

CONSIGLIO NAZIONALE DELLE RICERCHE

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero

Laboratorio di Ecologia Marina di Castellammare del Golfo

BIOLOGIA, ECOLOGIA, METODOLOGIE ED ESPERIENZE DI RIPRISTINO DELLE PRATERIE DI *POSIDONIA OCEANICA*

Maggio 2010

IAMC-CNR

Sede distaccata di Castellammare del Golfo – via G. Da Verrazzano, 17 – 91014 Castellammare del Golfo (TP), Sicilia

Sede principale U.O.S. di Mazara del Vallo - Via Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP) Sicilia

Consulenza scientifica nel campo del ripristino delle praterie di *Posidonia oceanica* per SAIPEM S.p.A.

DOC. N 109433-IAMC-SOW-001

CONTRATTO N. 506019 del 19/04/2010

CONSIGLIO NAZIONALE DELLE RICERCHE

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero

Laboratorio di Ecologia Marina di Castellammare del Golfo

BIOLOGIA, ECOLOGIA, METODOLOGIE ED ESPERIENZE DI RIPRISTINO DELLE

PRATERIE DI *POSIDONIA OCEANICA*

Maggio 2010

Autori:

Responsabile scientifico: Dott. Fabio Badalamenti

Hanno collaborato alla ricerca: Dott.ssa Adriana Alagna, Assegnista di Ricerca
Dott. Giovanni D'Anna, ricercatore
Sig. Giuseppe Di Stefano, CTER
Dott. Tomás Vega Fernández, ricercatore

IAMC-CNR

Sede distaccata di Castellammare del Golfo – via G. Da Verrazzano, 17 – 91014 Castellammare del Golfo (TP), Sicilia

Sede principale U.O.S. di Mazara del Vallo - Via Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP) Sicilia

Consulenza scientifica nel campo del ripristino delle praterie di *Posidonia oceanica* per SAIPEM S.p.A.

DOC. N 109433-IAMC-SOW-001

CONTRATTO N. 506019 del 19/04/2010

INDICE DEI CONTENUTI

Lista delle figure.....3

Lista delle tabelle.....7

Capitolo I: Le fanerogame marine

1.1 Evoluzione, tassonomia e biogeografia.....9

1.2 Descrizione di *Posidonia oceanica*.....15

1.2.1 Morfologia, anatomia ed ultrastruttura.....15

1.2.2 Fisiologia.....24

1.2.3 Ecologia.....29

1.2.4 Caratteristiche morfologiche, biologiche ed ecologiche del genere *Posidonia*: confronto tra le specie
Australiane e la specie Mediterranea.....31

1.3 Le Praterie di *Posidonia oceanica*.....37

1.3.1. Dal “ramet” alle praterie: *shoot dynamics, patch dynamics*37

1.3.2. Strategie di colonizzazione e recupero, casi di recupero naturale di praterie.....43

1.3.3 Importanza e funzioni delle praterie di *Posidonia oceanica*.....47

1.4 Letteratura citata.....52

Capitolo II: La regressione delle praterie di fanerogame marine: impatti meccanici, misure di mitigazione e protezione

2.1 La regressione delle praterie di fanerogame marine.....69

2.2 Impatti prodotti da attività antropiche sulla pianta e sulle praterie di fanerogame marine.....69

2.3 Impatti meccanici: dragaggi, ancoraggi, ripascimenti. Effetti diretti ed indiretti. Limiti di tolleranza di *P. oceanica*
in relazione all’alterazione delle condizioni fisico-chimiche dell’habitat (disponibilità di luce, seppellimento,
potenziale redox e solfuri nei sedimenti)72

2.4 Misure di mitigazione e compensazione, normative di protezione di *P. oceanica*.....78

2.5 Letteratura Citata.....81

Capitolo III: Il ripristino dei sistemi di fanerogame marine

3.1 Il ripristino dei sistemi di fanerogame marine: terminologia e metodologie.....88

| | |
|---|-----|
| 3.2 Trapianti..... | 90 |
| 3.3 Metodi indipendenti dal letto donatore: semi e germogli | 110 |
| 3.4 Facilitazione del reclutamento naturale..... | 114 |
| 3.5 <i>Project planning and site selection</i> | 118 |
| 3.6 Letteratura citata..... | 121 |

Capitolo IV: Breve riepilogo dell'esperienza di Capo Feto

| | |
|--------------------------------------|-----|
| 4.1 Il caso studio di Capo Feto..... | 127 |
| 4.2 Letteratura citata..... | 143 |

LISTA DELLE FIGURE

Capitolo I

Fig. 1.1: Da sinistra struttura di *P. oceanica* e disegno della struttura di *P. oceanica*, a destra alga verde *Ulva sp*

Fig.1.2 Rappresentazione schematica di specie afferenti alle famiglie di fanerogame marine: Hydrocaritaceae: a) *Enhalus acoroides*, b) *Thalassia hemprichii*; Cymodoceaceae: c) *Cymodocea rotundata*; Posidoniaceae: d) *P. oceanica*; Ruppiales: e) *Ruppia maritima*; Zosteraceae: f) *Zostera capricorni*

Fig. 1.3: Lista delle specie di fanerogame marine, da Green e Short, 2003.

Fig. 1.4: Distribuzione geografica delle fanerogame marine.

Fig. 1.5: Distribuzione geografica di *Posidonia oceanica* nel Mar Mediterraneo

Fig.1.2.1 Suddivisione della struttura di una fanerogama marina in organi epigei (aboveground parts), comprendenti i fasci foliari, ed organi ipogei (belowground parts), comprendenti rizomi e radici

Fig. 1.2.2: Modalità di formazione di un clone a partire dai singoli "rameti" (da Quaderni Habitat 19 – Praterie a fanerogame marine).

Fig. 1.2.3: Radici avventizie, in accrescimento dalla superficie ventrale del rizoma plagiotropo (da Luque e Templado, 2004 e da Quaderni Habitat 19 – Praterie a fanerogame marine).

Fig. 1.2.4: Struttura di *Posidonia oceanica*: rizoma plagiotropo in accrescimento dal quale per ramificazione si originano i rizomi ortotropi.

Fig.1.2.5: Fascio foliare intero, a sinistra, e scomposto nelle singole foglie, a destra (Da Vangeluwe, 2007).

Fig. 1.2.6: Vecchie basi foliari rimaste attaccate sul rizoma ortotropo (da Luque e Templado, 2004).

Fig. 1.2.7: *Matte* di *Posidonia oceanica* (da Luque e Templado, 2004).

Fig. 1.2.8a: Fioritura di *Posidonia oceanica* (da Luque e Templado, 2004).

Fig. 1.2.8b: In alto fioritura di *P. oceanica*. Sotto a sinistra ed al centro strutture riproduttive, a destra frutti ancora attaccati alla pianta (da Luque e Templado, 2004).

Fig. 1.2.9: A sinistra frutto aperto, al centro ed a sinistra frutti galleggianti e piaggiati, molti dei quali hanno già rilasciato il seme (da Luque e Templado, 2004).

Fig. 1.2.10: Germogli di *Posidonia oceanica*.

Fig. 1.2.11: Limite inferiore su sabbia di una prateria di *P. oceanica* (da Luque e Templado, 2004).

Fig. 1.2.12: In alto praterie di *P. oceanica* su roccia; al centro sulla sinistra, prateria su ciottoli, a destra su sabbia; sotto praterie su *matte* esposta (contributi da Luque e Templado, 2004).

Fig. 1.2.13: Distribuzione geografica del genere *Posidonia*

Fig. 1.2.14 A) A sinistra struttura di *P. ostenfeldii* ed a destra schema di accrescimento. B) Schema di accrescimento caratteristico delle specie del gruppo *australis*.

Fig. 1.2.15: Dettagli di *P. australis* (da Bastyan e Cambridge, 2008).

Fig. 1.3.1: In alto una prateria dove si possono distinguere aree di prateria continua e aree in cui la prateria è frammentata (Da Borg *et al.*, 2005). Sotto una prateria tigrata.

Fig. 1.3.2a: Recife Barrier, zone in cui la prateria si innalza fino ad emergere (da Luque e Templado, 2004)

Fig. 1.3.2b: Struttura del recife Barrier (da Luque e Templado, 2004).

Fig. 1.3.3 Modello di accrescimento del clone per reiterazione dei singoli ramets e biforcazione del rizoma plagiotro.

Fig.1.3.4: Modello di crescita clonale di tre fanerogame di taglia crescente: *Halophila ovalis*, *Thalassodendron ciliatum* e *Posidonia oceanica* (da Marbà e Duarte, 1998).

Fig.1.3.5: In alto *banquettes* formate dal detrito vegetale di *P. oceanica* spiaggiato, sotto accumuli di egagropile, residui di fibre vegetali resistenti alla degradazione che con il continuo movimento dell'acqua si aggrovigliano ed assumono forma sferica

Fig.1.3.6: Schema dell'ecosistema associato a *P. oceanica* (Da Di Carlo, 2004).

Fig.1.3.7: Il bivalve *Pinna nobilis*: a sinistra esemplari adulti, a destra giovanili (da Luque e Templado, 2004).

Fig.1.3.8: Fauna sessile associata alle foglie. Dall'alto l'idroide *Aglaophenia harpago*, al centro i briozoi *Electra posidonie* e *Lichenopora radiata*, in basso l'idroide *Obelia dichotoma* (da Luque e Templado, 2004).

Fig.1.3.9: Fauna sessile associata a foglie e rizomi. Dall'alto in senso orario: l'idroide *Sertularia perpusilla*, l'ascidia coloniale *Pseudistoma obscurum*, il briozoo *Mirapora truncata*, il foraminifero *Miniacina miniacina* (contributi da Luque e Templado, 2004).

Fig. 1.3.10: Fauna vagile associata alle foglie. Dall'alto in senso orario: *Hippolite inermis*, a sinistra della foglia, e *Opeatogenys gracilis* a destra. Il crostaceo *Palaemon sp.*. L'isopode *Idotea ectica*. L'opistobranco *Petalifera petalifera*. I gasteropodi *Tricolia speciosa* e *Jujubinus exasperatus* (da Luque e Templado, 2004).

Fig. 1.3.11a: Fauna vagile associata alle foglie. Dall'alto in senso orario l'asteroide *Asterina panceri*, il cefalopode *Sepia officinalis*, e il riccio di mare comune *Paracentrotus lividus* (da Luque e Templado, 2004).

Fig. 1.3.11b: Fauna vagile associata ai rizomi: a sinistra *Octopus vulgaris*, a destra *Holothuria tubulosa* (da Luque e Templado, 2004).

Fig.1.3.12: Fauna ittica associata alle praterie di *P. oceanica*. Dall'alto in senso orario: *Hippocampus hippocampus*, *Symphodus rostratus*, *Symphodus tinca*, *Labrus merula*, *Labrus viridis*, *Symphodus cinereus* *Syngnathus typhle* (modificato da Luque e Templado, 2004).

Fig.1.3.13: Fauna ittica associata alla prateria. Dall'alto in senso orario: *Chromis Cromis*, *Sarpa Salpa*, *Spicara maena*, *Diplodus annularis*. (modificato da Luque e Templado, 2004)

Fig.1.3.14: Fauna ittica associata alla prateria: a sinistra *Gobius geniporus*, a destra *Scorpaena porcus*. (modificato da Luque e Templado, 2004)

Capitolo II

Fig. 2.2.1: In alto prateria di *P. oceanica* su cui proliferano alghe epifite mucillaginose, probabilmente *Acinetospora vidovichii*. In basso a sinistra, *matte* morta ed a destra foglie morte.

Fig.2.3.1: Impatti meccanici su praterie di *P. oceanica*. In alto: dragaggi ed a destra la prateria di Capo Feto dopo l'escavazione della trincea. Al centro a sinistra ancoraggi e a destra una rete a strascico impigliata nelle barriere artificiali di protezione. In basso a sinistra: pescata a strascico e a destra una rete impigliata nella prateria.

Capitolo III

Fig.3.2.1: Fasi del trapianto di rizomi di *Zostera marina* tramite *staple method* (da Fonseca *et al.*, 1998)

Fig.3.2.2: Rizomi di *Zostera marina* trapiantati su gusci d'ostrica (da Lee e Park, 2008).

Fig.3.2.3: Trapianto meccanizzato di rizomi di *Zostera marina* (da Fishman *et al.*, 2004)

Fig.3.2.4: Localizzazione dei siti ed esito dei trapianti di *Zostera marina* effettuati In Chesapeake Bay (Mariland e Virginia, USA) dal 1987.

Fig.3.2.5: Vari metodi di trapianto di *Amphibolis antarctica*: a e b estrazione e trapianto di *plugs* su sedimento stabilizzato con reti di canapa, c ancoraggio dei rizomi su rete di canapa.

Fig. 3.2.6: In alto ECOSUBI ed estrazione di una zolla di *Posidonia spp.* Sotto una zolla trapiantata su sabbia.

Fig.3.2.7: Fasi del metodo dei peat pot, in cui una piccola zolla (*plugs*) viene estratta e ripiantata su sabbia, qui mostrato su *Halodule wrightii*. (Da Fonseca *et al.*, 1998).

Fig.3.2.8: "the Giga Unit Transplant System". A) la benna utilizzata, B) l'asportazione della zolla, C) creazione di una depressione all'interno del substrato e riposizionamento della zolla (da Uhrin *et al.*, 2009).

Fig. 3.2.9: *Phyllospadix* transplantig unit, a,b,c) struttura dell'unità e d)unità trapiantate (da Park e Lee, 2010).

