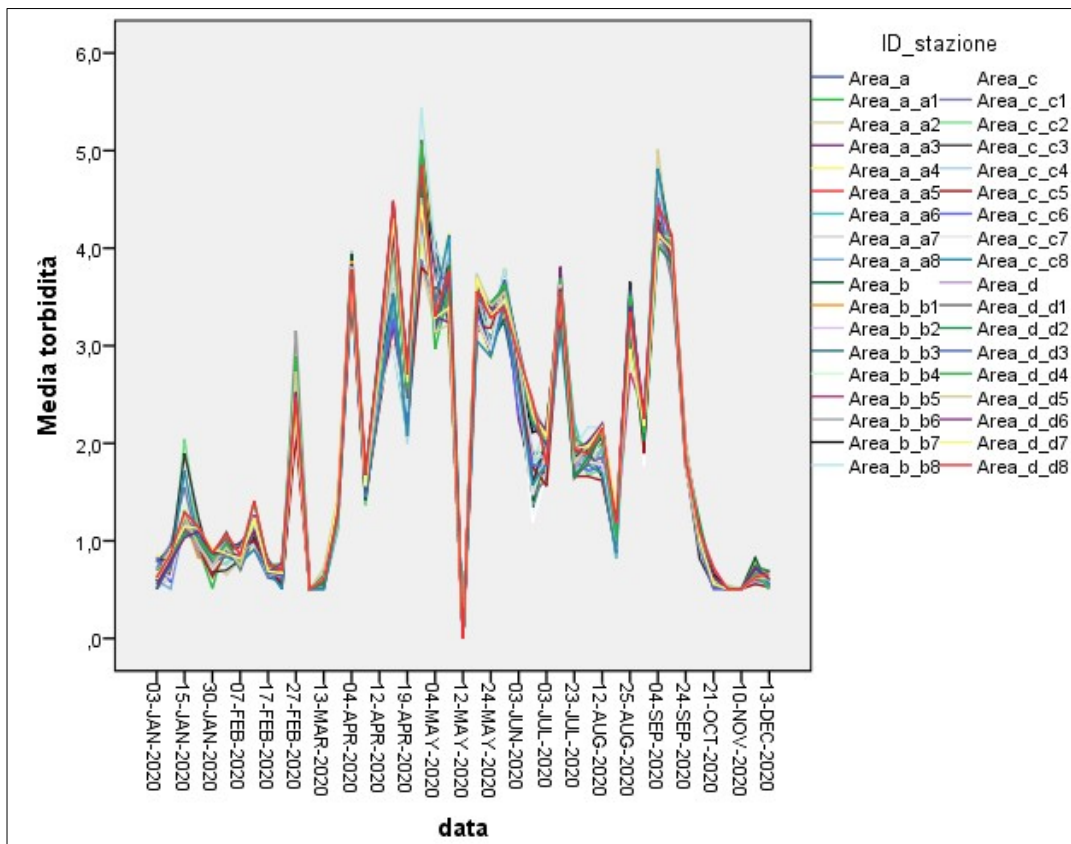


Figura 13 - Serie storica delle misure di torbidità nei pixels corrispondenti alle stazioni di monitoraggio trapianti (Area_a, Area_b, Area_c, Area_d) e relativi pixels adiacenti (Area_a: a1-a8, Area_b: a1-a8, Area_c: a1-a8, Area_d: a1-a8) nel sito di Priolo. Per ragioni di ingombro in ascissa non sono visualizzate tutte le etichette delle date

Tabella 11 - Statistiche descrittive aggregate a livello di sito

	Statistica	Errore std.
Media	1,904	,0316
Intervallo di confidenza per la media al 95%	1,842	
Limite inferiore		
Limite superiore	1,966	
Media 5% trim	1,851	
Mediana	1,689	
Varianza	1,621	
Deviiazione std.	1,2731	
Minimo	0	
Massimo	5,4	
Intervallo	5,4	
Distanza interquartilica	2,4	
Asimmetria	,514	,061
Curtosi	,998	,122

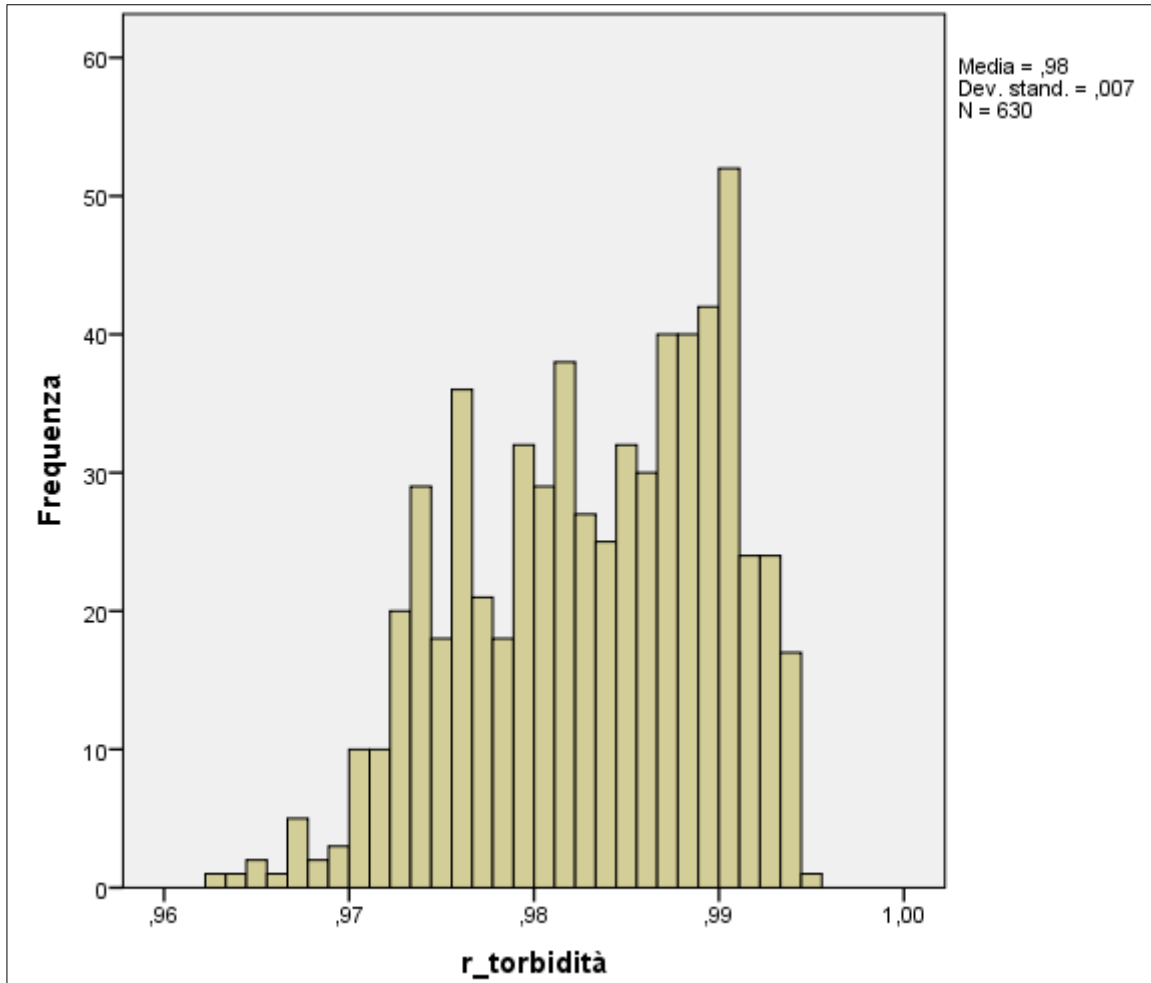


Figura 14 - Distribuzione di frequenza dei valori di correlazione r di Pearson fra tutte le combinazioni di serie storiche di torbidità per pixel rilevate nel sito di Priolo

Santa Marinella

L'estrazione dei dati di torbidità nel sito di piombino relativi all'anno 2020 ha consentito di ottenere un serie storica con un orizzonte temporale compreso fra febbraio e dicembre. In particolare, sono state ottenute 45 misure temporali rilevate nei pixels considerati (9 pixels x 2 stazioni) per un totale di 810 osservazioni. In questo caso di studio sono stati utilizzati esclusivamente i pixel coincidenti con le stazioni di monitoraggio perché in numero maggiore rispetto ai casi trattati in precedenza. I valori di torbidità oscillano fra 0,8 e 11,9 con picchi massimi in primavera e estate, un valore medio annuo di 2,6 e corrispettivo intervallo di confidenza compreso fra 2,5 e 2,7 (Tabella 12).

La visualizzazione grafica dei patterns temporali rilevati nei vari pixels evidenzia un elevata sincronia delle oscillazioni intra-annuali (Figura 15). Il modello di regressione lineare applicato ad ogni serie temporali in nessun caso ha rivelato coefficienti associati alla variabile tempo diversi da 0 ($p > 0.05$), per cui le serie temporali sono state considerate tutte prive di trend. Dalla combinazione di tutte le coppie possibili di serie storiche è stato ottenuto un numero complessivo di valori di correlazione di Pearson pari a 171.

L'istogramma di frequenza di r evidenzia una distribuzione non normale con asimmetria negativa tipica di distribuzioni campionarie con $r > 0$ (Figura 16). La correlazione media oscilla fra 0.90 e 0.99 con valore medio 0,96, evidenziando che alla distanza media di 601,8 m fra i pixels considerati, si osservano elevati livelli di sincronizzazione spaziale (Koenig e Knops, 1998).

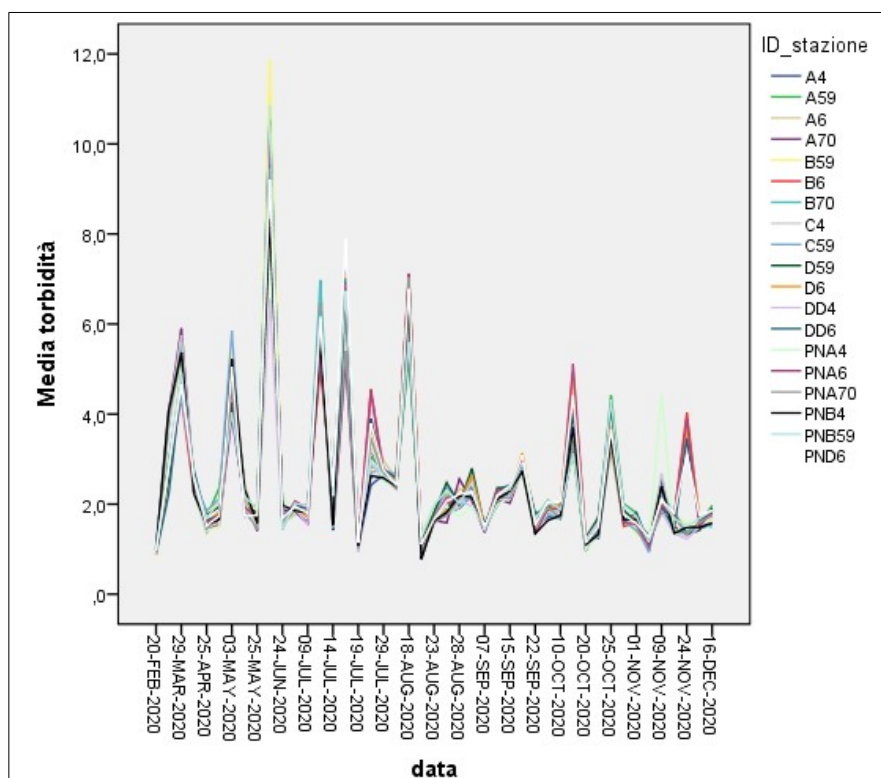


Figura 15 - Serie storica delle misure di torbidità nei pixels corrispondenti alle stazioni di monitoraggio del trapianto di Santa Marinella. Per ragioni di ingombro in ascissa non sono visualizzate tutte le etichette delle date.

