



LIFE17 CCM/IT/000121

# Sea Forest Life

CO<sub>2</sub>

**Protocollo operativo sulle tecniche  
e procedure per gli interventi  
di ricucitura delle praterie di  
*Posidonia oceanica* (Habitat 1120\*)**

OTTOBRE 2025





*Prodotto realizzato con il contributo del programma LIFE dell'Unione Europea  
progetto LIFE17 CCM/IT/000121*

#### **A cura di**

Pulcini Marina<sup>1</sup>, Maltese Silvia<sup>1</sup>, Piazzini Luigi<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale - ISPRA, Via Vitaliano Brancati 48, 00144 Roma (Italia)

<sup>2</sup>Università di Sassari Dipartimento di Scienze Chimiche, Fisiche, Matematiche e Naturali, Università di Sassari, Via Piandanna 4, 07100 Sassari, Italy

#### **Con la collaborazione di**

Acunto Stefano (ISSD - ETS), Calvo Sebastiano (BIOSURVEY Srl), Ceccherelli Giulia (Università di Sassari), Cinelli Francesco (Università di Pisa), Frau Francesca (MEDSEA Foundation), Miozzo Marcello (D.R.E.Am-Italia), Palermo Camillo (ASA Spa), Pansini Arianna (Università di Sassari), Cinti Maria-Francesca (Università di Sassari), Redolfi De Zan Lara (D.R.E.Am-Italia)

#### **Citazione**

Pulcini M., Maltese S., Piazzini L. (2025). Protocollo operativo sulle tecniche e procedure per gli interventi di ricucitura delle praterie di Posidonia oceanica (Habitat 1120\*): LIFE SEAFORREST (LIFE 17 CCM/IT/000121) Roma

Edizione: 2025

 A Lara,  
la cui determinata e instancabile  
passione continua a ispirarci.

# INDICE

Contesto generale.....	5
Il progetto LIFE SeaForest .....	7
1. Pianificazione di un intervento di ricucitura delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> .....	9
2. Recupero, preparazione e stabulazione del materiale biologico per la ricucitura delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> .....	12
3. Ricucitura delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> mediante la tecnica dei tutori metallici/picchetti.....	14
4. Ricucitura delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> mediante geocompositi biodegradabili.....	15
5. Ricucitura delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> mediante geostuoie in bioplastica.....	18
6. Ricucitura delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> mediante moduli di ancoraggio in materiale bioplastico.....	19
7. Monitoraggio e gestione degli interventi di ricucitura delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> .....	21
8. Interventi di ricucitura delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> realizzati durante il progetto LIFE SeaForest.....	23
8.1. Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni.....	24
8.2. Parco Nazionale Arcipelago di La Maddalena.....	32
8.3. Parco Nazionale dell'Asinara.....	36
9. Conclusioni e raccomandazioni finali .....	40
Glossario.....	42
Bibliografia.....	44

# Contesto generale

L'habitat 1120\* delle praterie di *Posidonia oceanica*, endemico del Mediterraneo, rappresenta un ecosistema importantissimo da molti punti di vista: oltre a svolgere un ruolo primario come produttore, tale habitat svolge un'importante funzione di *nursery* per moltissime specie di pesci, crostacei, molluschi, briozoi, etc., oltre che per molte specie di alghe. Le praterie, infatti, producendo grande quantità di ossigeno e di materia organica mediante la fotosintesi, offrono riparo e nutrimento a molte specie marine (Hemminga & Duarte, 2000).

La sostanza organica prodotta costituisce una fonte di cibo diretta e indiretta per numerosi organismi nonché la base di una complessa rete trofica (Mazzella & Zupo, 1992). Inoltre, proprio questa sua caratteristica di elevata produzione primaria, rende l'ecosistema delle praterie di *P. oceanica* in grado di fissare e di sequestrare grandi quantità di carbonio, chiamato "*blue carbon*", e quindi una buona quantità di anidride carbonica dall'atmosfera (Duarte *et al.*, 2005; Kennedy & Björk, 2009; Kennedy *et al.*, 2010; Mcleod *et al.*, 2011; Abadie *et al.*, 2016; Monnier *et al.*, 2020, 2021, 2022; COM/2025/3 UE), riuscendo così ad ossigenare notevolmente le acque costiere e ad aiutare a ridurre i rischi dovuti al cambiamento climatico (Fourqurean *et al.*, 2012; Signa *et al.*, 2024). È all'interno della *matte*, tipica struttura a terrazzo costituita dall'intreccio di più strati di rizomi, di radici e di sedimento intrappolato tra questi, che viene immagazzinato circa il 50% del carbonio sepolto nei sedimenti marini di tutto il mondo (Duarte *et al.*, 2005). Questo habitat è infatti caratterizzato da un'elevata produzione di ossigeno (1 m<sup>2</sup> di prateria può produrre giornalmente da 4 a 20 litri di ossigeno; Bay, 1978) e da un'elevata produzione di sostanza organica (1 ettaro di prateria ne produce circa 20 tonnellate in un anno; Boudouresque & Meinesz, 1982). In base ai dati riportati da Mateo e Serrano (2011) circa il 24-44% della produzione totale di biomassa della pianta viene remineralizzato o riciclato attraverso vari processi ecologici. Una percentuale variabile tra il 6% e il 50% viene esportata al di fuori del posidonieto, mentre il 6-20% della biomassa prodotta viene utilizzata da organismi erbivori. Il restante 11-47% rappresenta una stima indiretta del flusso di carbonio destinato al sequestro sia a breve che a lungo termine; infine, gli autori stimano che il carbonio sequestrato a lungo termine attraverso i processi metabolici ed ecologici nella *P. oceanica* corrisponda al 10-25% della produzione totale (Mateo & Serrano, 2011).

I posidonieti rappresentano inoltre un'area di riproduzione ideale per innumerevoli organismi anche di notevole importanza economica. L'enorme quantità di tessuto vegetale disponibile consente lo sviluppo di popolamenti sia vegetali che animali che vivono associati alla prateria e concorrono all'instaurarsi di una complessa rete trofica, altamente efficiente

e produttiva, in grado di "esportare" energia anche verso altri ecosistemi. Si stima che il 20% del totale delle specie in Mediterraneo viva nelle praterie di *Posidonia oceanica* (Boudouresque, 2004).

Nonostante l'importanza dei suoi numerosi servizi ecosistemici (Monnier *et al.* 2020), questo habitat sta diminuendo ad un tasso che è quattro volte più alto di quello delle foreste terrestri (van Katwijk *et al.*, 2016), a causa soprattutto di ancoraggi incontrollati, attività di pesca e qualità delle acque (Ceccherelli *et al.*, 2007; Montefalcone *et al.*, 2008; Boudouresque *et al.*, 2009, 2012; Telesca *et al.*, 2015; Abadie *et al.*, 2016; Pergent-Martini *et al.*, 2022). Negli ultimi 20 anni, le praterie di *P. oceanica* sono regredite tra il 13% e il 50%; di conseguenza, si stima che questo declino ridurrà gravemente la capacità di stoccaggio del carbonio dell'intero Mediterraneo (Monnier *et al.*, 2020; De Luca *et al.*, 2025).

Tale consapevolezza ha portato alla definizione di strumenti di tutela per la conservazione, quali leggi nazionali, direttive europee e convenzioni internazionali. Le praterie di *Posidonia oceanica* sono inserite tra gli habitat prioritari, nell'Annesso I della Direttiva Habitat (92/43/CEE), relativa alla conservazione degli habitat naturali e della fauna e della flora selvatiche. La direttiva definisce questi habitat prioritari come Siti di Importanza Comunitaria (SIC), la cui conservazione richiede la designazione di Zone Speciali di Conservazione (ZSC). Oltre alla Direttiva Habitat, altri documenti europei fanno riferimento alla posidonia, tra cui la Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino (MSFD-2008/56/CE), che tra gli habitat oggetto di valutazione del buono stato ecologico comprende la *P. oceanica*. Anche la Direttiva sulla Pianificazione dello spazio marittimo (MSP-2014/89/UE), la quale mira a migliorare la gestione e l'uso sostenibile degli spazi marittimi promuovendo una pianificazione che tenga conto degli ecosistemi e dei loro servizi, rappresenta uno strumento normativo importante con il quale la posidonia è indirettamente tutelata. Sempre a livello comunitario, la Direttiva Quadro sulle Acque (WFD-2000/60/CE) fa riferimento nell'Allegato V alle fanerogame marine, delle quali fa parte *P. oceanica*, come indicatori di qualità ecologica (EQB) per la definizione dello stato ecologico delle acque costiere.

Anche la Direttiva sulla Valutazione dell'Impatto Ambientale (2014/52/UE), pur non trattando direttamente la posidonia, stabilisce che le attività che possono avere impatti significativi sugli ecosistemi marini (come le praterie di posidonia) debbano essere oggetto di valutazione per prevenire danni e garantire la sostenibilità ambientale.

Il degrado delle praterie di posidonia riguarda molti paesi mediterranei, rendendo necessario un approccio regionale al fine della loro tutela: esso è stato implementato attraverso il Centro di attività regio-

nale delle aree particolarmente protette (*Specially Protected Areas Regional Activity Centre-SPA/RAC*) del Piano d'azione per il Mediterraneo (*United Nations Environment Programme/Mediterranean Action Plan-UNEP/MAP*), che assiste le parti contraenti della Convenzione di Barcellona nell'adempimento dei loro obblighi relativi al Protocollo SPA/BD e ai piani d'azione regionali dedicati agli habitat e specie a rischio. Questo approccio è stato recentemente rafforzato anche con la Rete Mediterranea della posidonia (MPN) iniziativa avviata dopo l'evento di messa in rete dei processi biogeografici Natura 2000, organizzato dal Centro Ellenico per la Ricerca Marina e sostenuto dalla Commissione Europea nel 2019, che mira in particolare a impedire l'ancoraggio delle imbarcazioni sopra le praterie di posidonia, promuovendo azioni per salvaguardare le praterie. L'obiettivo è proteggere il 100% della posidonia minacciata entro il 2030 (Salomidi *et al.*, 2020; Pergent-Martini *et al.*, 2024).

Il *Green Deal* europeo (2020) è focalizzato a proteggere e ripristinare la natura, affermando che la Commissione individuerà misure, anche normative, per aiutare gli Stati membri a migliorare e ripristinare gli ecosistemi danneggiati e ricchi di carbonio portandoli a un buono stato ecologico. Il *Green Deal* ha inoltre sottolineato che tutte le azioni e le politiche dell'UE dovrebbero convergere per consentire all'Unione di realizzare la transizione giusta verso un futuro sostenibile, sottolineando che la protezione da sola non è sufficiente: per invertire la perdita di biodiversità sono necessari maggiori sforzi che riportino la natura in buona salute in tutta l'UE, all'interno e all'esterno delle zone protette (Pansini *et al.*, 2024). La Commissione si è pertanto impegnata a proporre obiettivi giuridicamente vincolanti per ripristinare gli ecosistemi dell'UE degradati, in particolare quelli potenzialmente più in grado di eliminare e stoccare il carbonio, e per prevenire e ridurre l'impatto delle catastrofi naturali.

Tali propositi si sono concretizzati nella pubblicazione del Regolamento sul ripristino della natura (*Regulation (EU) 2024/1991 of the European Parliament and of the Council of 24 June 2024 on nature restoration and amending Regulation (EU) 2022/869*) che stabilisce come obiettivo generale il contribuire alla ripresa continua, a lungo termine e duratura della biodiversità e della resilienza della natura in tutte le zone terrestri e marine dell'UE mediante il ripristino degli ecosistemi, concorrendo così al conseguimento degli obiettivi dell'Unione in materia di mitigazione e adattamento ai cambiamenti climatici e contribuendo al rispetto dei suoi impegni internazionali. Per conseguire tale obiettivo la proposta stabilisce una pluralità di obiettivi e obblighi di ripristino vincolanti per un'ampia gamma di ecosistemi. Tali misure dovrebbero riguardare almeno il 20% delle zone terrestri e marine dell'UE entro il 2030 e tutti gli ecosistemi che necessitano di essere ripristinati entro il 2050. La proposta è inoltre sostenuta da un quadro di attua-

zione volto a tradurre gli obiettivi in azioni concrete mediante la preparazione e l'esecuzione di piani nazionali di ripristino.

Anche a tal fine il Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza italiano (PNRR) all'interno del progetto MER (*Marine Ecosystem Restoration*) sta realizzando interventi su larga scala per ripristinare e proteggere i fondali e gli habitat marini nelle acque nazionali, così da invertire la tendenza al degrado degli ecosistemi mediterranei e potenziarne la resilienza ai cambiamenti climatici. Il PNRR MER sta infatti attuando interventi relativi alla *restoration* passiva tramite l'installazione di campi ormeggio, e *restoration* attiva, tramite attività su larga scala di restauro di habitat a *P. oceanica* (Habitat 1120), a coralligeno (Habitat 1170 Reef) e a *Cystoseira* (Habitat 1170).

Nonostante le misure di conservazione finora descritte, negli ultimi 50 anni il Mediterraneo ha dimostrato una significativa perdita dell'estensione delle praterie di *P. oceanica*, stimata al 34% (Telesca *et al.*, 2015), percentuale che arriva al 56% se si considera la perdita nel settore nord ovest del Mediterraneo (Oprandi *et al.*, 2021; Robello *et al.*, 2024; De Luca *et al.*, 2025); la causa della perdita è ascrivibile a effetti cumulativi di stress multipli locali, ma gli ancoraggi e la presenza di imbarcazioni da diporto sembrano essere i maggiori responsabili (Boudouresque *et al.*, 2009; Telesca *et al.*, 2015). Peraltro l'impatto da ancoraggi ha registrato un danno sulla *P. oceanica* sia a livello individuale, dove il danno meccanico è la causa diretta dello scalzamento delle foglie e dei rizomi (Montefalcone *et al.*, 2008), sia a livello di popolazione (la prateria) dove il danno meccanico riduce la densità e copertura della prateria (Francour *et al.*, 1999). Come risposta, le azioni e i progetti sulla protezione e restauro delle praterie di *P. oceanica* sono aumentati molto negli ultimi 20 anni, testimoniando l'attenzione per questo importante habitat (van Katwijk *et al.*, 2016; Signa *et al.*, 2024; UNEP/MAP-SPA/RAC, 2024; De Luca *et al.*, 2025). Peraltro, gli sforzi volti a sviluppare attività di *restoration* al fine di mitigare o compensare le perdite di fanerogame marine, hanno portato a un miglioramento dei servizi ecosistemi associati (Paling *et al.*, 2009; Mancini *et al.*, 2019; Monnier *et al.*, 2020; Montefalcone, 2024).

Lo scopo del "Protocollo operativo sulle tecniche e procedure per gli interventi di ricucitura delle praterie di *Posidonia oceanica*", redatto nell'ambito dell'azione C.5 del Progetto LIFE SeaForest, è quello di fornire agli operatori del settore (operatori delle Aree Marine Protette, Parchi Nazionali, etc.) e agli *stakeholder*, indicazioni dettagliate e linee guida pratiche sulle principali tecniche di ricucitura che sono state applicate durante il progetto. Negli ultimi anni, infatti, numerosi studi hanno evidenziato che gli interventi di ricucitura delle praterie di *P. oceanica*, definiti come interventi di ripristino effettuati inserendo *patch* di *P. oceanica* all'interno di un mosaico di prateria naturale degradata e *matte* morta (*sensu* Calvo *et al.*, 2021), possono risultare più efficaci e facilmente gestibili

rispetto ad altri metodi, come il trapianto di piante provenienti da praterie donatrici (La Porta & Bacci, 2022; Pergent-Martini *et al.*, 2024). L'approccio scelto e utilizzato per le azioni del progetto, infatti, non ha comportato il prelievo di piante provenienti da praterie donatrici, evitando il disturbo di praterie in buono stato e contribuendo indirettamente alla loro conservazione. Come però avviene per i trapianti, è fondamentale seguire un protocollo rigoroso che preveda un'accurata caratterizzazione ed individuazione del sito dove effettuare le attività di ricucitura e l'identificazione dei fattori ambientali ottimali per la riuscita degli interventi. In particolare, è necessario adottare misure per ridurre o eliminare le eventuali pressioni e gli impatti che potrebbero compromettere il successo degli interventi (van Katwijk *et al.*, 2016; Pansini *et al.*, 2024).

Il presente Protocollo, pertanto, non solo descrive le metodologie e le tecniche impiegate durante le attività del progetto SeaForest, ma si basa anche sulle esperienze acquisite per fornire raccomandazioni mirate e specifiche, utili per ottimizzare gli interventi di ricucitura futuri delle praterie di *P. oceanica*.

#### Il Progetto LIFE SeaForest

Il progetto SeaForest LIFE "*Posidonia meadows as carbon sinks of the Mediterranean*" (LIFE17 CCM/IT/000121), approvato e finanziato nell'ambito del Programma LIFE, Sottoprogramma 'Azioni per il Clima 2017', settore prioritario con tematiche nella mitigazione al cambiamento climatico, si proponeva di aumentare la capacità di assorbimento di carbonio delle praterie di *Posidonia oceanica*, attraverso una serie di azioni volte al consolidamento di questo habitat fondamentale. A tal fine sono stati quantificati i depositi di carbonio e stimati i tassi di modifica causati dal degrado imputabile agli ancoraggi e agli ormeggi delle imbarcazioni nelle differenti aree di progetto (AMP di Santa Maria di Castellabate, AMP Costa degli Infreschi e della Masseta -Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni; AMP Isola dell'Asinara -Parco Nazionale dell'Asinara; Parco Nazionale dell'Arcipelago di La Maddalena). Il progetto prevedeva anche l'attuazione di azioni mirate alla riduzione del degrado dell'habitat dovuto agli ancoraggi, tra cui la predisposizione di piani di gestione degli ormeggi, l'installazione di ormeggi sostenibili e la rimozione di quelli obsoleti, i quali, oltre a danneggiare direttamente la prateria, compromettono la biodiversità ad essa associata. Inoltre, uno degli obiettivi del progetto è stato il rinfoltimento dell'habitat, effettuato mediante azioni di ricucitura della *matte* morta in aree degradate dei posidonieti. Oltre alla protezione delle praterie, il progetto includeva tra i suoi obiettivi la quantificazione economica dei benefici derivanti dalle azioni di tutela previste, con l'obiettivo di creare un mercato dei crediti di carbonio.

La conservazione e il ripristino dei posidonieti sono stati quindi temi centrali del progetto: gli interventi realizzati, infatti, contribuiranno attivamente al ripri-

stino della struttura e della funzionalità dell'habitat, favorendo la rigenerazione della prateria e il recupero delle sue capacità ecologiche in un'ottica NBS (*Nature-based solutions*).

Il progetto adotta due tipi di intervento della cosiddetta *restoration*, definita come "il ripristino di un ecosistema marino che include la realizzazione di azioni che indirizzano un ecosistema degradato, danneggiato o distrutto verso la riacquisizione della funzionalità ecologica e della produzione di beni e servizi di interesse della società" (UN, 2017); gli interventi effettuati sono stati sia di tipo "attivo", attraverso la ricucitura di *matte* di *Posidonia oceanica* danneggiata dagli ancoraggi, sia di tipo "passivo", mediante l'installazione dei campi ormeggio per la limitazione dell'impatto causato dalle imbarcazioni. Infatti, è ampiamente dimostrato che gli ancoraggi sono dannosi per le praterie di posidonia, poiché causano la frammentazione dei rizomi, l'eradicazione dei fasci fogliari e scalzamento della *matte*, con conseguenze che, nei casi più gravi, creano vere e proprie arature della prateria (Bianchi *et al.*, 2004; Luff *et al.*, 2019). Una delle principali conseguenze del disturbo legato agli ancoraggi è la formazione di aree di fondo costituite da *matte* morta o sabbia, che favoriscono la frammentazione della prateria, aumentando la sua eterogeneità e minacciando l'integrità degli ecosistemi ad essa associati (Duarte *et al.*, 2006). La conseguenza immediata di tali impatti è la diminuzione della densità dei fasci fogliari e la frammentazione dell'habitat con la formazione di marmitte e canali erosivi. In particolare, il fenomeno di aratura causato dalle ancore potrebbe determinare una regressione della prateria, comportando la perdita di habitat e dei servizi associati (riduzione della produzione di ossigeno, compromissione del ruolo ecologico di *nursery* e, in generale, una minore biodiversità e un aumento del rischio di erosione delle spiagge; Bianchi *et al.*, 2004; Duarte *et al.*, 2006; Rovere *et al.*, 2011; Luff *et al.*, 2019). Per limitare questi impatti, in molte aree è ormai consuetudine installare boe di ormeggio che permettono ai natanti di ormeggiare senza danneggiare le praterie (Francour *et al.*, 2006; Luff *et al.*, 2019).



Nell'ambito del progetto, oltre all'attuazione delle citate azioni di *restoration* sia passiva che attiva dell'habitat, nel 2023 è stato svolto un corso di formazione sulle tecniche di ricucitura delle praterie di *P.*

*oceanica*. Questo corso, destinato agli operatori delle aree protette partner del progetto, è stato strutturato in una parte teorica e una pratica, durante le quali sono state fornite ai partecipanti le informazioni necessarie per il recupero e l'utilizzo delle talee di *P. oceanica*, precedentemente eradicata a causa di fenomeni naturali o attività umane, nonché dei semi spiaggiati. Gli operatori hanno identificato le aree di raccolta e preparato il materiale recuperato in vista delle azioni di ricucitura. Successivamente, hanno imparato a posizionare correttamente le strutture di supporto per gli interventi, partecipando direttamente alle operazioni di ricucitura, eseguendo gli interventi sia durante la fase formativa che in seguito, in specifiche aree già individuate nel Parco Nazionale dell'Asinara e nel Parco Nazionale dell'Arcipelago di La Maddalena.