Fig.3.2.10: Rizomi di *P. oceanica* trapiantati su griglie di bamboo (da Vangeluwe, 2007)

Fig.3.2.11: Siti di trapianto e dettagli delle griglie trapiantate a marzo 2002, a sinistra e nel giugno 2004 a destra (da Vangeluwe, 2007)

Fig.3.2.12: In alto tasso di sopravvivenza dei rizomi orto tropi tra il marzo 2002 ed il marzo 2005, in basso tasso di sopravvivenza dei rizomi plagio tropi, tra il 2002 ed il 2004 (modificato da Vangeluwe, 2007).

Fig.3.2.13: In alto grafico che mostra l'aumento della biomassa radicale dei trapianti nel tempo, al centro ed in basso, passaggio dalla crescita ortotropa a quella plagiotropa dei rizomi e ramificazione, tra il marzo 2002 ed il marzo 2005 (modificato da Vangeluwe, 2007).

Fig.3.2.14: Zolle di *P. oceanica* trapiantate dove si osserva una elevata mortalità dei rizomi (da Sanchez-Lisazo *et al.*,2009b)

Fig.3.2.15: Prateria donatrice: margini dai quali è avvenuta l'estrazione delle zolle, presenza di rizomi morti ed infangamento (Sanchez-Lisazo *et al.*,2009b)

Fig.3.3.1: Dall'alto in senso orario: macchina utilizzata per la raccolta di rizomi riproduttivi, apparato per la dispersione dei semi, nelle altre immagini preparazione e dispersione delle sacche galleggianti contenenti fascicoli riproduttivi (da Goshorn, 2006).

Fig.3.3.2: In alto raccolta dei semi di *Posidonia spp*, al centro e sotto germogli posti in contenitori biodegradabili riempiti di sabbia e tenuti in vasche fino al momento del trapianto in situ.

Fig.3.3.3: Raccolta di semi di *Posidonia spp*, trapianto in vaso o alternativamente direttamente in situ in piccoli sacchi di canapa (Wear., 2006).

Fig.3.4.1: Germogli di *Amphibolis antarctica*, a sinistra particolare dell'uncino che consente alla pianta di restare impigliata al substrato.

Fig.3.4.2: Varie tipologie di materiali di canapa utilizzati per la facilitazione del reclutamento naturale di *Amphibolis antarctica* (da Wear *et al.*, 2006).

Fig. 3.4.3: Reclutamento dei germogli di *Amphibolis griffithii* dopo 5 settimane dal posizionamento dei supporti di canapa. a) su strisce di canapa, b) su sacchi di canapa con doppio strato, c) su sacchi di canapa ricoperti da stuoie, d) su sacchi di canapa più grandi, e) su sacchi di canapa con ali.

Capitolo IV

Fig.4.1.1: Area di studio di Capo Feto. In grigio è evidenziata l'area su cui è stata analizzata la variazione dei substrati nel tempo e la perdita di prateria di *P. oceanica* (da Badalamenti *et al.*, in prep).

Fig. 4.1.2: Evoluzione dei substrati nell'area di studio: da sinistra: mappatura antecedente agli impatto, al centro mappatura successiva al primo intervento di dragaggio, e a destra mappatura successiva al secondo intervento di dragaggio (da Badalamenti *et al.*, in prep).

Fig. 4.1.3: Dimensioni medie dei massi calcarei utilizzati per colmare la trincea dopo il secondo intervento di dragaggio (modificato da Di Carlo, 2004).

Fig. 4.1.4: Struttura del paesaggio sommerso formato dai cumuli di pietrame calcareo (*rubble mounds*) scaricato nella trincea come materiale di riempimento (modificato da Di Carlo, 2004).

Fig. 4.1.5- Risultato dell'ordinamento specie - stazioni per la fauna di strato foliare della prateria a *P. oceanica* di Capo Feto ottenuta con l'AFC (Analisi fattoriale delle Corrispondenze). I dati si riferiscono alla campagna di prelievo del 1995. I quadrati indicano le stazioni nel versante di levante ed i cerchi quelli nel settore di ponente. I colori permettono di identificare le profondità (blu = -5 m, rosso = -10, verde -15, rosa -20 e celeste -25). Le dimensioni di cerchi e quadrati diminuiscono al crescere della distanza dallo scavo. I più grandi indicano le stazioni a 5 metri dallo scavo, i più piccoli quelle a 50 metri.

Fig. 4.1.6 - Risultato dell'ordinamento specie - stazioni per la fauna di *matte* della prateria a *P. oceanica* di Capo Feto ottenuta con l'AFC (Analisi fattoriale delle Corrispondenze). I dati si riferiscono alla campagna di prelievo del 1995. I quadrati indicano le stazioni nel versante di levante ed i cerchi quelli nel settore di ponente. I colori permettono di identificare le profondità (blu = -5 m, rosso = -10, verde -15, rosa -20 e celeste -25). Le dimensioni di cerchi e quadrati diminuiscono al crescere della distanza dallo scavo. I più grandi indicano le stazioni a 5 metri dallo scavo, i più piccoli quelle a 50 metri.

Fig. 4.1.7: Andamento dei valori medi della densità fascicolare ($n.fasci/m^2$) nei quattro anni di indagine alle cinque profondità studiate. Le tabelle riportano, nei diversi anni e in relazione alle cinque profondità ed alle diverse distanze dalla trincea, i confronti statistici dei valori medi della variabile in questione.

Fig. 4.1.8: Segue da 4.1.7: Andamento dei valori medi della densità fascicolare ($n.fasci/m^2$) nei quattro anni di indagine alle cinque profondità studiate. Le tabelle riportano, nei diversi anni e in relazione alle cinque profondità ed alle diverse distanze dalla trincea, i confronti statistici dei valori medi della variabile in questione.

Fig.4.1.9: Andamento dei valori della biomassa delle foglie nei quattro anni di indagine alle cinque profondità studiate. Le tabelle riportano, nei diversi anni e in relazione alle cinque profondità ed alle diverse distanze dalla trincea, i confronti statistici dei valori medi della variabile in questione

Fig.4.1.10: Segue da 4.1.9: Andamento dei valori della biomassa delle foglie nei quattro anni di indagine alle cinque profondità studiate. Le tabelle riportano, nei diversi anni e in relazione alle cinque profondità ed alle diverse distanze dalla trincea, i confronti statistici dei valori medi della variabile in questione

Fig. 4.1.11: Frammento di rizoma impiantato tra i *rubble* all'interno della trincea (da Di Carlo, 2004).

Fig.4.1.12: Rubble mound: le valli tra i cumuli sono già parzialmente coperte da *P. oceanica* (da Di Carlo, 2004)

LISTA DELLE TABELLE

Capitolo I

Tab.1.2.1: valori medi delle caratteristiche architettoniche e dei parametri della dinamica di crescita delle specie rappresentative del genere *Posidonia* (*P. australis*, *P. oceanica*, *P. ostenfeldii*). Architettura: **RD**, diametro del rizoma (mm); **RIL**, lunghezza internodi (cm); **NL**, n. di foglie per fascicolo foliare; **LS**, superficie foliare per fascicolo (cm²); **SW**, peso fascicolo foliare (mg peso secco fascicolo⁻¹). Dinamica: **SE**, tasso di allungamento rizoma ortotropo (cm anno⁻¹); **LE**, tasso di allungamento delle foglie (mm foglia⁻¹ giorno⁻¹); **RE**, tasso di allungamento del rizoma plagiotropo (cm anno⁻¹); **L age**, longevità della foglia (giorni); **S age**, longevità del rizoma (anni); **LBP**, tasso di turnover foliare (anni⁻¹); **LBP**, tasso di turnover dei rizomi (anni⁻¹). Da Hemminga e Duarte, 2000, modificato. * in *P. ostenfeldii* non c'è accrescimento plagiotropo

Capitolo II

Tab.2.3.1: Tabella riassuntiva degli esperimenti di seppellimento condotti su fanerogame marine. *Burial levels*: livello di seppellimento in centimetri; *experimental period*: periodo per cui è stato mantenuto il seppellimento delle piante; *SBR*: rapporto di seppellimento; *Burial level 50% e 100% Mort*: livelli di seppellimento per i quali si registra rispettivamente il 50% ed il 100% della mortalità dei fasci foliari. (Da Cabaço *et al.*, 2008)

Capitolo III

Capitolo IV

Tab. 4.1.1: Variabili della dinamica di popolazione e di crescita per cui l'analisi della varianza ha evidenziato variazioni significative (Da Badalamenti *et al.*, 2006).

Capitolo I

Le fanerogame marine



1.1 Evoluzione, tassonomia e biogeografia

Le fanerogame marine sono piante a fioritura visibile (da “*phaneros*”, manifesto, e “*gamos*,” unione) capaci di svolgere l'intero ciclo vitale nel mezzo marino. Definite nella letteratura anglosassone “*seagrasses*” per la somiglianza con piante erbacee terrestri, si distinguono nettamente sia da queste ultime, sia dalle alghe, dal punto di vista morfologico, biologico ed evolutivo (Fig.1.1).

Le fanerogame marine costituiscono un gruppo ecologico e non tassonomico: pur appartenendo a gruppi tassonomici (famiglie) diversi, sono accomunate da una serie di caratteri morfologici e fisiologici che consentono il compimento dell'intero ciclo vitale in habitat marini o d'estuario ed esclusivamente in essi (Fig.1.2). L'adattamento alla vita nel mezzo acqueo ha comportato l'evoluzione di specifiche proprietà che costituiscono caratteri identificativi del gruppo delle fanerogame marine e le distinguono dalle piante terrestri: l'impollinazione idrofila (subacquea)(i), la produzione subacquea di semi che possono essere dispersi da agenti biotici o abiotici (ii), foglie specializzate con una cuticola molto sottile e un'epidermide che manca di stomata e costituisce il principale tessuto foto sintetico (iii), rizomi o fusti sotterranei che svolgono un'importante funzione di ancoraggio (iv), radici capaci di vivere in ambiente anossico ma che dipendono dal trasporto di ossigeno dalle foglie e dai rizomi attraverso un sistema lacunare e al tempo stesso sono importanti per il trasferimento di nutrienti (v).

Dal punto di vista tassonomico le fanerogame marine si collocano all'interno del gruppo delle Spermatofite (“piante a seme”), phylum angiosperme (“piante a seme protetto”), classe monocotiledoni, superordine Alismatiflorae o Helobiae, ordine Alismatales e comprendono 6 famiglie, 13 generi per un totale di circa 60 specie (Fig.1.3). Se si confronta la diversità specifica delle fanerogame marine con quella complessiva delle angiosperme (250,000 specie) e delle monocotiledoni (35,000 specie), appare evidente l'esigua biodiversità di questo gruppo. Per spiegare tale povertà specifica sono state addotte alcune cause tra cui il subitaneo successo nell'occupazione di una nuova nicchia ecologica nell'ambiente marino e l'assenza di forti processi di competizione che spiegherebbero la mancata speciazione, tuttavia è possibile che in passato la diversità di questo gruppo fosse maggiore di quella indicata dai reperti fossili.

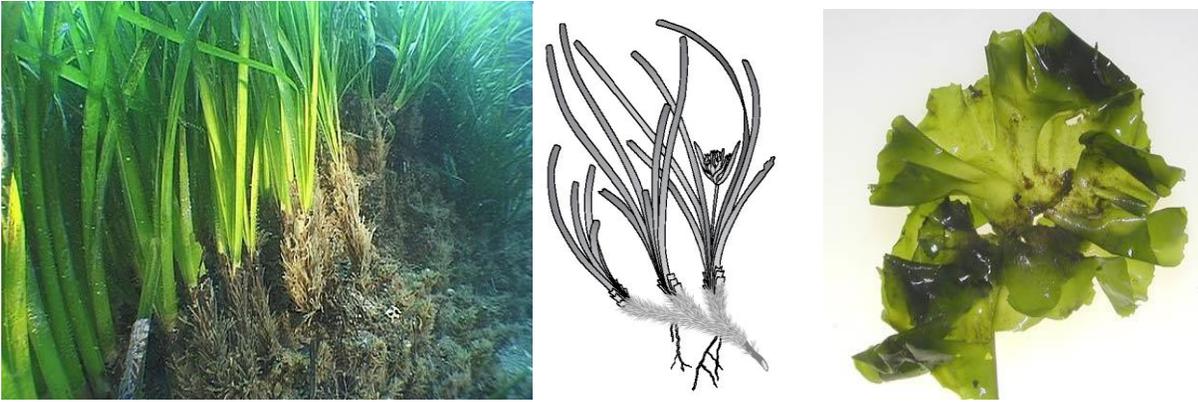


Fig. 1.1: Da sinistra struttura di *P. oceanica* e disegno della struttura di *P. oceanica*, a destra alga verde *Ulva* sp.