Tabella 12 - Statistiche descrittive aggregate a livello di sito

	Statistica	Errore std.
Media	2,574	,0600
Intervallo di confidenza per la media al 95%	Limite inferiore 2,457 Limite superiore 2,692	
Media 5% trim	2,358	
Mediana	1,941	
Varianza	3,075	
Deviatore std.	1,7536	
Minimo	,8	
Massimo	11,9	
Intervallo	11,1	
Distanza interquartilica	1,2	
Asimmetria	2,206	,084
Curtosi	5,284	,167

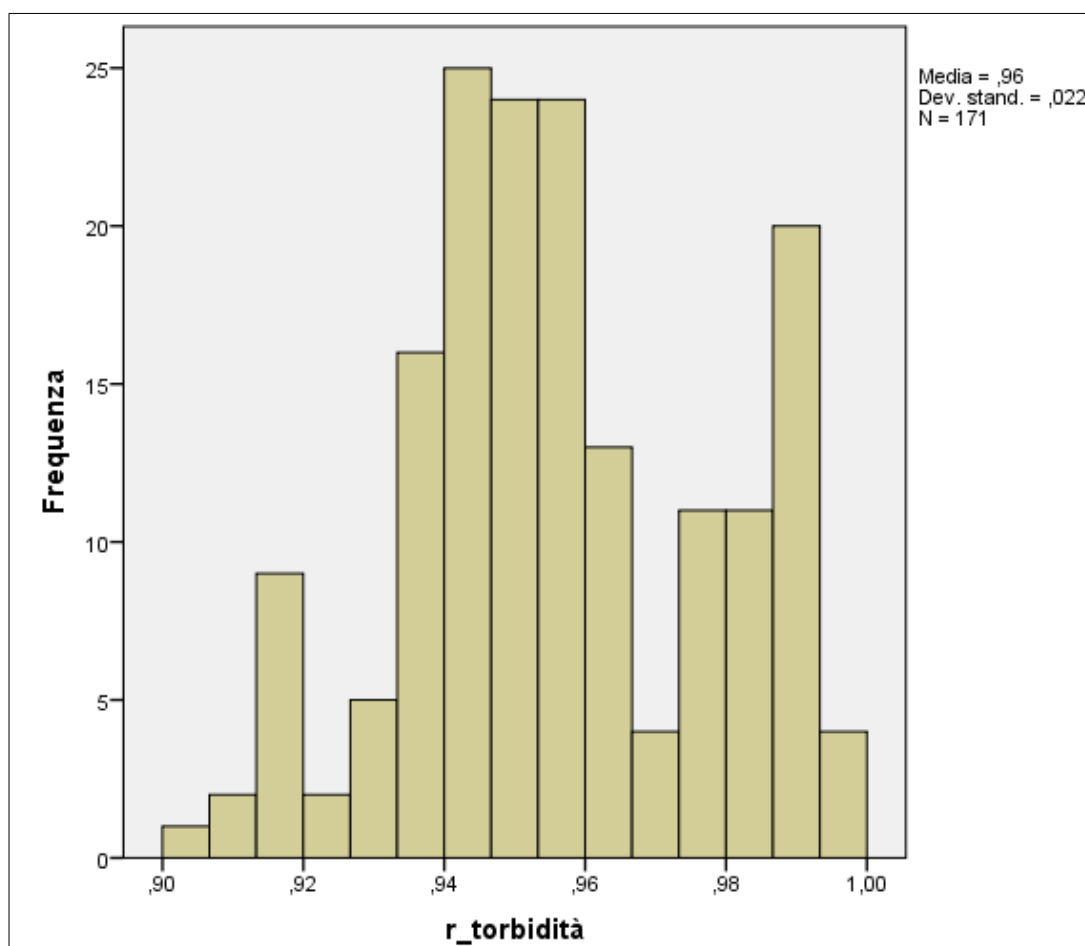


Figura 16 - Distribuzione di frequenza dei valori di correlazione r di Pearson fra tutte le combinazioni di serie storiche di torbidità per pixel rilevate nel sito di Santa Marinella.

Quadro d'insieme dei valori di torbidità e determinazione degli intervalli per l'assegnazione dei punteggi.

Dall'analisi comparativa delle fluttuazioni intra-annuali dei valori di torbidità si è evinto che questa tende ad oscillare con incrementi di sincronizzazione al ridursi della distanza (Figura 17). Considerando che esiste un legame tra livelli di sincronizzazione delle forzanti ambientali e le diverse variabili risposta (Benton et al., 2001), i nostri risultati, supportano l'ipotesi che le variazioni dei livelli di torbidità risultano omogeneamente distribuite nel tempo alla scala del chilometro. Il confronto dei valori medi di torbidità fra tutti i siti ha evidenziato maggiori valori nel sito di Santa Marinella con media annua stimata compresa fra 2,5 e 2,7 NTU (Tabella 13).

Il Trapianto di Santa Marinella è risultato il più vecchio fra i casi di studio monitorati nell'ambito del SEPOSSO ed i risultati relativi alla densità dei fasci nelle 13 aree di trapianto hanno mostrato valori di densità assimilabili a quelli della prateria naturale, che mediati a livello di sito sono stati classificati come "prateria densa" *sensu* Giraud (1977). Questo esito è stato ritenuto il più consolidato in considerazione del fatto che il coefficiente di variazione della densità media ha da molto tempo raggiunto la fase di stazionarietà (AA.VV. LIFE SEPOSSO Report B2, 2020) Si è quindi utilizzato la performance del trapianto di questo sito come riferimento per stabilire i punteggi del parametro torbidità nel calcolo del PTSI. In particolare, è stato scelto il limite superiore dell'intervallo di confidenza del valore medio di NTU stimato su base annua come il primo valore soglia. Come ulteriore valore soglia è stata, inoltre, utilizzata la profondità dei trapianti. Poiché, infatti, la relazione fra torbidità e distribuzione batimetrica della luce è di tipo esponenziale, ne discende che nei primi metri a piccole variazioni di torbidità per livelli crescenti di profondità corrispondono rilevanti variazioni di luce (Duarte et al., 2007).

La scelta di utilizzare i valori di torbidità ottenuti nei siti oggetto del monitoraggio dei trapianti è stata motivata dalla circostanza che in genere la posizione del limite inferiore delle fanerogame marine viene modellata utilizzando il coefficiente di estinzione come proxy della quantità di luce (Duarte, 1991). Questi modelli fanno, però, riferimento a praterie naturali che, come tali, sono in grado di compensare prolungati bilanci negativi del carbonio luce dipendenti, attraverso il complesso sistema dei rizomi e loro interconnessioni (Alcoverro et al., 2001; Marbà et al., 2002).

Le talee utilizzate per i trapianti (incluse quelle per Ischia, Priolo e Santa Marinella) a causa del prelievo subiscono inevitabilmente l'interruzione delle interconnessioni clonali (Marbà et al., 2002). Nei tre casi di studio menzionati, nonostante le talee siano state private delle interconnessioni, in quelle specifiche condizioni di torbidità e profondità, hanno evidenziato livelli di sopravvivenza in media superiori al 50% seguite, dopo certo numero anni dalla espansione clonale, che a Santa Marinella ha determinato valori di densità superiori a quelli registrati nella prateria naturale limitrofa. Quindi, cautelativamente per valori di TSU < 2,7 e profondità ≤ 13 m è stato assegnato il punteggio più alto (2), senza però escludere l'eventualità che per valori di profondità > 13 m e TSU $\geq 2,7$ o TSU < 2,7 e per profondità ≤ 13 m con TSU $\geq 2,7$, le talee possano attecchire; per queste ultime condizioni caso il punteggio assegnato è stato 1 (Tabella 14).

Tabella 13 - Valori medi annui ed intervalli di confidenza stimati nei quattro casi di studio.

Caso di studio	Range batimetrico delle stazioni di monitoraggio (m)	Turbidità Valore medio annuo (NTU)	Intervallo di confidenza	
			Limite inferiore (NTU)	Limite superiore (NTU)
Piombino	11-13	2,538	2,441	2,635
Ischia	8-9	1,544	1,493	1,596
Priolo	13-13	1,904	1,842	1,966
Santa Marinella	8-12	2,574	2,457	2,692

Tabella 14 - Punteggi assegnati al parametro G – Torbidità.

Codice Parametro	Parametro	punteggi PTSI (SEPOSSO)
G	Turbidità (TSU) (dati satellitari Copernicus)	1 = per profondità > 13 m
		1 = per NTU ≥ 2,69 (profondità ≤13 m)
		2 = per NTU < 2,69 (profondità ≤13 m)

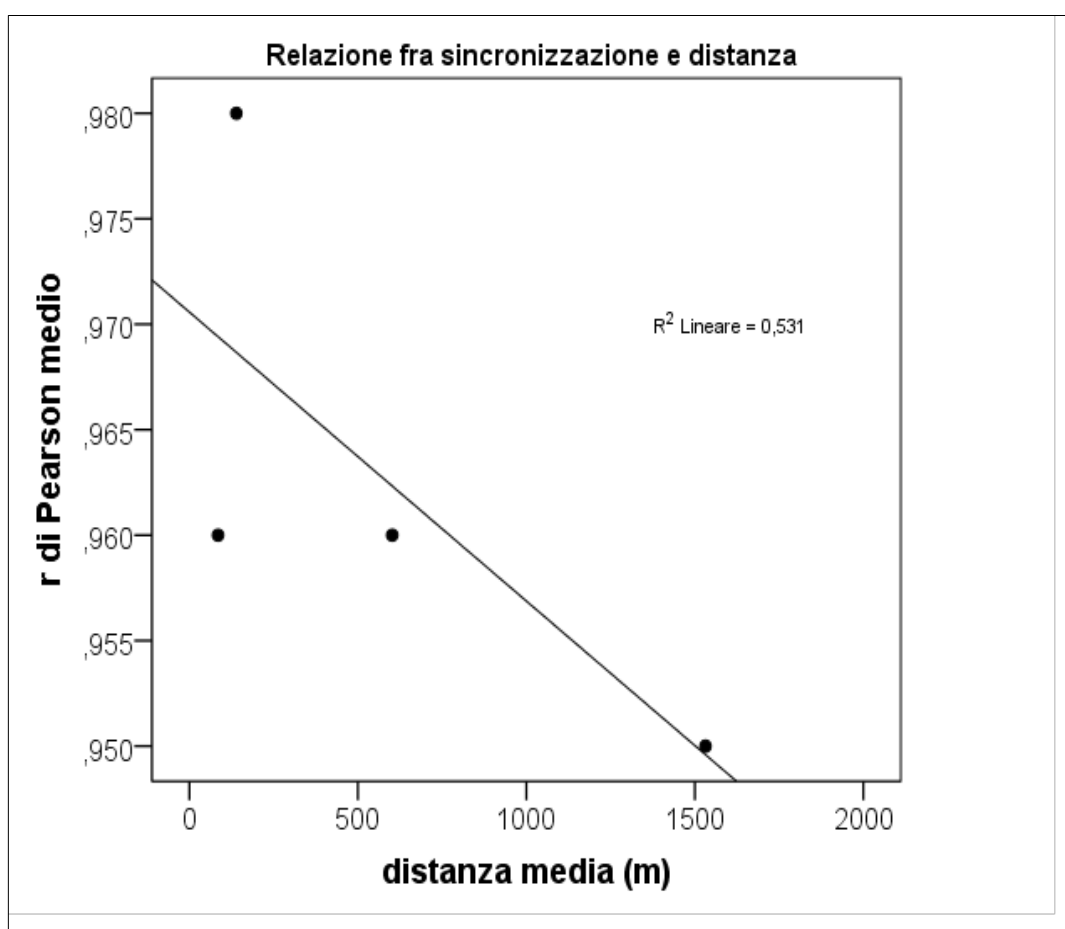


Figura 17 - Andamento del coefficiente di correlazione al variare della distanza.

3.9. Parametro H – Condizioni idrodinamiche (nuovo parametro per il PTSI)

È stato evidenziato che le dinamiche costiere influenzano fortemente le praterie di fanerogame marine più superficiali (Vacchi *et al.*, 2010). In particolare, il limite superiore delle praterie di *P. oceanica* e la sua posizione lungo la regione litorale, in condizioni naturali, sono principalmente controllati dal regime idrodinamico locale costiero.

Vacchi È stato evidenziato che le dinamiche costiere influenzano fortemente le praterie di fanerogame marine più superficiali (Vacchi *et al.*, 2010). In particolare, il limite superiore delle praterie di *P. oceanica* e la sua posizione lungo la regione litorale, in condizioni naturali, sono principalmente controllati dal regime idrodinamico locale costiero.

Vacchi *et al.* (2014) hanno messo a punto un modello per prevedere la posizione del limite superiore, fornendo la prova che la sua posizione, in assenza di elevate pressioni antropiche, può essere stimata sulla base dei soli parametri fisici. La disponibilità di un tale strumento predittivo è essenziale nel quadro di un piano di gestione integrata delle praterie di fanerogame alla scala spaziale del Mediterraneo, consentendo l'identificazione di porzioni di fondale in cui il regime idrodinamico presente è teoricamente compatibilmente con interventi specifici di trapianto (Montefalcone *et al.*, 2019).

Ciò prefigura la potenzialità che la fanerogama può essere attivamente ripristinata, a condizione che le pressioni che hanno causato la sua regressione siano state rimosse. Il modello restituisce stime accurate in assenza di substrati duri (Montefalcone *et al.*, 2016) ed include due equazioni per localizzare la posizione naturale del limite superiore della prateria di *P. oceanica*:

$$k_{min} = 5.94 + 0.29\varepsilon$$

$$k_{max} = 17.83 + 0.41\varepsilon$$

dove k_{min} and k_{max} rappresentano la distanza minima e massima in metri rispetto alla profondità di rottura dell'onda entro cui è teoricamente previsto che il limite superiore della prateria si possa trovare, mentre ε è l'indice di scala del frangente (Figura 18).

A sua volta:

$$\varepsilon = a\omega^2/g\tan^2\beta$$

dove: a (ampiezza del frangente) = $H_o/2$,

ω (energia radiante dell'onda incidente) = $2\pi/T_o$,

g = accelerazione di gravità;

β = pendenza del fondale nella zona di surf,

H_o = altezza dell'onda al largo;

T_o = periodo dell'onda al largo.