Le attività dimostrative, condotte da esperti dell'Università di Sassari, sono state realizzate in collaborazione con l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Durante le dimostrazioni, sono state adottate in particolare quattro differenti tecniche per la ricucitura della *matte* di posidonia:

- talee ancorate al substrato mediante tutori metallici;
- talee ancorate al substrato mediante innesto in geostuoie di materiale naturale;
- talee ancorate al substrato mediante innesto in geostuoie di materiale naturale rinforzate da rete metallica;
- talee ancorate al substrato mediante innesto in geostuoie costituito da materiale biodegradabile.

Gli operatori formati, hanno successivamente applicato queste tecniche nelle aree selezionate effettuando gli interventi di ricucitura.

Alla fine delle attività di ricucitura previste, è stato redatto il presente protocollo operativo, il quale mira a fornire linee guida chiare per la prosecuzione degli interventi anche dopo la conclusione del progetto. Questo protocollo vuole quindi rappresentare un approfondimento del "Manuale di buone pratiche per il riutilizzo di semi e germogli spiaggiati e delle talee di *Posidonia oceanica* rimosse da mareggiate e eventi di ancoraggio" (Maltese *et al.*, 2021), già pubblicato nel 2021 nell'ambito del progetto. Il manuale, definito sulla base di studi e risultati ottenuti da progetti sull'argomento, aveva lo scopo di proporre Buone Pratiche da mettere in atto per la corretta gestione e riutilizzo di semi, germogli e talee spiaggiati di *Posidonia oceanica*, suggerendo soluzioni flessibili legate alla specificità delle situazioni. Il manuale, inizialmente sviluppato per orientare gli operatori, è quindi ora integrato ed aggiornato, tenendo conto dell'esperienza diretta e delle migliori pratiche emerse durante l'attuazione concreta degli interventi, tenuto conto anche degli sviluppi tecnologici avvenuti negli ultimi anni.

Il protocollo ha l'obiettivo di fornire agli operatori, locali e non, un insieme di indicazioni tecniche, metodologiche e pratiche, affinché possano proseguire autonomamente le attività di ricucitura. La sua redazione si basa su una visione di lungo periodo, orientata alla sostenibilità e alla replicabilità degli interventi, in modo che queste tecniche possano essere adottate in altre aree e continuare a produrre effetti positivi anche dopo la fine del progetto.

# 1. Pianificazione di un intervento di ricucitura delle praterie di *Posidonia oceanica*

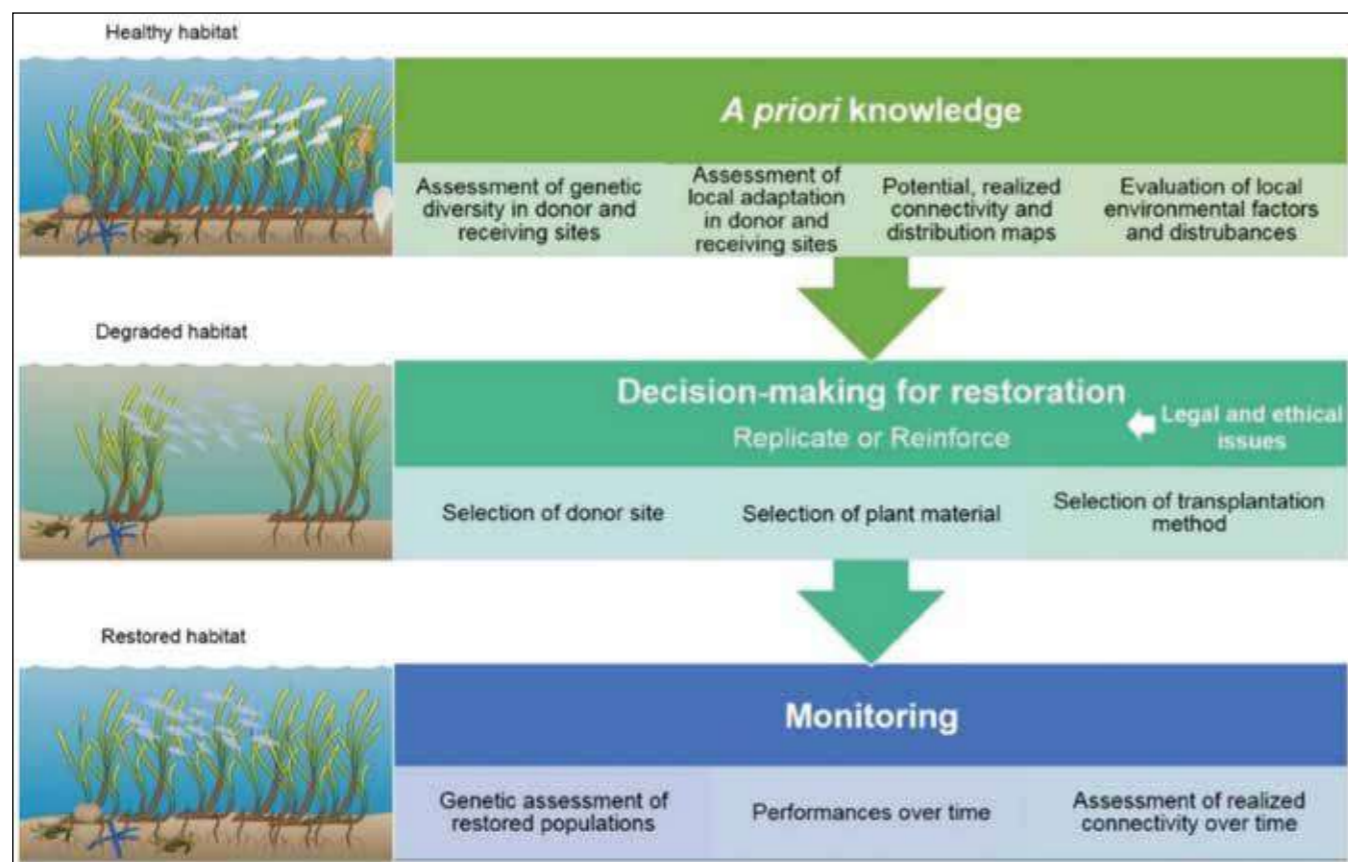
La crescente consapevolezza dei benefici ecologici, economici e sociali forniti dai posidonieti, unita alle preoccupazioni sulla loro situazione di diffuso degrado, ha portato allo sviluppo di diversi approcci volti a minimizzare l'impatto dell'uomo su questo habitat, incrementando gli sforzi per la sua conservazione e per l'attuazione di strategie gestionali adeguate (Alagna *et al.*, 2019). Ma le misure di conservazione da sole si sono finora dimostrate insufficienti: a volte è infatti necessario, per accelerare i processi di rigenerazione naturale dei posidonieti, attuare delle azioni di riforestazione degli stessi (Meinesz *et al.*, 1990, 1991; Molenaar & Meinesz, 1992, Calumpong & Fonseca, 2001; Boudouresque *et al.*, 2006; Alagna *et al.*, 2019; Pergent-Martini *et al.*, 2024).

Le attività di ricucitura della *Posidonia oceanica*, intese come piccoli interventi effettuati piantando piccole chiazze all'interno di porzioni di prateria degradate (Calvo *et al.*, 2021; Pansini *et al.*, 2024), si stanno evolvendo ormai come una strategia promettente per favorire la rigenerazione e la resilienza di questi ecosistemi. Questi interventi rappresentano azioni concrete che possono essere realizzate a piccola scala; infatti, alcune delle esperienze più recenti sembrano indicare risultati incoraggianti in termini di

successo delle attività di *restoration*, soprattutto nel caso di interventi a piccola scala con talee, semi e giovani plantule di *P. oceanica* (Borum *et al.*, 2004; Díaz-Almela e Duarte, 2008; Carannante, 2011; La Porta & Bacci, 2022).

La pianificazione di un intervento di ricucitura si basa su due aspetti fondamentali: l'identificazione e la caratterizzazione dell'area destinata all'intervento, e la scelta delle tecniche e dei materiali più adatti. Inoltre, affinché l'intervento abbia successo, è essenziale che vengano eliminate o almeno ridotte drasticamente le pressioni che hanno causato il deterioramento della prateria, garantendo così che le condizioni per la sua "rigenerazione" siano favorevoli (Pergent-Martini *et al.*, 2024).





**Figura 1.1** Diagramma che mostra diversi aspetti del ripristino delle fanerogame marine (immagine tratta da Pazzaglia *et al.*, 2021 ([https://www.mdpi.com/water/water-13-00829/article\\_deploy/html/images/water-13-00829-g001.png](https://www.mdpi.com/water/water-13-00829/article_deploy/html/images/water-13-00829-g001.png))).

L'identificazione e la caratterizzazione dell'area oggetto di ricucitura rappresenta un passo fondamentale per la realizzazione del progetto. Infatti, la scelta del sito è considerata una fase cruciale per determinare il successo o meno di qualunque progetto di riforestazione di praterie di fanerogame marine (Pirrotta *et al.* 2015; Pergent-Martini *et al.*, 2024; UNEP/MAP-SPA/RAC, 2024). La caratterizzazione del sito consta di alcune fasi principali (La Porta & Bacci, 2022; De Luca *et al.*, 2025):

1. *screening* preliminare tramite dati pregressi;
2. indagini da remoto: foto satellitari, mappatura biocenotica, possibili acquisizioni geofisiche;
3. indagini idrologiche, correntometriche, tassi sedimentari e qualità delle acque;
4. valutazione di eventuali criticità ambientali/ antropiche e programmazione di soluzioni di risoluzione/mitigazione;
5. indagini *in situ* preliminari all'intervento.

La selezione della tecnica di riforestazione e del materiale da impiegare è vincolata alle caratteristiche dell'area d'intervento e in particolare alla presenza di *matte* morta, alla profondità dell'intervento, alla superficie a disposizione e di come questa è distribuita nello spazio circostante; inol-

tre, anche la reperibilità e la tipologia del materiale da utilizzare può determinare la scelta della tecnica. Molte tecniche che vengono utilizzate per il trapianto nell'ambito di progetti di mitigazione su grande scala, come ad esempio la traslocazione di zolle di prateria (Bacci & La Porta, 2022), non sarebbero comunque adeguate in situazioni di ricucitura che necessitano di tecniche idonee per piccole superfici, come nel caso del progetto LIFE SeaForest.

#### Screening preliminare mediante dati pregressi

Le aree destinate alle attività di ricucitura devono essere individuate tra le zone impattate e quindi danneggiate da attività antropiche, come gli ancoraggi e le attività di pesca con attrezzi che interferiscono con il fondale. Al fine di escludere aree non idonee agli interventi è necessaria l'acquisizione di dati provenienti dalla letteratura scientifica, dalla letteratura grigia e da fonti di dati *open access* relativi alla distribuzione dell'habitat, la batimetria, i descrittori strutturali, funzionali ed ecologici della prateria (La Porta & Bacci, 2022). È fondamentale che tali interventi vengano realizzati in siti dove sia documentata la presenza preesistente delle praterie di *P. oceanica* (Pergent-Martini *et al.*, 2024) o in aree contigue a praterie in buono stato di conservazione, oppure in zone all'interno delle stesse. Inoltre, è cruciale che tutte

queste informazioni vengano accuratamente verificate: risulta infatti inutile svolgere attività di ricucitura in praterie se non si conosce il motivo della sua scomparsa (Pergent-Martini *et al.*, 2024).

#### Indagini da remoto: foto satellitari, cartografia bionomica, possibili analisi geofisiche

La mappatura e la caratterizzazione dell'area di intervento devono avvalersi di una integrazione di metodi, che vanno dalle immagini satellitari alle indagini tramite acquisizioni acustiche (rilievi morfobatimetrici con l'utilizzo di ecoscandagli *single* e *multi-beam*, *side scan sonar*), l'utilizzo di R.O.V. (*Remotely Operated Vehicle*) o telecamere anche filoguidate fino alle dirette osservazioni di operatori subacquei (La Porta & Bacci, 2022). Il confronto nel tempo di foto satellitari, se disponibili, può essere impiegato per valutare la dinamica della prateria residua, quindi l'idoneità del sito alla crescita delle piante.

È indispensabile che le biocenosi bentoniche, con particolare attenzione agli habitat e alle specie di interesse conservazionistico, siano chiaramente identificate e mappate e, nel caso di praterie di *P. oceanica*, le osservazioni siano capaci di differenziare il substrato secondo lo stato e le tipologie della prateria. Il principale descrittore strutturale di una prateria di *P. oceanica* è la sua densità che corrisponde al numero di fasci fogliari presenti sull'unità di superficie ( $n^{\circ}$ fasci / $m^2$ ); poiché il suo valore varia, per ogni prateria, in base alla profondità ed alle condizioni dell'ambiente (luce, substrato) risulta essere un buon parametro nel quadro di indagini a lungo termine sulla vitalità di una prateria, in quanto dipende poco dal periodo della misurazione restando costante nel corso dell'anno (Pergent *et al.*, 1995).

#### Indagini idrologiche, correntometriche, tassi di sedimentazione e qualità delle acque

Ai fini della caratterizzazione dei siti destinati ad interventi di ricucitura risulta fondamentale effettuare indagini idrologiche, correntometriche e della qualità delle acque (La Porta & Bacci, 2022). Infatti, le indagini idrologiche permettono di comprendere elementi cruciali per la crescita e la sopravvivenza della pianta, come profondità, salinità e temperatura dell'acqua. Le misurazioni correntometriche sono invece essenziali per capire il trasporto dei sedimenti e la dinamica dell'ambiente subacqueo e le eventuali correnti di fondo che potrebbero influire sull'attecchimento delle talee. Le indagini sulla qualità delle acque devono verificare l'assenza di eventuali contaminazioni dannose per la crescita della pianta. L'impiego di trappole per il sedimento può permettere di valutare il tasso di sedimentazione del sito, quindi la sua idoneità per la sopravvivenza delle piante (De Luca *et al.*, 2025).

#### Valutazione di eventuali criticità ambientali/

#### antropiche e programmazione di soluzioni di risoluzione/mitigazione

La valutazione di eventuali criticità ambientali e antropiche (pesca, imbarcazioni, contaminazione, costruzione infrastrutture, fonti di contaminazione) è un passo fondamentale poiché permette di individuare le principali minacce che hanno compromesso/compromettono lo stato di salute di questo habitat. La programmazione di soluzioni implica l'adozione di interventi mirati, come ad esempio la riduzione degli ancoraggi liberi sulle praterie con l'adozione di gavitelli singoli per l'ormeggio e/o soluzioni più ampie come l'installazione di campi ormeggio, la protezione di limitate porzioni di prateria e l'adozione di tecniche di ripristino come le ricuciture.

## 2. Recupero, preparazione e stabulazione del materiale biologico per la ricucitura delle praterie di *Posidonia oceanica*

### Recupero del materiale

Il materiale vegetale di *Posidonia oceanica* che può essere utilizzato per le ricuciture non deve comportare il danneggiamento delle praterie naturali, quindi può essere costituito da frutti spiaggiati o flottanti (Fig. 2.1) oppure da frammenti di rizomi.

Per quanto riguarda i frammenti, essi possono essere ortotropi o plagiotropi e possono essere raccolti da materiale alla deriva presente nei fondali marini (Piazzì *et al.*, 2021; Acunto *et al.*, 2023; Frau *et al.*, 2023) come conseguenza di mareggiate o di attività umane. Questi frammenti di rizoma possono anche essere denominati "talee" una volta tagliati a una dimensione predefinita, e possono includere uno, due, tre o più fasci fogliari (Piazzì *et al.*, 2021). Per la raccolta delle talee espuntate naturalmente, è necessario individuare preliminarmente delle aree di deposito (Balestri *et al.*, 2011) (Fig. 2.2) che possono essere visitate in seguito a mareggiate per la raccolta del materiale (Fig. 2.3). I semi possono essere ottenuti dai frutti presenti in spiaggia, poi trasportati manualmente sul fondale marino.



Figura 2.1.a



Figura 2.1.b



Figura 2.2.



Figura 2.3.

**Figura 2.1.** Frutti di *Posidonia oceanica* spiaggiati (2.1.a; M. Pulcini) e frutto spiaggiato con seme (2.1.b; S. Acunto).

**Figura 2.2.** Area di accumulo di frammenti di *P. oceanica* eradicata da mareggiate (M.F. Cinti).

**Figura 2.3.** Raccolta di frammenti di *P. oceanica* (S. Acunto).

### Trasporto e preparazione del materiale

Le fasi di trasporto e preparazione del materiale recuperato sono da considerare particolarmente delicate per la sopravvivenza delle piante: è importante evitare il deterioramento causato in particolare dall'essiccamento. Per garantire la sua integrità, il materiale deve essere quindi mantenuto in contenitori riempiti di acqua, sostituita con frequenza al fine di mantenere una temperatura adeguata ai frammenti in essi contenuti (Fig. 2.4).

In alternativa, durante il trasporto, il materiale può essere coperto con teli o mantenuto all'interno di sacchi di juta (Fig. 2.5), ma in entrambi i casi è necessario mantenere il giusto grado di umidità bagnando spesso i teli o i sacchi con acqua di mare oppure lasciandoli in mare. Anche durante le fasi di preparazione delle talee il materiale deve rimanere il più possibile in acqua di mare (Fig. 2.6).

Le talee possono essere preparate in modo differente

anche in relazione alla tecnica di fissaggio prevista. L'inserimento in reti o stuoie sconsiglia, ad esempio, l'utilizzo di talee troppo grandi e ramificate che possono invece essere idonee per un fissaggio mediante picchetti o tutori metallici.

Non esiste quindi una struttura migliore per una talea, ma alcuni suggerimenti generali possono comunque essere considerati:

- una lunghezza compresa tra i 10 e i 20 cm sia per talee plagiotrope che ortotropi; il materiale ottimale è composto da rizomi plagiotropi lunghi 10-30 cm, portanti ognuno 2-4 fasci fogliari, preferibilmente con radici in buone condizioni, ma possono essere impiegati anche fasci ortotropi;
- potatura delle radici per facilitare l'adesione al substrato;
- effettuare dei tagli netti con forbici per limitare la superficie di taglio e la diffusione di infezioni.



Figura 2.4

### Stabulazione del materiale

Sia le talee che i semi/germogli possono essere mantenuti per un certo periodo di tempo in stabulazione prima di essere utilizzati per le fasi di ricucitura.

Possono essere per esempio utilizzate delle gabbie fissate al fondo (Fig. 2.7). Le gabbie devono avere dimensioni e maglie tali da permettere l'esposizione alla luce e ai movimenti dell'acqua, ma allo stesso tempo devono permettere un buon fissaggio al substrato (ad esempio mediante picchetti).

I semi/germogli possono essere anche mantenuti in incubatori di dimensioni più piccole ottenuti con reti metalliche (Fig. 2.8).

**Figura 2.4.** Talee di posidonia mantenute in acqua dopo il recupero (M. Pulcini).

**Figura 2.5.** Vasca e sacco di juta.

**Figura 2.6.** Preparazione del materiale per la ricucitura (M. Pulcini).



Figura 2.5



Figura 2.6



Figura 2.7



Figura 2.8

**Figura 2.7.** Gabbie per la stabulazione delle talee (M.F. Cinti).

**Figura 2.8.** Incubatore di semi (M. Pulcini; M.F. Cinti).

### 3. Ricucitura delle praterie di *Posidonia oceanica* mediante la tecnica dei tutori metallici/picchetti

#### Descrizione sintetica della tecnica

La tecnica consiste nell'impiego di tutori/picchetti metallici di dimensione e forma variabile per ancorare le singole talee al substrato a *matte* morta. La tecnica ha trovato il suo primo impiego durante un trapianto di *Zoostera marina* (Fonseca *et al.*, 1982). Successivamente, è stata utilizzata frequentemente per la riforestazione di aree a *matte* morta di *Posidonia oceanica*, e in interventi sperimentali volti a verificare l'efficacia dei tutori metallici come sistema di ancoraggio (Mancini *et al.*, 2022).

I vantaggi di tale tecnica sono rappresentati dalla facilità e rapidità di esecuzione in immersione, dalla sostenibilità ambientale della tecnica (il materiale ferroso del picchetto è soggetto ad una rapida corrosione nel tempo) e dall'alto tasso di sopravvivenza (Bacci & La Porta, 2022). È inoltre una tecnica particolarmente adatta per le aree caratterizzate da elevata frammentazione ed eterogeneità delle superfici di *matte* morta (Frau *et al.*, 2024).

Nella maggior parte degli interventi sono stati utilizzati picchetti a "U" di 15-20 cm di lunghezza (Fig. 3.1). Le talee vengono fissate alla *matte* mediante uno o due picchetti (Fig. 3.2). Ogni talea può essere costituita da un rizoma ortotropo, preferibilmente, da un frammento di rizoma plagiotropo, preferibilmente con 2-3 fasci (Fig. 3.3). Gli operatori subacquei mettono a dimora ciascuna talea manualmente, fissandola al substrato con uno o due picchetti, a seconda della lunghezza della talea stessa. Il picchetto viene spinto a mano fino a quando possibile. L'operazione deve essere eseguita con grande cautela per evitare di danneggiare o spezzare il rizoma con il picchetto stesso durante il fissaggio.