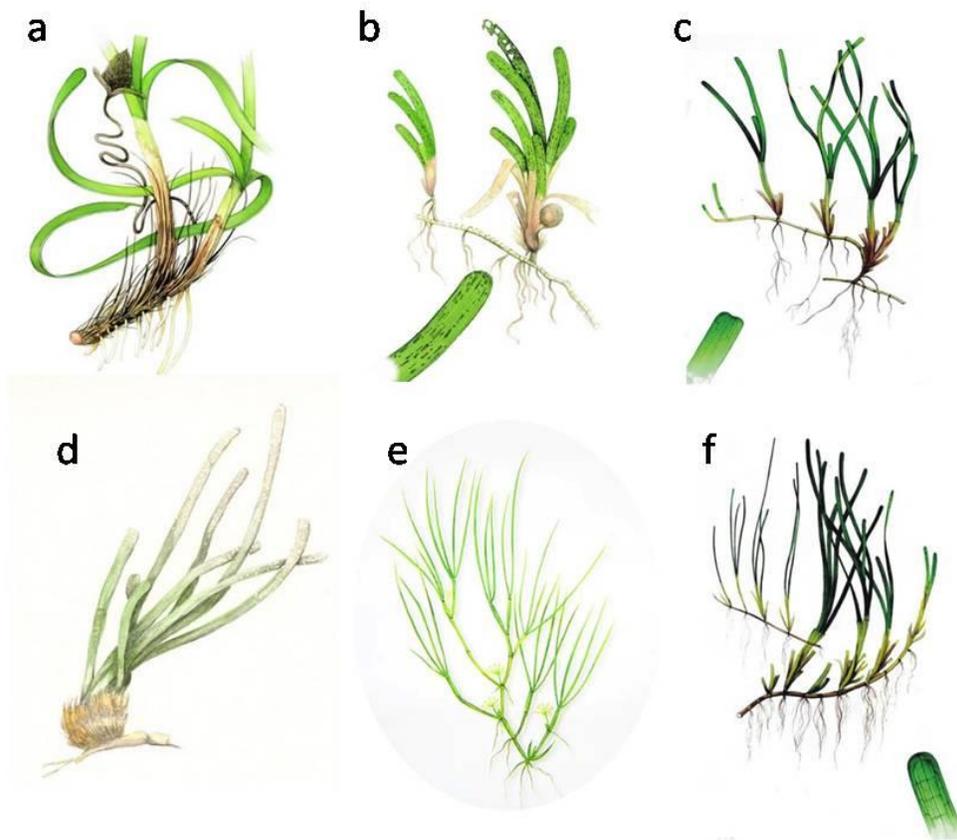


Fig.1.2 Rappresentazione schematica di specie afferenti alle famiglie di fanerogame marine: Hydrocaritaceaea: a) *Enhalus acoroides*, b) *Thalassia hemprichii*; Cymodoceaceae: c) *Cymodocea rotundata*; Posidoniaceae: d) *P. oceanica*; Ruppiaceae: e) *Ruppia maritima*; Zosteraceae: f) *Zostera capricorni*

L'evoluzione del gruppo delle angiosperme marine è collocata intorno a 100 milioni di anni fa, reperti fossili testimoniano che gran parte dei generi di cui si compongono le fanerogame marine erano già evoluti nel tardo Eocene, circa 40 milioni di anni fa (Larkum & Den Hartog, 1989), da ciò è possibile concludere che le fanerogame marine sono sviluppate in una fase iniziale della storia evolutiva delle angiosperme, datata circa 130 milioni di anni fa nel Cretaceo.

Le fanerogame marine si sono evolute a partire da piante terrestri, tuttavia il percorso che ha condotto a questa transizione è rimasto piuttosto oscuro fino alla diffusione di metodi di indagine filogenetici, basati su analisi molecolari di sequenze di DNA. L'ipotesi che la transizione evolutiva da piante terrestri a piante esclusivamente marine possa essere avvenuta più volte, a partire da progenitori diversi, è stata avanzata sulla base del riconoscimento di quattro gruppi nettamente distinti di fanerogame: tre famiglie composte esclusivamente da fanerogame marine e una quarta che racchiude 2 sub-famiglie di specie esclusivamente marine. L'ipotesi polifiletica è stata successivamente supportata dalle analisi genetiche (Les *et al.* 1997), sulla base delle quali è stato possibile identificare tre linee evolutive distinte: Zosteraceae (i), il complesso delle Cymodoceaceae (ii) che comprende Posidoniaceae, Cymodoceaceae e Ruppiaceae, e infine Hydrocaritaceae (iii). Ciascun gruppo ha percorso in modo indipendente la via di ritorno all'ambiente acquatico marino a partire da progenitori diversi, in particolare da specie d'acqua dolce e specie salmastre (Les *et al.*, 1997).

Nella classificazione tassonomica attualmente accettata le fanerogame marine sono comprese in sei famiglie distinte: *Hydrocaritaceae*, *Cymodoceaceae*, *Posidoniaceae*, *Ruppiaceae*, *Zosteraceae*, *Zanichelliaceae*.

Alla famiglia Posidoniaceae appartiene l'unico genere *Posidonia*, a dispetto della scarsità di reperti fossili di fanerogame marine il genere *Posidonia* è l'unico per cui può essere confermata l'origine nel Cretaceo, grazie a diversi reperti fossili e ad una vera e propria specie ancestrale, *P. cretacea* identificata in Germania. Altri reperti fossili risalgono all'Eocene, con la specie *P. parisiensis* identificata nel "Bacino di Parigi", ed al Pleistocene inferiore, ritrovati nella Sicilia orientale. Tali fossili sono identificabili o comunque molto simili a specie attualmente esistenti.

| Genre | Espèce | Auteur | Genre | Espèce | Auteur |
|-------------------------|---------------------|----------------------------------|----------------------|---------------------|----------------------------------|
| Hydrocharitaceae | | | Posidoniaceae | | |
| <i>Enhalus</i> | <i>acoroides</i> | (L.f.) Royle | <i>Posidonia</i> | <i>angustifolia</i> | Cambridge & Kuo |
| <i>Halophila</i> | <i>australis</i> | Doty & Stone | <i>Posidonia</i> | <i>australis</i> | Hooker f. |
| <i>Halophila</i> | <i>baillonii</i> | Ascherson | <i>Posidonia</i> | <i>coriacea</i> | Cambridge & Kuo |
| <i>Halophila</i> | <i>beccarii</i> | Ascherson | <i>Posidonia</i> | <i>denhartogii</i> | Kuo & Cambridge |
| <i>Halophila</i> | <i>capricorni</i> | Larkum | <i>Posidonia</i> | <i>kirkmanii</i> | Kuo & Cambridge |
| <i>Halophila</i> | <i>decipiens</i> | Ostenfeld | <i>Posidonia</i> | <i>oceanica</i> | (L.) Delile |
| <i>Halophila</i> | <i>engelmanni</i> | Ascherson | <i>Posidonia</i> | <i>ostendfeldii</i> | den Hartog |
| <i>Halophila</i> | <i>hawaiiiana</i> | Doty & Stone | <i>Posidonia</i> | <i>sinuosa</i> | Cambridge & Kuo |
| <i>Halophila</i> | <i>johnsonii</i> | Eiseman | | | |
| <i>Halophila</i> | <i>minor</i> | (Zollinger) den Hartog | Zosteraceae | | |
| <i>Halophila</i> | <i>ovalis</i> | (R. Brown) Hooker f. | <i>Zostera</i> | <i>asiatica</i> | Miki |
| <i>Halophila</i> | <i>ovata</i> | Gaudichaud | <i>Zostera</i> | <i>caespitosa</i> | Miki |
| <i>Halophila</i> | <i>spinulosa</i> | (R. Brown) Ascherson | <i>Zostera</i> | <i>capensis</i> | Setchell |
| <i>Halophila</i> | <i>stipulacea</i> | (Forsskål) Ascherson | <i>Zostera</i> | <i>capricorni</i> | Ascherson |
| <i>Halophila</i> | <i>tricostata</i> | Greenway | <i>Zostera</i> | <i>caulescens</i> | Miki |
| <i>Thalassia</i> | <i>hemprichii</i> | (Ehrenberg) Ascherson | <i>Zostera</i> | <i>japonica</i> | Aschers. & Graebner |
| <i>Thalassia</i> | <i>testudinum</i> | Banks ex König | <i>Zostera</i> | <i>marina</i> | Linnaeus |
| | | | <i>Zostera</i> | <i>noltii</i> | Hornemann |
| | | | <i>Zostera</i> | <i>tasmanica</i> | (Martens ex Aschers.) den Hartog |
| Cymodoceaceae | | | | | |
| | | (Labill.) Sonder et | <i>Phyllospadix</i> | <i>iwatensis</i> | Makino |
| <i>Amphibolis</i> | <i>antarctica</i> | Ascherson | <i>Phyllospadix</i> | <i>japonicus</i> | Makino |
| <i>Amphibolis</i> | <i>griffithii</i> | (Black) den Hartog | <i>Phyllospadix</i> | <i>scouleri</i> | Hooker |
| <i>Cymodocea</i> | <i>angustata</i> | Ostenfeld | <i>Phyllospadix</i> | <i>serrulatus</i> | Ruprecht ex Aschers. |
| <i>Cymodocea</i> | <i>nodosa</i> | (Ucria) Ascherson | <i>Phyllospadix</i> | <i>torreyi</i> | |
| <i>Cymodocea</i> | <i>rotundata</i> | Ehrenberg & Hemprich ex Ascheron | | | S. Watson |
| <i>Cymodocea</i> | <i>serrulata</i> | (R. Brown) Ascherson | Ruppiaceae | | |
| <i>Halodule</i> | <i>beaudettei</i> | (den hartog) den Hartog | <i>Ruppia</i> | <i>cirrrosa</i> | (Petagna) Grande |
| <i>Halodule</i> | <i>bermudensis</i> | den Hartog | <i>Ruppia</i> | <i>maritima</i> | Linnaeus |
| <i>Halodule</i> | <i>emarginata</i> | den Hartog | <i>Ruppia</i> | <i>megacarpa</i> | Mason |
| <i>Halodule</i> | <i>pinifolia</i> | (Miki) den Hartog | <i>Ruppia</i> | <i>tuberosa</i> | Davis & Tomlinson |
| <i>Halodule</i> | <i>uninervis</i> | (Forsskål) Ascherson | | | |
| <i>Halodule</i> | <i>wrightii</i> | Ascherson | | | |
| <i>Syringodium</i> | <i>filiforme</i> | Kützing | | | |
| <i>Syringodium</i> | <i>isoetifolium</i> | (Ascherson) Dandy | | | |
| <i>Thalassodendron</i> | <i>ciliatum</i> | (Forsskål) den Hartog | | | |
| <i>Thalassodendron</i> | <i>pachyrhizum</i> | den Hartog | | | |

Fig. 1.3: Lista delle specie di fanerogame marine, da Green e Short, 2003.

Al genere *Posidonia* afferiscono 9 specie, tutte appartenenti ad ambienti temperati. La distribuzione del genere *Posidonia* è nettamente disgiunta, 8 delle 9 specie si rinvencono lungo le coste Australiane e una, *P. oceanica*, è endemica del Mediterraneo. In Mediterraneo la superficie coperta da *P. oceanica* è di 25.000-50.000 km²,

corrispondenti all'1-2% della superficie totale del bacino (Pasqualini *et al.*, 1998). La specie colonizza i fondali sabbiosi e rocciosi dalla superficie ai 40 metri di profondità, in funzione della trasparenza delle acque ed è assente in corrispondenza delle grandi foci fluviali (Reno, Po, Nilo) a causa della torbidità e dell'input di sedimento sottile. La presenza di *P. oceanica* si registra lungo le coste di quasi tutto il Mediterraneo (Fig. 1.4; 1.5), il limite di distribuzione ad Ovest del bacino è associato al fronte di densità di Almeria che rappresenta il confine di separazione tra masse d'acqua di differente densità provenienti dall'Atlantico e quelle del Mediterraneo, mentre ad Est la specie è meno diffusa, e non è rinvenuta lungo le coste del Libano, di Israele e della Siria.

L'attuale distribuzione delle specie di fanerogame marine è il risultato di processi che agiscono a diverse scale spaziali e temporali, a partire da processi geologici come le glaciazioni fino alle dinamiche di colonizzazione/regressione su piccola scala ancora in atto. Storicamente *P. oceanica* è considerata una specie con un patrimonio genetico poco variabile e depauperato, a causa di processi evolutivi e dell'influenza antropica. Una delle motivazioni addotte per spiegare la scarsa variabilità genetica di questa specie è la storia geologica del bacino del Mediterraneo, caratterizzata da crisi di ipersalinità (Messiniano, 5 milioni di anni fa) e forti fluttuazioni del livello del mare, come quella di più di 100 metri durante l'ultima glaciazione (estensione massima, 18000 anni fa), che senza dubbio determinarono la scomparsa della specie da ampie aree del bacino. La distribuzione attuale sembra essere quindi il risultato di un graduale processo di ricolonizzazione a partire da poche popolazioni relitte, e la scarsa variabilità genetica della specie può essere spiegata da quello che in ecologia è noto come "effetto del fondatore". Tuttavia nuove e più sensibili tecniche di indagine recentemente messe a punto indicano una maggiore variabilità genetica di *P. oceanica*, quantomeno a livello intrapopolazionale, rispetto a quella stimata finora.



Fig. 1.4: Distribuzione geografica delle fanerogame marine.