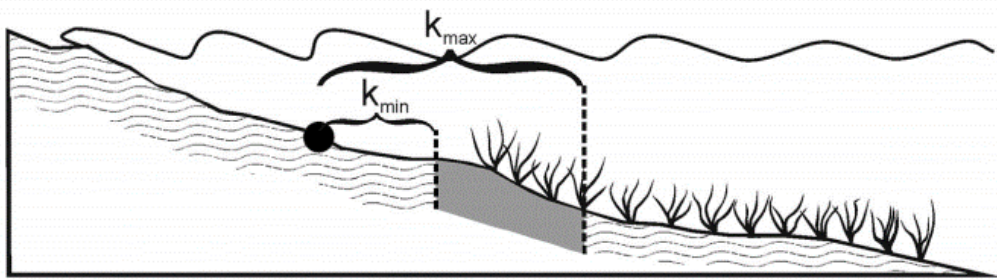


Figura 18 - Profilo di fondale in prossimità del limite superiore di *P. oceanica*: cerchio nero marca la profondità di rottura dell'onda ($db = \text{breaking depth}$) e rispettive k_{min} e k_{max} a delimitare la fascia entro cui è previsto dal modello che ricada il limite superiore di *P. oceanica* (da Montefalcone et al., 2019).

Base dati e framework di calcolo della posizione teorica del limite superiore

Lo studio idraulico marittimo è stato eseguito mediante l'ausilio di modelli matematici complessi che rappresentano lo strumento più completo per l'analisi e la definizione dei fenomeni che caratterizzano i processi idraulici in ambienti marino-costieri.

Il modello matematico applicato per la modellazione bidimensionale e tridimensionale è il MIKE sviluppato dal Danish Hydraulic Institute (DHI) (Figura 19), che rappresenta uno dei codici di calcolo più robusti e complessi con numerose applicazioni in tutto il mondo e per svariate opere marittime costiere italiane. Esso è basato sulla risoluzione alle differenze finite su griglia flessibile (*flexible mesh*) di numerosi algoritmi che descrivono i fenomeni idraulici riscontrabili in un sistema marino sito specifico.

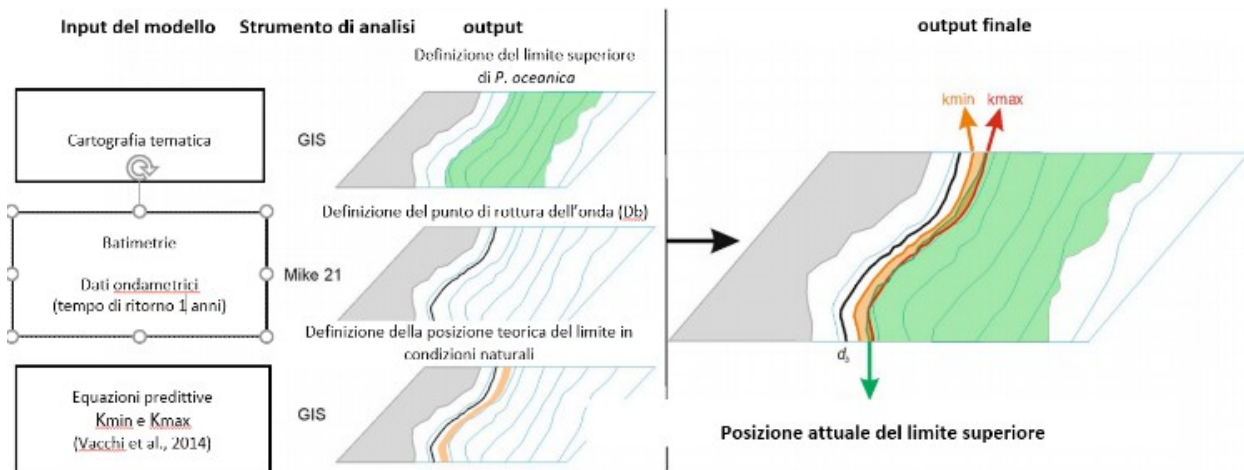


Figura 19 - Diagramma di flusso per la modellazione della posizione teorica del limite superiore di *P. oceanica*. La linea nera indica la zona di rottura dell'onda mentre la fascia arancione rappresenta la porzione di fondale entro cui *P. oceanica* può spingersi verso la costa in assenza di pressioni antropiche (da Montefalcone et al., 2019).

I dati del clima ondoso sono stati ricavati dai dati disponibili sulla piattaforma Copernicus ECMWF (<https://cds.climate.copernicus.eu>), in particolare si è ritenuto valido per i siti in questione utilizzare il dataset Mediterranean Sea Waves Hindcast (MSWH)¹, che rappresenta uno dei dataset di previsione ECMWF che utilizza un approccio combinato di dati di modello WAM Cycle 4.5.4 e osservazioni del bacino del mediterraneo (Figura 20), così da ottenere un set di dati completo e coerente temporalmente, fisicamente basato (Figura 21).

1 MEDSEA_HINDCAST_WAV_006_012 è il prodotto pluriennale del sistema di previsione delle onde del Mar Mediterraneo. Si tratta di un hindcast pluriennale delle onde a partire da febbraio 2006, composto da parametri d'onda orari a $1/24^\circ$ di risoluzione orizzontale, che copre il Mar Mediterraneo e si estende fino a -18.125° nell'Oceano Atlantico. È prodotto dal sistema di previsione delle onde del Mar Mediterraneo, che è un modello di onde basato sul WAM Cycle 4.5.4, che è stato sviluppato come una sequenza annidata di due griglie di calcolo (grossolana e fine) per assicurare che le onde che si propagano dal Nord Atlantico (NA) verso lo stretto di Gibilterra entrino correttamente nel Mar Mediterraneo (MED). La griglia grossolana copre l'Oceano Atlantico del Nord da 75° W a 10° E e da 70° N a 10° S in risoluzione $1/6^\circ$ mentre la griglia fine annidata copre il Mediterraneo

Sea from 18.125° W to 36.2917° E and from 30.1875° N to 45.9792° N with a $1/24^\circ$ (~ 4.6 km) resolution. The Med-Waves modelling system resolves the prognostic part of the wave spectrum with 24 directional and 32 logarithmically distributed frequency bins.

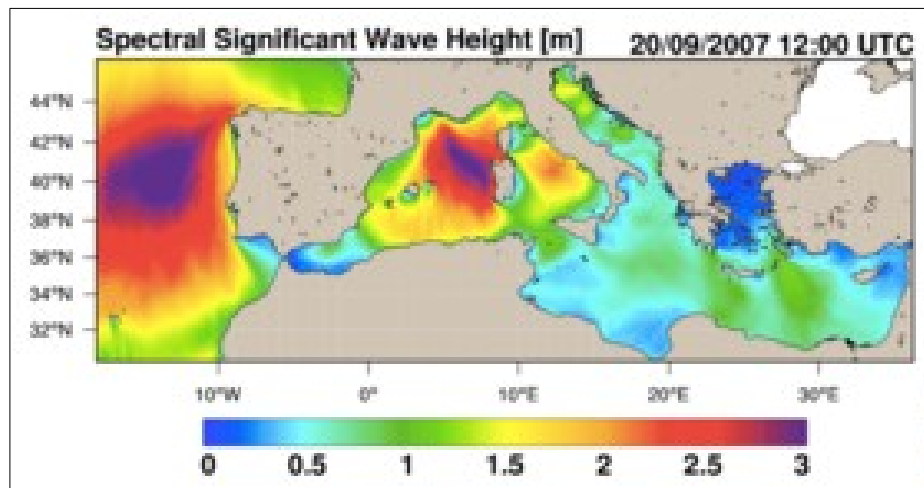


Figura 20 - petto dell'altezza d'onda significativa (H_s) del modello Mediterranean Sea Waves Hindcast

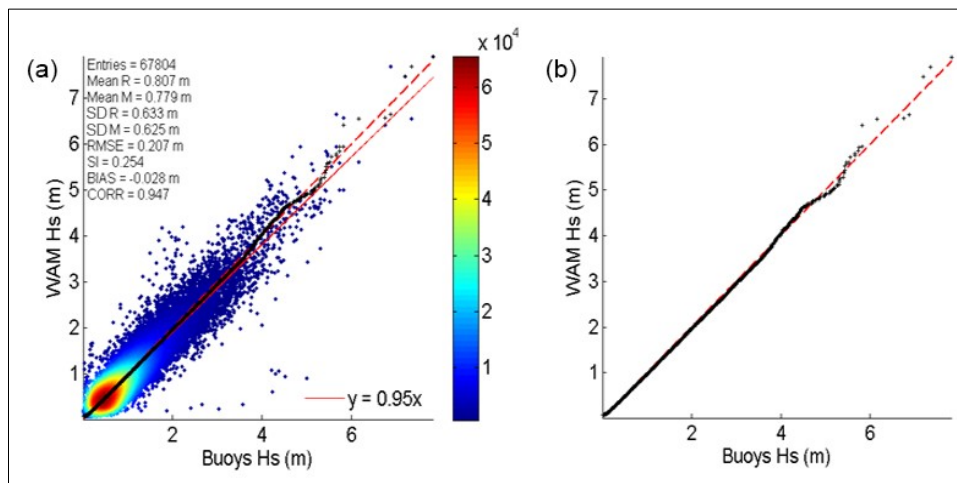


Figura 21 - Scatter plot dei dati di altezza d'onda del modello Mediterranean Sea Waves Hindcast confrontati con osservazioni reali da boe ondometriche per l'intero Mediterraneo (Ravdas et al., 2018)

I punti di estrazione dei dati del modello previsionale a larga scala sono stati posti a largo, in prossimità delle aree di studio. Il dataset analizzato presenta una serie storica temporale continua oraria di un anno, dal 01/01/2020 al 31/12/2020, ed una risoluzione spaziale delle celle di ~4,5km per lato.

Il dataset ha fornito dati di altezza d'onda significativa (H_s), periodo d'onda (T_p) e direzione media dell'onda (MWD) per ogni area di studio. Per ogni area, è stato quindi individuato un settore principale di provenienza delle mareggiate. Tutti gli eventi di mareggiata sopra analizzati sono stati processati statisticamente mediante l'applicazione del cosiddetto metodo POT (Peak Over Threshold).

Tale metodo permette, una volta individuata una soglia minima di altezza d'onda, di considerare nell'analisi gli eventi di mareggiata a prescindere dal fatto che essi si siano o meno verificati nello stesso anno o in anni diversi.

I valori di soglia di altezza d'onda adottati nell'analisi sono stati individuati in modo da ottenere un numero di eventi identico per effettuare l'analisi statistica dei settori di provenienza del moto ondoso: l'analisi degli eventi estremi è stata estesa in modo da riuscire a differenziare la distribuzione di probabilità associata agli eventi estremi per i settori di provenienza più significativi.

Tale analisi direzionale può risultare utile, ad esempio, non soltanto l'individuazione dell'altezza d'onda ma anche della direzione dell'onda. La regolarizzazione statistica è stata effettuata utilizzando il modulo di calcolo MIKE EVA – Extreme Values Analysis del DHI Water Environment Health. I risultati dell'analisi sono di seguito riportati sempre suddivisi per area.

I processi di dinamica del litorale sono determinati da un insieme di fenomeni che determinano il movimento dei sedimenti nella parte attiva della spiaggia, sia immersa che emersa. I movimenti sono ascrivibili all'azione del vento e delle maree sulla spiaggia emersa, mentre la dinamica della spiaggia sommersa è legata all'azione del moto ondoso, prima e dopo il frangimento e delle correnti generate dalla trasformazione del processo di moto da oscillatorio a traslatorio.

Tra le correnti generate dall'onda, nell'area fuori dal limite del frangimento, hanno un ruolo fondamentale le correnti di massa, mentre nell'area compresa tra la *surf zone* e la battigia, quelle che traggono origine dal fenomeno di rottura delle onde.

Nelle 4 aree studio è stato calcolata, tramite il software MIKE 3, la zona di rottura dell'onda rispetto alla quale è stata calcolata con il metodo descritto in Vacchi *et al.* (2014) e Montefalcone *et al.* (2019) la fascia entro cui è collocato il limite superiore teorico di *P. oceanica* delimitata da K_{min} e K_{max} .

Tenuto conto che K_{max} rappresenta il limite previsto verso il mare della regione del fondale marino dove il limite superiore era previsto, si è scelto cautelativamente di utilizzare la sua posizione come valore soglia per il calcolo dei punteggi. Una volta geo-localizzata la posizione teorica del limite superiore naturale sulla mappa in ogni area di studio, è stato generato quindi il raster corrispondente al parametro condizioni idrodinamiche utilizzando i punteggi riportati in Tabella 15.

Tabella 15 - Punteggi del parametro H - condizioni idrodinamiche.

Codice Parametro	Parametro	punteggi PTSI (SEPOSSO)
H	Condizioni idrodinamiche	0 = distanza < K_{max} 1 = distanza > K_{max}

Piombino

Il periodo d'onda aumenta procedendo dal largo alla costa raggiungendo valori superiori a 5,6 secondi nell'area di studio (Figura 22). La distribuzione degli eventi ondosi per classi di altezza d'onda e direzione di provenienza, coerentemente con l'esposizione del paraggio, mostra la prevalenza degli stati di mare provenienti da sud (180°) (Figura 23). La scala indica il periodo d'onda.