Le talee vengono disposte in maniera casuale, cercando di distanziarle tra di loro in modo omogeneo, raggruppandole in nuclei di circa 10-12 talee/m<sup>2</sup>. I risultati ottenuti sinora con questa metodologia sono incoraggianti e suggeriscono che questo approccio può rappresentare una valida soluzione per il ripristino dell'integrità di praterie altamente frammentate, in tempi relativamente brevi e senza necessità di attrezzature costose. Inoltre, le aree ripristinate appaiono del tutto simili a quelle naturali (Fig. 3.4) e la possibilità di rimozione dei picchetti dopo il radicamento garantisce un substrato privo di materiali non naturali, evidenziando la sosteni-

bilità di questa tecnica rispetto ad altre. Tuttavia, la rimozione del picchetto deve essere accuratamente valutata caso per caso ed evitata laddove si possano arrecare danni alle talee stesse.

Ardizzone *et al.* (2022) hanno dimostrato che, dopo 4 anni, i picchetti utilizzati riducono il proprio spessore del 20%, arrivando fino a una diminuzione del 50% nelle parti più esposte. Si stima quindi che, in un arco temporale di 8-24 anni, i picchetti possano degradarsi completamente, risultando così di impatto limitato (Bacci & La Porta, 2022).



**Fig. 3.1.** Esempio di picchetto utilizzato per l'impianto di talee di *P. oceanica* alla *matte* morta.

**Fig. 3.2.** Bloccaggio al fondo di una talea (M.F. Cinti).

**Figura 3.3.** Talee fissate alla *matte* mediante picchetto metallico (M.F. Cinti).

**Fig. 3.4.** Nucleo trapiantato (M.F. Cinti).

### 4. Ricucitura delle praterie di *Posidonia oceanica* mediante geocompositi biodegradabili

#### Descrizione sintetica della tecnica

La tecnica prevede l'utilizzo di geocompositi "R.E.C.S.® - Cocco" (*Reinforced Erosion Control System*) come supporto di ancoraggio per talee, semi e/o germogli di *Posidonia oceanica*. Il sistema è composto da un elemento di rinforzo metallico costituito da una rete esagonale a doppia torsione (8 x 10 cm con filo di 2,70 mm di diametro) accoppiata, già durante la fase produttiva, ad una rete in fibra naturale di cocco (biostuoia). Quest'ultima ha una massa areica (massa per unità di superficie) di 700 gr/mq e presenta una buona resistenza meccanica alla trazione longitudinale (= 20 kN/m). I geocompositi vengono normalmente venduti in rotoli di dimensioni 50 m x 2 m (Fig. 4.1) dai quali, essendo facilmente sezionabili, possono essere ricavate stuoie tagliate su misura a seconda delle esigenze dell'utilizzatore. Stuoie di dimensioni variabili tra i 5 m e 12,5 m di lunghezza per 2 m di larghezza hanno dato ottime garanzie di stabilità e tenuta.

Le stuoie che faranno da supporto alle piante vengono stese sul fondo, costituito preferibilmente da *matte* morta, ed ancorate al substrato mediante



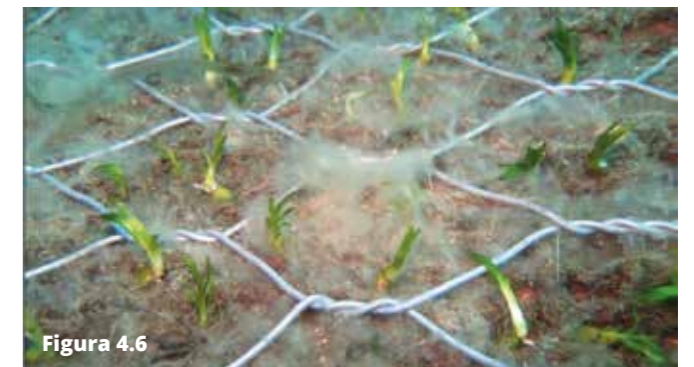
**Figura 4.1.** Rotolo di geocomposito "R.E.C.S.® - Cocco" (M. Pulcini).

#### Modalità di esecuzione

La prima operazione da attuare è la preparazione a secco delle biostuoie per portarle alle dimensioni



**Figura 4.2.** Biostuoie pronte per il fissaggio (S. Acunto).



**Figura 4.2.** Biostuoie pronte per il fissaggio (S. Acunto).

**Figura 4.3.** Biostuoie fissate al fondo (S. Acunto).

**Figura 4.4.** Inserimento delle talee nelle biostuoie (S. Acunto).

**Figura 4.5.** Nuclei di ricucitura (S. Acunto).

**Figura 4.6.** Germogli inseriti nelle biostuoie (V. Paoletti).

Una volta pronte, le stuoie possono essere spostate senza la necessità di particolari attrezzi da carico e trasportate, insieme ai picchetti necessari al loro ancoraggio, anche su piccoli natanti di lunghezza inferiore ai 10 m. Una volta sul posto, tutto il materiale viene calato sul fondo, dove può essere facilmente manipolato dagli operatori subacquei che procedono a stenderlo e ancorarlo al substrato mediante i picchetti (Fig. 4.3), che vengono infissi utilizzando mazze da 5 kg. Per garantire una buona stabilità, è necessario prevedere l'utilizzo di circa un picchetto per ogni metro quadrato di biostuoia.

Una volta prelevato il materiale vegetale, questo viene selezionato sulla base della sua vitalità e preparato per renderlo più facilmente inseribile in immersione tra le maglie della rete in fibra di cocco. Sono preferibili talee plagiotrope (con due o più fasci per talea), semi e/o germogli.

Sulle biostuoie il materiale vegetale viene inserito in immersione (Fig. 4.4), formando nuclei di ricolonizzazione di almeno 20-30 talee/m<sup>2</sup> (Fig. 4.5), facendo in modo che il centro di ciascun nucleo sia distante almeno 1 metro da tutti gli altri nuclei adiacenti.

Si viene quindi a creare una disposizione a scacchiera di tanti nuclei quanti sono i m<sup>2</sup> di stuoia preventivamente posizionata sul fondo (Fig. 4.6).

Tutte le operazioni in immersione dovranno essere eseguite da personale qualificato: Operatori Tecnici Subacquei per il posizionamento delle biostuoie e Operatori Scientifici Subacquei certificati per tutte le attività che comportano la manipolazione delle piante.

#### Impiego delle reti in cocco senza rete metallica

La rete in fibra di cocco può essere acquistata anche priva di rete metallica, solitamente in rotoli di un metro di larghezza, che possono essere tagliati a lunghezza variabile a seconda delle esigenze. Si consiglia, tuttavia, di utilizzare strisce non inferiori ai 3 metri per evitare problemi di smagliamento e non superiori ai 10 metri per facilitarne la gestione al momento del trasporto e dell'impianto. Le stuoie possono essere fissate al fondale con gli stessi picchetti utilizzati per i geocompositi "R.E.C.S". Si consiglia l'utilizzo di un numero maggiore di picchetti

per favorire l'adesione della rete in fibra di cocco alla *matte* in assenza di rete metallica: è consigliato l'utilizzo di un picchetto ogni metro lungo i bordi più un picchetto al centro di ogni metro quadrato di stuoia.

La tecnica ha dato buoni risultati mostrando un'elevata facilità di posizionamento, che in questo caso non necessita dell'impiego di Operatori Tecnici Subacquei ma di operatori subacquei opportunamente formati, e una buona tenuta delle talee (Fig. 4.7). Inoltre, la tecnica si dimostra molto versatile ed utile in caso di ricuciture di aree a *matte* morta di piccole dimensioni sparse all'interno delle praterie, come nel caso di disturbo da ancoraggi frequenti e diffusi.

#### Vantaggi e sostenibilità ambientale

L'uso dei geocompositi abbraccia un interessante approccio recentemente sviluppato dall'ingegneria naturalistica. Tale approccio si basa sull'imitazione di proprietà emergenti della pianta stessa che possono generare un'auto-facilitazione (Temminck *et*

*al.*, 2020): molti organismi marini sono capaci di ridurre gli stress fisici attraverso proprietà emergenti che permettono loro di sopravvivere in condizioni altrimenti avverse. *Posidonia oceanica* è capace di costruire un substrato secondario, la *matte*, che permette alla pianta di modificare le proprietà fisiche dell'ambiente circostante e colonizzare così substrati altrimenti non idonei. Le biostuoie imitano questa proprietà emergente di *P. oceanica*, favorendo non solo l'ancoraggio di talee e germogli, ma anche l'intrappolamento di sedimenti, la stabilizzazione del substrato e la colonizzazione di un popolamento algale simile a quello della *matte* (Fig. 4.8). Questo aspetto è particolarmente importante in quanto viene favorito il ripristino di struttura e funzioni di un ecosistema simile a quello delle praterie naturali e, in definitiva, il recupero delle praterie degradate (Valdez *et al.*, 2020).

**Fig. 4.7.** Nuclei di *P. oceanica* ancorati mediante stuoie in fibra di cocco (M.F. Cinti).

**Figura 4.8.** Impianto dopo un anno dalla realizzazione (M.F. Cinti).

Figura 4.7



Figura 4.8



## 5. Ricucitura delle praterie di *Posidonia oceanica* mediante geostuoie in bioplastica

Le reti in bioplastica sono costituite da un Polibutilsuccinato coadipato (PBSA) e le sperimentazioni fin qui realizzate sono il frutto di una collaborazione tra il Dipartimento di Ingegneria Civile e Industriale dell'Università di Pisa e di ASA Azienda Servizi Ambientali spa di Livorno che hanno permesso di ottenere, dopo anni di studi, una rete magliata di buona resistenza meccanica (Fig. 5.1).



Figura 5.1

Lo scopo dello studio era l'individuazione di un materiale bioplastico capace di supportare l'impianto delle talee di *P. oceanica*, permettendo loro di radicarsi e mantenersi stabili sul fondale dopo un periodo adeguato. La scelta della bioplastica utilizzata deriva da uno studio avviato nel 2019 su diverse bioplastiche e loro biocompositi per determinarne il tasso di biodegradazione e il decadimento delle proprietà meccaniche nel tempo. La sperimentazione è stata condotta in una vasca a circuito aperto dell'Acquario di Livorno (Fig. 5.2)



Figura 5.2

altri polimeri biodegradabili, in grado di offrire resistenza meccanica alle onde e con l'adeguata flessibilità per le talee, per farle crescere correttamente. La rete si degrada in acqua di mare in un tempo adeguato alla radicazione della *Posidonia oceanica* (da 12 a 24 mesi, a seconda dello spessore del rivestimento). La rete può essere utilizzata in strisce larghe un metro e di lunghezza variabile in relazione alle esigenze dell'impianto, ma si consiglia una lunghezza non superiore ai 10 metri fissandola al fondale mediante picchetti metallici costituiti da tondini in ferro di circa un metro curvati ad L, come quelli utilizzati per le stuoie in cocco (Fig. 5.3).

Si è dimostrato che la *matte* morta di *P. oceanica* è il substrato migliore per tale tecnica, ma anche sulla sabbia ha mostrato buoni risultati; l'importante è che l'area dove viene posta la stuoia non sia ad elevato idrodinamismo che, vista la minor pesantezza del materiale, potrebbe scalarla dal fondale marino.



Figura 5.3

Figura 5.1. Geostuoia in bioplastica.

Figura 5.2. Test per il tasso di biodegradazione (da Strangis et al., 2023).

Figura 5.3. Geostuoia in bioplastica posizionata su *matte* morta (M.F. Cinti).

## 6. Ricucitura delle praterie di *Posidonia oceanica* mediante moduli di ancoraggio in materiale bio-plastico

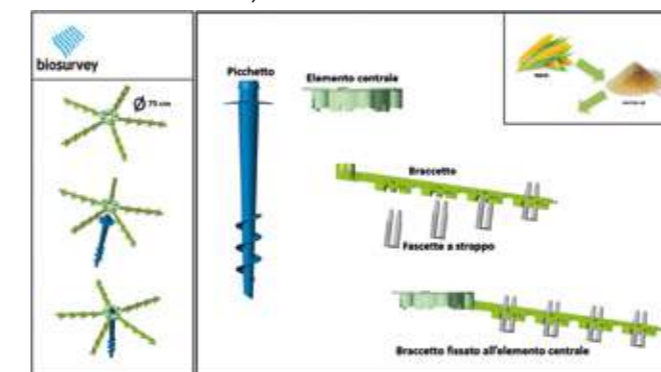
### Descrizione del sistema di ancoraggio

I moduli di ancoraggio in materiale bio-plastico (sistema di supporto per la piantumazione di organismi vegetali in ambiente marino) rappresentano un prodotto innovativo brevettato da Biosurvey srl (brevetto n. 0001400800/2013, Design europeo n. 003000686-0001/2016, brevetto n. 102015000081824/2018) ed è stato sperimentato per la prima volta nel 2011- 2012 su un fondo sabbioso all'interno dell'AMP Capo Gallo - Isola delle Femmine a 12 metri di profondità e su un fondo a *Cymodocea nodosa* e *matte* morta a Mondello (Palermo) a 6 metri di profondità (Calvo et al., 2014). Il sistema di ancoraggio consiste in una struttura a raggiera, interamente realizzata in materiale bioplastico di derivazione naturale (Mater-Bi®), ancorabile sul fondo tramite un picchetto a fissaggio rapido (Fig. 6.1). In relazione alla tipologia di fondale (*matte*, sabbia, misto) può essere adottata una tipologia di picchetto di differenti lunghezze.

Le talee sono fissate ai braccetti mediante fascette a strappo, mentre le connessioni tra i braccetti, il nodo centrale e il picchetto sono a baionetta. In particolare, tenuto conto che *Posidonia oceanica* presenta rizomi con sezione ellittica, l'alloggiamento della talea nel braccetto è stato configurato in forma ovale così da ottenere una maggiore tenuta e migliorare il sistema di ancoraggio della pianta che emula, mediante l'utilizzo di geometrie bioispirate (Marbà & Duarte, 1998), il modello naturale di colonizzazione di *P. oceanica*. Tale sistema permette di fissare anche plantule di *posidonia*, attraverso sistemi di aggancio opportunamente dimensionati.

Il materiale in bioplastica con il quale è stato realizzato il modulo di ancoraggio (MaterBi®) ha evidenziato

Figura 6.1. Particolari del modulo di ancoraggio totalmente realizzato in materiale biodegradabile (Mater-Bi) (brevetto n. 102015000081824/2018 Biosurvey S.r.l.; Design europeo n. 003000686-0001/2016).



assenza di effetti tossici sugli organismi marini, presentando tempi di biodegradazione compatibili con quelli necessari alle talee per la radicazione e la loro fissazione in maniera stabile al substrato del sito di impianto (Campani et al., 2020). I risultati della biodegradazione marina sono stati anche verificati da Certiquality nell'ambito del programma pilota *Environmental Technology Verification (ETV)*, che verifica le prestazioni di tecnologie ambientali innovative che minacciano la salute umana o l'ambiente naturale (Biosurvey, 2021a).

Il modulo di ancoraggio consente di effettuare impianti di riforestazione con *P. oceanica* mediante l'utilizzo di un sistema a basso impatto ambientale che consente il posizionamento in forma rapida delle piante sul fondo marino, favorisce l'attecchimento e la crescita e agevola la dinamica naturale di sviluppo della prateria (Calvo et al., 2014).

I principi su cui si basa il sistema sono:

- l'esteso utilizzo di materiale plastico biodegradabile e compostabile per garantire, alla fine del processo di radicamento, la dissoluzione dell'apparato di sostegno delle talee;
- la modularità del sistema che consente una elevata flessibilità nelle strategie di ricoprimento del fondale e l'adattabilità a diverse specie vegetali;
- la semplificazione delle tecniche di ancoraggio per aumentare l'efficienza della posa e ridurre i costi;
- l'utilizzo di geometrie bioispirate che simulano la modalità naturale di colonizzazione del fondale da parte della pianta.

### Modalità di esecuzione

La prima fase di realizzazione di un progetto di ricucitura mediante moduli biodegradabili consiste nell'individuare l'area più idonea dove effettuare le ricuciture della *matte*, cercando di eliminare le pressioni esistenti che potrebbero danneggiare la struttura o limitare la crescita delle piante.

Una volta selezionata l'area, si prepara il campo di lavoro, posizionando con l'ausilio di un avvitatore i paletti a *patch* che ospiteranno sei moduli di ancoraggio. L'operatore subacqueo, dopo avere poggiato il puntale sul fondale, utilizzando un apposito avvitatore (manuale o ad aria compressa) introduce il picchetto nel substrato (Fig. 6.2) (Biosurvey, 2021a).

Successivamente, le talee naturalmente eradiccate, prelevate da praterie naturali secondo criteri di sostenibilità (Diaz-Almela & Duarte, 2008) o in zone di accumulo precedentemente individuate, vengono bloccate nei braccetti mediante pinzette a strappo antisfilamento (Fig. 6.3).

La struttura a raggiera, precedentemente predisposta, viene quindi trasferita mediante appositi raccoglitori nel sito di trapianto e fissata alla testa del picchetto mediante un sistema di attacco a baionetta (Fig. 6.4-6.5).

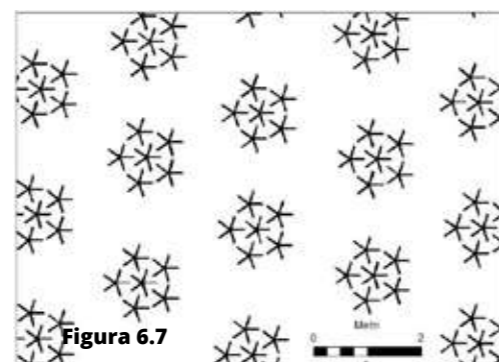
Al fine di emulare il meccanismo di colonizzazione di *P. oceanica* ed il mantenimento a regime della prateria in condizioni naturali, i supporti di ancoraggio possono essere organizzati in moduli formati da un certo numero di sistemi di ancoraggio, vicini tra loro in modo da emulare una *patch* contenente circa 60 talee portanti almeno tre fasci (Fig. 6.6-6.7). Il recupero di rizomi o talee da praterie naturali o distaccati naturalmente richiede, tuttavia, una pro-

grammazione accurata dell'intervento, in quanto è fondamentale utilizzare il materiale vegetale entro le 24 ore successive al recupero, per evitare ulteriori stress alla pianta già distaccata e aumentare le probabilità di successo della ricucitura. Le talee, preferibilmente lunghe almeno 15 cm portanti almeno 3 fasci, vengono prelevate da operatori scientifici subacquei, qualificati e con esperienza specifica nella manipolazione delle talee di posidonia. Il materiale vegetale raccolto viene poi conservato in sacchi di juta e trasportato immediatamente a terra, immerso in acqua, per le successive operazioni (Bacci & La Porta, 2022).

**Figura 6.2.** Preparazione del campo di lavoro posizionando con l'ausilio di un avvitatore (foto in alto a sinistra) i paletti a patch che ospiteranno sei moduli di ancoraggio (Biosurvey, 2021a).

**Figura 6.3.** Fissaggio delle talee ai braccetti (Biosurvey, 2021a).

**Figura 6.4.** Ancoraggio della struttura a raggiera precedentemente predisposta alla testa del picchetto mediante il dado di fissaggio (Biosurvey, 2021a).



**Figura 6.5.** Struttura a raggiera (Biosurvey 2021a).

**Figura 6.6.** Un modulo costituito da 6 sistemi di ancoraggio (Biosurvey 2021a).

**Figura 6.7.** Schema della disposizione spaziale dei moduli (Biosurvey 2021a).

## 7. Monitoraggio e gestione degli interventi di ricucitura delle praterie di *Posidonia oceanica*

Il monitoraggio e la gestione degli interventi di ricucitura delle praterie di *P. oceanica* sono aspetti fondamentali per garantire il successo a lungo termine di queste operazioni di restauro, soprattutto considerando che l'attecchimento e l'accrescimento di *Posidonia oceanica* sono processi piuttosto lenti. Questo implica la necessità di prevedere tempi di monitoraggio piuttosto lunghi per valutare in modo accurato l'evoluzione dell'impianto. Il tempo minimo per determinare il successo dell'intervento può essere considerato 10 anni. Tuttavia, per valutare in modo accurato se l'intervento abbia fatto assumere alla prateria "restaurata" un ruolo ecologico simile a quello delle praterie naturali, sono necessari monitoraggi a più lungo termine. È possibile quindi pianificare monitoraggi a breve, medio e lungo termine, ognuno dei quali avrà specifici indicatori e tempistiche (La Porta & Bacci, 2022).

Un primo monitoraggio deve essere svolto entro un anno dalla fine delle operazioni di riforestazione, per valutarne la riuscita tecnica. Il monitoraggio di breve e medio termine può prevedere i seguenti descrittori:

- stato dell'impianto, persistenza dei nuclei;
- tasso di sopravvivenza delle talee;

- densità dei fasci;
- parametri fenologici (rilevabili anche con tecniche non distruttive).

Il monitoraggio di lungo termine può prevedere i seguenti descrittori:

- copertura dell'area colonizzata dalla posidonia trapiantata;
- densità assoluta media (espressa al m<sup>2</sup>) dell'area di trapianto e della prateria naturale limitrofa;
- analisi fenologica e lepidocronologica del trapianto e della prateria naturale;
- descrittori ecologici: flora e fauna associata da confrontare con la prateria naturale.

La valutazione dello stato dell'impianto e la copertura della posidonia possono essere ottenuti mediante metodi visivi, attraverso filmati (Fig. 7.1) o tecniche di fotogrammetria (Rende *et al.*, 2022) (Fig. 7.2).

**Figura 7.1.** Monitoraggio mediante fotocamera (M. Pulcini).

**Figura 7.2.** Fotogrammetria di un'area di riforestazione di *Posidonia oceanica*.

**Figura 7.3.** Misurazioni in immersione (M.F. Cinti).





Figura 7.4. Misurazioni in immersione (M.F. Cinti).