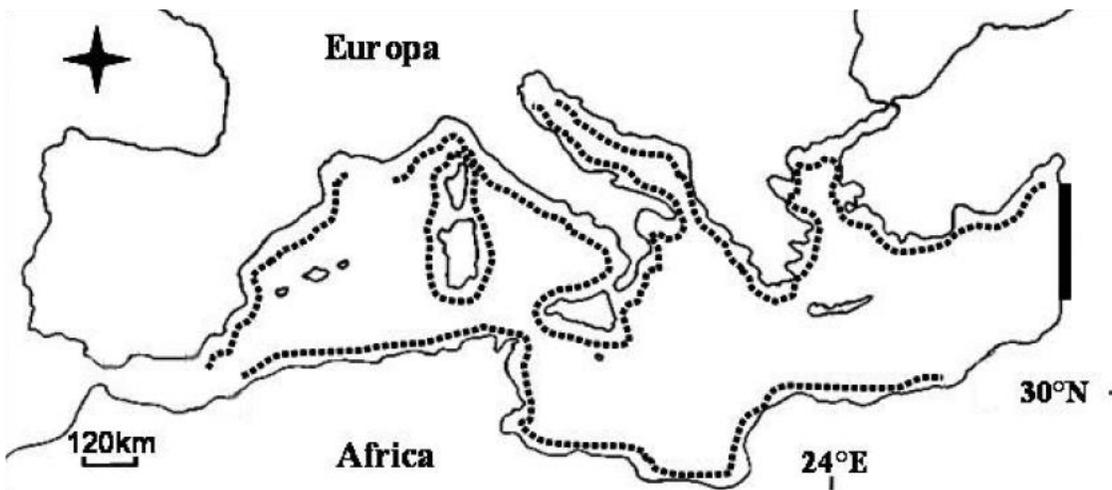


Fig. 1.5: Distribuzione geografica di *Posidonia oceanica* nel Mar Mediterraneo.

1.2 Descrizione di *Posidonia oceanica*

1.2.1 Morfologia, anatomia ed ultrastruttura

Le fanerogame marine possiedono morfologia, anatomia ed ultrastruttura simili a quelli delle piante a fiore terrestri, dalle quali però si differenziano per alcuni adattamenti morfologici ed anatomici che consentono la vita nel mezzo marino.

La struttura delle fanerogame marine viene genericamente suddivisa in organi epigei, che emergono al di sopra del substrato (*aboveground parts*, nella letteratura anglosassone), ed organi ipogei, immersi nel sedimento o in stretto contatto con esso (*belowground parts*)(Fig. 1.2.1). Gli organi ipogei sono costituiti da radici con funzione di ancoraggio e di assorbimento dei nutrienti, e rizomi, anch'essi con funzione di ancoraggio e supporto meccanico, nonché di riserva di nutrienti, regolazione e mantenimento della crescita vegetativa. Gli organi epigei comprendono i fascicoli foliari composti da più foglie con funzione fotosintetizzante e di scambio di nutrienti e gas con l'ambiente esterno.

Tutti gli organi sono costituiti da tre tessuti di base con diversa struttura e funzione: l'epidermide, che forma uno strato continuo sulla superficie del corpo della pianta ed ha una cuticola esterna che fornisce protezione meccanica e limita la traspirazione (i); i fasci vascolari dello xilema per il trasporto dell'acqua e del floema per il trasporto della linfa elaborata (ii); i tessuti parenchimatici di riempimento, quelli collenchimatici, non lignificati, che garantiscono sostegno ed elasticità agli organi in via di sviluppo, ed infine quelli sclerenchimatici, lignificati, con funzione di supporto meccanico (iii).

Dal punto di vista dell'ultrastruttura dei tessuti, le principali differenze tra le fanerogame marine e le monocotiledoni terrestri sono rappresentate da: una cuticola che ricopre le foglie nettamente ridotta in spessore rispetto alle piante terrestri, poiché la funzione di protezione della foglia da una eccessiva traspirazione non è necessaria in ambiente acquatico (i), per lo stesso motivo l'epidermide foliare manca di stomata, strutture deputate alla regolazione degli scambi gassosi in ambiente terrestre (ii); l'epidermide foliare rappresenta il principale tessuto fotosintetico, a differenza delle piante terrestri, dove la fotosintesi avviene nel parenchima clorofilliano (iii); il sistema xilematico è molto ridotto, e nel genere *Posidonia* è accorpato con il

floema (iv); tale riduzione è interpretata come risultato di una perdita di necessità funzionale meccanica e conduttiva dello xilema in piante che hanno un costante rifornimento di acqua e che sono immerse in un mezzo, quello acquoso, che fornisce di per sé sostegno; infine un sistema lacunare (o aerenchima), tessuto deputato ad assicurare sufficiente presenza di gas e di ossigeno alle piante acquatiche, e soprattutto agli organi che si trovano immersi in un substrato povero di ossigeno (iv). Il sistema lacunare raggiunge tutti gli organi vegetativi e riproduttivi della pianta. Inoltre il sistema lacunare consente il riciclo del biossido di carbonio proveniente dalla respirazione cellulare per l'attività fotosintetica nelle foglie. È meno sviluppato, ma comunque presente nel genere *Posidonia*.

Una delle caratteristiche salienti dell'architettura delle fanerogame marine è la modularità. Le fanerogame marine, come molte piante terrestri, sono specie rizomatose che si accrescono per reiterazione di un set di moduli. Tali moduli includono il rizoma (fusto dall'habitus ipogeo), le radici che si sviluppano sul lato ventrale del rizoma ed il fascicolo foliare che si accresce a partire dall'apice meristemato posizionato all'estremità apicale del rizoma (Fig.1.2.1). Questo set di moduli rappresenta una unità morfologica indipendente dal punto di vista strutturale, detta "ramet", che può ripetersi nello spazio indefinitamente, mentre funzionalmente ogni ramet è connesso con quelli adiacenti, garantendo così il passaggio delle sostanze di riserva, ormoni e gas e formando un clone, "genet", unico ed identico dal punto di vista genetico (Fig.1.2.2). La formazione dei moduli di cui le fanerogame marine si compongono e l'accrescimento dell'intero clone dipende dall'attività dei meristemi, che rappresentano la sede in cui avviene la divisione attiva delle cellule. Le fanerogame sono piante monocotiledoni e pertanto presentano solo meristemi apicali e mancano del cambio meristemato e dei meristemi intercalari. Ciò significa che l'accrescimento avviene attraverso la formazione di nuovi moduli, ma non c'è una crescita secondaria sia in lunghezza che in diametro dei moduli una volta che questi si sono formati. I meristemi apicali sono localizzati all'apice dei rizomi e delle radici e possono dividersi in corrispondenza dei nodi, producendo biforcazioni del rizoma e delle radici o alternativamente possono dare origine ai meristemi che produrranno le strutture riproduttive.

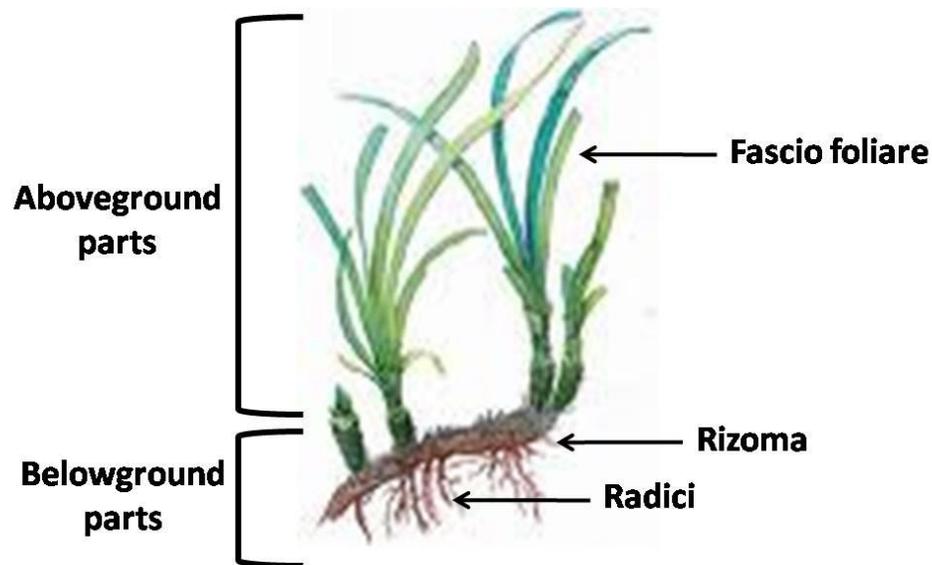


Fig.1.2.1 Suddivisione della struttura di una fanerogama marina in organi epigei (aboveground parts), comprendenti i fasci foliari, ed organi ipogei (belowground parts), comprendenti rizomi e radici

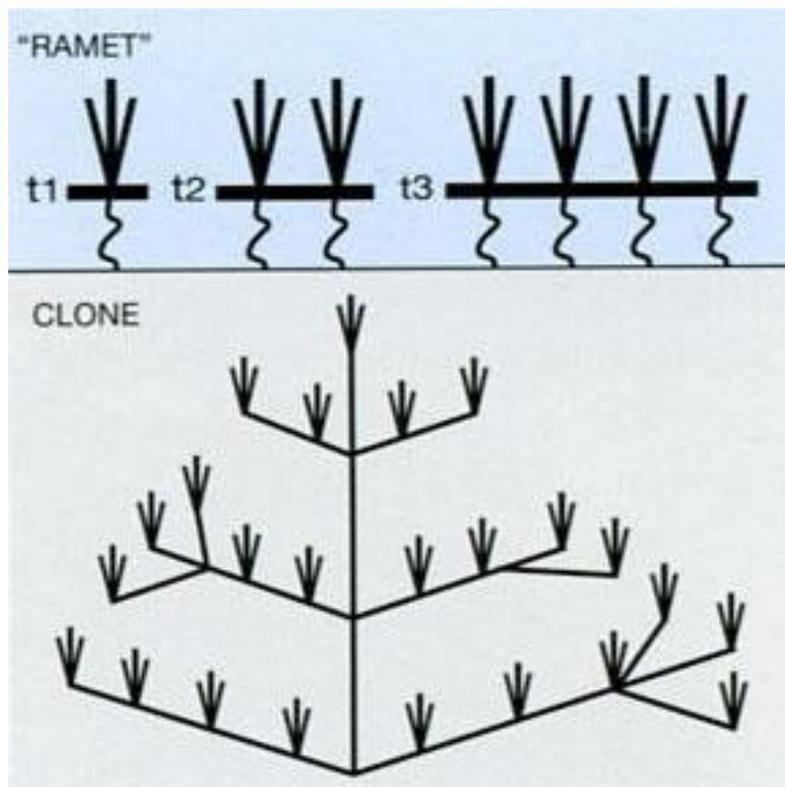


Fig. 1.2.2: Modalità di formazione di un clone a partire dai singoli "ramet" (da Quaderni Habitat 19 – Praterie a fanerogame marine).

P. oceanica è una delle specie di maggiore taglia tra le fanerogame marine, il diametro dei rizomi, un indicatore della dimensione per questo tipo di piante, è in media di 10.0 mm, secondo solo alla specie *Enhalus acoroides* (in media 15.00 mm). Le radici di *P. oceanica* sono avventizie, lignificate e si accrescono dalla superficie ventrale del rizoma, generalmente in corrispondenza dei nodi (Fig.1.2.3). I rizomi sono cilindrici, leggermente compressi in senso laterale, lignificati e si presentano in due tipologie distinte: i rizomi orizzontali, o plagiotropi, che si accrescono orizzontalmente con andamento prostrato, caratterizzati da ampi internodi, e rizomi verticali, o ortotropi, che si accrescono verticalmente, in posizione eretta, caratterizzati da internodi più corti (Fig.1.2.4). I rizomi orizzontali sono i primi a svilupparsi, colonizzano lo spazio ed ancorano la pianta al substrato grazie all'apparato radicale. I rizomi ortotropi si originano per ramificazione dai plagiotropi. La crescita orizzontale consente alla pianta di propagarsi lateralmente, colonizzando nuovi spazi, mentre la crescita verticale evita che il progressivo depositarsi di sedimento seppellisca gli apici meristemati, che potrebbero perdere la loro vitalità e funzionalità (Manzanera *et al.*, 1998; Cabaço *et al.*, 2008) e permette il riposizionamento dei fascicoli foliari in piena esposizione alla luce, contrastando anche la diminuzione dell'irraggiamento nelle praterie dovuta all'aumento di densità dei fasci.

Le foglie hanno aspetto nastriforme, possono superare il metro di lunghezza e sono riunite in un fascicolo foliare. Sono composte da una base, non fotosintetizzante e con funzione protettiva del meristema apicale e della foglia in via di sviluppo, e da una lamina fogliare fotosintetizzante separate da una linea, detta ligula. L'accrescimento delle foglie avviene in concomitanza con l'allungamento del rizoma, la comparsa di una nuova foglia corrisponde alla formazione di un nuovo internodo, definito come frazione di rizoma compresa tra due punti di inserzione foliari consecutivi. Le foglie sono comunemente classificate in adulte (A), in cui tra la base ed il lembo foliare è riconoscibile la ligula, Intermedie (I), sprovviste di ligula, Giovanili (J), per convenzione minori di 5 cm di lunghezza (Giraud, 1977) (Fig.1.2.5). Un fascio foliare racchiude in genere 8-11 foglie in diverse fasi di sviluppo. Il ciclo vitale della foglia dura da 7 a 12 mesi, in relazione al momento di comparsa, al



Fig. 1.2.3: Radici avventizie, in accrescimento dalla superficie ventrale del rizoma plagiotropo (da Luque e Templado, 2004 e da Quaderni Habitat 19 – Praterie a fanerogame marine).