L'analisi del tempo di ritorno per onde di altezza crescenti rilevate su base oraria per un periodo di un anno (2020), ha consentito di stimare la probabilità di un evento estremo a 2, 3 e 5 anni (Tabella 16). In particolare, in via cautelativa è stata utilizzata l'altezza d'onda estrema corrispondente con un tempo di ritorno di 5 anni, al fine di calcolare la profondità di frangimento e, conseguentemente, il K_{max} (Figura 24).

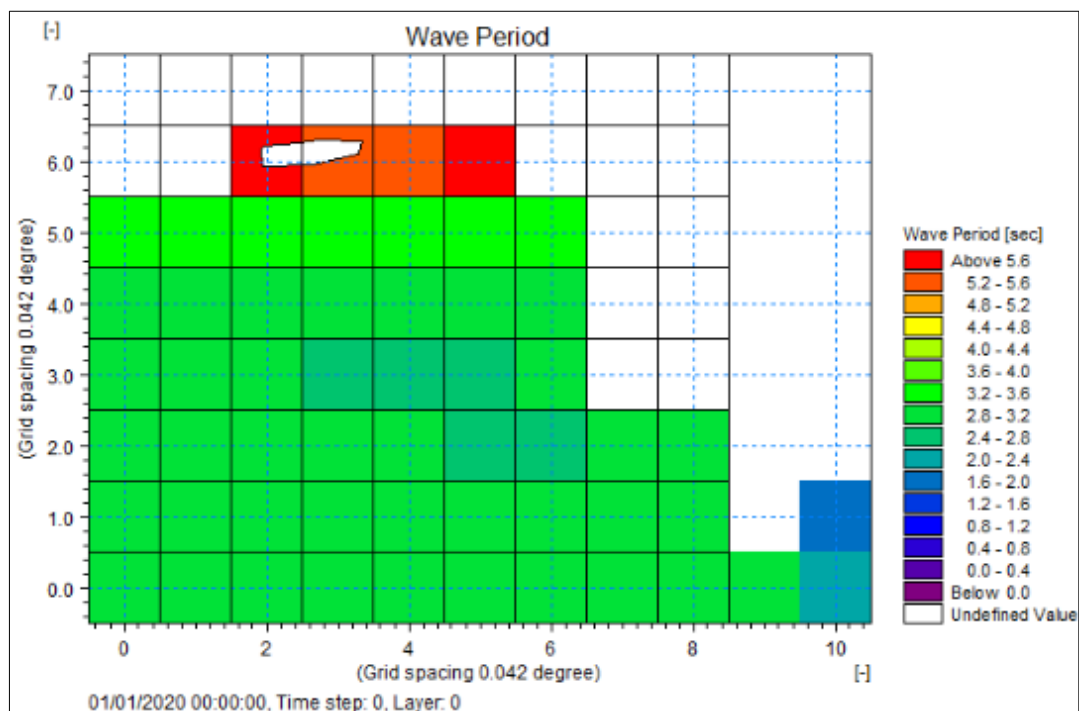


Figura 22 - Tratto di mare che include l'area di studio di Piombino indicata con la freccia. I quadrati rappresentano le celle di estrazione dell'altezza d'onda (dimensione delle celle di ~4,5km per lato). Con i cerchi sono indicate le celle selezionate per la caratterizzazione delle mareggiate.

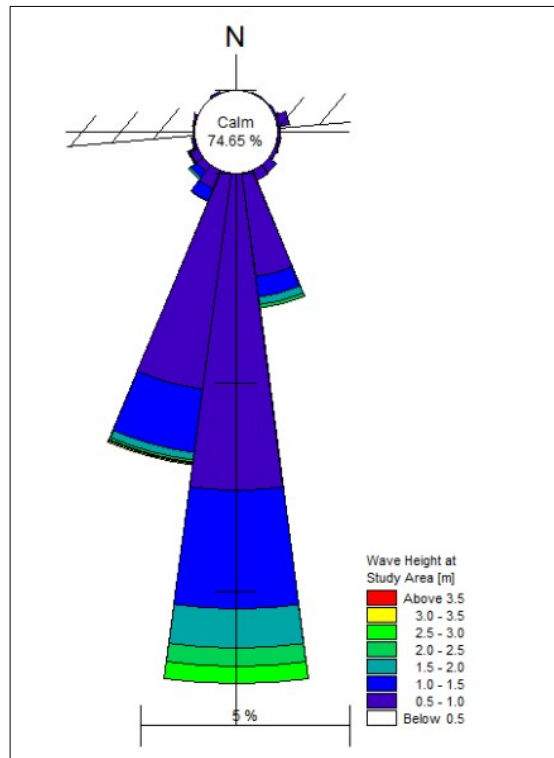


Figura 23 - Ricostruzione del clima ondoso medio annuo nelle celle indicate con i cerchi in figura 22.

Tabella 16 - Parametri d'onda stimati a differenti tempi di ritorno nel tratto di mare antistante il sito di Piombino.

Return Period [years]	Offshore Wave Height [m]	Offshore Wave Period [s]	Offshore Wave Direction [°N]
2	4,2	6,9	180
3	5,0	8,7	180
5	5,8	9,0	180



Figura 24 - Ubicazione della profondità di frangimento delle onde e K_{max} (vedi figura 20) nell'area di Piombino. In rosso è indicato il limite dell'area indagata e in verde sono visualizzati la profondità di frangimento ($db = 5,94 \text{ m}$) e la distanza di k_{max} da db ($17,85 \text{ m}$).

Santa Marinella

Il periodo d'onda varia lungo l'asse NW-SE raggiungendo valori superiori a 4,3 secondi nell'area di studio di Santa Marinella (Figura 25). La distribuzione degli eventi ondosi per classi di altezza d'onda e direzione di provenienza, coerentemente con l'esposizione del paraggio, mostra la prevalenza degli stati di mare provenienti da sud (180°) (Figura 26). L'analisi del tempo di ritorno per onde di altezza crescenti rilevate su base oraria per un periodo di un anno (2020), ha consentito di stimare la probabilità di un evento estremo a 2, 3 e 5 anni (Tabella 17). In particolare, in via cautelativa è stata utilizzata l'altezza d'onda estrema corrispondente con un tempo di ritorno di 5 anni, al fine di calcolare la profondità di frangimento e, conseguentemente, il K_{max} (Figura 27).

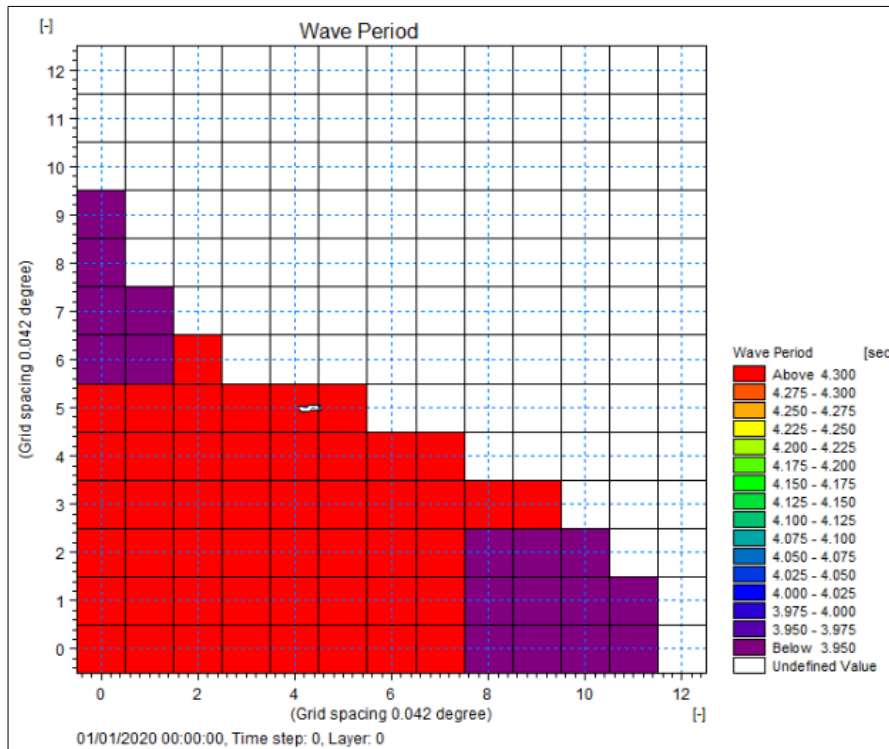


Figura 25 - Tratto di mare che include il sito di Santa Marinella indicata con la freccia. I quadrati rappresentano le celle di estrazione dell'altezza d'onda (dimensione delle celle di ~4,5km per lato). Con il cerchio è indicata la cella selezionata per la caratterizzazione delle mareggiate.

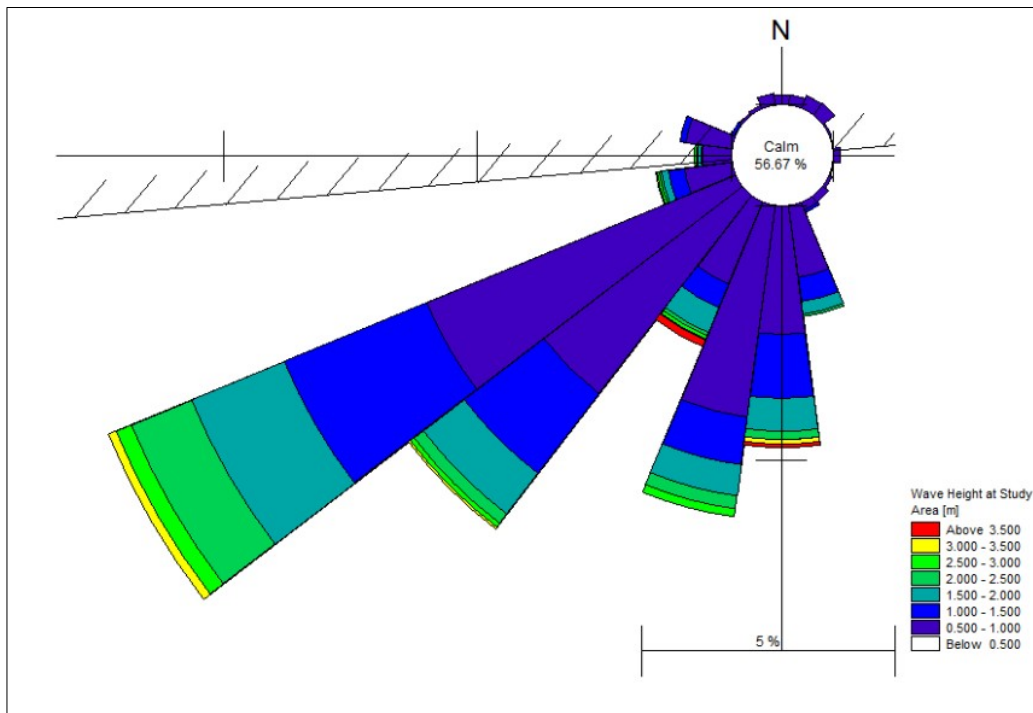


Figura 26 - Ricostruzione del clima ondoso medio annuo nelle celle indicate con il cerchio in figura 26.

Tabella 17 - Parametri d'onda stimati a differenti tempi di ritorno nel tratto di mare antistante il sito di Santa Marinella.

Return Period [years]	Offshore Wave Height [m]	Offshore Wave Period [s]	Offshore Wave Direction [°N]
2	6,0	9,1	180
3	6,7	9,3	180
5	7,4	9,5	180



Figura 27 - Ubicazione della profondità di frangimento delle onde e Kmax (vedi figura 20) nell'area di Piombino. In rosso è indicato il limite dell'area indagata e in verde sono visualizzati la profondità di frangimento ($db=7,36$ m) e la distanza di kmax da db (17,84m).

Ischia

Il periodo d'onda cresce in direzione NW-SE raggiungendo valori di circa 3,5 secondi nell'area di studio di Ischia (Figura 28). La distribuzione degli eventi ondosi per classi di altezza d'onda e direzione di provenienza, coerentemente con l'esposizione del paraggio, mostra la prevalenza degli stati di mare provenienti da sud (180°) (Figura 29). L'analisi del tempo di ritorno per onde di altezza crescenti rilevate su base oraria per un periodo di un anno (2020), ha consentito di stimare la probabilità di un evento estremo a 2, 3 e 5 anni (Tabella 18). In particolare, in via cautelativa è stata utilizzata l'altezza d'onda estrema corrispondente con un tempo di ritorno di 5 anni, al fine di calcolare la profondità di frangimento e, conseguentemente, il Kmax (Figura 30).