Il tasso di sopravvivenza delle talee, la densità dei fasci e alcuni descrittori fenologici (lunghezza delle foglie, percentuale di tessuto bruno) possono essere stimati attraverso misurazioni in immersione (Fig. 7.3-7.4).

Inoltre, la flora e fauna associate da confrontare con la prateria naturale possono essere monitorate mediante tecniche tradizionali di *visual census* e/o con innovative tecniche di analisi del paesaggio sonoro (La Manna *et al.*, 2024). La gestione degli interventi di ricucitura deve essere considerata una parte integrante del processo di restauro. Essa comprende non solo la fase iniziale di piantumazione, ma anche la protezione dell'area, la gestione delle attività umane e il monitoraggio a lungo termine. Prima dell'inizio delle operazioni di ricucitura, è fondamentale garantire un adeguato e efficace livello di protezione dell'area, che deve essere mantenuto fino al termine del periodo di monitoraggio, per evitare che attività dannose, come la pesca o l'ancoraggio, arrechino danno o disturbo all'impianto di ricucitura. Per garantire che tali attività vengano prevenute, è necessario rafforzare le interdizioni e i controlli ad opera degli enti competenti locali (Capitanerie di Porto, Area Marina Protetta). Parallelamente, è essenziale applicare le normative per la conservazione delle praterie e, se necessario, rafforzarle, introducendo misure più efficaci come sanzioni e multe, per garantire il successo delle operazioni di restauro (Pergent-Martini *et al.*, 2024).

## 8. Interventi pilota di ricucitura delle praterie di *Posidonia oceanica* realizzati durante il progetto LIFE SeaForest

Sebbene la rilevanza ecologica ed economica delle praterie di *Posidonia oceanica* sia ampiamente riconosciuta a livello internazionale e questo habitat sia tutelato da numerosi strumenti normativi, sia a livello nazionale che europeo, le praterie sono oggi in forte regressione in diverse aree del Mediterraneo (Marbà *et al.*, 2014; Telesca *et al.*, 2015; Robello *et al.*, 2024). Le cause di tale regressione, che comprendono sia fattori naturali che antropici, unitamente alla lentezza dei processi di ricolonizzazione naturale, hanno portato, nel tempo, alla proposta di sviluppare tecniche di trapianto, come mezzo per favorire e/o accelerare i processi di rigenerazione naturale (Meinesz *et al.*, 1991). Tuttavia, considerando che *P. oceanica* è una delle Magnoliophyta con la crescita più lenta al mondo, anche il trapianto risulta essere un processo di ricolonizzazione altrettanto lento, in cui le talee selezionate devono attecchire ed espandersi gradualmente fino a ricostituire una prateria con caratteristiche assimilabili ad una condizione naturale.

Uno dei principali impatti che contribuisce al danneggiamento e alla regressione delle praterie di *Posidonia oceanica* è il danno meccanico, come quello provocato, ad esempio, dalla pesca a strascico (Telesca *et al.*, 2015) e quello causato dalle ancore delle imbarcazioni da diporto (Milazzo *et al.*, 2004).

Gli ancoraggi infatti provocano una sorta di ferita, lasciando tratti di fondali che spesso stentano a rimarginarsi; in alcuni casi, queste cicatrici possono espandersi a seguito dell'erosione dei loro bordi. Nell'ambito del progetto SeaForest LIFE sono stati realizzati tre interventi pilota di ricucitura di pra-

terie di *Posidonia oceanica*: uno in Campania, nel Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni (Area Marina Protetta di Costa degli Infreschi e della Masseta), e due in Sardegna, nel Parco Nazionale dell'Arcipelago di La Maddalena e nell'Area Marina Protetta Isola dell'Asinara. Questi interventi sono stati avviati anche a seguito dell'osservazione dei danni provocati dagli ancoraggi delle imbarcazioni da diporto. È stato necessario identificare le tecniche più adatte, tenendo conto delle specifiche condizioni ambientali delle aree danneggiate. In particolare, oltre a considerare le differenze nel substrato, sono state considerate le diverse condizioni di profondità, idrografiche e correntometriche. Queste caratteristiche ambientali, infatti, possono influire significativamente sull'efficacia delle tecniche utilizzate e sull'attecchimento delle talee.

A seguito di un'attenta valutazione, sono state selezionate diverse tecniche di ricucitura nelle aree di progetto, già utilizzate con successo in altri contesti. L'obiettivo era quello di sperimentare approcci diversi per comprendere quale fosse il più efficace in relazione alle caratteristiche specifiche delle aree di intervento.

Nell'AMP Costa degli Infreschi e della Masseta l'intervento di ricucitura è stato realizzato dalla Biosurvey Srl, *spin-off* accademico dell'Università di Palermo; per tale intervento sono stati utilizzati moduli brevettati realizzati interamente in materiale biodegradabile (Mater-Bi®) (Capitolo 6). Nelle due aree in Sardegna, invece, gli interventi sono stati effettuati tramite la piantumazione di talee e semi su stuoie di

Figura 8.1.1. Baia degli Infreschi. L'area in rosso indica dove è stato effettuato l'intervento di ricucitura.



differenti tipologie (geostuoie in cocco, geostuoie in cocco con rete metallica, stuoie biodegradabili) e utilizzando dei picchetti metallici.

In tutte le tre aree sono state utilizzate per le ricuciture talee di *P. oceanica* distaccatesi naturalmente a causa dell'idrodinamismo o delle attività di ancoraggio delle imbarcazioni (Boudouresque *et al.*, 2000; Balestri *et al.*, 2011; Piazzini *et al.*, 2021; Bacci & La Porta, 2022; Acunto *et al.*, 2023), recuperate nelle immediate vicinanze del sito di ricucitura. Nell'AMP Isola dell'Asinara, oltre alle talee sono stati utilizzati

anche semi prelevati dalle spiagge o rinvenuti galleggianti in mare.

### 8.1. Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni

L'intervento è stato condotto all'interno dell'Area Marina Protetta Costa degli Infreschi e della Masseta, all'interno della Baia degli Infreschi su un fondale a *matte* morta in prossimità della linea di costa (Fig. 8.1.1).



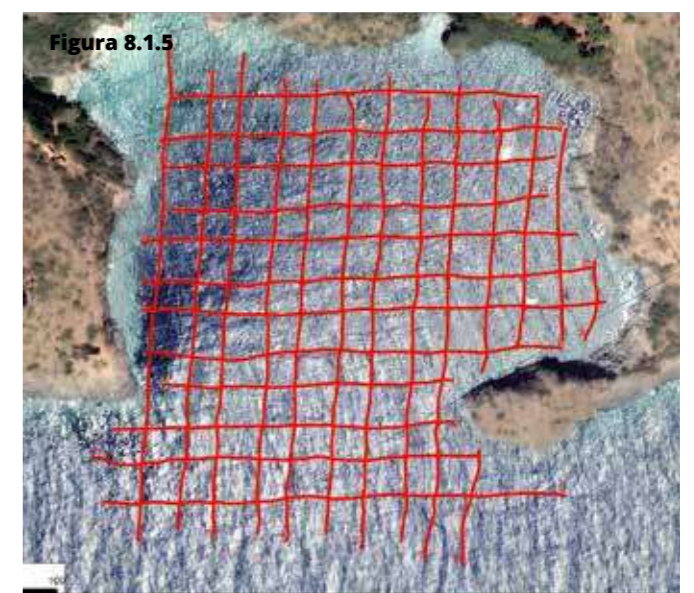
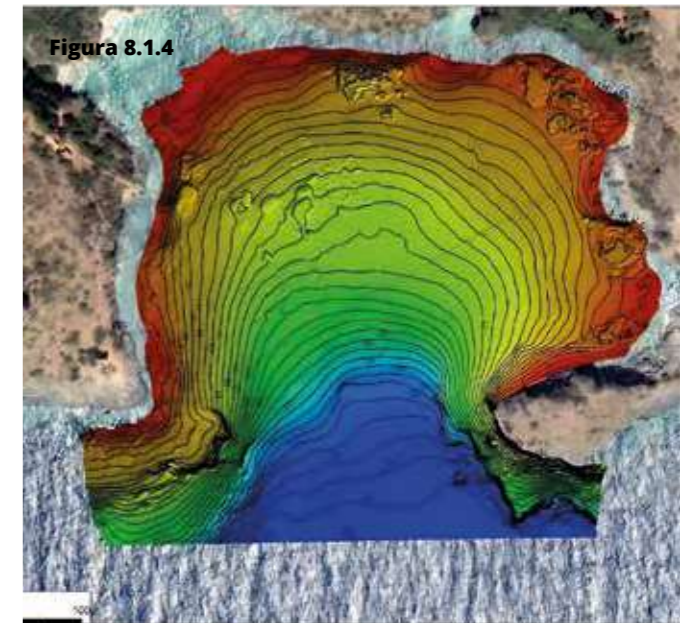
La selezione del sito è stata effettuata in seguito a una campagna di indagini, condotte con la collaborazione dello *spin-off* dell'Università di Palermo Biosurvey Srl, inizialmente focalizzata sia presso l'AMP di Santa Maria di Castellabate (Fig. 8.1.2) che nell'AMP Costa degli Infreschi e della Masseta (Fig. 8.1.3). Le indagini hanno utilizzato tecnologie come l'ecoscandaglio multifascio (*Multibeam Echosounder-MBES*) e il sistema profilatore di sedimenti (*Sub Bottom Profiler-SBP*), che hanno consentito di acquisire dati batimetrici ad alta risoluzione, permettendo una mappatura dettagliata del fondale marino. Grazie a queste tecniche, è stato possibile identificare e mappare in modo preciso la distribuzione delle praterie di *Posidonia oceanica* e stimare la presenza della *matte* e il suo spessore, fornendo così informazioni cruciali per la valutazione ecologica dell'area e la pianificazione delle eventuali attività di ricucitura.

Il sito selezionato per le attività di ricucitura si trova presso Baia degli Infreschi (AMP Costa degli Infreschi e della Masseta), caratterizzato da bassa profondità (-2 metri) e facilmente visibile dalla superficie. In prossimità dell'area si osserva la presenza di *posidonia* con una distribuzione continua e a chiazze. A supporto della scelta del sito, si riporta il modello digitale del terreno e le batimetrie ottenute dai survey preliminari condotti nel 2021 tramite *MultiBeam* (Biosurvey, 2021b), che hanno permesso di individuare la zona più idonea all'intervento presso Baia degli Infreschi (Fig. 8.1.4).

Per la stima della presenza e dello spessore della *matte* all'interno dell'area, sono stati effettuati rilievi tramite *Sub Bottom Profiler*. Le indagini sono state eseguite seguendo un piano di acquisizione costituito da una griglia di linee aventi spaziatura di circa 25 m, per un totale di circa 6,8 km lineari (Fig. 8.1.5) (Biosurvey, 2021b).

Nella Fig 8.1.6 si riporta l'esempio di un profilo acquisito nell'area.

Inoltre, Baia degli Infreschi è risultata un'area molto impattata dalla pressione degli ancoraggi. Infatti, le indagini condotte per l'implementazione dell'azione C2 (piano degli ormeggi), hanno permesso di valutare le pressioni causate dalla fruizione diportistica, con



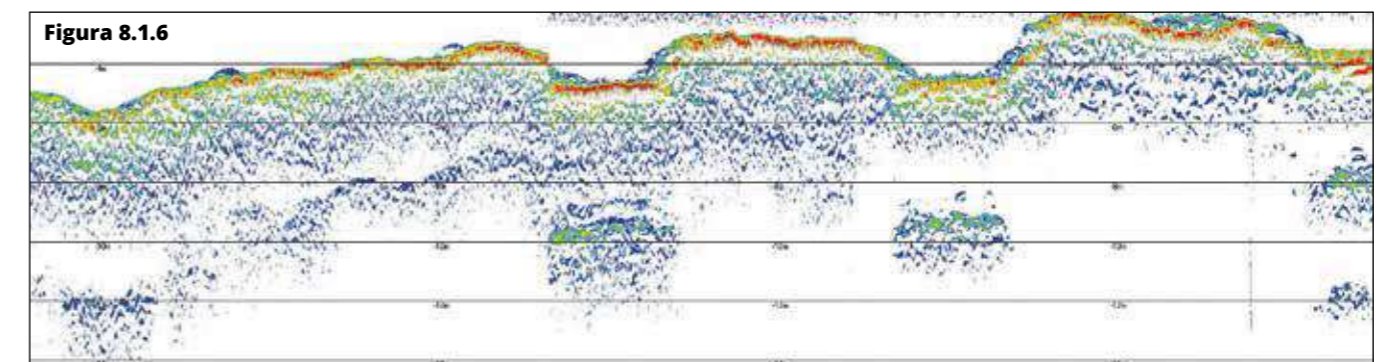
**Figura 8.1.2.** Aree dove sono stati effettuati i rilievi geofisici nell'AMP Santa Maria di Castellabate (Biosurvey, 2021b).

**Figura 8.1.3.** Aree dove sono stati effettuati i rilievi geofisici nell'AMP Costa degli Infreschi e della Masseta (Biosurvey, 2021b).

**Fig 8.1.4.** Modello digitale del terreno e batimetrie dell'area oggetto dei rilievi.

**Figura 8.1.5.** Linee di acquisizione delle indagini mediante *Sub Bottom Profiler* (Biosurvey, 2021b).

**Figura 8.1.6.** Porzione del profilo 1 acquisito (Biosurvey, 2021b).



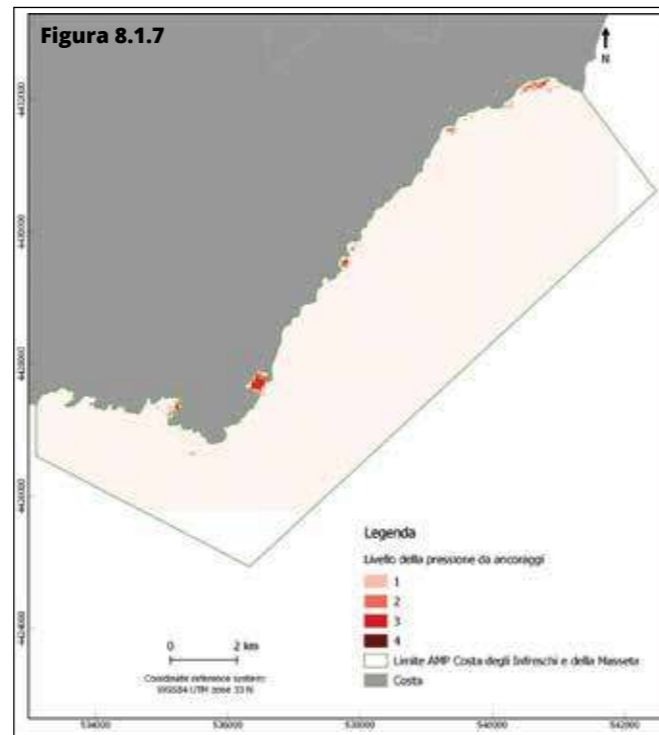
particolare attenzione agli ancoraggi. La mappatura dei fondali è stata realizzata per identificare le aree adatte ad ospitare ancoraggi liberi e quelle da tutelare, associando a queste ultime un livello di sensibilità rispetto agli ancoraggi. L'analisi dei flussi di traffico nautico è stata effettuata utilizzando dati satellitari Sentinel-2, che hanno permesso di stimare il numero di ancoraggi e di individuare le zone più frequentate. L'integrazione di questi dati con quelli relativi alla sensibilità agli ancoraggi ha consentito di determinare la distribuzione e l'intensità delle pressioni da ancoraggio (Fig. 8.1.7) (Brambilla *et al.*, 2021a).

L'intervento ha coperto un'area di circa 50 m<sup>2</sup> e l'attività è stata eseguita recuperando talee accumulate in solchi di erosione a seguito di mareggiate e/o ancoraggi (Biosurvey, 2021a).

Nel sito prescelto si è proceduto alla realizzazione dell'impianto, avvitando i picchetti alla *matte* morta (Fig. 8.1.8): il modulo di ancoraggio consiste in una struttura a raggiera a 5 bracci in grado di ospitare talee/rizomi, interamente realizzata in materiale bio-plastico di derivazione naturale (Mater-Bi®), ancorabile sul fondo tramite un picchetto a fissaggio rapido. La struttura a raggiera è modulare con un nodo centrale che viene incastrato al picchetto e braccetti dotati di supporti disposti con un'inclinazione di circa 41° (Marbà & Duarte, 1998), allo scopo di mimare l'angolo di espansione clonale con cui la pianta in natura colonizza il fondale. Tale sistema permette di fissare anche plantule di *P. oceanica*, attraverso supporti di aggancio opportunamente dimensionati.

Sul mezzo nautico, predisposto come campo base, rizomi e talee sono stati fissati mediante apposite fascette a strappo ai braccetti del supporto biodegradabile. Per ogni modulo di ancoraggio sono state fissate 30 talee. Successivamente si è proceduto al fissaggio delle piante ai picchetti (Fig. 8.1.9). Complessivamente, sono state disposte nell'area 7 *patch* formate da 6 supporti (Fig. 8.1.10) per un totale di 42 moduli di ancoraggio e di 1260 talee. Completato il posizionamento dei supporti, sono state acquisite immagini video-fotografiche che sono state elaborate con apposito software che esegue l'elaborazione fotogrammetrica di immagini digitali e restituisce un fotomosaico dettagliato dell'impianto di ricucitura (Rende *et al.*, 2022) (Fig. 8.1.11).

Nel caso dell'impianto di Baia degli Infreschi è stato eseguito un monitoraggio a breve-medio termine (tra i 2 e i 5 anni), analizzando il bilancio tra le eventuali perdite iniziali e la successiva fase di espansione e crescita. Per verificare la buona riuscita dell'intervento di ricucitura mediante talee è stato necessario, nei primi anni di monitoraggio, quantificare la sopravvivenza delle talee impiantate, misurarne l'accrescimento e valutare la com-



**Figura 8.1.7.** Mappa delle pressioni da ancoraggio per i fondali dell'AMP di Costa degli Infreschi e della Masseta (da Brambilla *et al.*, 2021a).

**Figura 8.1.8.** Preparazione del campo di lavoro (Biosurvey, 2021a).

**Figura 8.1.9.** Posizionamento delle talee (Biosurvey, 2021a).

**Figura 8.1.10.** Nuclei di impianto (Biosurvey, 2021a).

**Figura 8.1.11.** Foto-mosaico dell'impianto pilota di riforestazione realizzato nella Baia degli Infreschi (marzo 2021) (Biosurvey, 2021a).

**Figura 8.1.12.** Apparecchiatura fotografica utilizzata durante i monitoraggi (M. Pulcini).

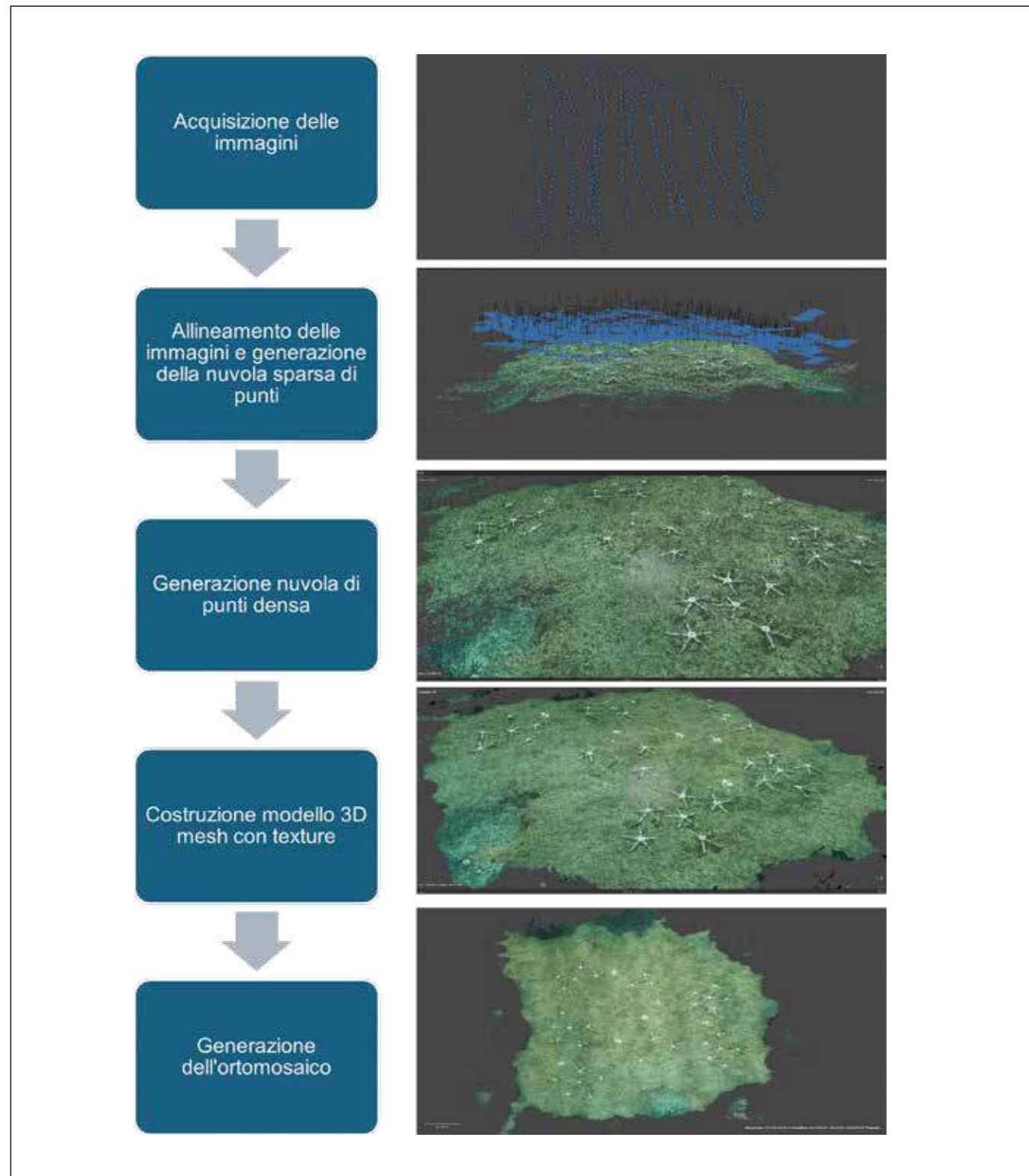
parsa di nuovi fasci fogliari. Inoltre, la letteratura scientifica specifica per *P. oceanica* ha evidenziato che solo un monitoraggio a lungo termine può rappresentare uno strumento efficace per verificare i risultati dell'intervento (Bacci *et al.*, 2019; Calvo *et al.*, 2021). Il monitoraggio dell'impianto è stato realizzato utilizzando la fotogrammetria, una tecnica di rilievo non invasiva particolarmente adatta per ottenere ricostruzioni 3D ad alta precisione degli ambienti marini come le praterie di *Posidonia oceanica*, e per fornire una risoluzione sufficiente per il monitoraggio continuo e dettagliato. I rilievi fotogrammetrici sono stati eseguiti con il supporto del nucleo Carabinieri subacquei di Napoli. *Target* fotogrammetrici sono stati posizionati sul fondale marino come punti di riferimento per garantire la corretta geometria nelle immagini acquisite; successivamente l'operatore subacqueo ha scattato fotografie a distanza ravvicinata (circa 1,5 m dal fondale), seguendo percorsi rettilinei e trasversali per garantire una sovrapposizione ottimale tra le immagini, elemento fondamentale per ottenere una ricostruzione accurata della mappatura.