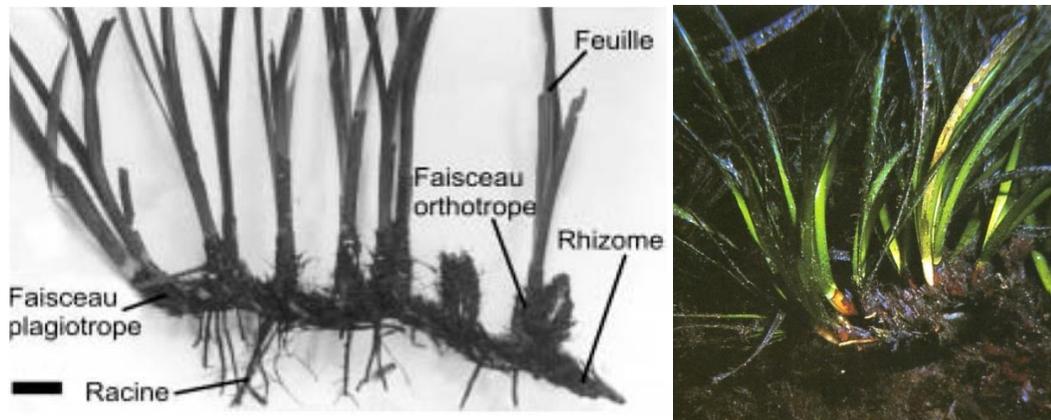


Fig. 1.2.4: Struttura di *Posidonia oceanica*: rizoma plagiotropo in accrescimento dal quale per ramificazione si originano i rizomi ortotropi.

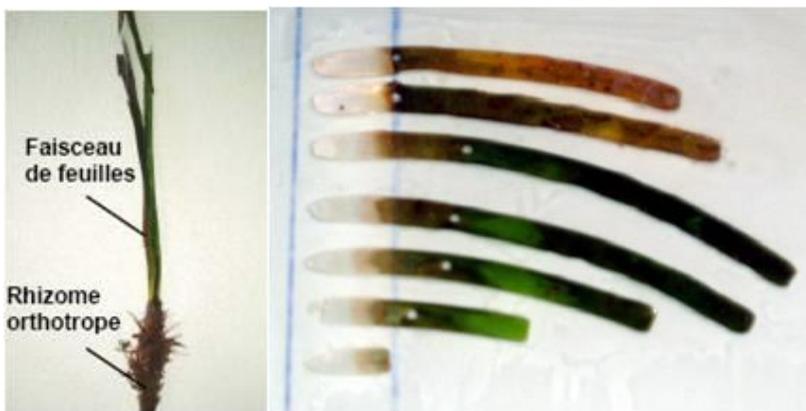


Fig.1.2.5: Fascio foliare intero, a sinistra, e scomposto nelle singole foglie, a destra (Da Vangeluwe, 2007).



Fig. 1.2.6: Vecchie basi foliari rimaste attaccate sul rizoma ortotropo (da Luque e Templado, 2004).



Fig. 1.2.7: Matte di *Posidonia oceanica* (da Luque e Templado, 2004).

termine del quale la lamina foliare viene persa (abscissione) e la base persiste sul rizoma anche per centinaia o migliaia di anni, degradandosi lentamente cosicché il rizoma risulta coperto dai residui fibrosi delle basi foliari (Fig.1.2.6). Radici, rizomi e basi foliari sono fortemente refrattari alla biodegradazione e tendono ad persistere in situ insieme al sedimento che progressivamente si deposita negli interstizi, dando

origine ad una caratteristica struttura biocostruita, la *matte*, capace di accrescersi verticalmente nel tempo (Fig.1.2.7). Lo sviluppo di questa struttura è condizionato dal tasso di deposizione del sedimento, che ne determina la crescita verso l'alto e dall'esposizione al moto ondoso e alle correnti che possono causarne l'erosione. Valori massimi di spessore verticale riportati per *matte* di *P. oceanica* sono 6.2m (Lo Iacono *et al.*, 2008), 4m (Mateo *et al.*, 1997), 6m (Molinier e Picard, 1952; Boudouresque e Jeudy de Grissac, 1983), mentre la datazione con carbonio14 ha consentito di datare *matte* di circa 6-7 mila anni (Lo Iacono *et al.*, 2008; Mateo *et al.*, 1997). Il tasso netto di accrezione della *matte* nell'arco di secoli/millenni, inclusivo di eventi erosivi, è stato stimato tra 0.061 e 0.414 cm/anno da Mateo *et al.*, (1997) mentre lo Iacono *et al.*, (2008) riportano valori nettamente inferiori, di 1.1m/10³anni, valutato su una *matte* omogenea che si accresce in modo costante. La capacità di dare origine a strutture biocostruite di questa entità sembra essere esclusiva di *P. oceanica*, in relazione alle peculiari modalità di accrescimento (sia plagiotropa che ortotropa) di questa specie, e sembra essere assente anche nelle specie cogenetiche australiane.

P. oceanica, così come le altre specie del genere *Posidonia*, è una specie monoica, cioè gli organi riproduttivi maschili e femminili sono portati sulla stessa pianta e riuniti nella stessa infiorescenza. Le infiorescenze sono costituite da gruppi di 1-4 peduncoli lungo 10-25cm, simili a spighe che contengono ognuna 3-5 fiori, dall'aspetto racemoso e protetti da brattee fogliose. I fiori presentano una struttura semplificata rispetto alle piante terrestri, sono ermafroditi, ciascuno comprende sia le parti riproduttive maschili (stami, 3) che quelle femminili costituite da uno stigma per la ricezione del polline ed un ovario contenente un ovulo. Gli stami a maturità rilasciano granuli pollinici filamentosi (Fig.1.2.8a,b).

La fioritura di *P. oceanica* avviene in Ottobre, il frutto matura in inverno e germina in primavera, senza un periodo di dormienza, in sincronia con le specie cogenetiche che vivono nell'emisfero australe. L'impollinazione idrofila rappresenta un adattamento che permette il compimento della riproduzione sessuale nel mezzo acquatico: essa è resa possibile da una parte, dalla presenza di sostanze lipidiche e mucillaginose nel polline che regolano il rilascio, la dispersione ed il galleggiamento del polline, permettendone l'incontro con le strutture riproduttive femminili. D'altra parte lo stigma femminile secerne sulla sua superficie prodotto vischiosi non

idrosolubili capaci di trattenere il polline e facilitare la germinazione del tubetto pollinico fino al gamete femminile. Dopo la fertilizzazione l'ovario si sviluppa in un frutto.

In *P. oceanica* e nelle specie cogeneriche il frutto è costituito da un involucro carnoso, il pericarpo, all'interno del quale è contenuto il seme (Fig.1.2.9). A maturità il frutto si stacca dalla pianta e risale in superficie grazie all'involucro poroso ed impregnato di sostanze oleose. Il frutto galleggiante può essere trasportato per lunghe distanze dalle correnti permettendo una dispersione ottimale dei propaguli ed in questa fase termina la sua maturazione, si apre e rilascia il seme che precipita al fondo.

Il seme ha una dimensione di circa 2 cm, racchiude l'embrione della nuova plantula ed una struttura di riserva, l'ipocotile contenente una grande quantità di amido e proteine e nutrienti che verranno utilizzati dal germoglio durante le prime fasi di sviluppo. Il seme germina immediatamente, senza un periodo di dormienza e, se trova condizioni idonee allo sviluppo, dà origine ad una nuova plantula (Fig.1.2.10). Il successo di riproduzione sessuale di *P. oceanica*, cioè il reclutamento di un nuovo individuo ed anche se in Mediterraneo sono stati registrati eventi di fioritura massiva ogni 8-10 anni (Balestri, 2004; Diaz-Almela *et al.* 2006), il tasso di mortalità nel primo anno di vita è ritenuto essere molto elevato (70%, Balestri *et al.*, 2009). Il superamento di questa prima fase da parte del germoglio rappresenta una fase critica del ciclo biologico di *P. oceanica*.

P. oceanica può riprodursi per via sessuale o vegetativa. La riproduzione vegetativa avviene tramite frammenti di rizoma, localizzati per lo più ai margini delle praterie che vengono dislocati durante le mareggiate e che possono trovare appiglio in cavità o fessure, ove le caratteristiche del substrato lo consentano, e successivamente grazie alla crescita delle radici, possono insediarsi, persistere e dare origine ad una nuova unità (Riggio, 1995).



Fig. 1.2.8a: Fioritura di *Posidonia oceanica* (da Luque e Templado, 2004).



Fig. 1.2.8b: In alto fioritura di *P. oceanica*. Sotto a sinistra ed al centro strutture riproduttive, a destra frutti ancora attaccati alla pianta (da Luque e Templado, 2004).



Fig. 1.2.9: A sinistra frutto aperto, al centro ed a sinistra frutti galleggianti e piaggiati, molti dei quali hanno già rilasciato il seme (da Luque e Templado, 2004).



Fig. 1.2.10: Germogli di *Posidonia oceanica*.

1.2.2 Fisiologia

Attività vegetativa: fotosintesi, assorbimento, trasporto e stoccaggio di nutrienti; stagionalità nell'accrescimento

Le fanerogame marine sono organismi autotrofi, in grado di sintetizzare composti organici a partire da sostanze inorganiche (H_2O , CO_2 , e nutrienti) attraverso la fotosintesi clorofilliana, di conseguenza la loro attività metabolica è strettamente connessa alla disponibilità di radiazione luminosa, carbonio inorganico, nutrienti. Come visto nel paragrafo precedente, le fanerogame marine presentano notevoli adattamenti alla vita nel mezzo acquoso, ed in particolare alcuni caratteri anatomici ed ultrastrutturali derivano dalla necessità di adattarsi al movimenti dei gas (O_2 e CO_2) nel mezzo liquido, dove il tasso di diffusione dei gas è ridotto di un fattore 10^4 rispetto all'ambiente terrestre. Questo ha determinato lo sviluppo di meccanismi biochimici per favorire l'uptake di carbonio inorganico dall'ambiente, sotto forma di HCO_3^- e CO_2 . Questi composti infatti rappresentano il principale fattore limitante per l'attività fotosintetica in acque oligotrofiche come quelle degli ambienti tropicali e del Mar Mediterraneo, dove l'irradianza supera i livelli di saturazione. In ambienti caratterizzati da acque più ricche di nutrienti (mesotrofiche, eutrofiche), e quindi più torbide, l'elemento limitante per l'attività fotosintetica è la radiazione luminosa, l'aumento della torbidità delle acque può

determinare una riduzione della disponibilità di luce al di sotto del *range* di sopravvivenza delle specie con un peggioramento dello stato fisiologico dell'intero organismo, fino alla totale scomparsa. La stessa diminuzione d'irraggiamento con l'aumentare della profondità è responsabile della presenza di un limite inferiore di distribuzione delle fanerogame marine, che in Mediterraneo può raggiungere e superare i 40 metri di profondità (Fig.1.2.11).

L'intelaiatura dei tessuti vegetali è costituita da una serie di elementi chimici che ricorrono in proporzioni fisse. Questi elementi comprendono oltre a carbonio, idrogeno ed ossigeno altri elementi quali azoto e fosforo, potassio, zolfo, calcio e magnesio e sono necessari alla pianta per la sopravvivenza, l'accrescimento, e la riproduzione. Dal punto di vista ecologico l'importanza dei nutrienti per il metabolismo delle specie dipende dalla quantità in cui sono richiesti dall'organismo in relazione alla loro disponibilità nell'ambiente. Per questo



Fig. 1.2.11: Limite inferiore su sabbia di una prateria di *P. oceanica* (da Luque e Templado, 2004).

sebbene il carbonio inorganico sia il principale componente dei tessuti vegetali sono in genere azoto e fosforo gli elementi disponibili nell'ambiente in quantità limitante rispetto alle esigenze della pianta. In ambiente marino questi nutrienti si trovano sotto forma di ioni o sali: l'azoto sotto forma di nitrito e nitrato e ammonio, il fosforo sotto forma di fosfato.

Rispetto alle piante terrestri, le fanerogame marine possono assorbire nutrienti sia dalle radici che dalle foglie (Terrados and Williams, 1997). Le radici sono a contatto con l'acqua interstiziale dei sedimenti, dove di solito sono presenti concentrazioni di nutrienti più elevate rispetto a quelle della colonna d'acqua, e questo rappresenta un notevole vantaggio nell'acquisizione di questi elementi essenziali rispetto alle alghe. La colonna d'acqua e le acque interstiziali differiscono fortemente per caratteristiche geochimiche, disponibilità e turnover dei nutrienti. Nella colonna d'acqua prevalgono condizioni di ossigenazione, la concentrazione di nutrienti è compresa tra 0-5 μ M per l'azoto e 0-0.4 μ M per il fosfato, con ampie fluttuazioni. Nelle acque interstiziali la maggior parte dell'azoto si trova sotto forma di ammonio, in concentrazioni comprese tra 1-1.000 μ M, mentre il fosfato raggiunge 20 μ M (Touchette and Bukholder, 2000), ed i nitrati sono piuttosto scarsi. Anche alcuni aminoacidi e composti organici del fosforo (DOP - dissolved inorganic phosphorous; POP-particulate organic phosphorous) rappresentano possibili fonti di nutrienti (Pérez and Romero, 1993).

La capacità delle fanerogame di sfruttare il ricco pool di nutrienti presente nelle acque interstiziali ha condotto all'idea che queste rappresentino la principale fonte per l'approvvigionamento di nutrienti e che l'assorbimento avvenga prevalentemente attraverso le radici. Inoltre questa capacità è stata menzionata per spiegare il successo di colonizzazione di queste specie anche in acque oligotrofiche nonché la capacità competitiva rispetto alle alghe. Tuttavia esistono evidenze che a bassi livelli di disponibilità di nutrienti i tessuti foliari presentino maggiore efficienza di uptake rispetto a quelli delle radici (Pedersen *et al.*, 1997) e che l'uptake dai tessuti foliari contribuisca considerevolmente al bilancio complessivo di acquisizione dei nutrienti nelle fanerogame marine (Lepoint *et al.*, 2002b). In sintesi l'importanza relativa di radici e foglie nell'acquisizione dei nutrienti sembra essere modulata dalla disponibilità ambientale, ed in genere questi organi sono ugualmente importanti nel processo. Senza dubbio uptake ed assimilazione da parte di un tessuto

dipendono dalla biomassa e dalla superficie di quel tessuto che interagisce con l'ambiente circostante. In *P. oceanica* l'indice di superficie fogliare è di 15-20, un valore che supera di un fattore 10 quello delle radici (Buia *et al.*, 1989). Questa relazione indica l'importanza nell'allocazione della biomassa tra gli organi ipogei ed epigei come strategia adattativa per l'ottimizzazione dell'acquisizione dei nutrienti.