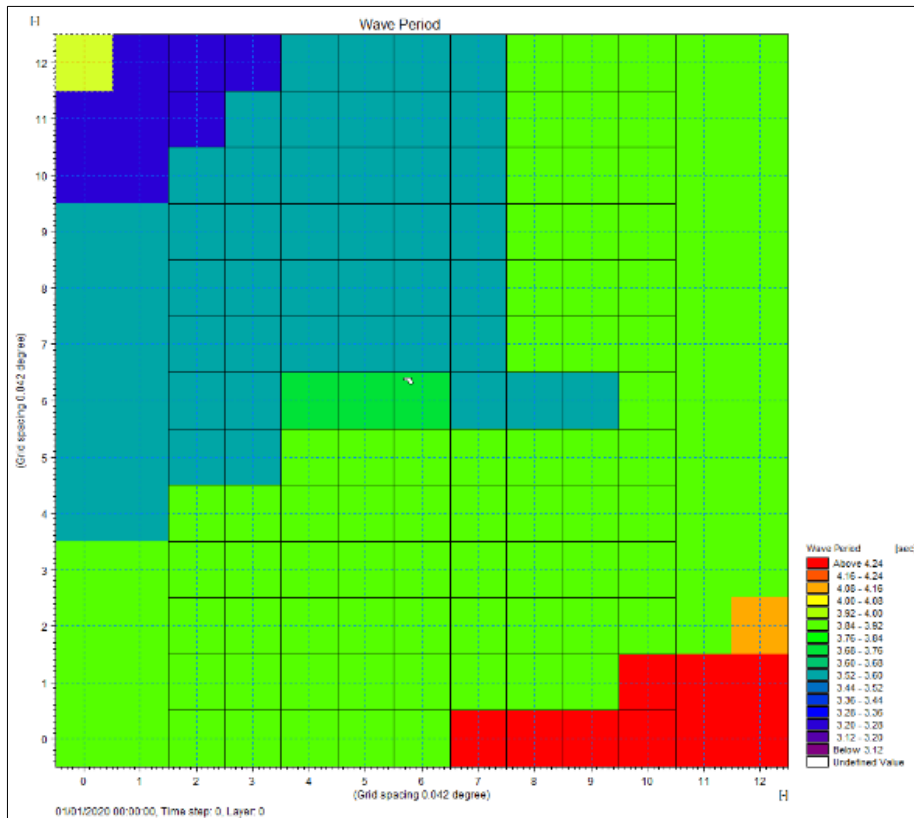


Figura 28 - Tratto di mare che include il sito di Ischia indicata con la freccia. I quadrati rappresentano le celle di estrazione dell'altezza d'onda (dimensione delle celle di ~4,5km per lato). Con il cerchio è indicata la cella selezionata per la caratterizzazione delle mareggiate.

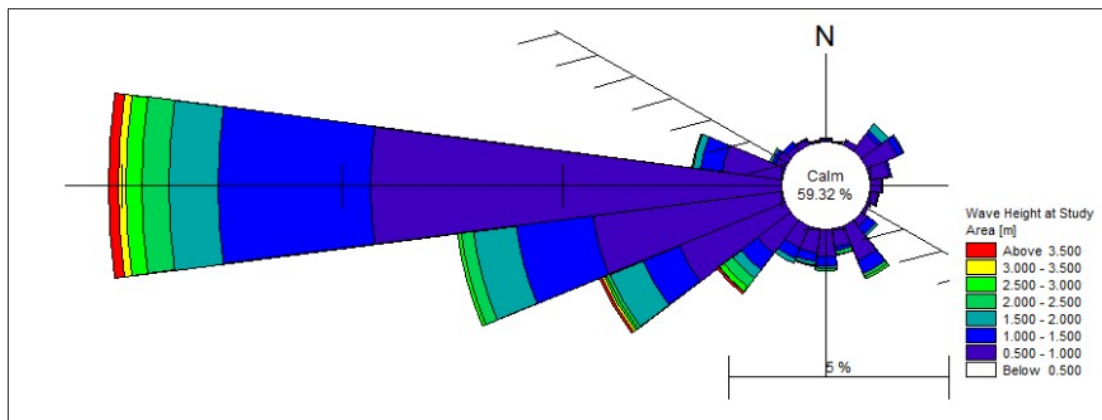


Figura 29 - Ricostruzione del clima ondoso medio annuo nella cella indicata con il cerchio in figura 30.

Tabella 18 - Parametri d'onda stimati a differenti tempi di ritorno nel tratto di mare antistante il sito di Ischia.

Return Period [years]	Offshore Wave Height [m]	Offshore Wave Period [s]	Offshore Wave Direction [°N]
2	2,46	4,07	45
3	2,72	4,18	45
5	3,00	4,30	45



Figura 30 - Ubicazione della profondità di frangimento delle onde e Kmax (vedi figura 20) nell'area di Ischia. In rosso è indicato il limite dell'area indagata e in verde sono visualizzati la profondità di frangimento ($db=3.40$ m) e la distanza di kmax da db (19,61m).

Priolo

Il periodo d'onda si incrementa lungo l'asse NE-SW in direzione della costa raggiungendo valori superiori a 7,6 secondi nell'area di studio di Santa Marinella (Figura 31). La distribuzione degli eventi ondosi per classi di altezza d'onda e direzione di provenienza, coerentemente con l'esposizione del paraggio, mostra la prevalenza degli stati di mare provenienti da Nord Est (60°) (Figura 32). L'analisi del tempo di ritorno per onde di altezza crescenti rilevate su base oraria per un periodo di un anno (2020), ha consentito di stimare la probabilità di un evento estremo a 2, 3 e 5 anni (Tabella 19). In particolare, in via cautelativa è stata utilizzata l'altezza d'onda estrema corrispondente con un tempo di ritorno di 5 anni, al fine di calcolare la profondità di frangimento e, conseguentemente, il Kmax (Figura 33).

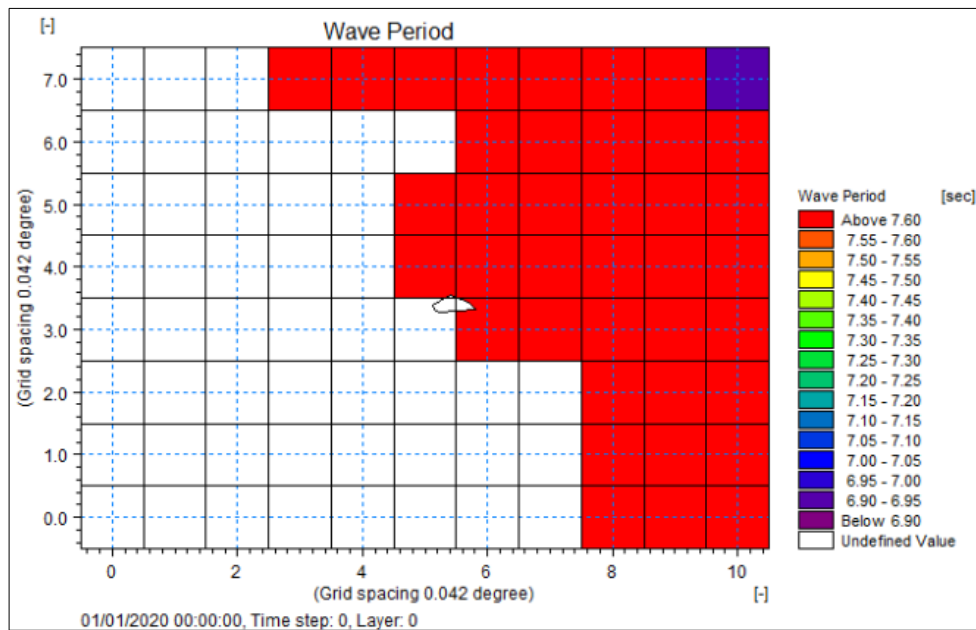


Figura 31 - Tratto di mare che include il sito di Priolo indicata con la freccia. I quadrati rappresentano le celle di estrazione dell'altezza d'onda (dimensione delle celle di ~4,5km per lato). Con il cerchio è indicata la cella selezionata per la caratterizzazione delle mareggiate.

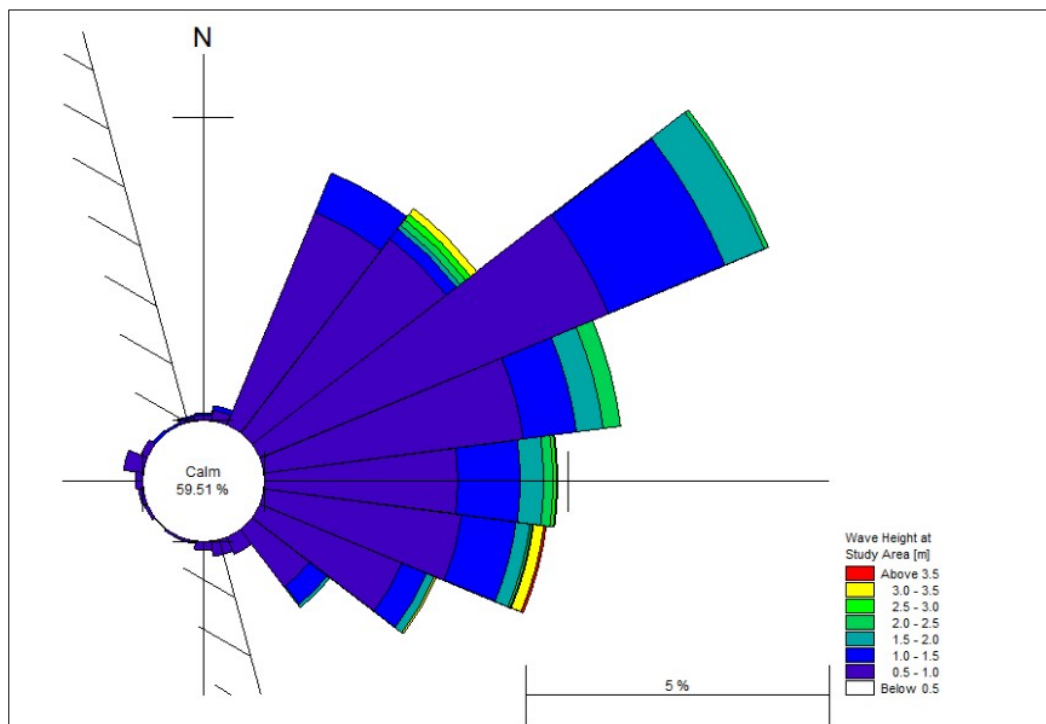


Figura 32 - Ricostruzione del clima ondoso medio annuo nella cella indicata con il cerchio in figura 34.

Tabella 19 - Parametri d'onda stimati a differenti tempi di ritorno nel tratto di mare antistante il sito di Priolo..

Return Period [years]	Offshore Wave Height [m]	Offshore Wave Period [s]	Offshore Wave Direction [°N]
2	4,4	11,0	60
3	5,0	11,4	60
5	5,7	11,8	60

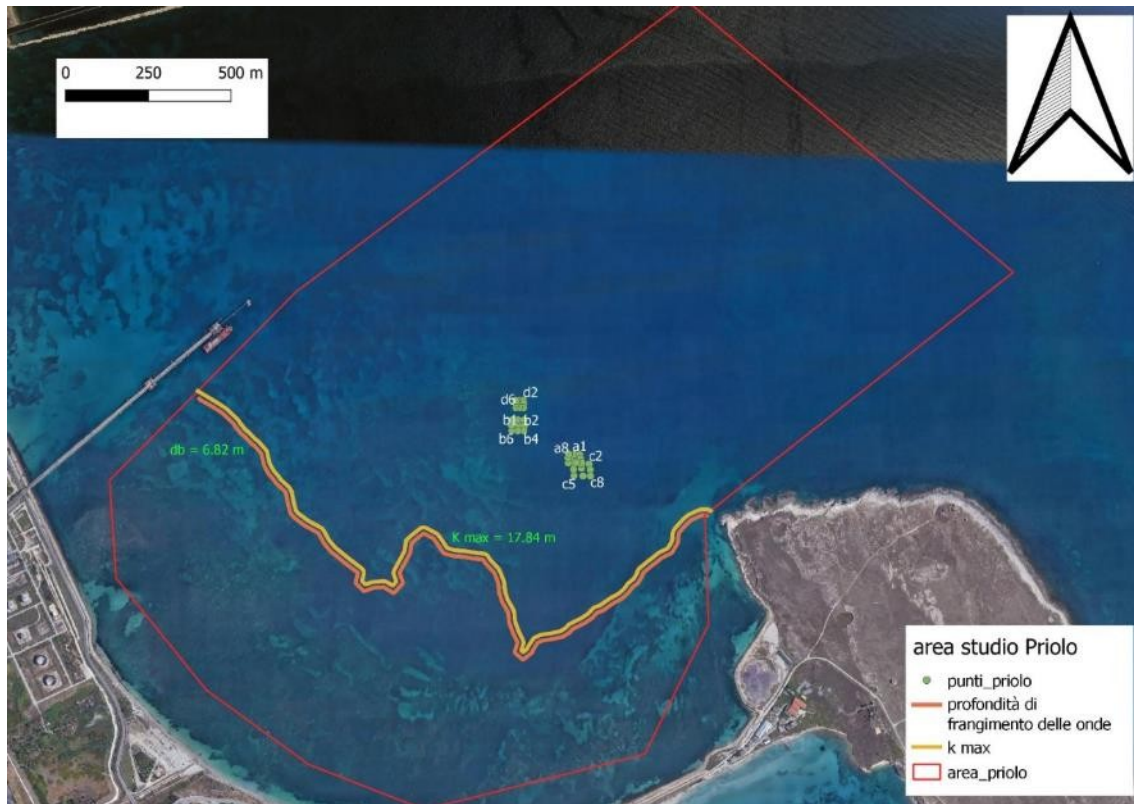


Figura 33 - Ubicazione della profondità di frangimento delle onde e Kmax (vedi figura 20) nell'area di Piombino. In rosso è indicato il limite dell'area indagata e in verde sono visualizzati la profondità di frangimento ($db=6,82$ m) e la distanza di kmax da db (17,84m).