Le immagini sono state acquisite in modalità *timelapse*, tecnica che consente di ottenere una sequenza continua di scatti, utilizzando una fotocamera ad alta risoluzione con obiettivo 35 mm, alloggiata in una custodia subacquea e dotata di posizionamento GPS-RTK per garantire la georeferenziazione delle immagini. La fotocamera è stata equipaggiata con un sistema di illuminazione adeguato.

Le immagini georeferenziate così acquisite, sono state successivamente allineate per creare un unico ortomosaico, ovvero un'immagine digitale ad alta risoluzione che permette una rappresentazione visiva precisa di un'area.

Per la ricostruzione 3D delle immagini e la costruzione dell'ortomosaico, è stato utilizzato il software di ricostruzione fotogrammetrica Metashape che consente di elaborare le immagini acquisite e di trasformarle in modelli tridimensionali, che poi vengono utilizzati per analizzare la struttura e lo stato dell'impianto di ricucitura, fornendo dati precisi per il monitoraggio dell'area. Il processo di elaborazione delle immagini per la costruzione dell'ortomosaico è avvenuto secondo i seguenti passaggi:

- allineamento dei fotogrammi: le immagini acquisite sono state allineate per garantire la corretta posizione e orientamento;
- generazione della nuvola di punti sparsa: in questa fase, le immagini sono state trasformate in una nuvola di punti, che rappresenta i dati iniziali della topografia;
- generazione della nuvola di punti densa: il modello è stato raffinato con l'elaborazione della



**Figura 8.1.13** Fasi della costruzione dell'ortomosaico.

nuvola di punti densa, migliorando la precisione e il dettaglio;

- generazione della *mesh* e della *texture*: è stata creata una *mesh* 3D della superficie, alla quale è stata applicata una *texture* per migliorare la resa;
- generazione dell'ortomosaico.

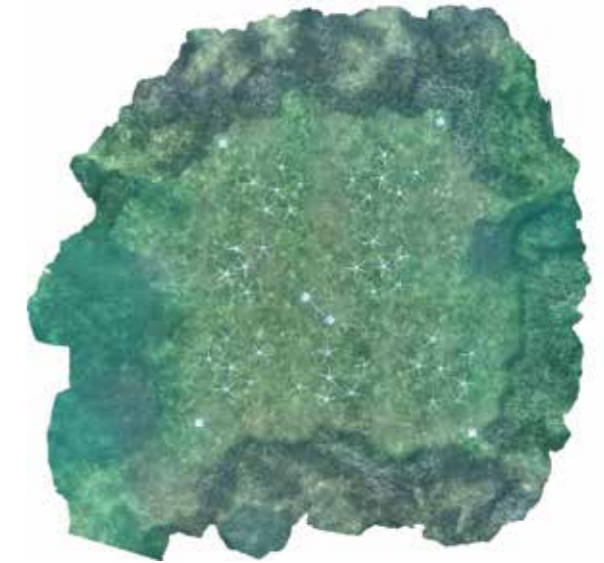
Il confronto dei fotomosaici realizzati in momenti temporali differenti permette di valutare le eventuali varia-

zioni nella distribuzione della prateria di posidonia. Tra ottobre 2021 e maggio 2025 sono stati effettuati 7 monitoraggi (19 ottobre 2021, 24 maggio 2022, 11 ottobre 2022, 24 ottobre 2023, 23 luglio 2024, 1 ottobre 2024, 20 maggio 2025) (Fig. 8.1.14-8.1.20). I monitoraggi sono stati svolti a cura di ISPRA con il supporto del Comando Carabinieri Subacquei (Nucleo di Napoli), mediante acquisizione e successiva elaborazione dei rilievi fotogrammetrici.

### Rilievo T1 (19/10/2021)

A distanza di 7 mesi dal posizionamento dei moduli, il 19 ottobre 2021 è stato effettuato il primo monitoraggio dell'impianto pilota. Sono state acquisite immagini video-fotografiche che hanno permesso di stabilire una buona tenuta delle talee ed evidenziare un basso tasso di mortalità delle stesse. Inoltre, nell'area di intervento è stato notato l'attecchimento della *Cymodocea nodosa*, risultato che lascia presupporre l'avvio di una fase successionale e ricolonizzazione di tipo climax.

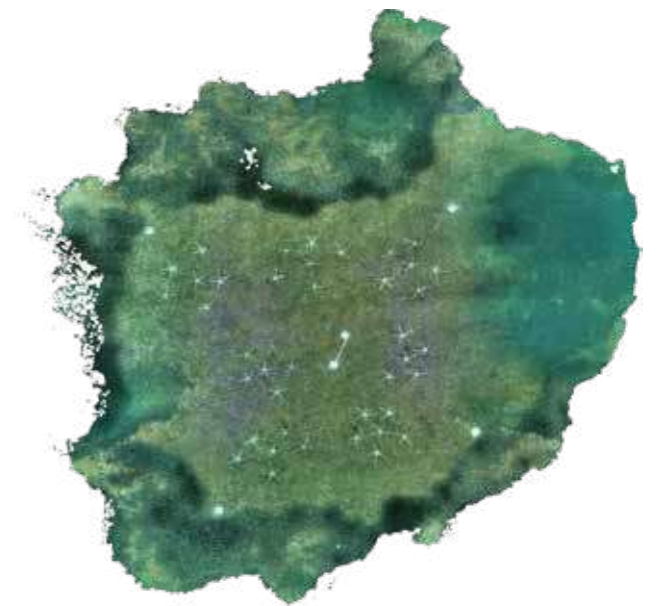
Nella Fig. 8.1.14 viene riportato il foto-mosaico dell'impianto ottenuto elaborando le immagini acquisite durante il rilievo.



**Figura 8.1.14.** Foto-mosaico dell'impianto pilota a 7 mesi dal posizionamento dei moduli (T1).

### Rilievo T2 (23/05/2022)

Il 24 maggio 2022, a 14 mesi dal posizionamento dei moduli, è stato effettuato il secondo monitoraggio dell'impianto pilota. Il tasso di mortalità delle talee risultava essere ancora contenuto e dalle immagini video-fotografiche risulta evidente un esteso attecchimento dell'alga bruna *Padina pavonica* all'interno dell'area di intervento, confermando l'avvio di una fase successionale e ricolonizzazione di tipo climax. Viene inoltre segnalata la perdita di 2 moduli. Nella Fig. 8.1.15 viene riportato il foto-mosaico ottenuto elaborando le immagini acquisite durante il rilievo.



**Figura 8.1.15.** Foto-mosaico dell'impianto pilota a 14 mesi dal posizionamento dei moduli (T2).

### Rilievo T3 (11/10/2022)

L'11 ottobre 2022, a 19 mesi dal posizionamento dei moduli, è stato effettuato il terzo monitoraggio dell'impianto pilota. Le indagini hanno evidenziato la rottura di alcuni braccetti dei moduli.



**Figura 8.1.16.** Foto-mosaico dell'impianto pilota a 19 mesi dal posizionamento dei moduli (T3).

### Rilievo T4 (24/10/2023)

Il 24 ottobre 2023, a 31 mesi dal posizionamento dei moduli, è stato effettuato il quarto monitoraggio dell'impianto pilota. Le indagini hanno evidenziato la rottura di altri braccetti dei moduli.



**Figura 8.1.17.** Foto-mosaico dell'impianto pilota a 31 mesi dal posizionamento dei moduli (T4).

### Rilievo T5 (23/07/2024)

Il 23 luglio 2023, a 40 mesi dal posizionamento dei moduli, è stato effettuato il quarto monitoraggio dell'impianto pilota. Purtroppo, il fotomosaico in questo caso è parziale a causa di problemi dovuti alla luminosità. Nonostante questo, dalle immagini acquisite risulta evidente la perdita di altri braccetti.



**Figura 8.1.18.** Foto-mosaico dell'impianto pilota a 40 mesi dal posizionamento dei moduli (T5).

### Rilievo T6 (01/10/2024)

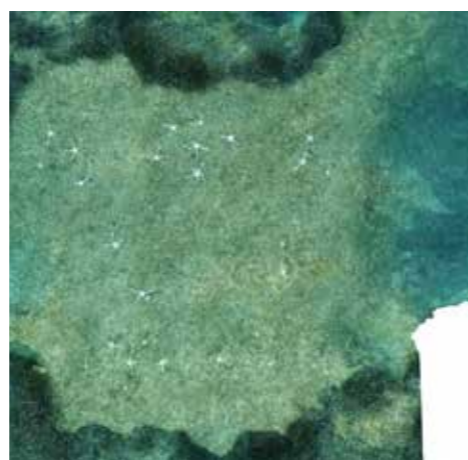
Il 1° ottobre 2024, a 43 mesi dal posizionamento dei moduli, è stato effettuato il sesto monitoraggio dell'impianto. Analizzando le immagini, è possibile notare che molti dei braccetti sono andati persi.



**Figura 8.1.18.** Figura 8.1.19. Foto-mosaico dell'impianto pilota a 43 mesi dal posizionamento dei moduli (T6).

### Rilievo T7 (20/05/2025)

Il 20 maggio 2025, a circa 4 anni dal posizionamento dei moduli, è stato effettuato il settimo monitoraggio dell'impianto.



**Figura 8.1.18.** Figura 8.1.20. Foto-mosaico dell'impianto pilota al tempo (T7).

Nel corso dei monitoraggi effettuati ad ottobre 2023, ottobre 2024 e maggio 2025, oltre ai rilievi fotografici sono stati contati il numero di braccetti delle varie stelle e il numero di talee presenti. I risultati, riportati

**Tabella 8.1.1.** Numero dei braccetti e dei rizomi a 0, 31, 43 e 50 mesi dall'intervento.

PATCH	STELLA	N° BRACCETTI				N° RIZOMI			
		T0 (MAR. 21)	T4 (OTT. 23)	T6 (OTT. 24)	T7 (MAG.25)	T0 (MAR. 21)	T4 (OTT. 23)	T6 (OTT. 24)	T7 (MAG.25)
A	1	5	1	0	0	30	5	3	2
	2	5	5	0	0	30	7	0	0
	3	5	2	2	2	30	4	2	3
	4	5	4	3	0	30	8	2	2
	5	5	4	4	3	30	7	2	4
	6	5	5	5	5	30	10	3	1
B	1	5	4	0	0	30	9	1	1
	2	5	4	2	2	30	7	0	3
	3	5	5	5	5	30	11	5	9
	4	5	4	3	3	30	8	6	6
	5	5	4	4	3	30	6	3	5
	6	5	4	4	4	30	5	3	5
C	1	5	3	3	3	30	9	3	6
	2	5	3	0	0	30	7	2	2
	3	5	4	0	0	30	9	2	4
	4	5	0	0	0	30	4	1	0
	5	5	4	0	0	30	7	2	0
	6	5	3	3	3	30	7	4	3
D	1	5	5	0	0	30	11	4	4
	2	5	4	0	0	30	7	3	0
	3	5	0	0	0	30	0	0	1
	4	5	0	0	0	30	0	1	1
	5	5	0	0	0	30	0	0	0
	6	5	2	0	0	30	9	7	2
E	1	5	4	0	0	30	12	2	3
	2	5	4	2	0	30	5	3	2
	3	5	3	0	0	30	8	0	0
	4	5	4	2	2	30	6	5	6
	5	5	5	0	0	30	8	0	1
	6	5	5	0	0	30	6	1	2
F	1	5	4	2	0	30	9	6	4
	2	5	4	4	3	30	9	5	1
	3	5	4	1	0	30	9	6	6
	4	5	5	0	0	30	9	4	2
	5	5	5	4	3	30	8	3	4
	6	5	5	5	5	30	10	6	3
G	1	5	0	0	0	30	0	0	0
	2	5	4	0	0	30	8	0	4
	3	5	4	4	4	30	8	4	1
	4	5	0	0	0	30	6	1	0
	5	5	4	4	4	30	7	3	2
	6	5	0	0	0	30	6	0	2
<b>TOTALI</b>		<b>210</b>	<b>138</b>	<b>66</b>	<b>54</b>	<b>1260</b>	<b>291</b>	<b>108</b>	<b>113</b>

per ogni stella, vengono mostrati nella Tab 8.1.1: ad oggi dei 210 braccetti dei supporti (5 per ogni struttura modulare), 156 sono mancanti, ossia il 74% dei bracci sono stati persi in poco più di 4 anni. Per quanto riguarda invece i rizomi, dei 1260 impiantati solo 113 sono sopravvissuti, ovvero circa il 9%.

Nei monitoraggi svolti a ottobre 2023 e ottobre 2024, il conteggio delle talee è stato effettuato esclusivamente tramite immagini fotografiche ad alta definizione realizzate per l'ortomosaico. Diversamente, nel monitoraggio di maggio 2025, il conteggio è stato eseguito direttamente da un operatore subacqueo e successivamente verificato attraverso l'analisi delle immagini, con l'obiettivo di valutare il margine di errore. Il conteggio *in situ* ha rilevato la presenza di 168 talee, a fronte delle 113 individuate tramite le fotografie. Sulla base di questi dati, la percentuale di attecchimento delle talee risulta essere del 13% e non del 9%, come precedentemente stimato.

La discrepanza tra i due conteggi è attribuibile, almeno in parte, alla difficoltà di distinguere le talee di *Posidonia oceanica* nelle immagini, soprattutto quando queste si trovano in aree colonizzate da altre specie bentoniche, che possono mimetizzarne la presenza o sovrapporsi visivamente ai fasci fogliari. Alla luce dei rilievi effettuati risulta evidente che l'intervento di ricucitura effettuato nel PN del Cilento non ha pienamente soddisfatto i requisiti che attendono il successo dell'azione. Infatti, durante i sette monitoraggi effettuati in 4 anni, si è registrata una drastica riduzione di moduli di ancoraggio e, conseguentemente, del numero di talee sopravvissute, come evidenziato dalla Tab. 8.1.1.

Nonostante la durata ideale del monitoraggio di un intervento di ricucitura sia di 10 anni, diversi fattori possono essere individuati come cause principali del parziale fallimento dell'intervento. Innanzitutto, la scelta del sito di trapianto a bassa profondità (circa 2 metri), all'interno di una baia protetta da mareggiate e prossima ad una piccola spiaggia frequentata da bagnanti durante il periodo estivo, era dettata dalla esigenza di attuare in parallelo campagne di educazione e sensibilizzazione e per attività di *Citizen Science* (Biosurvey, 2021b), coinvolgendo il maggior numero possibile di soggetti interessati (Cunha *et al.*, 2012), con particolare riguardo ai frequentatori dell'area (bagnanti e diportisti) soprattutto durante il periodo estivo.

Purtroppo, la non adeguata delimitazione/interdizione dell'area interessata al ripristino e la mancanza, peraltro prevista, di segnalazione e protezione dell'area da parte dell'Ente Gestore, sono considerate tra le principali cause che hanno determinato i danni arrecati all'impianto.



## 8.2. Parco Nazionale Arcipelago di La Maddalena

L'area oggetto dell'intervento di ricucitura è stata identificata inizialmente grazie alle indagini dei fondali condotte dallo IAS CNR UOS di Oristano nell'ambito dell'azione preparatoria del progetto A1 (Brambilla *et al.*, 2019). Sono stati acquisiti 16 profili sismici ad altissima risoluzione, per un totale di 5490 m; tali profili sono stati acquisiti utilizzando un *sub bottom profiler* ad alta risoluzione; attraverso l'analisi della sismica è stato possibile determinare gli spessori dei corpi sabbiosi, della *matte* di *Posidonia oceanica* e la presenza di substrati rocciosi, oltre che a stabilire una base univoca e complessiva di conoscenze utili alla conservazione dell'habitat 1120\*. Il rilievo morfo-batimetrico ha interessato un fondale compreso tra i 2 metri ed i 30 metri di profondità nelle aree antistanti le spiagge di Santa Maria e del Cavaliere, mentre nell'area della spiaggia Rosa-Cala di Roto la profondità massima raggiunta è stata di 50 metri. I dati sono stati acquisiti utilizzando la frequenza operativa di 400 kHz e la modalità equidistanti che, con una spaziatura uniforme tra le singole letture di profondità, garantisce la massima risoluzione orizzontale possibile (De Falco *et al.*, 2016). Le linee di navigazione (Fig. 8.2.1-8.2.2) sono state pianificate per ottenere una copertura totale delle zone.

L'area in studio di Porto della Madonna è ubicata all'interno del Parco Nazionale Arcipelago di La Maddalena e si sviluppa per una superficie di ~1,29 km<sup>2</sup> in un piccolo specchio di mare compreso tra il complesso di isole Razzoli, Santa Maria e Budelli.



Le indagini condotte dallo IAS CNR UOS di Oristano hanno permesso di identificare la posizione dei principali morfotipi del fondale e di individuare lo spessore dei sedimenti nell'area. La *Posidonia oceanica* ha il limite superiore tra i -3 m (Spiaggia del Cavaliere) e i -5 m di profondità. La penetrazione del segnale acustico in corrispondenza dell'area a *matte* si riduce drasticamente e gli spessori non sono chiaramente riconoscibili ovunque; ove vi è presenza di *matte* degradata gli spessori sono misurabili e non superano i 2 m. Mediamente sono stati rilevati spessori di 1,30-1,50 m. La *posidonia* risulta radicata su depositi sabbiosi spessi mediamente 3 m circa, ma sono presenti situazioni a mosaico con *posidonia* su roccia (Brambilla *et al.*, 2019).

Nella Fig. 8.2.3 viene mostrato il modello digitale del terreno (DTM) e relativo mosaico acustico *backscatter* del sito di Porto Madonna comprendente la Spiaggia Rosa e la Spiaggia del Cavaliere, ottenuti effettuando i rilievi con il multibeam (De Falco *et al.*, 2016).

È stato svolto anche uno studio sulla presenza di imbarcazioni che si ancorano in corrispondenza con le praterie di *P. oceanica* intorno alle isole dell'Arcipelago (Brambilla *et al.*, 2021b) la cui sintesi è descritta in Fig. 8.2.4 e che mostra come la zona di Porto della Madonna sia tra le aree maggiormente frequentate dal diportismo.