Alcune fanerogame marine, tra cui *P. oceanica*, presentano la capacità di riciclare i nutrienti in particolare dalle foglie senescenti prima che avvenga l'abscissione e di riutilizzarli in altri tessuti. I meccanismi di riassorbimento di nutrienti sono ancora poco indagati. La capacità di riassorbimento è stata valutata basandosi su bilanci di massa, stimando la differenza in massa di nutrienti tra foglie adulte e foglie appena cadute o utilizzando traccianti isotopici che consentono di individuare come i nutrienti sono riutilizzati (Marbà *et al.*, 2002; Lepoint *et al.* 2002; Alcoverro *et al.*, 1997; Alcoverro *et al.*, 2000; Invers *et al.*, 2002). In *P. oceanica* si pensa che la principale forma di traslocazione dell'azoto siano gli amminoacidi ed il riassorbimento di nutrienti è stato stimato tra il 10% ed il 50% della richiesta annuale di azoto necessario per la pianta e valori leggermente minori sono stati calcolati per il fosforo. La capacità di riassorbire nutrienti potrebbe essere proporzionale alla longevità delle foglie, e questo processo potrebbe costituire un vantaggio in acque oligotrofiche. *P. oceanica* presenta foglie con la maggiore durata media di vita e corrispondentemente presenta il tasso di riassorbimento maggiore tra le fanerogame marine.

Le fanerogame marine presentano la capacità di assorbire nutrienti in eccesso rispetto al loro fabbisogno e stoccarli in forme diverse, prima o dopo l'assimilazione in composti organici. I nutrienti possono essere stoccati sia nei tessuti foliari che nelle radici, l'azoto sotto forma di amminoacidi ed asparagina. Questa capacità rappresenta un chiaro adattamento alle fluttuazioni nella disponibilità dei nutrienti, soprattutto a quelle legate alla dinamica stagionale, ed è presente principalmente nelle specie perenni di grossa taglia. In molte aree temperate la disponibilità di nutrienti varia stagionalmente e di solito l'andamento non corrisponde ai periodi di maggiore disponibilità di luce e condizioni ottimali di temperatura per l'attività fotosintetica. *P. oceanica* è in grado di assorbire nutrienti in eccesso nel periodo in cui questi sono disponibili in maggiore quantità, coincidente con l'autunno, stoccarli nelle radici e/o nei rizomi e successivamente utilizzarli durante la stagione

“povera”, primaverile - estiva, in cui i nutrienti sono limitanti ma la disponibilità di luce e la temperatura sono ottimali per l’incremento del metabolismo (Alcoverro *et al.*, 1995, 1997).

Tutti i processi fin qui delineati, assorbimento, sintesi di composti organici, riassorbimento, stoccaggio, utilizzo, necessitano di un sistema che assicuri il trasporto di nutrienti e soluti organici elaborati tra i vari tessuti della pianta. Il trasporto è una parte essenziale nell’economia dei nutrienti nelle fanerogame marine ed un aspetto chiave per l’integrazione funzionale del clone. Mentre nelle piante vascolari terrestri il trasporto è assicurato dallo xilema e dal floema ed è guidato dal gradiente di pressione che si produce tra foglie e radici creato dall’evaporazione dei liquidi a livello delle foglie, nelle fanerogame marine lo xilema è poco sviluppato e il trasporto su lunga distanza (più di 10 cm) è assicurato dal floema. La forza trainante di questo trasporto è rappresentata dal gradiente della pressione di turgore che si produce tra tessuto di partenza e di arrivo a causa della differenza nella concentrazione di soluti. La condivisione di risorse tra rizomi è un’altra caratteristica fondamentale, in comune con le piante terrestri, basata su un sistema efficiente di trasporto: anche in questo caso i traccianti isotopici hanno dimostrato la traslocazione di prodotti di sintesi, in particolare composti dell’azoto, da rizomi più vecchi a rizomi in accrescimento, capace di coprire una distanza di 80 cm in 4 giorni (Marbà *et al.*, 2002).

Negli ambienti temperati i fattori stagionali di larga scala quali disponibilità di luce e temperatura e le variazioni locali nella disponibilità di nutrienti, di carbonio inorganico disciolto e potenziale redox, legati anch’essi alla stagionalità, influiscono fortemente sul metabolismo delle specie (Alcoverro *et al.*, 1995). La presenza di temperature più elevate e la maggiore disponibilità di luce nel periodo primaverile ed estivo consentirebbero un incremento dell’attività fotosintetica e della crescita, tuttavia la disponibilità di nutrienti presenta un andamento stagionale differente, con una massima disponibilità nel periodo autunnale ed invernale, in corrispondenza delle mareggiate che causano risospensione di sostanza organica e nutrienti, ed un minimo durante in periodo estivo inoltrato, in cui si ha stratificazione delle acque e depauperamento dei nutrienti nella colonna d’acqua e nei sedimenti, secondo un pattern tipico degli ambienti Mediterranei. In *P. oceanica*, così come in molte altre specie temperate, questo pattern produce una variazione dell’attività dei

meristemi con le stagioni, che rallenta nella stagione invernale, ed accelera in quella primaverile e nella prima parte dell'estate. Successivamente sebbene le condizioni di irraggiamento e temperatura continuino ad essere favorevoli, la disponibilità di nutrienti sembra diventare limitante e frenare l'attività metabolica. Tale andamento è riflesso nella concentrazione di nutrienti presente nelle foglie di *P. oceanica* (Alcoverro *et al.*, 1995) e determina una variazione stagionale ed un andamento ciclico nelle dimensioni di alcuni moduli della pianta in funzione del periodo in cui sono stati prodotti, tra cui lunghezza dell'internodo, spessore delle basi foliari, l'allungamento del fascio ed ciclo di formazione e caduta delle foglie (Duarte *et al.*, 1994; Pergent *et al.*, 1989). L'allungamento del fascio è massimo in primavera e minimo all'inizio dell'autunno e la dimensione del fascio foliare (cm² per fascicolo) è massima in estate e diminuisce in autunno, con la caduta delle foglie in corrispondenza delle prime mareggiate. Le nuove foglie vengono prodotte per lo più in settembre-ottobre (Alcoverro *et al.*, 1995).

1.2.3 Ecologia

Requisiti dell'habitat di *P. oceanica*

P. oceanica è endemica del bacino del Mediterraneo, pertanto è una specie prettamente temperata, tuttavia riesce a tollerare ampie variazioni di temperatura (9-29°C). Non è una specie intertidale, sopporta variazioni di marea molto basse (20 cm in media), e non resiste all'essiccazione a seguito dell'emersione. È in grado di tollerare limitate variazioni di salinità delle acque in cui vive, pertanto è una specie stenoalina, non è presente al di sotto di una salinità di 33‰, e nel bacino orientale sopporta salinità maggiori del 40‰ ma studi sperimentali hanno dimostrato effetti deleteri significativi al di sopra del 39‰. La disponibilità di luce e la trasparenza delle acque rappresentano un fattori di primaria importanza per la presenza della specie, e ne condizionano la distribuzione batimetrica. *P. oceanica* colonizza i fondali dalla superficie fino ai 40 m e piante viventi sono state ritrovate ad un limite massimo di 48 m in acque fortemente oligotrofiche. In acque torbide il limite inferiore può risalire a pochi metri, e per lo stesso motivo *P. oceanica* è assente in corrispondenza di importanti foci fluviali e di run-off elevato dall'entroterra. La specie si rinviene su una varietà di tipologie di substrato che va dalla sabbia grossolana, ai ciottoli, alla roccia, (Fig.1.2.12), sebbene la presenza della *matte*

possa rendere non immediata l'identificazione del substrato primario su cui una prateria si è insediata al momento dell'impianto.



Fig. 1.2.12: In alto praterie di *P. oceanica* su roccia; al centro sulla sinistra, prateria su ciottoli, a destra su sabbia; sotto praterie su *matte* esposta (contributi da Luque e Templado, 2004).

1.2.4 Caratteristiche morfologiche, biologiche ed ecologiche del genere *Posidonia*: confronto tra le specie Australiane e la specie Mediterranea

Almeno 17.000 km separano l'areale di distribuzione della specie endemica del Mediterraneo *Posidonia oceanica* dall'areale di distribuzione delle altre 8 specie dello stesso genere che si distribuiscono lungo le coste australiane (fig. 1.2.13). Queste ultime sono rappresentate da: *Posidonia angustifolia*, *P. australis*, *P. coriacea*, *P. denhartogii*, *P. Kirkmanii*, *P. ostenfeldii*, *P. robertsoniae* e *P. sinuosa*. Mentre nel Mediterraneo *P. oceanica* copre circa il 2% dei fondali, le specie australiane occupano habitat bentonici approssimativamente per il doppio dell'area dell'intero Mediterraneo.

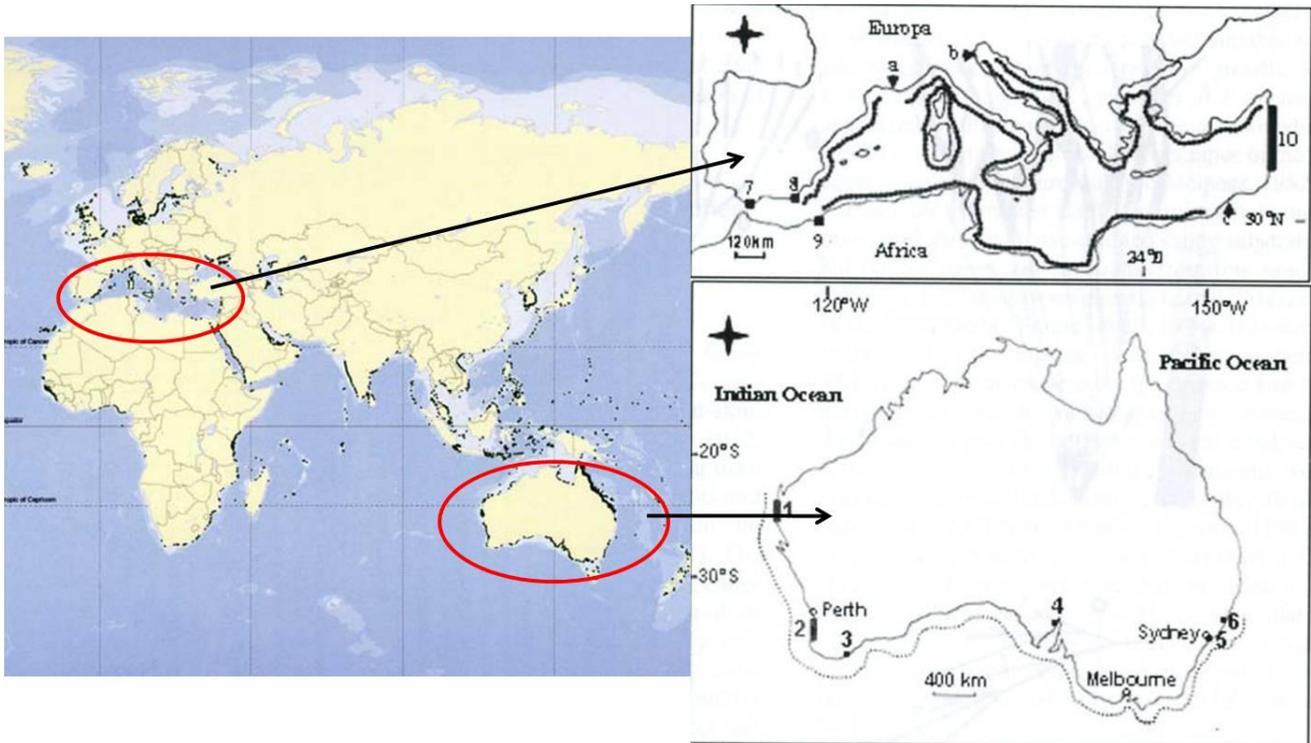


Fig. 1.2.13: Distribuzione geografica del genere *Posidonia*

La distribuzione del genere *Posidonia* è ristretta ad ambienti temperati e nettamente disgiunta. Otto delle nove specie si rinvengono lungo le coste Australiane e una, *P. oceanica*, è endemica del Mediterraneo. Dal punto di vista genetico le specie Australiane e la specie Mediterranea non sono vicine, le divergenze delle

sequenze del DNA indicano che i due gruppi si sono separati relativamente presto nella storia evolutiva delle fanerogame, probabilmente nel tardo Eocene (Waycott e Les, 2000). E' stata avanzata l'ipotesi che l'origine comune del genere sia avvenuta nel mare della Tetide, tuttavia la ricostruzione della posizione delle acque costiere a quel tempo non sembra essere del tutto convincente come possibile habitat per le fanerogame marine (Hemminga e Duarte, 2000).