4. Calcolo del PTSI nelle 4 aree di Studio

L'implementazione del PTSI ha determinato la formulazione della tabella finale per il calcolo dei punteggi (Tabella 20), attraverso la seguente formula:

$$\text{PTSI} = A \times B \times C \times D \times E \times F \times G \times H.$$

Nel caso in cui nelle mappe sono state riscontrate categorie tematiche con parametri accoppiati in modalità mista (es. mosaico *matte* morta e posidonia o rocce con Posidonia) i corrispettivi punteggi sono stati assegnati utilizzando il valore maggiore di ogni combinazione. Poiché l'idoneità del sito ricevente aumenta al crescere del PTSI, per la selezione delle aree destinate a ricevere i test pilota si raccomanda di scegliere quelli con punteggi maggiori, entro cui replicare in più aree i test pilota di trapianto (Pirrotta *et al.*, 2015)

Tabella 20 - Parametri e punteggi per il calcolo del PTSI.

Codice parametro	Parametri	Punteggio PTSI
A	Distribuzione storica di <i>P. oceanica</i> (mappa di distribuzione)	1 = assente 2 = distribuzione storica di <i>P. oceanica</i> presente; fondali a <i>matte</i> morta; mosaico <i>matte</i> morta e Posidonia
B	Attuale distribuzione di <i>P. oceanica</i> (mappa di distribuzione)	0 = presente 1 = assente
C	Prossimità ad una prateria naturale	1 = < di 70 metri 2 = ≥ di 70 metri
D	Intervallo batimetrico potenziale della prateria	0 = >del limite inferiore e < del limite superiore della prateria nell'area 1 = Tra limite superiore e profondità media - 1 D.S. della prateria 1 = Tra profondità media + 1 D.S. della prateria ed il limite inferiore 2 = Profondità media ±1 DS della prateria nell'area
E	Tipologia del substrato (mappa di distribuzione)	0 = limo 1 = roccia e substrati duri naturali ed artificiali 2 = sabbia e sabbia con <i>Cymodocea</i> 2 = <i>matte</i> morta
F	Qualità dell'acqua (EQB fitoplancton/clorofilla "a" - DM 260/2010 rilevato da dati satellitari Copernicus)	0 = macrotipo 1>1,8; macrotipo 2>3,6; macrotipo3> 3,5 1 = 2,4≤macrotipo 1≤3,5; 2,4≤macrotipo 2≤3,6; 1,1≤macrotipo 3≤1,8 2 = macrotipi 1 e 2≤ 2,4; macrotipo 3≤ 1,1
G	Torbidità (dati satellitari Copernicus)	1 = per profondità > 13 m 1 = per NTU ≥ 2,69 (profondità ≤13 m) 2 = per NTU < 2,69 (profondità ≤13 m)
H	Condizioni idrodinamiche (dati satellitari Copernicus)	0 = per aree comprese tra la linea di costa e Kmax (Kmax <limite superiore) 1 = per le aree comprese tra il limite superiore e Kmax 1 = per profondità superiori al Kmax

In allegato sono riportate le mappe di distribuzione dei parametri per il calcolo del PTSI. Sulla base dei punteggi ottenuti per parametro è stata ottenuta la mappa di distribuzione dei valori di PTSI.

Piombino

Il parametro A "Distribuzione storica di Posidonia" evidenzia sia la presenza storica di Posidonia sia di fondali a mosaico *matte* morta e Posidonia. I punteggi per questo parametro oscillano fra 1 e 2.

Il parametro B "Attuale distribuzione di Posidonia" non evidenzia prateria presente nell'area; conseguentemente il punteggio associato per l'intera area di studio è pari a 1. Tuttavia, numerose *patches* di prateria viva,, scelte appunto come riferimenti rispetto alle quali comparare le performance dei trapianti su zolle (A.A.V.V. LIFE SEPOSSO (Action B2) 2020), sono state rinvenute nel corso delle attività di monitoraggio. Pertanto, non si esclude che la prateria di Posidonia, attualmente presente nell'area di studio, possa essere molto più estesa di quanto riportato nella cartografia ufficiale. Ulteriori campagne di rilevamento dati saranno, quindi, necessarie per incrementare l'accuratezza della mappatura di Posidonia in quest'area.

Il parametro C "Prossimità ad una prateria naturale" evidenzia sempre distanze superiori a 70m da una prateria naturale. Considerato che non erano disponibili informazioni sulla cartografia ufficiale attraverso cui potere individuare la posizione dei confini delle *patches* di Posidonia, il punteggio associato a questo parametro è stato imposto uguale a 2.

Il parametro D "Intervallo batimetrico potenziale della prateria" è calcolato combinando la mappa di Posidonia con quella batimetrica (Pirrotta et al., 2015), in modo da ottenere la distribuzione dei valori da cui estrarre le statistiche per l'assegnazione dei punteggi. Poiché, però, la carta della distribuzione attuale di Posidonia risulta mancante, si è utilizzata quella storica al fine di poter popolare il layer. Relativamente al parametro D", la profondità nell'area oscilla fra 1 e 18,2 m. L'analisi statistica sui valori di distribuzione batimetrica di Posidonia ha evidenziato la presenza di tre zone a decorso parallelo con differenti punteggi: una zona centrale a maggiore copertura con punteggio 2, tre zone con punteggio 1, di cui una minore e due maggiori rispettivamente all'interno ed ai lati della zona centrale, ed una zona con punteggio 0 in prossimità della riva.

Il parametro E "Tipologia del substrato" evidenzia la presenza di mosaico *matte* morta e Posidonia nei tre rilievi cartografici del SEPOSSO e due grandi aree con sabbia e sabbia mista a fango. Il punteggio per questo parametro è risultato costantemente 2.

Il parametro F "Qualità dell'acqua" mostra valori di concentrazione di clorofilla "a" che oscillano fra 0,74 e 0,95 mg/m³ con corrispettivo punteggio pari a 2 in tutta l'area di studio.

Il parametro G "Torbidity" mostra valori compresi fra 2,7 e 5 NTU con relativi punteggi compresi fra 1 e 2. In particolare la zona a punteggio 1 aumenta in spessore in prossimità del fiume per

incunarsi dentro la fascia centrale a decorso parallelo alla costa con punteggio 2. Un ulteriore fascia con punteggio 1 compare verso la porzione esterna dell'area di studio.

Il parametro H "Idrodinamismo" mostra la linea di frangimento delle onde (db) posizionata in corrispondenza delle profondità di 5,94 mentre Kmax risulta distante da db 17,85m. La distribuzione dei punteggi di questo parametro oscilla da 1 più al largo e 0 in prossimità della costa. La distribuzione dei punteggi di PTSI, ottenuti dalla moltiplicazione di tutti i precedenti parametri, evidenzia valori compresi fra 0 e 64. In particolare, i valori prossimi alla costa risultano pari a 0. Una fascia centrale dominata da punteggi massimi si estende da ovest ad est. Si rileva tuttavia che le mappature disponibili segnalavano in modo esplicito la presenza storica di Posidonia, mentre nelle stesse aree non veniva riportata la presenza attuale. Ulteriori verifiche cartografiche saranno, pertanto, necessarie per verificare se realmente è avvenuta una così vasta regressione delle praterie di Posidonia, considerato che invece le recenti indagini circoscritte alle zone di trapianto delle zolle effettuate nell'ambito del Life SEPOSSO hanno, invece, consentito di individuare un mosaico di *matte* morte e prateria viva

Ischia

Il parametro A "Distribuzione storica di Posidonia" evidenzia assenza di distribuzione storica di Posidonia, di fondali a *matte* morta o di mosaico *matte* morta e Posidonia. Il punteggio per questo parametro è sempre risultato 1.

Il parametro B "Attuale distribuzione di Posidonia" evidenzia la presenza della prateria in una parte dell'area; conseguentemente il punteggio associato alla presenza-assenza della prateria è rispettivamente 0 e 1.

Il parametro C "Prossimità ad una prateria naturale" mostra distanze superiori ai 70m dalla prateria naturale ai margini dell'area con valori pari a 2, mentre la gran parte dei valori è risultata 1.

Relativamente al parametro D "Intervallo batimetrico potenziale della prateria", la carta batimetrica di partenza evidenzia valori che oscillano fra 3,4 e 45,1 m. L'analisi statistica compiuta sui valori di distribuzione batimetrica di Posidonia ha evidenziato la presenza di quattro zone a decorso parallelo alla costa con differenti punteggi: una zona centrale a maggiore copertura con punteggio 2, due zone con punteggio 1 disposte specularmente ai lati della zona centrale ed altre due zone con punteggio 0 più esterne disposte verso il mare aperto e verso la costa.

Il parametro E "Tipologia del substrato" mostra sabbia a differente granulometria e scarpata che è stata interpretata come roccia. Il punteggio per questo parametro è risultato compreso fra 1 e 2.

Il parametro E "Qualità dell'acqua" mostra valori di concentrazione di clorofilla "a" che oscillano fra 0,62 e 1,10 mg/mc con corrispettivo punteggio pari a 2 in tutta l'area di studio.

Il parametro G "Torbidity" mostra valori compresi fra 1,4 e 3,6 NTU con relativi punteggi compresi fra 1 e 2. Il parametro H "Idrodinamismo" mostra la linea di frangimento delle onde (db) posizionata in corrispondenza delle profondità di 3,4 m mentre Kmax risulta distante da db 19,6

m. La distribuzione dei punteggi di questo parametro è quasi del tutto pari a 1 ad eccezione di un pixel al margine interno dell'area di studio.

La distribuzione dei punteggi di PTSI, ottenuti dalla moltiplicazione di tutti i precedenti parametri, evidenzia valori compresi fra 0 e 16. In particolare, buona parte dell'area risulta con punteggio pari a 0, mentre i valori massimi sono dispersi a mosaico nella zona centrale dell'immagine. La dominanza dei valori 0 è dovuta al fatto che gran parte dell'area ricade all'interno di una zona ricoperta attualmente dalla prateria di Posidonia. Non sono inoltre presenti nella distribuzione storica di Posidonia né formazioni a *matte* morta che avrebbero innalzato il punteggio complessivo del PTSI nelle altre aree. Inoltre, alcune stazioni di monitoraggio, nonostante fossero ubicate su radure sabbiose in seno alla prateria, a causa delle dimensioni dei pixel di calcolo dei valori fissati in 30 m di lato, sono ricadute in pixel codificati come prateria attuale e ciò ha determinato l'azzeramento dei punteggi del PTSI associato.

Priolo

Il parametro A "Distribuzione storica di Posidonia" evidenzia fondali a *matte* morta che assumono punteggio 2; per il resto dell'area il punteggio è 1.

Il parametro B "Attuale distribuzione di Posidonia" evidenzia secondo la cartografia ufficiale la presenza della prateria di Posidonia solo nel settore di S-E dell'area che assume punteggio 0; nel resto dell'area il punteggio è 1. Tuttavia si fa presente che sulla base di osservazioni personali condotte in varie occasioni di ricerca non era stata riscontrata prateria naturale viva nell'area. Occorre pertanto aggiornare la mappatura della prateria nel sito.

Il parametro C "Prossimità ad una prateria naturale" evidenzia distanze maggiori di 70 nel settore di N-O dell'immagine con punteggi pari a 2, mentre in quello di S-E il punteggio è 1.

Relativamente al parametro D "Intervallo batimetrico potenziale della prateria", la profondità nell'area oscilla fra 1,0 e 23,9 m. L'analisi statistica sui valori di distribuzione batimetrica di Posidonia ha evidenziato la presenza di quattro zone: una zona centrale a maggiore copertura con punteggio 2, due zone con punteggio 1 disposte specularmente ai lati della zona centrale ed una zona con punteggio 0 verso il mare aperto.

Il parametro E "Tipologia del substrato" mostra *matte* morta, rocce e sabbia. Il punteggio per questo parametro è risultato compreso fra 1 e 2.

Il parametro F "Qualità dell'acqua" mostra valori di concentrazione di clorofilla "a" che oscillano fra 0,66 e 0,82 mg/mc; pertanto il punteggio risulta pari a 2 in tutta l'area di studio.

Il parametro G "Torbidità" mostra valori compresi fra 1,5 e 5,3 NTU con relativi punteggi compresi fra 1 e 2.

Il parametro H "Idrodinamismo" mostra la linea di frangimento delle onde (db) posizionata in corrispondenza delle profondità di 6,8 m mentre Kmax risulta distante da db 17,8 m. La

distribuzione dei punteggi di questo parametro delimita una zona più vasta con punteggio 2 più al largo e una zona meno estesa verso la costa con punteggio 0.