Infine, il Parco ha confermato la scelta dell'area per gli interventi di ricucitura presso la Spiaggia

Figura 8.2.3

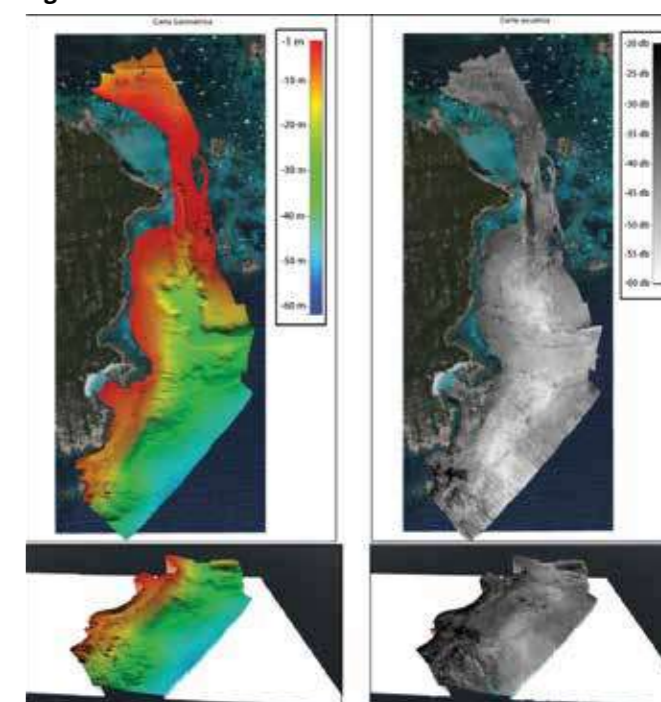
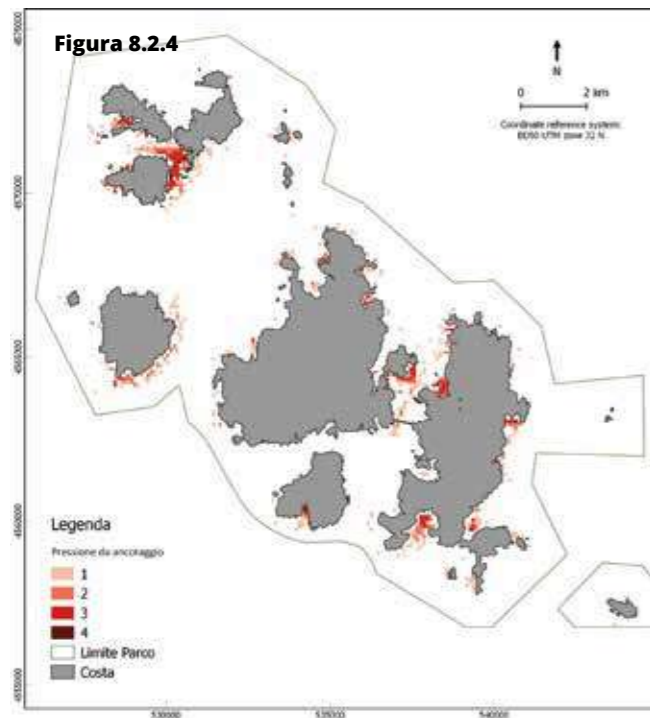


Figura 8.2.1. Linee di navigazione dell'acquisizione multibeam di fronte la spiaggia del Cavaliere – Porto Madonna. Immagine tratta da De Falco *et al.*, 2016.

Figura 8.2.2. Linee di navigazione dell'acquisizione multibeam di fronte la spiaggia del Cavaliere – Porto Madonna. Immagine tratta da De Falco *et al.*, 2016.

Figura 8.2.3. DTM del fondo mare e relativo mosaico acustico backscatter ottenuti con una risoluzione a 25 cm dai dati multibeam Reson Seabat 7125 del sito di Porto Madonna comprendente la Spiaggia Rosa e la Spiaggia del Cavaliere. Immagine modificata da De Falco *et al.*, 2016.



del Cavaliere, dove la prateria di *P. oceanica*, nel versante esposto a nord, presenta larghe radure probabilmente imputabili ad attività di ancoraggio incontrollato da parte di imbarcazioni da diporto (Fig. 8.2.5). Nell'area, la degradazione delle praterie a causa di danni meccanici, in particolare l'impatto fisico dovuto agli ancoraggi delle imbarcazioni da diporto, era stato già indicato da Cossu *et al.* (2006) e La Manna *et al.* (2015). L'area di intervento si trova all'interno del Sito di Importanza Comunitaria (SIC) e la Zona di Protezione Speciale (ZPS) "Arcipelago La Maddalena" (ITB010008). Per lo svolgimento delle attività di ricucitura è stato necessario presentare un'istanza di *Screening* di Incidenza (Livello I della V.Inc.A.); l'intervento è stato autorizzato dalla Regione Autonoma di Sardegna, Assessorato della Difesa dell'Ambiente RAS A00 05-01-00 Prot Uscita n. 30323 del 12/10/2023 con nota con oggetto "Interventi di ricucitura della matite morta in porzioni di praterie di *Posidonia oceanica* danneggiate dagli ancoraggi all'interno del Parco Nazionale Arcipelago di La Maddalena (Progetto SeaForest -LIFE 17 CCM/IT/00121 - *Posidonia meadows as carbon sink of the Mediterranean*). L'Ente Parco Nazionale dell'Arcipelago di La Maddalena, in riscontro alla richiesta di parere ex art.5, c. 7 del DPR n. 357/1997 e s.m.i., con la nota pervenuta in data 7.09.2023 (prot. DGA n. 26065) ha espresso parere favorevole.

Il sito scelto per l'intervento si trova all'interno di un'area più ampia che prevede un progetto di gestione che include un campo boe e zone di divieto di transito. I punti esatti nei quali sono state effettuate le ricuciture, sono stati selezionati dagli operatori subacquei durante il primo sopralluogo, in base alle caratteristiche morfologiche e ambien-



tali del sito. Il primo intervento di ricucitura della *matite* morta nell'area di porto Madonna è stato effettuato a novembre 2023, seguito da un secondo intervento realizzato ad aprile 2024. Il fondale, posto a circa 3 m di profondità, è caratterizzato dalla presenza alternata di chiazze di *posidonia* e *matite* morta. Gli interventi sono stati condotti da esperti nel settore dell'Università di Sassari, in collaborazione con l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Alla realizzazione delle attività hanno partecipato anche operatori del Parco Nazionale Arcipelago di La Maddalena, formati durante il corso di formazione organizzato da ISPRA a Porto Torres ad aprile 2023, un operatore tecnico subacqueo (OTS) e i volontari della Protezione Civile del nucleo di La Maddalena.

Il materiale necessario alle operazioni, ovvero talee eradiccate dalle mareggiate, è stato prelevato nelle radure presenti nella prateria nella stessa mattina in cui sono state effettuate le attività di ricucitura. Dopo la raccolta, le talee sono state conservate in appositi retini fino al trasporto a bordo del mezzo nautico. Una volta a bordo, il materiale è stato preparato sull'imbarcazione e reimpiantato il giorno stesso della raccolta. Le talee sono state accuratamente pulite e suddivise, rimuovendo le parti morte o danneggiate; quelle più grandi sono state poi divise in segmenti più piccoli, ciascuno contenente un numero superiore di fasci fogliari e radici. Successivamente, le talee selezionate e preparate sono state trasferite in altri retini e portate in acqua dai sommozzatori per essere piantumate sui substrati già sistemati sul fondale.

Per ancorare le talee al substrato sono stati utilizzati i metodi di ancoraggio già precedentemente descritti: biostuoie "R.E.C.S.® - Cocco" (*Reinforced Erosion Control System*), biostuoie in cocco, picchetti metallici e biostuoie biodegradabili BIO SEA DP (Fig. 8.2.8-8.2.11).

Nell'area in esame le attività di ricucitura hanno previsto l'impianto di 33 nuclei (29 a novembre 2023 e 4 ad aprile 2024) costituiti da un numero di talee variabili in relazione alla tecnica utilizzata (circa 10 talee a nucleo). Nello specifico, sono stati impiantati 3 nuclei di singole talee ancorate mediante tutori (circa 10 talee a nucleo), 20 nuclei su geostuoie in materiale naturale (16 a novembre 2023 e 4 ad aprile 2024) e 10 nuclei su geostuoie in materiale naturale rinforzate da rete metallica (Tab. 8.2.1). Durante il primo intervento era stata inoltre posizionata una stuoia in materiale biodegradabile per un utilizzo futuro, ma durante il secondo intervento ne sono stati ritrovati solo frammenti sparsi.

Ad aprile 2024 è stato svolto il primo monitoraggio delle ricuciture durante il quale sono stati valutati la tenuta e la stabilità degli impianti. È stato inoltre contato il numero di talee e di fasci per ciascun nucleo.

Tutti i nuclei impiantati sono risultati ancora *in situ*. La sopravvivenza delle talee è stata variabile in base

- Figura 8.2.4.** Mappa delle pressioni da ancoraggio per i fondali del Parco Nazionale dell'Arcipelago di La Maddalena (da Brambilla *et al.*, 2021b).
- Figura 8.2.5.** Area in cui sono stati effettuati gli interventi di ricucitura.
- Figura 8.2.6.** Trasporto del materiale per l'ancoraggio nell'area di intervento (M. Pulcini).
- Figura 8.2.7.** Preparazione delle talee (M. Pulcini).
- Figura 8.2.8.** Nuclei di *posidonia* su geostuoie in materiale naturale rinforzate da rete metallica (M.F. Cinti).
- Figura 8.2.9.** Nuclei di *posidonia* su biostuoia in cocco (M.F. Cinti).
- Figura 8.2.10.** Talee fissate al substrato con picchetti metallici (M.F. Cinti).
- Figura 8.2.11.** Stuoia in materiale biodegradabile posizionata nell'area (M.F. Cinti).



**Tabella 8.2.1.** Numero di nuclei e tecniche utilizzate.

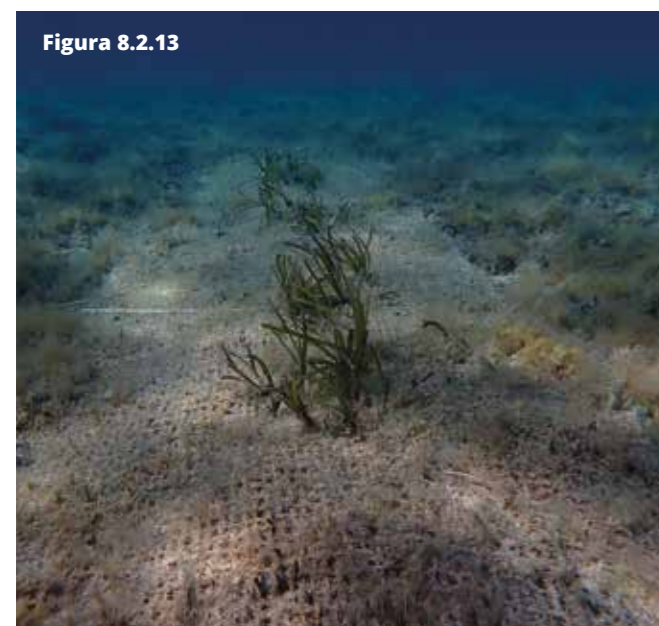
Tecnica utilizzata	Data	Numero di nuclei	Numero talee/nucleo	Numero talee totali
Picchetti	novembre 2023	3	~10	~30
Geostuoia in cocco	novembre 2023	16	~10	~160
Geostuoia in cocco con rete metallica	novembre 2023	10	~10	~100
Geostuoia in cocco	aprile 2024	4	~20	~80

**Tabella 8.2.2.** Percentuale di sopravvivenza delle talee al primo monitoraggio.

Tecnica utilizzata	Data impianto	Percentuale di sopravvivenza al 1° monitoraggio (aprile 2024)
Geostuoia in cocco con rete metallica	novembre 2023	91,3%
Geostuoia in cocco (1)	novembre 2023	94,3%
Geostuoia in cocco (2)	novembre 2023	94,3%
Geostuoia in cocco (3)	novembre 2023	85,7%
Geostuoia in cocco (4)	aprile 2024	-



**Figura 8.2.12**



**Figura 8.2.13**

alla tecnica considerata (Tab. 8.2.2). Le geostuoie di fibra di cocco con rete metallica hanno presentato un numero medio di talee per nucleo di  $9,1 \pm 0,8$  e un numero di fasci di  $14,0 \pm 2,6$ . La sopravvivenza era di 91,3%, confermando un risultato già ampiamente riportato per questo tipo di tecnica.

Le geostuoie in cocco prive di rete (Fig. 8.2.13) hanno mostrato una sopravvivenza media del 91%, del tutto simile a quella con le stuoie con rete metallica. Inoltre, le stuoie sono risultate ben adese al fondale e quasi completamente colonizzate da organismi bentonici.

Per quanto riguarda la stuoia in materiale biodegradabile, la quale era stata posizionata per un futuro reimpianto, è stata strappata e sono stati ritrovati solo frammenti sparsi probabilmente a causa di mareggiate e/o correnti di fondo.

Dai risultati ottenuti durante il primo monitoraggio si può affermare quindi che tutte le tecniche utilizzate hanno mostrato una buona tenuta, ad eccezione della stuoia in materiale bioplastico; tali stuoie, risultano quindi più adeguate in zone più riparate dalle mareggiate e probabilmente necessitano di un fissaggio con più picchetti.

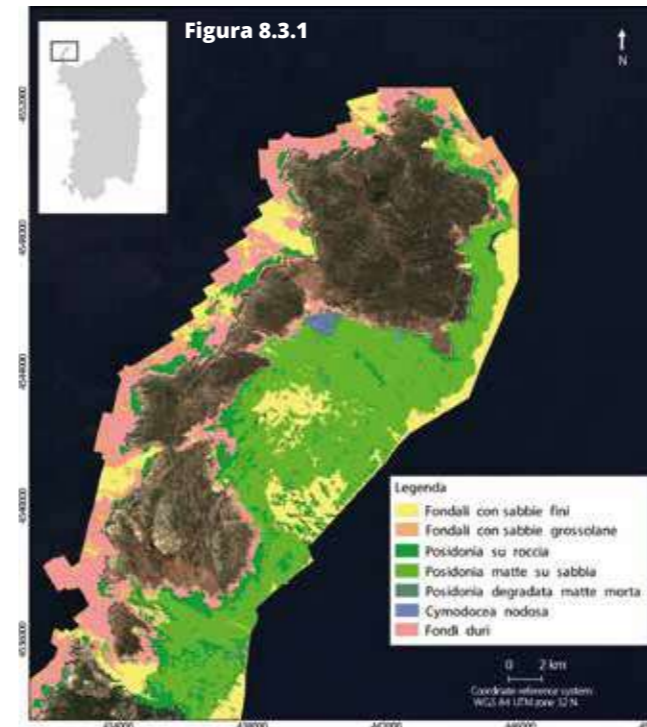
### 8.3. Parco Nazionale dell'Asinara

L'area di intervento si trova all'interno del Sito di Importanza Comunitaria (SIC) "Isola dell'Asinara" (ITB010082) e la Zona di Protezione Speciale (ZPS) "Isola Asinara" (ITB010001). Il SIC e la ZPS in esame ricadono integralmente all'interno dell'Area Marina Protetta "Isola dell'Asinara".

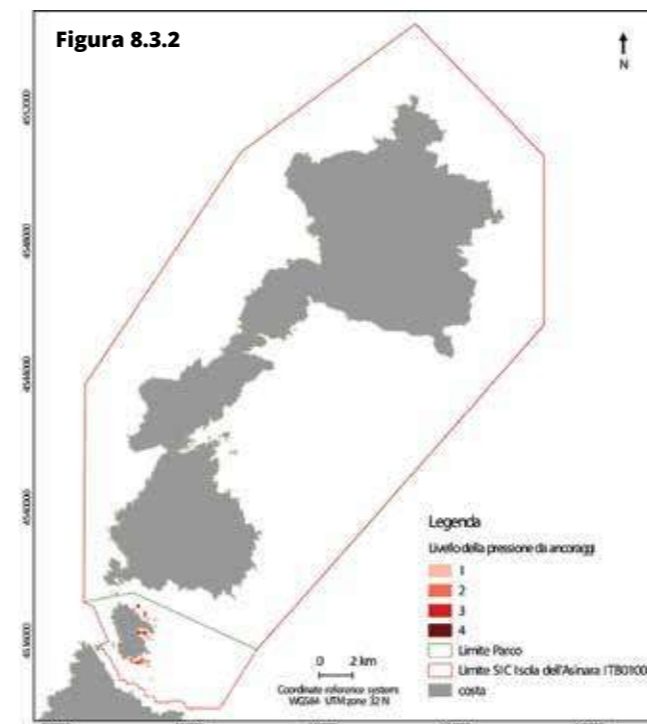
Nell'ambito delle azioni A1 e C2 è stato effettuato dallo IAS-CNR di Oristano un aggiornamento della

**Figura 8.2.12.** Monitoraggio degli impianti con conteggio dei fasci.

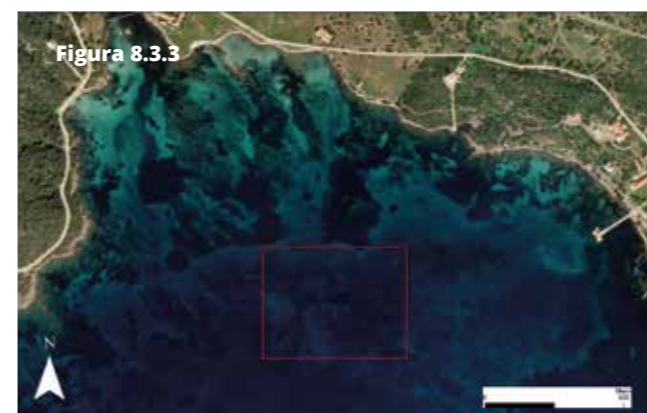
**Figura 8.2.13.** Geostuoia in cocco senza rete metallica (M.F. Cinti).



**Figura 8.3.1**



**Figura 8.3.2**



**Figura 8.3.3**

mappatura dei fondali dell'AMP Isola dell'Asinara, integrando i nuovi dati raccolti con quelli già presenti in bibliografia; questo aggiornamento ha permesso di ottenere una visione più precisa e aggiornata della distribuzione delle praterie di *Posidonia oceanica* nell'area (Brambilla *et al.*, 2021c; Fig. 8.3.1).

È stato svolto anche uno studio sulla presenza di imbarcazioni che si ancorano in corrispondenza delle praterie di *P. oceanica* intorno alle isole dell'Arcipelago (Brambilla *et al.*, 2021c) la cui sintesi è descritta in Fig. 8.3.2 e che mostra come la zona di Cala Reale sia tra le aree maggiormente frequentate dal diportismo.

Le informazioni ottenute sulla presenza e stato di conservazione delle praterie di posidonia e della pressione dovuta agli ancoraggi, unitamente allo studio del clima ondoso nell'area (Brambilla *et al.*, 2019), hanno permesso di identificare nel versante esposto a sud a largo di Cala Reale un'area dove la prateria di *P. oceanica*, presentava larghe radure, probabilmente imputabili ad ancoraggi poco controllati, con caratteristiche ideali per interventi di ricucitura (Fig. 8.3.3).

Il sito selezionato si trova ad una profondità di circa 10 metri ed è caratterizzato da un alternarsi di sabbia, prateria di posidonia e chiazze di *matte* morta.

Il primo intervento di ricucitura della *matte* morta nell'area di Cala Reale è stato eseguito ad aprile 2023, durante il corso formativo indirizzato agli operatori dei Parchi per un corretto recupero e utilizzo di talee precedentemente eradicato per cause naturali o legate ad azione umana e semi spiaggiati di *Posidonia oceanica*. La seconda parte delle attività di ricucitura è stato effettuato nel mese di novembre 2023 da esperti nel campo dell'Università di Sassari, in collaborazione con l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) e gli operatori del Parco Nazionale dell'Asinara formati durante il corso di formazione.

Il materiale per le ricuciture è stato prelevato all'interno di un solco di erosione presumibilmente legato ad attività di ancoraggio (Fig. 8.3.4) e sono stati anche impiegati semi ricavati da frutti spiaggiati e recuperati lungo il litorale di Stintino.

**Figura 8.3.1.** Mappatura dei fondali del Parco Nazionale dell'Asinara ottenuta integrando i nuovi dati con quelli già presenti in bibliografia (da Brambilla *et al.*, 2021c).

**Figura 8.3.2.** Mappa delle pressioni da ancoraggio per i fondali del Parco Nazionale dell'Arcipelago de La Maddalena (da Brambilla *et al.*, 2021c).

**Figura 8.3.3.** Area in cui sono stati effettuati gli interventi di ricucitura.



Le talee recuperate sono state adeguatamente preparate sull'imbarcazione e poi immediatamente piantumate sui substrati posizionati sul fondale. Anche in questo caso sono stati utilizzati i metodi di ancoraggio precedentemente descritti.

Nell'area sono stati impiantati 34 nuclei costituiti da un numero di talee variabili in relazione alla tecnica utilizzata. Nello specifico, sono stati impiantati 4 nuclei di singole talee ancorate mediante picchetti (circa 10 talee a nucleo, Fig. 8.3.5), 4 nuclei su geostuoie in materiale naturale (circa 20 talee a nucleo, Fig. 8.3.6), 20 nuclei su geostuoie in materiale natu-



**Figura 8.3.4.** Solco di erosione a Cala Grande, Isola dell'Asinara (M.F. Cinti).

**Figura 8.3.5.** Talea fissata alla *matte* mediante picchetto metallico (M.F. Cinti).

**Figura 8.3.6.** Nuclei di *P. oceanica* ancorati mediante stuoie in fibra di cocco (M.F. Cinti).

**Tabella 8.3.1.** Numero di nuclei e tecniche utilizzate.

Tecnica utilizzata	Numero di nuclei	Numero talee/nucleo	Numero talee totali
Picchetti	4	~10	~40
Geostuoia in cocco	4	~20	~80
Geostuoia in cocco con rete metallica	20	~20	~400
Stuoia biodegradabile	6	~10	~60

**Tabella 8.3.2.** Percentuale di sopravvivenza delle talee al primo monitoraggio.

Tecnica utilizzata	Data impianto	Percentuale di sopravvivenza al 1 monitoraggio (aprile 2024)
Geostuoia in cocco con rete metallica (1)	aprile 2023	86%
Geostuoia in cocco con rete metallica (2)	novembre 2023	64,9%
Geostuoia in cocco	aprile 2023	72%
Stuoia biodegradabile	aprile 2023	35%
Picchetti	aprile 2023	95%



**Figura 8.3.7.** Nuclei di *P. oceanica* ancorati su geostuoie in materiale naturale rinforzate da rete metallica (M.F. Cinti).

**Figura 8.3.8.** Nuclei di *P. oceanica* ancorati su stuoie in materiale biodegradabile (M.F. Cinti).

rale rinforzate da rete metallica (circa 20 talee a nucleo, Fig. 8.3.7), 6 nuclei su stuoie in materiale biodegradabile (circa 10 talee a nucleo, Fig. 8.3.8) (Tab. 8.3.1).