Tutte le specie di *Posidonia* sono piante perenni, con foglie a nastro ed una base persistente dopo la caduta della lamina fogliare. Sono specie di grossa taglia nel gruppo delle fanerogame marine, rizomi e foglie sono longevi ed il turnover dei fascicoli foliari è lento. Sono specie monoiche e con infiorescenze ermafrodite. Esistono importanti differenze genetiche, morfologiche ed ecologiche tra le specie afferenti al genere *Posidonia*. Le specie australiane sono accorpate in due gruppi, il complesso *ostenfeldii* ed il complesso *australis*, in base alla genetica, alle caratteristiche architettoniche di foglie e rizomi, alle modalità di accrescimento che corrispondono a diverse esigenze ecologiche. A loro volta entrambi questi raggruppamenti mostrano notevoli differenze rispetto all'unica specie Mediterranea, *P. oceanica*.

Sono state dimostrate evidenti relazioni, dette allometriche, tra la dimensione delle diverse parti della pianta ed il diametro del rizoma, così come esistono evidenti relazioni tra questo parametro ed quelli che descrivono la dinamica di crescita delle diverse specie nel gruppo delle fanerogame marine (Duarte, 1991). In genere la taglia di una specie (diametro del rizoma) risulta essere inversamente proporzionale al tasso di allungamento e di turnover di rizomi e foglie, e direttamente proporzionale alla longevità dell'individuo. Queste relazioni tra taglia, velocità di crescita e longevità sono strettamente connesse ai diversi ruoli ecologici delle specie e permettono di distinguere specie piccole, a crescita veloce che agiscono da pioniere nella colonizzazione di nuovi spazi e specie caratteristiche degli stadi successionali tardivi, di grossa taglia, accrescimento lento ed elevata longevità. In quest'ottica vanno lette le differenze nelle caratteristiche strutturali e nei parametri che descrivono la dinamica di crescita tra le specie di *Posidonia* riassunte per confronto nella tabella 1.2.1.

| | <i>Architettura</i> | | | | | <i>Dinamica di crescita</i> | | | | | | |
|------------------------|---------------------|------|------|-------|--------|-----------------------------|-----|------|-------|-------|------|------|
| | RD | RIL | NL | LS | SW | SE | LE | RE | L age | S Age | LBP | RBP |
| <i>P. ostenfeldii</i> | 3.50 | 1.50 | | 15.75 | | - | | * | | | | |
| <i>P. australis</i> | 7.21 | 1.50 | 3.5 | 64.87 | 1347.0 | 1.0 | | 9.0 | | | 3.86 | |
| <i>P. angustifolia</i> | 5.99 | 1.80 | | | | 5.0 | | 12.0 | | | | |
| <i>P. sinuosa</i> | 5.50 | 1.10 | | | | 13.0 | | 4.0 | | | | |
| <i>P. oceanica</i> | 10.0 | 0.30 | 6.06 | 82.82 | 731.0 | 1.0 | 3.1 | 2.0 | 302.8 | 11.98 | 1.87 | 0.09 |

Tab.1.2.1: valori medi delle caratteristiche architettoniche e dei parametri della dinamica di crescita delle specie rappresentative del genere *Posidonia* (*P. australis*, *P. oceanica*, *P. ostenfeldii*). Architettura: **RD**, diametro del rizoma (mm); **RIL**, lunghezza internodi (cm); **NL**, n. di foglie per fascicolo foliare; **LS**, superficie foliare per fascicolo (cm²); **SW**, peso fascicolo foliare (mg peso secco fascicolo⁻¹). Dinamica: **SE**, tasso di allungamento rizoma ortotropo (cm anno⁻¹); **LE**, tasso di allungamento delle foglie (mm foglia⁻¹ giorno⁻¹); **RE**, tasso di allungamento del rizoma plagiotropo (cm anno⁻¹); **L age**, longevità della foglia (giorni); **S age**, longevità del rizoma (anni); **LBP**, tasso di turnover foliare (anni⁻¹); **RBP**, tasso di turnover dei rizomi (anni⁻¹). Da Hemminga e Duarte, 2000, modificato. * in *P. ostenfeldii* non c'è accrescimento plagiotropo

Il gruppo *P. ostenfeldii* comprende: *P. coriacea*, *P. denhartogii*, *P. kirkmanii*, *P. ostenfeldii* e *P. robertsoniae*, queste specie si ritrovano in genere in ambienti bentonici di mare aperto e caratterizzati da intenso idrodinamismo, ed alcuni aspetti della loro morfologia ed anatomia sono associati alla necessità di sopravvivere in habitat caratterizzati da intenso modo ondoso e mobilità dei sedimenti. Le specie che afferiscono al gruppo *P. ostenfeldii* hanno foglie molto lunghe, che superano i 120 cm, di consistenza coriacea. Gli apici vegetativi sono di regola sepolti nel sedimento ad una profondità di 15-20 cm, e le basi foliari sono altrettanto lunghe per permettere al tessuto fotosintetizzante della lamina foliare di emergere dal sedimento (fig. 1.2.14a). Le radici sono molto lunghe, fino a 40 cm, poco ramificate e presentano alcune parti espanse e rugose, spesse 3mm, con pochi peli radicali. I rizomi hanno un aspetto a ventaglio ed una crescita predominante verticale. La ramificazione tende ad avvenire su un piano, con punti di accrescimento mantenuti alla stessa profondità, ed angoli di ramificazione stretti. Questa modalità di crescita produce densi aggregati di rizomi, caratteristici di queste specie, organizzati per lo più in filari, con un tasso di espansione orizzontale molto basso. Tale modalità di accrescimento è responsabile del fatto che le specie del complesso ostenfeldii di norma non formano praterie ma tendono piuttosto a dare origine a raggruppamenti isolati separati da sabbia non vegetata.

Il gruppo *P. australis*, comprendente le specie *P. angustifolia*, *P. australis*, *P. sinuosa*, colonizza habitat più riparati. Le specie del complesso *australis* presentano foglie e radici più sottili, basi foliari più corte, e corrispondentemente gli apici meristemati del rizoma da cui si accrescono le foglie sono posizionati a minore profondità nel sedimento. Queste specie di regola formano praterie, riempiendo tutti gli spazi disponibili con i fascicoli foliari grazie all'accrescimento sul piano orizzontale dei rizomi (fig. 1.2.15). Nel caso di *P. sinuosa* in genere un letto è composto da fascicoli foliari fortemente addensati (fino a 1.200 fascicoli m⁻²), organizzati in filari di 30-40 cm di ampiezza, che si alternano a fasce di sabbia non vegetata, allineati secondo la direzione predominante della corrente. La crescita dei rizomi può essere rapida (15-30 cm anno⁻¹), ed avviene principalmente in senso orizzontale finché c'è sufficiente spazio. Il passaggio della crescita dei rizomi da orizzontale a verticale avviene solo in presenza di un tasso di accrezione dei sedimenti elevato o se lo spazio sul piano orizzontale è del tutto occupato. Inoltre si registra una differenziazione nel tasso di allungamento dei rizomi in funzione dell'asse di crescita, più lento se l'asse si è formato per ramificazione dell'asse principale, più rapido se l'asse è un prolungamento di quello verticale (fig. 1.2.14b).

P. oceanica è la specie di taglia maggiore tra quelle appartenenti al genere *Posidonia*, è caratterizzata da un tasso di accrescimento dei rizomi plagiotropi molto lento, con valori medi compresi tra 2.0 cm anno⁻¹, (Marbà and Duarte, 1998) e 4.2 cm anno⁻¹, (Duarte, 1991). Dal punto di vista morfologico *P. oceanica* si distingue dalle specie cogeneriche per la presenza di radici meno lunghe, piuttosto sottili ma molto ramificate che si accrescono sul lato ventrale del rizoma; i rizomi sono robusti, lignificati e presentano un diametro di 10.00mm la lamina e base foliare sono in genere più corte rispetto alle specie australiane e gli apici meristemati da cui si origina il fascio sono portati al di sopra o al livello del substrato, comunque non sepolti in profondità nel sedimento. *P. oceanica* è l'unica specie che presenta ordinariamente due distinte modalità d'accrescimento, quella verticale e quella orizzontale, e due corrispondenti morfologie del rizoma, rispettivamente i rizomi ortotropi, eretti, e quelli plagiotropi, prostrati. La crescita orizzontale permette alla pianta di colonizzare nuovi spazi, mentre quella verticale evita il seppellimento degli apici vegetativi e la competizione per la luce dei fascicoli foliari. Le foglie agiscono come trappola per il sedimento, accumulando materia organica ed inorganica

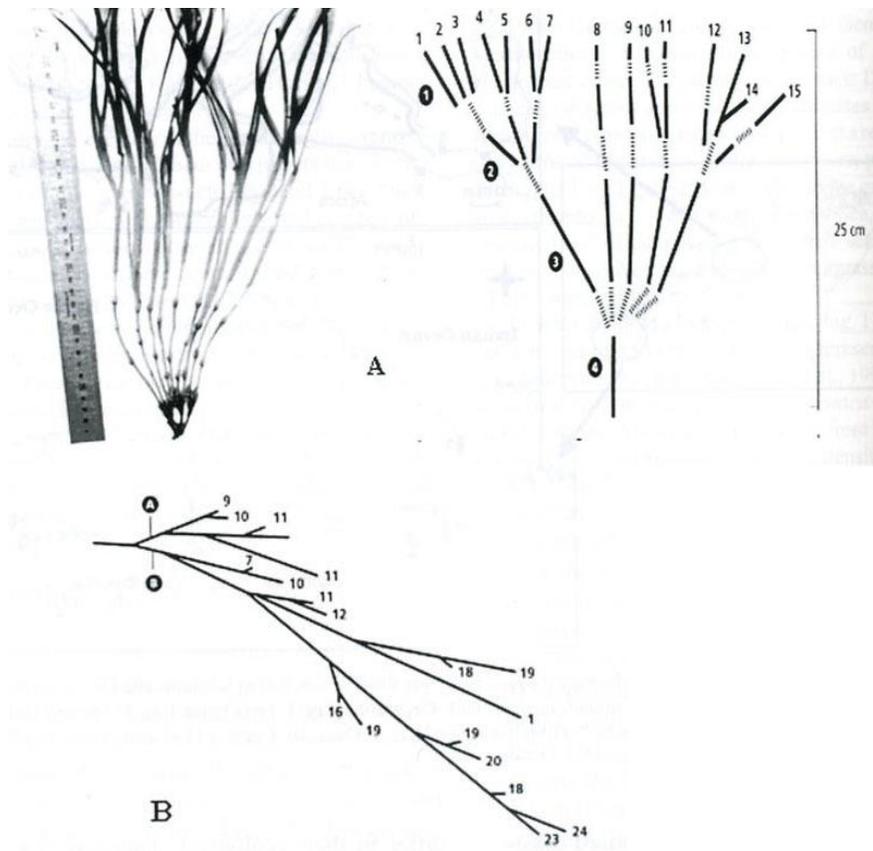


Fig. 1.2.14 A) A sinistra struttura di *P. ostensfeldii* ed a destra schema di accrescimento. B) Schema di accrescimento caratteristico delle specie del gruppo australis.

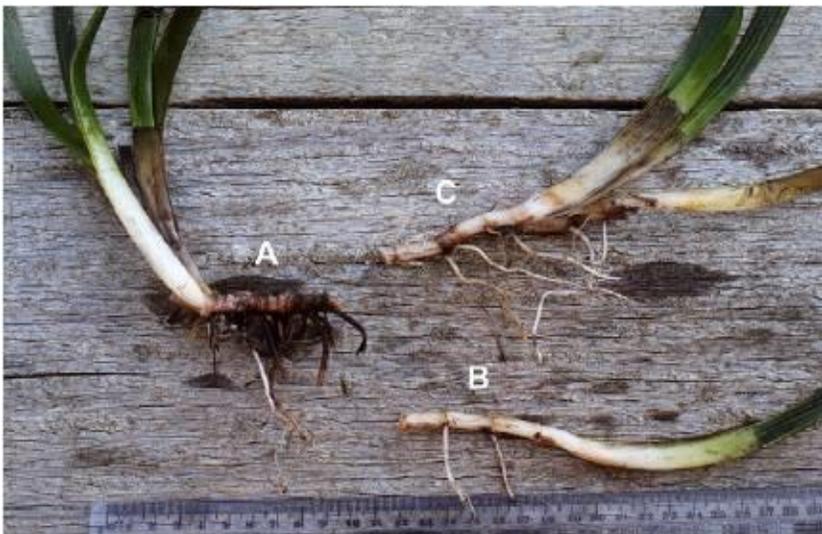


Fig. 1.2.15: Dettagli di *P. australis* (da Bastyan e Cambridge, 2008).

particolata ed il progressivo accumularsi di tale materiale insieme alla crescita orizzontale e verticale dei rizomi dà origine alla tipica formazione a terrazzo della *matte*, costituita dall'intreccio di vari strati di rizomi, radici, e sedimento. La capacità di formare strutture biocostruite di elevata entità è caratteristica esclusiva di *P. oceanica* e nessuna delle specie australiane presenta un tipo di accrescimento simile a *P. oceanica*. Tuttavia fibre provenienti dal decadimento di basi foliari si rinvennero in grande quantità sul fondo degli oceani in Australia, in relazione a praterie di fanerogame marine, e in un caso è stata riportata la presenza di una rete di rizomi e radici morti di più di 3 m di altezza insieme a depositi di materiale morto al di sotto di una prateria vivente nella Shark Bay, Australia.