La distribuzione dei punteggi di PTSI, ottenuti dalla moltiplicazione di tutti i precedenti parametri, evidenzia valori compresi fra 0 e 64. In particolare, i valori prossimi alla costa risultano pari a 0 in una estesa fascia che da sud-ovest segue la costa sino a nord-est. Si distingue, inoltre, una zona centrale con punteggi massimi concomitanti con la presenza di formazioni a *matte* morta. Un nucleo centrale con valori intermedi prosegue verso il largo adiacente a zone con valori inferiori.

Santa Marinella

Il parametro A "Distribuzione storica di Posidonia" evidenzia sia la presenza storica di Posidonia sia mosaico *matte* morta e Posidonia con valori assegnati in entrambi i casi uguale a 2; nelle aree rimanenti è stato, invece, assegnato il punteggio 1.

Il parametro B "Attuale distribuzione di Posidonia" evidenzia la presenza non continua di prateria di Posidonia insediata su *matte* e roccia; conseguentemente il punteggio associato varia da 0 (Posidonia presente) a 1 (Posidonia assente).

Il parametro C "Prossimità ad una prateria naturale" evidenzia distanze minori di 70m in una vasta area che occupa circa i 2/3 dell'area di studio. Al suo interno sono presenti due nuclei con distanze maggiori di 70 m. Un'ulteriore area con distanze maggiori di 70 m si ritrova nella porzione più esterna dell'area. Pertanto, i punteggi associati variano fra 1 e 2.

Relativamente al parametro D "Intervallo batimetrico potenziale della prateria" la profondità nell'area oscilla fra 0,35 e 23,6 m. L'analisi statistica sui valori di distribuzione batimetrica di Posidonia ha evidenziato la presenza di quattro zone: una zona centrale a maggiore copertura con punteggio 2, due zone con punteggio 1 disposte specularmente ai lati della zona centrale ed una zona con punteggio 0 verso il mare aperto.

Il parametro E "Tipologia del substrato" mostra numerose tipologie di substrato. Il punteggio per questo parametro è risultato compreso fra 1 e 2.

Il parametro E "Qualità dell'acqua" mostra valori di concentrazione di clorofilla "a" che oscillano fra 0,59 e 0,92 mg/mc; il punteggio assegnato è pertanto risultato 2 in tutta l'area di studio.

Il parametro G "Torbidity" mostra valori compresi fra 2,3 e 8,5 NTU; pertanto, i relativi punteggi, disposti su aree fasce parallele alla costa, sono compresi fra 1 e 2.

Il parametro H "Idrodinamismo" mostra la linea di frangimento delle onde (db) posizionata in corrispondenza della profondità di 7,3 m mentre Kmax risulta distante da db 17,8 m. La distribuzione dei punteggi di questo parametro delimita una zona più vasta con punteggio 2 più al largo e una zona meno estesa verso la costa con punteggio 0.

La distribuzione dei punteggi di PTSI, ottenuti dalla moltiplicazione di tutti i precedenti parametri, evidenzia valori compresi fra 0 e 64. In particolare, l'intera area è prevalentemente rappresentata da punteggi pari a 0 a causa di una estesa prateria che verso nord giunge sino alla costa, mentre

verso sud si interrompe sul limite inferiore. Si distinguono due zone disgiunte a punteggio massimo per la presenza di *matte* morta circondate da zone a punteggio intermedio. Inoltre, alcune stazioni di monitoraggio, nonostante fossero ubicate su radure sabbiose in seno alla prateria, a causa delle dimensioni dei pixels di calcolo dei valori fissati in 30 m di lato, sono ricadute in pixel codificati come prateria attuale e ciò ha determinato l'azzeramento dei punteggi del PTSI associato.

5. - Bibliografia

- A.A.V.V. LIFE SEPOSSO (Action B2) 2020. Activity report about monitoring campaigns and their results.
- A.A.V.V. LIFE SEPOSSO (Action B3.2) 2020. Report of data collected for *Posidonia oceanica* management and transplant.
- Alagna A., D'Anna G., Musco L., Fernandez T.V., Gresta M., Pierozzi N., Badalamenti F., 2019. Taking advantage of seagrass recovery potential to develop novel and effective meadow rehabilitation methods. *Marine Pollution Bulletin*, 149 (2019) 110578.
- Alagna A., D'Anna G., Musco L., Fernandez T.V., Gresta M., Pierozzi N., Badalamenti F., 2020. Reply to "Letter to the editor regarding the article 'Taking advantage of seagrass recovery potential to develop novel and effective meadow rehabilitation methods' by Alagna et al., published in *Marine Pollution Bulletin*, 149: 2019 (110578)" by Calvo et al. *Marine Pollution Bulletin*, 158:2020 (111395). *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 161, 111754.
- Alagna, A., Zenone, A., Badalamenti, F., 2020. The perfect microsite: How to maximize *Posidonia oceanica* seedling settlement success for restoration purposes using ecological knowledge *Marine Environmental Research* 161,104846.
- Alagna, A., Fernández, T.V., D'Anna, G., Magliola C., Mazzola, S., Badalamenti, F. 2015. Assessing *Posidonia oceanica* seedling substrate preference: An experimental determination of seedling anchorage success in rocky vs. sandy substrates *PLoS ONE*, 2015, 10(4), 0125321.
- Alcoverro, T., Manzanera, M., Romero, J., 2001. Annual metabolic carbon balance of the seagrass *Posidonia oceanica*: the importance of carbohydrate reserves. *Marine Ecology Progress Series* 211, 105-116.
- ARPA Sicilia, Università degli Studi di Palermo, 2006. Studi applicativi finalizzati all'attivazione del sistema di monitoraggio delle acque marino costiere della Regione Sicilia. Environmental Protection Agency, Sicilia, Italy, 227 pp.
- Ardizzone G., Belluscio A., Criscoli A. "Atlante degli Habitat dei Fondali Marini del Lazio", 2018. Sapienza Università Editrice, ISBN 978-88-9377-088-0
- Atwood, T. B., Connolly, R. M., Almahasheer, H., Carnell, P. E., Duarte, C. M., Lewis, C. J. E., Irigoien X., Kelleway J.J., Lavery P.S., Macreadie P.I., Serrano O., Sanders C.J., Santos I., Steven A.D.L., Lovelock C.E., 2017. Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. *Nat. Clim. Chang.* 7: 523–528. doi: 10.1038/nclimate3326.
- Bacci, T., Scardi, M., Calvo, S., Tomasello, A., Aliante, L. M., Di Nuzzo, F., Raimondi, V Assenzo, M., Mancusi, C., Piazza, L., Cecchi, E., Penna, M., Gennaro, P., Tomassetti, P., Pampalone, V., Bulleri, C., Sozzi, F., Zenone, A., Bertasi, F., Targusi, M., Piazza, A., La Porta, B. (2019) Il LIFE S.E.POS.S.O. Monitoraggi dei trapianti di *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Italia. *Biol. Mar. Mediterr.* 26 (1): 132-135.
- Badalamenti, F., Alagna, A., Fici, S., 2015. Evidence of adaptive traits to rocky substrates undermine paradigm of habitat preference of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Scientific Reports* 5, 8804.
- Badalamenti, F., Alagna, A., D'Anna, G., Terlizzi, A., Di Carlo, G., 2011. The impact of dredge-fill on *Posidonia oceanica* seagrass meadows: regression and patterns of recovery. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 483–489.

- Balestri E., De Battisti D., Vallerini F., Lardicci C., 2015. First evidence of root morphological and architectural variations in young *Posidonia oceanica* plants colonizing different substrate typologies. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 154 : 205-213.
- Benton T.G., Lapsley C.T., Beckerman A.P., 2001. Population synchrony and environmental variation: an experimental demonstration. *Ecology Letters*, 4: 236-243.
- Boudouresque C.F., Gravez V., Meinesz A., Molenaar H., Pergent G., Vitiello P., 1994. L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : protection légale et gestion. In: Pour qui la méditerranée au 21ème Siècle - Villes des rivages et environnement littoral en Méditerranée. Actes du colloque scientifique Okeanos, Maison de l'Environnement de Montpellier publ., Fr., 209-220.
- Boudouresque, C.F., Bernard, G., Pergent, G., Shili, A., Verlaque, M., 2009. Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina*, 52, 391-418.
- Boudouresque, C.F., Meinesz, A., 1982. Découverte de l'herbier de Posidonie. Cah. Parc nation. Port-Cros, Fr., 4: 1-79.
- Bull, J.S., Reed, D.C., Holbrook, S.J., 2004. An experimental evaluation of different methods of restoring *Phyllospadix torreyi* (surfgrass). *Restor. Ecol.* 12: 70-79.
- Calvo S., Fradà Orestano C., Tomasello A., 1995. Distribution, structure and phenology of *Posidonia oceanica* meadows along sicilian coasts. *Giorn. Bot. Ital.*, 129 (1): 351-356.
- Calvo S., Tomasello A., Di Maida G., Pirrotta M., Buia M. C., Cinelli F., Cormaci M., Furnari G., Giaccone G., Luzzu F., Mazzola A., Orestano C., Procaccini G., Sarà G., Scannavino A., Vizzini S., 2010. Seagrasses along the Sicilian coasts. *Chemistry and Ecology*, 26: 249-266.
- Calvo S., Pirrotta M., Tomasello A., 2020. Letter to the editor regarding the article "Taking advantage of seagrass recovery potential to develop novel and effective meadow rehabilitation methods" by Alagna *et al.*, published on *Marine Pollution Bulletin*. *Marine Pollution Bulletin*, 158 (2020) 111395.
- Calvo S., Calvo R., Luzzu F., Raimondi V., Assenzo M., Cassetti F.P., Tomasello A., 2021. Performance assessment of *Posidonia oceanica* (L.) Delile restoration experiment on dead matte twelve years after planting - Structural and functional meadow features. *Water* 2021, 13, 724. <https://doi.org/10.3390/w13050724>
- Calumpong, H.P., Fonseca, M.S., 2001. Seagrass transplantation and other seagrass restoration methods. In: Short, F.T., Coles, R.G. (Eds.), *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier Science, pp. 425-442 chapter 22.
- Campbell, M.L., 2000. An empirical evaluation of *Posidonia australis* (R. Br.) Hook f. restoration in Western Australia: development of a decision-based restoration framework. Dissertation. Murdoch University, Perth, WA, Australia.
- Campbell M.L., 2002 - Getting the foundation right: a scientifically based management framework to aid in the planning and implementation of seagrass transplant efforts. *Bulletin of Marine Science* 71(3): 1405-1414.
- Cattadori I.M., Hudson P.J., Merler S., Rizzoli A., 1999. Synchrony, scale and temporal dynamics of rock partridge (*Alectrois graeca saxatalis*) populations in the Dolomites. *J. Anim. Ecol.*, 68: 540-549.
- Caye, G., 1980. Sur La Morphogénèse et Le Cycle Végétatif de *Posidonia oceanica* (L. Delile). PhD Thesis, Université d'Aix-Marseille II, Fr., 1-121.
- Ceriola G., Manuta P., Cossu R., 2016. Sentinel-2 for monitoring coastal waters: valuable support to EU directives. ICWM4M Project (*Integrated Coastal Water Management for Med*) , https://www.planetek.it/progetti/integrated_coastal_water_management_for_med

- Costanza, R., R. d Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, *et al.* 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260.
- Cotugno, M., Lorenti, M., Scipione, M. B., Patti, F. P., Buia, M. C., 2020. Laying a gas pipeline through a *Posidonia oceanica* meadow: an example of its effects on plant recovery and epifaunal diversity. GECOMARS 2020 – International workshop on ecosystem-based management, Marseille: 9
- Cunha, A.H., Marbá, N., van Katwijk, M.M., Pickerell, C., Henriques, M. *et al.* 2012. Changing Paradigms in Seagrass Restoration. *Restoration Ecology*, 20: 427-430.
- Díaz-Almela E., Marbà N., Álvarez E., Santiago R., Holmer M., Grau A., Mirto S., Danovaro R., Petrou A., Argyrou M, Karakassis I., Duarte C.M., 2008. Benthic input rates predict seagrass (*Posidonia oceanica*) fish farm-induced decline. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1332–1342.
- Di Maida, G., Tomasello, A., Sciandra, M., Pirrotta, M., Milazzo, M., Calvo, S., 2013. Effect of different substrata on rhizome growth, leaf biometry and shoot density of *Posidonia oceanica*. *Mar. Environ. Res.*, 87–88: 96–102.
- Duarte, C. M., 1991. Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, 40 (4): 363-377.
- Duarte, C. M., 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41:87–112.
- Duarte C.M., 1991. Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Marine Ecology Progress Series*, 77: 289–300.
- Duarte C.M., Middelburg J.J., Caraco N., 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeoscience*, 2: 1-8.
- Duarte, C. M., Marbá, N., Krause-Jensen, D., sanches-Camacho, M., 2007. Testing the predictive power of seagrass depth limit models. *Estuaries and Coasts*, 30 (4): 652–656.
- Duarte, C. M., J. Borum, F. Short, and D. Walker. 2008. Seagrass ecosystems: their global status and prospects. Pages 281–294 in N. Polunin, editor. *Aquatic ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. Foundation for Environmental Conservation.
- Ehlers A., Worm B., Reutsch B.H., 2008. Importance of genetic diversity in eelgrass *Zostera marina* for its resilience to global warming. *Marine Ecology Progress Series*, 355: 1-7.
- Ferguson N.M., May R.M., Anderson R.M., 1997. Measles: persistence and synchronicity in disease dynamics. In: Tilman D. and Kareiva P. eds, *Spatial Ecology: the role of space in population dynamics and interspecific interactions*, Princeton University Press, 6: 137-157.
- Folkard, A.M., 2005. Hydrodynamics of model *Posidonia oceanica* patches in shallow water. *Limnology and Oceanography* 50 (5), 1592–1600.
- Fonseca, M.S., Kenworthy, W.J., Courtney, F.X., Hall, M.O., 1994. Seagrass planting in the southeastern United States: methods for accelerating habitat development. *Restoration Ecology*, 2(3): 198-212.
- Fonseca, M.S., Kenworthy, W.J., Thayer, G.W., 1998. Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent Waters. NOAA Coastal Ocean Program/Decision Analysis Series No. 12. NOAA Coastal Ocean Office, Silver Spring, MD., 222 pp.
- González-Correa J.M., Bayle Sempere J.T., Sánchez-Jerez P., Valle C., 2007. *Posidonia oceanica* meadows are not declining globally. Analysis of population dynamics in marine protected areas of the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 336: 111–119.
- Hanski I., Woiwod I.P., 1993. Spatial synchrony in the dynamics of moth and aphid populations. *J. Anim.Ecol.*, 62: 656-668.
- Hemminga M.A., Duarte C.M, 2000. Seagrass ecology. Cambridge University Press, 298 pp.