A marzo 2024 è stato svolto il primo monitoraggio delle ricuciture e sono stati valutati la tenuta e la stabilità degli impianti. È stato inoltre contato il numero di talee e di fasci per ciascun nucleo. Anche in questo caso, tutti i nuclei impiantati sono risultati ancora *in situ* e la sopravvivenza delle talee variabile in base alla tecnica considerata.

Le geostuoie di fibra di cocco con rete metallica hanno presentato un numero medio di talee per nucleo di  $19,1 \pm 3,5$  e un numero di fasci di  $32,4 \pm 5,9$ , con una sopravvivenza media del 75%. Le geostuoie in cocco prive di rete hanno mostrato una sopravvivenza del 72%, del tutto simile a quella con le stuoie con rete metallica. Inoltre le stuoie sono risultate ben adese al fondale. Le stuoie di bioplastica sono ancora *in situ* all'Asinara, ma hanno dimostrato uno scalzamento dal fondale e la sopravvivenza è molto più bassa (35%). La sopravvivenza media delle talee fissate con i picchetti è risultata essere del 95%.

Così come per gli interventi effettuati a La Maddalena, dai risultati ottenuti durante il primo monitoraggio si può affermare che tra le tecniche utilizzate la stuoia in materiale bioplastico ha mostrato una tenuta minore; tali stuoie, risultano quindi più adeguate in zone più riparate dalle mareggiate e dalle correnti di fondo e probabilmente necessitano di un fissaggio con un maggior numero di picchetti.

## 9. Conclusioni e raccomandazioni finali

Le attività di ricucitura delle praterie di *Posidonia oceanica* consistono in piccoli interventi di riforestazione mirati a ripristinare le aree danneggiate, spesso a causa dell'ancoraggio libero e/o della pesca a strascico illegale. Intervenire sulle praterie degradate è essenziale per restituire loro integrità e ripristinare le importanti funzioni ecologiche che esse svolgono (Pergent-Martini *et al.*, 2024). Quando le praterie vengono danneggiate vengono meno anche i servizi ad esse associati; questa pianta svolge inoltre un ruolo cruciale nella stabilizzazione del fondale marino e nella protezione dei litorali sabbiosi, contrastando l'erosione costiera oltre che garantire la *carbon sequestration*. Un intervento di ricucitura richiede un'attenta pianificazione e un lungo periodo di monitoraggio, poiché il suo successo può essere valutato solo dopo almeno dieci anni; l'intervento, infatti, si considera riuscito quando le talee trapiantate si sono stabilizzate, mostrando una crescita buona e persistente, accompagnata da un attivo processo di ricolonizzazione (Fonseca *et al.*, 1998; AA.VV., 2020; La Porta & Bacci, 2022; Pergent-Martini *et al.*, 2024), garantendo le funzioni di base di questo ecosistema.

Per garantire il successo degli interventi di ricucitura si raccomanda di adottare un approccio integrato che comprenda una pianificazione accurata, esecuzioni di interventi sito-specifici, una gestione attenta e un monitoraggio continuo.

La pianificazione deve iniziare con una valutazione dettagliata delle condizioni ambientali e dei fattori che hanno causato il degrado della prateria, selezionando siti idonei nei quali siano eliminati, o almeno ridotti, i fattori che hanno rarefatto/limitato la crescita della pianta.

Per quanto riguarda l'esecuzione degli interventi, si raccomanda:

- l'utilizzo di materiale vegetale raccolto non più di tre giorni prima dell'intervento;
- per le talee, l'utilizzo di rizomi plagiotropi, preferibilmente dotati di radici e con fasci in divisione, i quali attecchiscono con più facilità e possiedono una maggiore superficie di radicazione rispetto a quelli ortotropi, facilitando l'ancoraggio al fondale e aumentando le probabilità di sopravvivenza;
- nel caso di utilizzo di picchetti per il fissaggio delle talee è importante evitare di esercitare troppa pressione. Questo aiuta a prevenire la rottura delle talee e ridurre il rischio di infezioni che potrebbero compromettere la sopravvivenza delle talee stesse;
- evitare sbalzi termici eccessivi durante il trasporto e il fissaggio del materiale.

Oltre alle fasi di pianificazione e di esecuzione degli interventi di riforestazione, per garantire il successo a lungo termine di queste operazioni di restauro risultano

quindi fondamentali il monitoraggio e la gestione degli stessi, soprattutto considerando che l'attecchimento e l'accrescimento di *Posidonia oceanica* sono processi piuttosto lenti ed il trapianto è altamente vulnerabile soprattutto nei primi anni (Pirrotta *et al.*, 2015).

Un monitoraggio a lungo termine (almeno 10 anni) di un intervento di ricucitura di *matte* di *P. oceanica* rappresenta lo strumento più affidabile per verificare il ripristino delle funzioni di base dell'ecosistema, in accordo con quanto osservato in numerosi monitoraggi di interventi di ricucitura e trapianto realizzati in Italia (Robello, 2019; AA.VV., 2020; Calvo *et al.*, 2021; Pergent-Martini *et al.*, 2024) e come raccomandato da diversi Autori (Fonseca *et al.*, 1998; Cunha *et al.*, 2012; Pirrotta *et al.*, 2015; Bacci *et al.*, 2019; La Porta & Bacci, 2022; Pergent-Martini *et al.*, 2024). È inoltre importante sottolineare che un esito positivo nelle fasi iniziali di un trapianto non corrisponde necessariamente ad un reale successo, così come una bassa *performance* iniziale non esclude la possibilità di un risultato favorevole nel lungo periodo (Calvo *et al.*, 2020).

Per quanto riguarda le attività del progetto LIFE SeaForest, il periodo di monitoraggio disponibile durante il corso del progetto stesso non è reputato sufficiente per determinare con certezza la buona riuscita delle operazioni di ricucitura della *matte* degradata di *P. oceanica*. Tuttavia, i monitoraggi effettuati finora, in particolare nelle aree del Parco Nazionale dell'Asinara e di La Maddalena, mostrano una percentuale di sopravvivenza delle talee molto elevata. Pertanto, nei prossimi anni si prevede un significativo aumento della densità dei fasci fogliari e della copertura.

La gestione degli interventi deve essere considerata un elemento fondamentale del processo di restauro, includendo non solo la pianificazione e le attività di piantumazione, ma anche la protezione continua dell'area, il coinvolgimento degli *stakeholders*, la regolamentazione delle attività umane e un monitoraggio a lungo termine per garantire il successo degli interventi stessi.

Per contribuire alla protezione delle ricuciture effettuate, devono essere installate delle boe che delimitino l'area dell'intervento segnalando la presenza. Inoltre, al fine di limitare le perturbazioni che potrebbero danneggiare gli impianti e ostacolare il processo di recupero dell'habitat, l'area dovrebbe essere interdetta alla pesca e agli ancoraggi tramite ordinanza della Capitaneria di Porto locale e/o l'inserimento dell'area di interdizione all'ancoraggio/attività di pesca nel Regolamento/ Disciplinaire dell'Area Marina Protetta.

Infine, per aumentare la consapevolezza pubblica e coinvolgere gli *stakeholders* riguardo l'esistenza e il valore ecologico degli impianti di ricucitura e migliorare la fruibilità da parte dei cittadini, sarebbe utile installare una cartellonistica informativa nelle aree di accesso o presso i porti e le marine limitrofe, così come promuovere l'intervento sul web.



# Glossario

- **A.M.P.- Area Marina Protetta.** È una zona di mare circoscritta, in genere di particolare pregio ambientale e paesaggistico, all'interno della quale è in vigore una normativa limitativa e protettiva dell'habitat, delle specie e dei luoghi, e relativa alla regolamentazione e gestione delle attività consentite.
- **Blue carbon.** È il carbonio immagazzinato negli ecosistemi costieri e marini. Esso viene catturato dagli oceani e dagli ecosistemi costieri del mondo (mangrovieti, paludi costiere e praterie di fanerogame), dove viene immagazzinato sotto forma di biomassa e sedimenti.
- **Carbon sink.** È un serbatoio naturale o artificiale che assorbe e immagazzina il carbonio dell'atmosfera con meccanismi fisici e biologici.
- **Endemismo.** Specie animale o vegetale la cui naturale presenza è confinata ad una determinata regione e la cui distribuzione è relativamente limitata.
- **Fanerogama marina.** Pianta superiore completamente adattate alla vita acquatica.
- **Fotogrammetria.** Tecnica che permette la ricostruzione di modelli tridimensionali di oggetti e ambienti partendo da singoli fotogrammi acquisiti da fotocamere in movimento.
- **Green Deal.** Insieme di strategie e piani d'azione proposti e adottati dalla Commissione Europea per ridurre le emissioni di gas serra del 55% entro il 2030 e raggiungere la neutralità climatica entro il 2050.
- **Hotspot di biodiversità.** Area geografica caratterizzata da livelli di diversità biologica particolarmente elevati.
- **Matte.** Substrato creato dalla prateria di *Posidonia oceanica* costituito dall'intreccio dei rizomi, delle scaglie, delle radici e del sedimento intrappolato.
- **MER-Marine Ecosystem Restoration.** Il Progetto PNRR-MER è il progetto sul mare nell'ambito del Piano nazionale di Ripresa e Resilienza, che vede ISPRA come soggetto attuatore e il Ministero per l'Ambiente e la Sicurezza Energetica come amministrazione titolare del finanziamento. È articolato su 37 linee di attività organizzate su alcuni obiettivi principali: interventi per il ripristino dei fondali e degli habitat marini, mappatura degli habitat costieri e marini di interesse conservazionistico, rafforzamento del sistema nazionale di osservazione degli ecosistemi marini e costieri, una nuova unità navale oceanografica.
- **Mesh.** In fotogrammetria una *mesh* (o rete poligonale) è una rappresentazione tridimensionale di un oggetto o di un'area a partire da una serie di immagini fotografiche.
- **Multibeam echo sounder (MBES).** Ecoscandaglio multifascio utilizzato per mappare i fondali marini e rilevare oggetti e morfologie.
- **NBS-Nature-based Solutions.** Le *Nature-based Solutions*, secondo la definizione dell'Unione Mondiale per la Conservazione della Natura (*International Union for Conservation of Nature-IUCN*) sono "azioni per proteggere, gestire in modo sostenibile e ripristinare gli ecosistemi naturali e quelli modificati che affrontano le sfide sociali in modo efficace e adattivo, fornendo al contempo benessere per gli esseri umani e benefici per la biodiversità".
- **Nursery.** Area di accrescimento delle forme giovanili di varie specie di organismi marini, in corrispondenza di zone particolarmente favorevoli per l'accrescimento in relazione alle caratteristiche delle acque e alla disponibilità di risorse trofiche.
- **Ortomosaico.** L'ortomosaico (o ortofotomosaico) è uno degli output 2D derivanti dalla fotogrammetria. È una composizione complessa di fotogrammi che, dopo essere stati acquisiti, vengono elaborati per ottenere un'immagine digitale ad alta risoluzione e georeferenziata.
- **Protocollo SPA/BD.** Principale strumento del Mediterraneo per l'attuazione della Convenzione sulla Diversità Biologica del 1992, per quanto riguarda la gestione sostenibile della biodiversità costiera e marina, adottato nel 1995. Con tale Protocollo le Parti contraenti hanno previsto, al fine di promuovere la cooperazione nella gestione e conservazione delle aree naturali, così come nella protezione delle specie minacciate e dei loro habitat, di istituire Aree Speciali Protette di Importanza Mediterranea (ASPIM).
- **Restoration ("rivegetazione" o "operazione di ripristino").** Interventi messi in opera per indurre, in una prateria, il ritorno alle condizioni preesistenti, agenti prima del verificarsi del disturbo ambientale cui si deve, verosimilmente, l'alterazione e il deterioramento dello stato di conservazione della prateria stessa. In questo caso, il ripristino presuppone il recupero in toto delle condizioni ecologiche e biologiche della prateria.
- **Ricucitura.** Le attività di ricucitura della prateria di *Posidonia oceanica*, sono definite come interventi di ripristino effettuati trapiantando *patch* di *P. oceanica* all'interno di un mosaico di prateria naturale degradata e *matte* morta (Calvo *et al.*, 2021).
- **Rizoma ortotropo.** Fusto caratterizzato da un accrescimento verticale.
- **Rizoma plagiotropo.** Fusto caratterizzato da un accrescimento orizzontale.
- **ROV- Remotely Operated Vehicle.** Veicolo subacqueo a comando remoto che permette l'esplorazione degli ambienti marini. Le istruzioni impartite dall'operatore giungono al ROV attraverso un cavo, attraverso il quale il ROV invia dati, inclusi video in diretta, dell'ambiente circostante.
- **Servizi ecosistemici.** Servizi che gli ecosistemi generano a favore dell'uomo; secondo la definizione proposta dal MEA - *Millennium Ecosystem Assessment*, sono i "molteplici benefici forniti dagli ecosistemi al genere umano".
- **Screening di incidenza.** Lo *screening* di incidenza è una procedura semplificata della Valutazione di Incidenza (VInCA) per piani, programmi, progetti, interventi e attività (P/I/A) che interessano i siti della rete Natura 2000 secondo l'art. 6 della Direttiva 92/43/CEE.
- **SIC-Sito di Interesse Comunitario.** Il sito di interesse comunitario (o Sito di Importanza Comunitaria), è stato definito dalla Direttiva "Habitat"; viene proposto a partire dalle Regioni italiane
- **Side Scan Sonar.** Sonar a scansione laterale impiegato per la ricerca e la mappatura nei fondali marini.
- **SPA/RAC-Specially Protected Areas Regional Activity Centre.** Organismo creato nel 1995 fra i Paesi che hanno stipulato, nell'anno 1976, la Convenzione di Barcellona per la protezione del Mediterraneo dall'inquinamento. È questo centro che definisce e mantiene la lista delle Aree Speciali Protette di Importanza Mediterranea (ASPIM), vagliando nuove domande e "promuovendo" le aree protette meritevoli del riconoscimento.
- **Sub Bottom Profiler.** Il profilatore sismico dei sedimenti è un sistema sismico-acustico che permette, utilizzando basse frequenze, di identificare la sequenza litostratigrafica presente sotto il fondale marino.
- **Texture.** *Texturizzare* un modello significa applicare alla *mesh* un contenuto in colore. Nel caso della fotogrammetria il contenuto è fotorealistico e ricavato dalle immagini acquisite.
- **Trapianto.** Trasferimento di talee da una prateria donatrice a un nuovo sito (prateria ricevente).
- **United Nations Environment Programme/Mediterranean Action Plan (UNEP/MAP).** Il Piano di Azione per il Mediterraneo del Programma delle Nazioni Unite per l'Ambiente (UNEP/MAP) è uno strumento internazionale per il coordinamento delle attività a protezione del Mar Mediterraneo.
- **V.Inc.A.-Valutazione di Incidenza Ambientale.** Procedimento di carattere preventivo al quale è necessario sottoporre qualsiasi piano, programma, progetto, intervento od attività (P/P/P/I/A) che possa avere incidenze significative su un sito o proposto sito appartenente alla rete Natura 2000, in accordo a quanto richiesto dall'articolo 6 della Direttiva 92/43/CEE "Habitat"
- **ZSC-Zona Speciale di Conservazione.** Così come il SIC, è definito dalla Direttiva 92/43/CEE "Habitat"; vengono istituite a partire dai SIC, al termine di un articolato percorso istitutivo e dopo l'adozione di misure di conservazione sito-specifiche.

# Bibliografia

- AA.VV. (2020). Activity report about monitoring campaigns and their results. Report Action B.2. LIFE SEPOSSO (LIFE16 GIE/IT/000761), Rome, Italy. <https://www.lifeseosso.eu>
- Abadie A., Lejeune P., Pergent G., Gobert S. (2016). From mechanical to chemical impact of anchoring in seagrasses: The premises of anthropogenic patch generation in *Posidonia oceanica* meadows, *Marine Pollution Bulletin*, 109 (1): 61-71. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.022>.
- Acunto S., Leone L.M., Piazzì L. (2023). Ripristino delle praterie di *Posidonia oceanica* tramite tecniche di ingegneria naturalistica e l'uso di materiali biodegradabili. *Biologia Marina Mediterranea*, 27: 93-96.
- Alagna A., D'Anna G., Musco L., Vega Fernández T., 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: 110578. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110578>.
- Bacci T., La Porta B. (2022). Manuale delle tecniche e delle procedure operative per il trapianto di *Posidonia oceanica*. LIFE SEPOSSO (LIFE 16 GIE/IT/000761), Roma. [https://lifeseosso.eu/wp-content/uploads/LIFESEPOSSO\\_Manuale\\_tecniche\\_procedure\\_operative\\_trapianto\\_Posidonia\\_oceanica.pdf](https://lifeseosso.eu/wp-content/uploads/LIFESEPOSSO_Manuale_tecniche_procedure_operative_trapianto_Posidonia_oceanica.pdf).
- Bacci T., Scardi M., Calvo S., Tomasello A., Bulleri C., Bertasi F., La Porta B. (2019). Final report on *Posidonia oceanica* transplanting case studies analysis. Deliverable Azione A.3 Progetto SEPOSSO. [https://lifeseosso.eu/wp-content/uploads/DELIVERABLE\\_Azione\\_A3\\_Final\\_report\\_transplanting\\_case\\_studies\\_02.04.2019.pdf](https://lifeseosso.eu/wp-content/uploads/DELIVERABLE_Azione_A3_Final_report_transplanting_case_studies_02.04.2019.pdf).
- Balestri E., Vallerini F., Lardicci C. (2011). Storm-generated fragments of the seagrass *Posidonia oceanica* from beach wrack-A potential source of transplants for restoration. *Biological Conservation*, 144: 1644-1654. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.020>.
- Bay D. (1978). Etude in situ de la production primaire d'un herbier de Posidonies *Posidonia oceanica* (L.) Delile de la baie de Calvi-Corse. *Progr. Rép. Stn. Océanogr.* Stareso, Univ. Liège, Belg., 18(6):1-251.
- Bianchi C.N., Boero F., Carobene L., Carpaneto G., Fraschetti S., Morri C., Peccenini S. (2004). Aspetti di conservazione e gestione. In Coste Marine Rocciose: La Vita Tra Rocce e Salsedine, Minelli A (ed). *Quaderni Habitat 7*, Museo Friulano di Storia Naturale: Udine, IT; 135-140.
- Biosurvey (2021a). Realizzazione di impianti pilota di riforestazione con *Posidonia oceanica* in località Baia degli Infreschi all'interno del Parco Nazionale del Cilento Vallo di Diano e Alburni (Salerno). Rapporto tecnico. pp15.
- Biosurvey (2021b). Servizio di rilievi topo batimetrici mediante *Multibeam Echosounder* (MBES) e *Sub Bottom Profiler* (SBP) e stima del *Blue Carbon*, su aree Marine protette definite da ISPRA Contratto N.012/19/AD/AGP-GAR.
- Borum J., Duarte C.M., Krause-Jensen D., Greve T.M. (eds.) (2004). European seagrasses: an introduction to monitoring and management. EU project Monitoring and Management of European Seagrass Beds (Publ), 88 pp. ISBN: 87-89143-21-3. <https://repository.oceanbestpractices.org/bitstream/handle/11329/2466/342478.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.
- Boudouresque C.F. (2004). Marine biodiversity in the mediterranean; status of species, populations and communities. *Travaux Scientifiques Du Parc National de Port-Cros*, 20 (January 2004), 97-146. [http://com.univmrs.fr/~boudouresque/Publications\\_pdf/Boudouresque\\_2004\\_Biodiversity\\_Mediterranean\\_SRPNP.pdf](http://com.univmrs.fr/~boudouresque/Publications_pdf/Boudouresque_2004_Biodiversity_Mediterranean_SRPNP.pdf).
- Boudouresque C.F., Meinesz A. (1982). Découverte de l'herbier de Posidonia. *Cah. Parc Nation. Port-Cros*, 6: 239-249.
- Boudouresque C.F., Charbonnel E., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Cadiou G., Bertrand M.C., Foret P., Ragazzi M., Rico-Raimondino V. (2000). A monitoring network based on the seagrass *Posidonia oceanica* in the northwestern Mediterranean Sea. *Biologia Marina Mediterranea*, 7(2): 328-331.
- Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L. (2006). Préservation et Conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. RaMoGe Publication, Monaco, 202 pp.
- 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(5): 395-418. <https://doi.org/10.1515/BOT.2009.057>.
- Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L. (2012). Protection and conservation of *Posidonia oceanica* meadows. RaMoGe and RAC/SPA publisher. Tunis, 1-202. [https://www.rac-spa.org/sites/default/files/doc\\_vegetation/ramoge\\_en.pdf](https://www.rac-spa.org/sites/default/files/doc_vegetation/ramoge_en.pdf).
- Brambilla W., Simeone S., Lo Schiavo F., Antognarelli F., De Falco G., Conforti A., Miozzo M. (2021a). Azione C.2 Studio del Piano degli Ormezzi e degli Ancoraggi per il Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni.
- Brambilla W., Simeone S., Donno Y., Antognarelli F., De Falco G., Conforti A., Miozzo M. (2021b). Azione C.2 Studio del Piano degli Ormezzi e degli Ancoraggi per il Parco Nazionale dell'Arcipelago di La Maddalena.
- Brambilla W., Simeone S., Zanello A., Antognarelli F., De Falco G., Conforti A., Miozzo M. (2021c). Azione C.2 Studio del Piano degli Ormezzi e degli Ancoraggi per il Parco Nazionale dell'Asinara e del SIC ITB010082.
- Brambilla W., Antognarelli F., Conforti A., De Falco G., Simeone S. (2019). Azione A1. Studio del Clima Ondoso, Mappatura dei depositi sabbiosi costieri, Analisi dei dati sismo/acustici. [https://www.seaforest-life.eu/images/Prodotti/Report\\_Azione\\_A1\\_CNR.pdf](https://www.seaforest-life.eu/images/Prodotti/Report_Azione_A1_CNR.pdf).
- Calumpang H.P., Fonseca M.S. (2001). Seagrass transplantation and other seagrass restoration methods. In: Short F.T., Coles R.G., Short C.A. (Eds.). *Global Seagrass Research Methods*: 425-442.
- Calvo S., Scannavino A., Luzzu F., Di Maida G., Pirrotta M., Orestano C., Paredes F., Montagnino F.M., Tomasello A. (2014). Tecnica di reimpianto mediante supporto biodegradabile. In: Bacci, T., La Porta, B., Maggi, C., Nonnis, O., Paganelli, D., Rende, S.F., Polifrone, M. (Eds.) "Conservazione e gestione della naturalità negli ecosistemi marino-costieri. Il trapianto delle praterie di *Posidonia oceanica*". Manuali e Linee Guida n. 106/2014. ISPRA, Roma, pp. 47-51.
- 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: 111395. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.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*, 13, 724. <https://doi.org/10.3390/w13050724>.
- Campani T., Casini S., Caliani I., Pretti C., Fossi M.C. (2020). Ecotoxicological investigation in three model species exposed to elutriates of marine sediments inoculated with bioplastics. *Frontiers in Marine Science*, 17. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00229>.
- Carannante F. (2011). Monitoraggio a lungo termine di trapianti di *Posidonia oceanica* su vasta scala. Tesi di dottorato in Ecologia e Gestione delle Risorse Biologiche - XXII ciclo, Università degli Studi della Tuscia di Viterbo.
- Ceccherelli G., Campo D., Milazzo M. (2007). Short-term response of the slow growing seagrass *Posidonia oceanica* to simulated anchor impact. *Marine Environmental Research*, 63(4):341-349. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2006.10.004>.
- COM/2025/3 final Report from the Commission to the Council and the European Parliament on the Commission's assessment of the Member States' programmes of measures as updated under Article 17 of the Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC). Document 52025DC0003. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2025:3:FIN&qid=1738676411960>.
- Cossu, A., Ragazzola, F., Demelas, S. (2006). Distribution and ecological conditions of *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in La Maddalena National Park (SARDINIA). *Biologia Marina Mediterranea*, 13(4): 151-154.
- Cunha A. H., Marbá N.N., van Katwijk M.M., Pickerell C., Henriques M., Bernard G., Ferreira M.A., Garcia S., Garmendia J.M., Manent P. (2012). Changing Paradigms in Seagrass Restoration. *Restoration Ecology*, 20(4): 427-430. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00878.x>.
- De Falco G., Simeone S., Conforti A., Satta A., Tonielli R., Innangi S., Di Martino G., Donno Y., Sorgente B., Maurelli P. (2016). Convenzione operativa con l'IAMC - CNR sede per affido attività monitoraggio della Spiaggia Rosa - Cala di Roto, della Spiaggia del Cavaliere e della Spiaggia di Santa Maria e la conoscenza dei processi che le governano. Relazione finale, report interno 2016.
- De Luca M., Piazzì L., Guala I., Cinti M.F., Marras P., Pansini A., Pinna F., Puccini A., Santonastaso A., Stelletti M., Stipicich P., Pascucci V. (2025). Restoration of *Posidonia oceanica* meadow using cuttings from an area