- Kemp W.M., Boynton W.R., Adolf J., Boesch D.F., 2005. Eutrophication of Chesapeake Bay: Historical trends and ecological interactions. *Marine Ecology Progress Series* 303: 1–19.
- Kennedy H., Björk M., 2009. Seagrass Meadows. In "The management of natural coastal carbon sink", Ed. Lafoley D. and Grimsditch G., IUCM, 23-29.
- Koch, E.W., 2001. Beyond light: physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries*, 24: 1-17.
- Koenig W.D., Knops J.M.H., 1998. Scale of mast-seeding and tree-ring growth. *Nature*, 396: 225-226.
- Infantes, E., Terrados, J., Orfila, A., Cañellas, B., Álvarez-Ellacuría, A., 2009. Wave energy and the upper depth limit distribution of *Posidonia oceanica*. *Botanica Marina* 52, 419–427.
- ISBW11, 2014. Global seagrass status and Health – summary point from ISMM11, Nov. 2014. https://www.iucn.org/sites/dev/files/import/downloads/seagrass_status_and_health.pdf.
- Jorda, G., Marba, N. & Durate, C. M., 2012. Mediterranean seagrass vulnerable to regional climate warming. *Nat. Clim. Change*, 2: 821–824.
- Lanuru, M., Mashoreng, S., Amri, K., 2018. Using site-selection model to identify suitable sites for seagrass transplantation in the west coast of South Sulawesi. *J. Phys. Conf. Ser.* 979, 12007.
- 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: 353–362.
- Lester, S. E., Dubel, A. K., Hernán, G., McHenry, J., Rassweiler, A. 2020. Spatial Planning Principles for Marine Ecosystem Restoration. *Frontiers in Marine Science* 2020, 7, 328.
- Luzzu F., Tomasello A., Calvo S., 2015 Detection and mapping of "blue carbon" reservoir storage in *Posidonia oceanica* dead matte in front of an extensive industrial area Mediterranean Seagrass Workshop Sardinia 2015, 39.
- Marbà, N., Hemminga, M.A., Mateo, M.A., Duarte, C.M., Mass, Y.E., Terrados, J., Gacia, E., 2002. Carbon and nitrogen translocation between seagrass ramets. *Marine Ecology Progress Series* 226, 287-300.
- Marbà, N., Daz-Almela, E., Duarte, C.M., 2014. Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biological Conservation*, 176: 183-190.
- Marbà N., Arias-Artis A., Masqué P., Kendrick G.A., Mazzarasa I., Bastyan G.R., Garcia-Orella J., Duarte I.G., 2015. Impact of seagrass loss and subsequent revegetation on carbon sequestration and stocks. *J. Ecol.* 103: 296–302.
- Meinesz A., Lefevre J. R., 1984. Régénération d'un Herbier de *Posidonia oceanica* Quarante Années Après Sa Destruction Par Une Bombe Dans La Rade de Villefranche (Alpes-Maritimes, France). In: International Workshop on *Posidonia oceanica* beds; GIS Posidonie Marseille, France, 2: 39–44.
- Meinesz, A., Caye, G., Loques, F., Molenaar, H., 1993. Survival and growth of transplanted and natural seedlings of *Posidonia oceanica* Delile in a damaged coastal area. *Bot. Mar.* 36: 209–216.
- Migliaccio, M., De Martino, F., Silvestre, F., Procaccini, G., 2005. Meadow-scale genetic structure in *Posidonia oceanica* L. (Delile). *Marine Ecology Progress Series*, 304: 55-65.
- Ministero dell'Ambiente – Servizio Difesa del Mare, 2002. Mappatura delle praterie di *Posidonia oceanica* lungo le coste della Sicilia e delle isole circostanti. Technical Reports, Italy, 580 pp.
- Molinier R., Picard J., 1952. Recherches sur les herbiers de Phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Ann. Inst. océanogr.* 27(3): 157-234.
- Montefalcone M, Vacchi M, Archetti R, Ardizzone G, Astruch P, Bianchi CN, Calvo S, Criscoli A., Fernández-Torquemada Y, Luzzu F, Misson G, Morri C, Pergent G, Tomasello A, Ferrari M 2019. Geospatial modeling and map analysis allowed measuring regression of the upper limit of *Posidonia oceanica* seagrass meadows under human pressure. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 217: 148-157.

- Montefalcone M, Vacchi M, Carbone C, Cabella R, Schiaffino CF, Elter FM, Morri C, Bianchi CN, Ferrari M 2016. Seagrass on the rocks: *Posidonia oceanica* settled on shallow-water hard substrata withstands wave stress beyond predictions. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 180: 114-122.
- Orth, R.J., Carruthers, T.J.B., Dennison, W.C., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, R.A., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Olyarnik, S., Short, F.T., Waycott, M., Williams, S.L., 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience* 56: 987–996.
- Paling, E.I., van Keulen, M., Wheeler, K.D., Phillips, J., Dyhrberg, R., 2003. Influence of spacing on mechanically transplanted seagrass survival in a high wave energy regime. *Restor. Ecol.* 11: 56–61.
- Pergent-Martini C., Leoni V., Pasqualini V., Ardizzone G.D., Balestri E., Bedini R., Belluscio A., Belsher T., Borg J., Boudouresque C.F., Boumaza S., Bouquegneau J.M., Buia M.C., Calvo S., Cebrian J., Charbonnel E., Cinelli F., Cossu A., Di Maida G., Dural B., Francour P., Gobert S., Lepoint G., Meinesz A., Molenaar H., Mansour H.M., Panayotidis P., Peirano A., Pergent G., Piazzini L., Pirrotta M., Relini G., Romero J., Sanchez-Lizaso J.L., Semroud R., Shembri P., Shili A., Tomasello A., Velimirov B., 2005. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: Use and application. *Ecological Indicators*, 5: 213-230. <https://doi:10.1016/j.ecolind.2005.02.004>.
- Piano R., 2014. Il rammendo delle periferie. "Il Sole 24 ORE" (26 gennaio 2014). Available on line: <http://www.ilssole24ore.com/art/cultura/2014-06-18/il-rammendo-periferie-094517.shtml?uid=ABBYPHSB>.
- Piano R., 2019. Building Workshop. Ricuciture urbane e periferie. Solferino Ed., 143pp., EAN: 9788828202004.
- Piazzini L, Acunto S, Frau F, Atzori F, Cinti MF, Leone LM, Ceccherelli G. Environmental Engineering Techniques to Restore Degraded *Posidonia oceanica* Meadows. 2021*Water*. 13(5):661. <https://doi.org/10.3390/w13050661>.
- Pirrotta, M., Tomasello, A., Scannavino, A., Di Maida, G., Luzzu, F., Bellissimo, G., Bellavia, C., Costantini, C., Orestano, C., Sclafani, G., Calvo, S., 2015. Transplantation assessment of degraded *Posidonia oceanica* habitats: site selection and long-term monitoring. *Mediterranean Marine Science* 16(3), 591-603.
- Procaccini G., Piazzini L., 2001. Genetic polymorphism and transplantation success in the mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Restoration Ecology*, 9(3): 332-338.
- Ranta E., Lindstrom J., Linden H., 1995. Synchrony in tetraonid population dynamics. *J. Anim.Ecol.*, 64: 7567-7776.
- Rohani P., Earn D.J.D., Grenfell B.T., 1999. Opposite patterns of synchrony in sympatric disease metapopulations. *Science*, 286: 968-971.
- Ruckelshaus, M. H and Hays, C. G., 1998. Conservation and Management of species in the sea. Pp. 112-156. In: Fiedler, P. L. and Kareiva, P. M. (eds.). Conservation Biology: For the Coming Decade. 2nd edition. Chapman and Hall; New York.
- Short, F.T., Davis, R.C., Kopp, B.S., Short, C.A., Burdick, D.M., 2002. Site-selection model for optimal transplantation of eelgrass *Zostera marina* in the north-eastern US. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 227: 253–267.
- 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., La Nafie Y.A., Nasution I.M., Orth R.J., Prathep A., Sanciangco J.C., van Tussenbroek B., Vergara S.G., Waycott M., Zieman J.C., 2011. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation* 144: 1961–1971.
- Sutcliffe O.L., Thomas C.D., Moss D., 1996. Spatial synchrony and asynchrony in butterfly population dynamics. *J. Anim. Ecol.*, 65: 85-95.

- Telesca, L., Belluscio, A., Criscoli, A., Ardizzone, G., Apostolaki, E.T., Frascchetti, S., Gristina, M., Knittweis, L., Martin, C.S., Pergent, G., Alagna, A., Badalamenti, F., Garofalo, G., Gerakaris, V., Pace, M.L., Pergent-Martini, C., Salomidi, M., 2015. Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. *Sci. Rep.* 5, 12505.
- Tomasello A, Di Maida G, Calvo S, Pirrotta M, Borra M, Procaccini G 2009. Seagrass meadows at the extreme of environmental tolerance: the case of *Posidonia oceanica* in a semi-enclosed coastal lagoon. *Mar. Ecol.* 30(3): 288-300.
- Tomasello, A., Perrone, R., Colombo, P., Pirrotta, M., Calvo, S., 2018. Variability of root hair anatomy and morphology in *Posidonia oceanica* (L.) Delile and substratum typology: first novel on spiral form. *Aquatic Botany* 145, 45-48.
- Tomasello, A., Pirrotta, M., Calvo, S., 2019. Construction underwater landscape by using *Posidonia oceanica* transplanting combined with innovative artificial reefs. Proceedings of the 6th Mediterranean Symposium on Marine vegetation, Antalya, Turkey, 14-18 January 2019, 92-96. http://www.rac-spa.org/sites/default/files/symposium/proceedings/msmv_2019_final.pdf
- Vacchi, M., Montefalcone, M., Bianchi, C.N., Morri, C., Ferrari, M., 2010. The influence of coastal dynamics on the upper limit of the *Posidonia oceanica* meadow. *Marine Ecology* 31, 546–554.
- Vacchi, M., Montefalcone, M., Schiaffino, C.F., Parravicini, V., Bianchi, C.N. et al. 2014. Towards a predictive model to assess the natural position of the *Posidonia oceanica* seagrass meadows upper limit. *Marine Pollution Bulletin*, 83, 458-466.
- Van Katwijk, M.M., Bos, A.R., De Jonge, V.N., Hanssen, L.S.A.M., Hermus, D.C.R. et al. 2009. Guidelines for seagrass restoration: importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 179-188.
- Walker D.I., Kendrick G.A., McComb A.J., 2006. Decline and recovery of seagrass ecosystems—the dynamics of change. Pages 551–565 in Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM, eds. *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Dordrecht (The Netherlands), Springer.
- 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. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 106 (30): 12377–12381. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106>.
- Vollenweider, R.A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A., 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9: 329-357.
- Zenone, A., Alagna, A., D'Anna, G., Kovalev, A., Kreitschitz, A., Badalamenti, F., Gorb, S.N. (2020). Biological adhesion in seagrasses: The role of substrate roughness in *Posidonia oceanica* (L.) Delile seedling anchorage via adhesive root hairs. *Marine Environmental Research*. 160,105012.
- Zenone, A., Filippov A. E., G., Kovalev, A., Badalamenti, F., Gorb, S.N. (2020). Root Hair Adhesion in *Posidonia oceanica* (L.) Delile Seedlings: A Numerical Modelling Approach. *Frontiers in Mechanical Engineering*. 6, 590894.

6. - Allegati

Allegato 1: Implementazione dell'Indice Preliminare di Idoneità al Trapianto (PTSI). Mappe dei punteggi ottenuti sulla base dei parametri selezionati e calcolo del PTSI, [ALL.1 Mappe punteggi parametri calcolo PTSI.pdf](#).