- impacted by harbor extension project. *Journal of Marine Science and Engineering*, 13(1), 3. <https://doi.org/10.3390/jmse13010003>.
- Díaz-Almela E., Duarte C.M. (2008). Management of Natura 2000 habitats. 1120 \*Posidonia beds (*Posidonia oceanica*). European Commission.
  - Duarte, C.M., Middelburg, J.J., Caraco, N. (2005). Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2, 1-8. <https://doi.org/10.5194/bg-2-1-2005>.
  - Duarte C.M., Fourqurean J.W., Krause-Jensen D., Olesen B. (2006). Dynamics of seagrasses. In: Larkum A.W.D., Orth R.J., Duarte C.M. (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, The Netherlands, pp. 271-294.
  - Fonseca M. S., Kenworthy W. J., Thayer G. W. (1982). A lowcost planting technique for eelgrass (*Zostera marina* L.). Coastal engineering technical aid. Coastal Engineering Research Center (U.S.), Engineer Research and Development Center (U.S.).
  - 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.
  - Fourqurean J., Duarte C., Kennedy H. Marbà N., Holmer M., Mateo M.A., Apostolaki E.T., Kendrick G.A., Krause-Jensen D., McGlattery, K.J., Serrano O. (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*: 5, 505–509. <https://doi.org/10.1038/ngeo1477>.
  - Francour P, Ganteaume A and Poulain M. (1999). Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9: 391400.
  - Francour P., Magréau J.F., Mannoni P.A., Cottalorda J.M., Gratiot J. (2006). Ancrages écologiques permanents. Guide d'Aide à la Gestion des Aires Marines Protégées. Université de Nice-Sophia Antipolis et Parc National de Port-Cros, Nice.
  - Frau F., Acunto S., Atzori F., Cinti M.F. (2023). Ripristino della prateria di *Posidonia oceanica* mediante tecniche di ingegneria naturalistica Nell'area Marina Protetta Capo Carbonara (sud Sardegna). *Biologia Marina Mediterranea* 27, 145-148.
  - Frau F., Piazza L., Cinti M.F., Cadoni N., Garcia Gutierrez M.E., Carosso L., Guala I. (2024). Restoration of *Posidonia oceanica* meadows through metal stake technique and naturally detached cuttings in the “a sea forest to save the planet” campaign. 2024 World Seagrass Conference & 15th International Seagrass Biology Workshop Seagrasses in the Anthropocene, Abstract Book, p. 395
  - Hemminga, M. A., & Duarte, C. M. (2000). *Seagrass ecology*. Cambridge University Press.
  - Kennedy H., Beggings J., Duarte C., Fourqurean J., Holmer M., Marbà J. (2010) Seagrass sediment as a global carbon sink: isotopic constraints. *Global Biogeochemical Cycles*, 24: 4. <https://doi.org/10.1029/2010GB003848>.
  - Kennedy H., Björk M. (2009). Seagrasses, in *The Management of Natural Coastal Carbon Sinks in Coastal Ecosystems: Investigating and Realising the Potential*, edited by D. d'A Laffoley, and G. Grimsditch, pp. 23–30, IUCN, Gland, Switzerland.
  - Katwijk van M.M., Thorhaug A., Marbà N., Orth R.J., Duarte C.M., Kendrick, G.A., Althuisen I.H.J., Balestri E., Bernard G., Cambridge M.L., Cunha A., Durance C., Giesen W., Han Q., Hosokawa S., Kiswara W., Komatsu T., Lardicci C., Lee K.S., Verduin, J.J. (2016). Global analysis of seagrass restoration: The importance of large-scale planting. *Journal of Applied Ecology*, 53: 567–578. 10.1111/1365-2664.12562.
  - La Manna G., Donno Y., Sarà G., Ceccherelli G. (2015). The detrimental consequences for seagrass of ineffective marine park management related to boat anchoring, *Marine Pollution Bulletin*, 90 (1-2): 160-166. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.11.001>.
  - La Manna G., Guala I., Pansini A., Stipcich P., Arrostuto N., Ceccherelli G. (2024) Soundscape analysis can be an effective tool in assessing seagrass restoration early success. *Scientific Reports*, 14:20910. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-71975-2>.
  - La Porta B., Bacci T. (2022). Manuale per la pianificazione, realizzazione e monitoraggio dei trapianti di *Posidonia oceanica*. LIFE SEPOSSO (LIFE16 GIE/IT/000761), Roma. [https://lifeseosso.eu/wp-content/uploads/LIFESEPOSSO\\_Manuale\\_pianificazione\\_realizzazione\\_monitoraggio\\_trapianti\\_Posidonia\\_oceanica.pdf](https://lifeseosso.eu/wp-content/uploads/LIFESEPOSSO_Manuale_pianificazione_realizzazione_monitoraggio_trapianti_Posidonia_oceanica.pdf).
  - Luff A.L., Sheehan E.V., Parry M., Higgs N.D. (2019). A simple mooring modification reduces impacts on seagrass meadows. *Scientific Reports*, 9: 20062. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-55425-y>.
  - Maltese S., Rende S.F., Pulcini M., Scarpato A. (2021). Manuale di buone pratiche per il riutilizzo di semi e germogli spiaggiati e delle talee di *Posidonia oceanica* rimosse da mareggiate ed eventi di ancoraggio. SeaForest LIFE (LIFE17 CCM/IT/000121)–Azione C.5.1. 85 pp. [https://www.seaforestlife.eu/images/Prodotti/Azione\\_C51.pdf](https://www.seaforestlife.eu/images/Prodotti/Azione_C51.pdf).
  - Mancini G., Casoli E., Ventura D., Jona-Lasinio G., Criscoli A., Belluscio A., Ardizzone G.D. (2019). Impact of the Costa Concordia shipwreck on a *Posidonia oceanica* meadow: a multi-scale assessment from a population to a landscape level, *Marine Pollution Bulletin*, 148: 168-181. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.044>.
  - Mancini G., Ventura D., Casoli E., Belluscio A., Ardizzone G.D. (2022). Transplantation on a *Posidonia oceanica* meadow to facilitate its recovery after the Concordia shipwrecking. *Marine Pollution Bulletin*, 179: 113683. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113683>.
  - Marbà N., Duarte C.M. (1998). Rhizome elongation and seagrass clonal growth. *Marine Ecology Progress Series*, 174: 269-280.
  - Marbà N., Diaz-Almela E., Duarte C.M. (2014). Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biological Conservation*, 176: 183-190. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.024>.
  - Mateo, M.A., Serrano, O. (2011). The carbon sink associated to *Posidonia oceanica*. In: Pergent G., et al. (Eds.) *Mediterranean seagrasses: resilience and contribution to the attenuation of climate change*. IUCN Mediterranean, Malaga.
  - Mazzella L., Zupo V. (1995). Reti trofiche e flussi di energia nei sistemi a fanerogame marine. *Giornale Botanico Italiano*, 129: 337-350.
  - Mcleod E., Chmura G.L., Bouillon S., Salm R., Björk M., Duarte C.M., Lovelock C.E., Schlesinger W.H., Silliman B.R. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>. *PLoS ONE*, 9(10): 552–560. <https://doi.org/10.1890/110004>.
  - Meinesz A., Caye G., Locques F., Macaux S. (1990). Analyse bibliographique sur la culture des phanerogame smarines. *Posidonia Newsletter*, 3: 1–67.
  - Meinesz A., Caye G., Loquès F., Molenaar H. (1991). Growth and development in culture of orthotropic rhizomes of *Posidonia oceanica*. *Aquatic Botany*, 39: 367-377.
  - Milazzo M., Badalamenti F., Ceccherelli G., Chemello R. (2004). Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 299: 5162. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2003.09.003>.
  - Molenaar H., Meinesz A. (1992). Vegetative Reproduction in *Posidonia oceanica* II. Effects of Depth Changes on Transplanted Orthotropic Shoots. *Marine Ecology*, 13: 175-185.
  - Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human wellbeing: synthesis*. Island Press, Washington DC: 155 pp. <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>.
  - Monnier B., Pergent G., Valette-Sansevin A. Boudouresque C.F., Mateo M.A., Pergent-Martini C. (2020). The *Posidonia oceanica* mat: a unique carbon sink for climate change mitigation - Preliminary results and implications for management. *Vie et Milieu - Life and Environment*, 70: 17–24. <https://hal.sorbonne-universite.fr/hal-03342407v1>.
  - Monnier B., Pergent G., Mateo M.Á., Carbonell R., Clabaut P., Pergent-Martini C. (2021). Sizing the carbon sink associated with *Posidonia oceanica* seagrass meadows using very high resolution seismic reflection imaging. *Marine Environmental Research*, 170: 105415. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105415>.
  - Monnier B., Pergent G., Mateo M.Á., Clabaut P., Pergent-Martini C. (2022). Quantification of blue carbon stocks associated with *Posidonia oceanica* seagrass meadows in Corsica (NW Mediterranean). *Science of the Total Environment*, 838: 155864. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155864>.
  - Montefalcone M., Chiantore M., Lanzone A., Morri C., Albertelli G., Nike Bianchi C. (2008). BACI design reveals the decline of the seagrass *Posidonia oceanica* induced by anchoring. *Marine Pollution Bulletin*, 56 (9): 1637-1645. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.05.013>.
  - Montefalcone M. (2024). Challenges in Restoring Mediterranean Seagrass Ecosystems in the Anthropocene. *Environments*, 11: 6. <https://doi.org/10.3390/environments11050086>.
  - Oprandi A., Bianchi C.N., Karayali O., Morri C., Rigo I., Montefalcone M (2021). RESQUE: A novel comprehen-

- sive approach to compare the performance of different indices in evaluating seagrass health. *Ecological Indicators*, 131: 108118. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108118>.
- Paling E.I., Fonseca M., van Katwijk M.M., van Keulen M. (2009). Seagrass restoration. In: Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystems Approach, ed. Gerardo Perillo, Eric Wolanski, Donald R. Cahoon, and Charles S. Hopkins, 687–713. Cambridge, MA: Elsevier, Amsterdam
  - Pansini A., Deroma M., Guala I., Monnier B., Pergent-Martini C., Piazzini L., Stipcich P., Ceccherelli G. (2024). The resilience of transplanted seagrass traits encourages detection of restoration success. *Journal of Environmental Management*, 357: 120744. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120744>.
  - Pazzaglia J., Nguyen H.M., Santillan-Sarmiento A., Ruocco M., Dattolo E., Marin-Guirao L., Procaccini G. (2021). The Genetic Component of Seagrass Restoration: What We Know and the Way Forwards. *Water*, 13: 829. <https://doi.org/10.3390/w13060829>.
  - Pergent G., Pergent-Martini C., Boudouresque C.F. (1995). Utilisation de l'herbier a *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mesogée*, 54: 3-27.
  - Pergent-Martini C., Monnier B., Lehmann L., Barralon E., Pergent G. (2022). Major regression of *Posidonia oceanica* meadows in relation with recreational boat anchoring: A case study from Sant'Amanza bay. *Journal of Sea Research*, 188: 102258. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102258>.
  - Pergent-Martini C., André S., Castejon I., Deter J., Frau F., Gerakaris V., Mancini G., Molenaar H., Montefalcone M., Oprandi A., Pergent G., Poursanidis D., Royo L., Terrados J., Tomasello A., Ventura D., Villers F. (2024). Guidelines for *Posidonia oceanica* restoration. Report Cooperation agreement Mediterranean Posidonia Network (MPN), French Biodiversity Agency (OFB) & University of Corsica Pasquale Paoli (UCPP) N°OFB-22-1310: 29 p. + Appendices.
  - Piazzini L., Acunto S., Frau F., Atzori F., Cinti M.F., Leone L.M., Ceccherelli G. (2021). Environmental engineering techniques to restore degraded mediterranean *Posidonia oceanica* meadows. *Water*, 13 (5): 661. <https://doi.org/10.3390/w13050661>.
  - Pirrotta M., Tomasello A., Scannavino A., Maida G. D., 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): 591–604. <https://doi.org/10.12681/mms.1045>.
  - Rende S.F., Bosman A., Menna F., Lagudi A., Bruno F., Severino U., Montefalcone M., Irving A.D., Raimondi V., Calvo S., Pergent G., Pergent-Martini C., Tomasello A. (2022). Assessing seagrass restoration actions through a micro-bathymetry survey approach (Italy, Mediterranean Sea). *Water* 2022, 14, 1285. <https://doi.org/10.3390/w14081285>
  - Robello C. (2019). Efficacia di un intervento di trapianto di *Posidonia oceanica* (L.) Delile nel golfo di Rapallo 23 anni dopo. Tesi di Laurea Triennale in Scienze Naturali, Università degli studi di Genova.
  - Robello C., Acunto S., Leone L.M., Mancini I., Oprandi A., Montefalcone M. (2024). Large-Scale Re-Implantation Efforts for *Posidonia oceanica* Restoration in the Ligurian Sea: Progress and Challenges. *Diversity*, 16: 226. <https://doi.org/10.3390/d16040226>.
  - Rovere A., Parravicini V., Firpo M., Morri C., Bianchi, C. N. (2011). Combining geomorphologic, biological and accessibility values for marine natural heritage evaluation and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(6), 541–552. <https://doi.org/10.1002/aqc.1214>.
  - Salomidi M., Issaris Y, Nikolic V. (2020). A roadmap for protecting Posidonia meadows. Report of the Natura 2000 Biogeographical Process Networking Event "Anchors Away: Mitigating Direct Anthropogenic Impacts on Posidonia beds".  
[https://biogeoprocess.net/wp-content/uploads/2024/01/Report\\_Anchors-Away.pdf](https://biogeoprocess.net/wp-content/uploads/2024/01/Report_Anchors-Away.pdf)
  - Signa G., Tomasello A., Cilluffo G., Tramati C.D., Mazzola A., Calvo S., Vizzini S. (2024). Does transplanted *Posidonia oceanica* act as a sink or source of trace elements? Ecological implications for restoring polluted coastal areas. *Journal of Environmental Management*, 359: 121008. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121008>.
  - Strangis G., Rossi D., Cinelli P., Seggiani M. (2023). Seawater biodegradable poly(butylene succinate- Co -adipate) - wheat bran biocomposites. *Materials*, 16: 2593. <https://doi.org/10.3390/ma16072593>.
  - 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. *Scientific Reports*, 5: 12505. <http://dx.doi.org/10.1038/srep12505>.
  - Temmink R.J.M., Christianen M.J.A., Fivash G.S., Angelini C., Boström C., Dideren K., Engel S.M., Esteban N., Gaeckle G.L., Gagnon K., Govers L.L., Infantes E., van Katwijk M.M., Kipson S., Lamers L.P.M., Lengkeek W., Silliman B.R., van Tussenbroek B.I., Unsworth R.K.F., Yaakub S.M., Bouma T.J., van der Heide T. (2020). Mimicry of emergent traits amplifies coastal restoration success. *Nature Communications*, 11: 3668. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17438-4>.
  - UNEP/MAP-SPA/RAC (2024). Best practices, measures and lessons learnt for biodiversity restoration, ensuring carbon sink optimization and buffering resilience to climate extremes. By Monica Montefalcone. Ed. SPA/RAC, Tunis: 80 pp. <https://spa-rac.org/en/publication/download/1760/best-practices-measures-and-lessons-learnt-for-biodiversity-restoration-ensuring-carbon-sink-optimization-and-buffering-resilience-to-climate-extremes>.
  - Valdez S.R., Zhang Y.S., van der Heide T., Vanderklift M.A., Tarquinio F., Orth R.J., Silliman B.R. (2020). Positive ecological interactions and the success of seagrass restoration. *Frontiers in Marine Science*, 7: 91. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00091>.

### Norme e Regolamenti:

- Convenzione sulla diversità biologica, disponibile all'indirizzo <https://www.cbd.int/convention/text/>.
- Direttiva 2009/147/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 30 novembre 2009, concernente la conservazione degli uccelli selvatici (GU L 20 del 26.1.2010, pag. 7).
- Direttiva 92/43/CEE del Consiglio, del 21 maggio 1992, relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche (GU L 206 del 22.7.1992, pag. 7).
- Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque (GU L 327 del 22.12.2000, pag. 1).
- Direttiva 2008/56/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 17 giugno 2008, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica per l'ambiente marino (GU L 164 del 25.6.2008, pag. 19).
- Regulation (EU) 2024/1991 of the European Parliament and of the Council of 24 June 2024 on nature restoration and amending Regulation (EU) 2022/869
- Direttiva 2014/52/UE. Direttiva sulla Valutazione dell'Impatto Ambientale (G.U.U.E. 25 aprile 2014, n. L 124)

## Ringraziamenti

Si ringrazia per il supporto il Nucleo Carabinieri Subacquei di Cagliari e di Napoli e in particolare Sandro Bucalo, Santi Scolaro, Fabio Vittozzi, Giovanni Falco, Marco Panico e Gennaro Attore.

## Partners

**D.R.E.Am. - Italia**  
(coordinator)  
[www.dream-italia.it](http://www.dream-italia.it)

**IAS - CNR**  
**Consiglio Nazionale  
delle Ricerche**  
[www.cnr.it](http://www.cnr.it)

**ISPRA**  
**Istituto Superiore  
per la Protezione  
e la Ricerca Ambientale**  
[www.isprambiente.gov.it](http://www.isprambiente.gov.it)

**Università degli Studi  
della Tuscia**  
[www.unitus.it](http://www.unitus.it)

**Parco Nazionale  
del Cilento, Vallo  
di Diano e Alburni**  
[www.cilentoediano.it](http://www.cilentoediano.it)

**Parco Nazionale  
dell'Arcipelago di  
La Maddalena**  
[www.lamaddalenapark.it](http://www.lamaddalenapark.it)

**Parco Nazionale  
dell'Asinara**  
[www.parcoasinara.org](http://www.parcoasinara.org)

**Paragon Europe**  
[www.paragoneurope.eu](http://www.paragoneurope.eu)

**Carbonsink**  
[www.carbonsink.it/it](http://www.carbonsink.it/it)





[seaforestlife.eu](http://seaforestlife.eu)