Le specie australiane si rinvennero lungo la costa meridionale del Continente australiano a partire dal 23°S nella costa occidentale fino al 32°S sulla costa orientale, per un totale di 4.000 Km . Ad eccezione di *P. australis* le specie australiane occupano regioni microtidali (maree < 1m), acque trasparenti e temperate, con scarso run-off dalla terraferma. Si ritrovano a profondità comprese tra la zona intertidale fino a 35m, con una massima profondità di 44 m registrata per *P. angustifolia*, in genere colonizzano ambienti deposizionali, caratterizzati da substrati mobili, sabbiosi o fangosi, e tratti costieri riparati, per il complesso australis, ad esposti al moto ondoso, per il complesso ostenfeldii. Si ritrovano in ambienti prettamente marini (salinità 30 al 35 ‰) eccetto che nella Shark Bay, vicino al limite nord-ovest di distribuzione delle specie, in cui *P. australis* e *P. coriacea* si ritrovano in acque da marine ad ipersaline (35-55‰).

Molte delle esigenze ecologiche delle specie australiane sono condivise da *P. oceanica*, la trasparenza delle acque rappresenta uno dei requisiti di maggiore importanza per ciascuna di queste specie, così come i limiti di tolleranza di salinità. Maggiori differenze si riscontrano tra *P. oceanica* e le specie del gruppo ostenfeldii, ed in misura minore del gruppo australis, per quanto riguarda il substrato idoneo per la colonizzazione e l'accrescimento: la letteratura classica riporta per *P. oceanica* substrati di accrescimento che vanno dalla sabbia alla roccia, tuttavia studi effettuati sulle modalità di reclutamento di germogli e talee indicano un'influenza positiva dei substrati di tipo consolidato (roccia, *matte*) rispetto a quelli non consolidati (sabbia, ghiaia, ciottoli) sul successo di colonizzazione/ricolonizzazione di questa specie attraverso propaguli vegetativi (talee) e

sessuali (germogli). Al contrario le specie australiane sembrano colonizzare esclusivamente substrati di tipo mobile, da sabbioso a fangoso, e l'apparato radicale di alcune specie, in particolare quelle del complesso *ostenfeldii*, presentano adattamenti morfologici per garantire la stabilità della pianta anche su substrati sabbiosi, così come la capacità degli apici vegetativi di sopravvivere al di sotto del sedimento potrebbe costituire un adattamento alla vita in un habitat caratterizzato dall'instabilità e dal ricorrente movimento di masse di sedimento e dal conseguentemente continuo seppellimento degli apici vegetativi (Gobert *et al.*, 2006).

1.3 Le Praterie di *Posidonia oceanica*

P. oceanica è una specie capace di formare estese praterie che si sviluppano non solo su un piano, in due dimensioni, ma anche verticalmente, grazie alla peculiare modalità di accrescimento orizzontale e verticale dei rizomi ed alla refrattarietà alla biodegradazione dei tessuti, che determina la formazione di strutture biocostruite, dette *matte*, capaci di accrescersi in altezza. La struttura e la dinamica delle praterie può essere compresa identificando una struttura gerarchica all'interno di questi sistemi ed analizzando ciascun livello dell'organizzazione.

1.3.1. Dal "ramet" alle praterie: shoot dynamics, patch dynamics

La modalità di accrescimento clonale dei sistemi a fanerogame marine rende possibile riconoscere in questi sistemi una organizzazione gerarchica su scale spaziali che vanno dai millimetri ai chilometri: più ramet costituiscono un clone, e più cloni interagiscono a formare una prateria. È possibile identificare diversi livelli all'interno di questa struttura gerarchica in funzione della scala di osservazione: i singoli fascicoli foliari, costituiti da più foglie (millimetri), sono aggregati a costituire patch (aggregati di rizomi – dai centimetri ai metri), le patch possono estendersi a formare i letti (beds – 1-100 metri), e i letti possono formare praterie (meadows - chilometri). Ciascuno di questi termini ha una connotazione dimensionale precisa (Robbins e Bell, 1994), la struttura e dinamica dei sistemi a fanerogame marine può essere studiata a ciascuno dei livelli identificati i.e. fascio foliare – rizoma ortotropo (in *Posidonia oceanica* ogni rizoma ortotropo porta all'apice

almeno un fascio foliare, detto *shoot* nella letteratura anglosassone) (i), popolazione di fasci foliari (ii), patch (iii), praterie (iv).

La dinamica di popolazione dei fasci foliari (*shoot dynamic*), comprende lo studio del reclutamento, della mortalità, dell'immigrazione e dell'emigrazione di nuovi individui all'interno di una popolazione, dove per individuo si intende un singolo fascicolo foliare. Il reclutamento di un nuovo fascicolo foliare può avvenire per crescita clonale, o per reclutamento di un nuovo genet attraverso la germinazione di un seme e lo sviluppo di un germoglio, oppure ancora attraverso l'insediamento di propaguli vegetativi, cioè rizomi sradicati che agiscono come unità di reclutamento (Di Carlo *et al.* 2005; Campbell, 2003). L'accrescimento clonale di un nuovo shoot presenta un andamento stagionale, è influenzato dai fattori ambientali e può ridursi in presenza di quantità di luce e nutrienti limitanti (Ruíz e Romero, 2001). Il reclutamento dovuto a crescita clonale è considerato il meccanismo primario di mantenimento della densità dei fascicoli foliari nelle praterie, mentre il successo di reclutamento di germogli o propaguli vegetativi è considerato basso all'interno di praterie già sviluppate. Reclutamento e mortalità dei fascicoli foliari sono processi ordinari e fanno parte della dinamica di questi sistemi. La mortalità dei fascicoli foliari è il risultato di due componenti: una controllata dall'interno, che garantisce il mantenimento del turnover dei fascicoli foliari, che altrimenti in presenza del continuo reclutamento per ramificazione porterebbe ad un sovraffollamento dei fasci, ed una seconda componente che deriva da stress e fonti di disturbo per la prateria. Questi ultimi determinano la cessazione dell'attività del meristema e la morte del fascicolo foliare, ne sono esempi la diminuzione della qualità delle acque e riduzione della quantità di luce disponibile (Ruíz e Romero, 2001), la riduzione della qualità dei sedimenti, anossia e produzione di solfuri tossici per la pianta (Terrados *et al.*, 1999), il seppellimento degli apici vegetativi (Marbà e Duarte, 1994, 1995; Duarte *et al.* 1997a). La durata media di vita di un fascio è direttamente proporzionale alla taglia della specie, in *P. oceanica* è di alcuni anni ma può raggiungere la durata di decenni. Grazie al continuo turnover dei fascicoli foliari un clone o genet può essere molto più antico dell'età dei singoli fasci foliari.

La struttura spaziale della popolazione di fascicoli foliari e del clone in generale è altamente variabile e va da praterie continue a praterie altamente frammentate che si presentano come un mosaico di patch discrete. Una

struttura a mosaico può essere il risultato di processi di disturbo sia naturale che antropico avvenuto in precedenza nell'area, o di un recupero in atto dal disturbo così come può riflettere le naturali condizioni idrodinamiche locali dell'habitat. Boudouresque *et al.* (1980, 1985) identificano diverse tipologie morfostrutturali di prateria: di pianura, di collina, tigrate, a scala, ondulata ecc. (Fig. 1.3.1). Queste tipologie risultano dall'interazione tra le condizioni topografiche e morfologiche locali del substrato e della morfologia costiera e l'idrodinamismo, la presenza di correnti e la temperatura delle acque. La morfostruttura della prateria non sembra influenzare la densità dei fasci e le caratteristiche morfologiche (fenologia) e la biomassa del fascio (Borg *et al.*, 2005). Anche in una prateria continua possono essere presenti strutture erosive di varia entità prodotte dall'azione idrodinamica delle correnti. Ne sono esempio le intermatte erosive, i canali sagittali, le radure circolari dette "marmitte dei giganti" (Blanc e Jeudy de Grissac, 1984), dovute probabilmente a turbolenze locali della corrente in prossimità di corpi rocciosi. Le strutture erosive sono costituite da *matte* morta spesso ricoperta da sabbia. In zone particolarmente riparate, ad alto tasso di sedimentazione, la *matte* si innalza fino a far emergere i fascicoli fogliari dall'acqua, formando barriere naturali dette *recif barriere* (Boudouresque e Jeudy de Grissac, 1984) (Fig.1.3.2a,b).

I sistemi a fanerogame marine costituiscono sistemi variabili temporalmente e spazialmente, in cui è presente un continuo reclutamento, espansione e mortalità delle patch. Una patch può formarsi da un processo regressivo di una prateria o da un processo di colonizzazione, ove un propagulo, sia esso vegetativo o sessuale si insedia e per crescita clonale dà inizio ad una nuova patch. La formazione di una nuova patch a partire da un germoglio è stata ampiamente documentata in varie specie (Olesen and Send-Jensen 1994b; Vidondo *et al.*, 1997) ma è considerata un evento raro in *P. oceanica* (Diaz-Almela *et al.* 2008), al contrario la formazione di una patch a partire da frammenti vegetativi sradicati e reimpiantati ha ricevuto finora limitate attenzioni, è stata comunque documentata su *P. australis* e *P. coriacea* (Campbell, 2003) e su *P. oceanica* (Di Carlo *et al.* 2005), tuttavia è probabile che il ruolo dei propaguli vegetativi nel processo di colonizzazione sia stato sottovalutato nell'ecologia delle fanerogame marine anche a causa della difficoltà di osservare in maniera diretta eventi di questo tipo (Duarte *et al.*, 2006).



Fig. 1.3.1: In alto una prateria dove si possono distinguere aree di prateria continua e aree in cui la prateria è frammentata (Da Borg *et al.*, 2005). Sotto una prateria tigrata.



Fig. 1.3.2a: Recife Barrier, zone in cui la prateria si innalza fino ad emergere (da Luque e Templado, 2004)

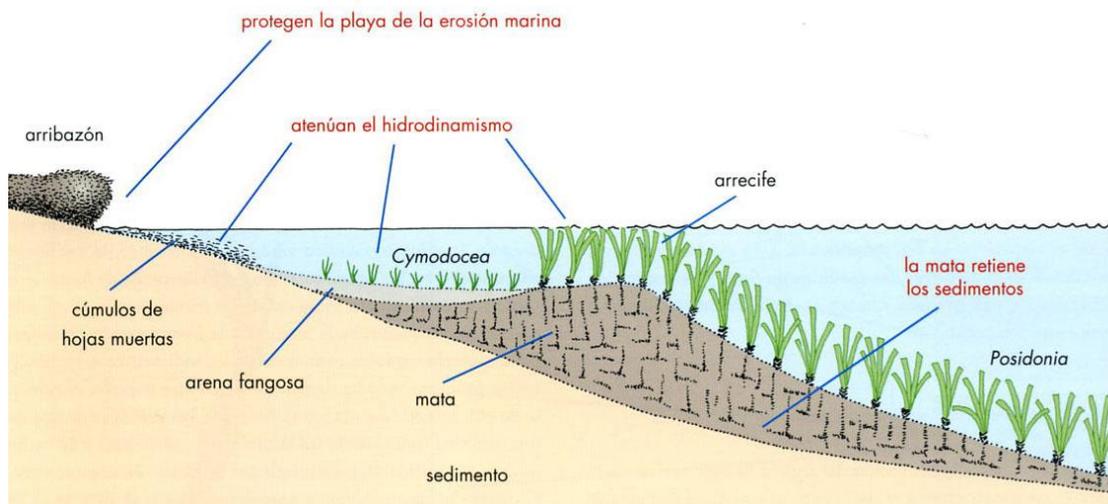


Fig. 1.3.2b: Struttura del Recife Barrier (da Luque e Templado, 2004).

Lo sviluppo di una patch a partire da un germoglio o da un frammento di rizoma è consentita dai meristemi apicali, dove avviene la divisione attiva delle cellule e dove il meristema può dividersi, dando origine ad una nuova ramificazione e permettendo la formazione e l'espansione del clone. La dimensione dei moduli prodotti, la spaziatura tra moduli consecutivi lungo il rizoma, il tasso di allungamento e di ramificazione e l'ampiezza dell'angolo di ramificazione (Fig. 1.3.3) costituiscono i parametri caratterizzanti della modalità di crescita e determinano la struttura finale assunta dal network clonale.

Nelle fanerogame marine l'angolo di ramificazione va dai 30° agli 80° ed aumenta al diminuire della taglia insieme alla frequenza di ramificazione. Ne risulta un modello di crescita meno efficiente, ma con una occupazione più compatta dello spazio per le specie di taglia piccola (e.g. *Halophila ovalis*), detto "a falange", ed un modello più efficiente, ma con un tessuto decisamente più lasso per le specie di grossa taglia come *P. oceanica*, detto a "guerriglia" (Fig. 1.3.4). La crescita del network clonale non avviene a velocità costante ma accelera nel tempo (Kendrick *et al.*, 2005), è un processo non lineare, molto lento durante gli stadi iniziali di sviluppo delle patch, che aumenta e raggiunge il tasso di accrescimento dei "runners", (rizomi che si estendono all'esterno delle praterie, in aree non vegetate), e determina la formazione di strutture molto

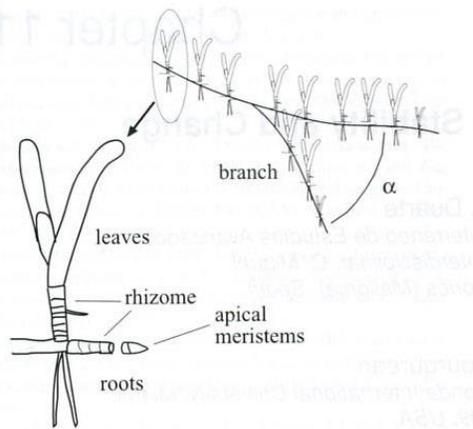


Fig. 1.3.3 Modello di accrescimento del clone per reiterazione dei singoli ramets e biforcazione del rizoma plagiotro.

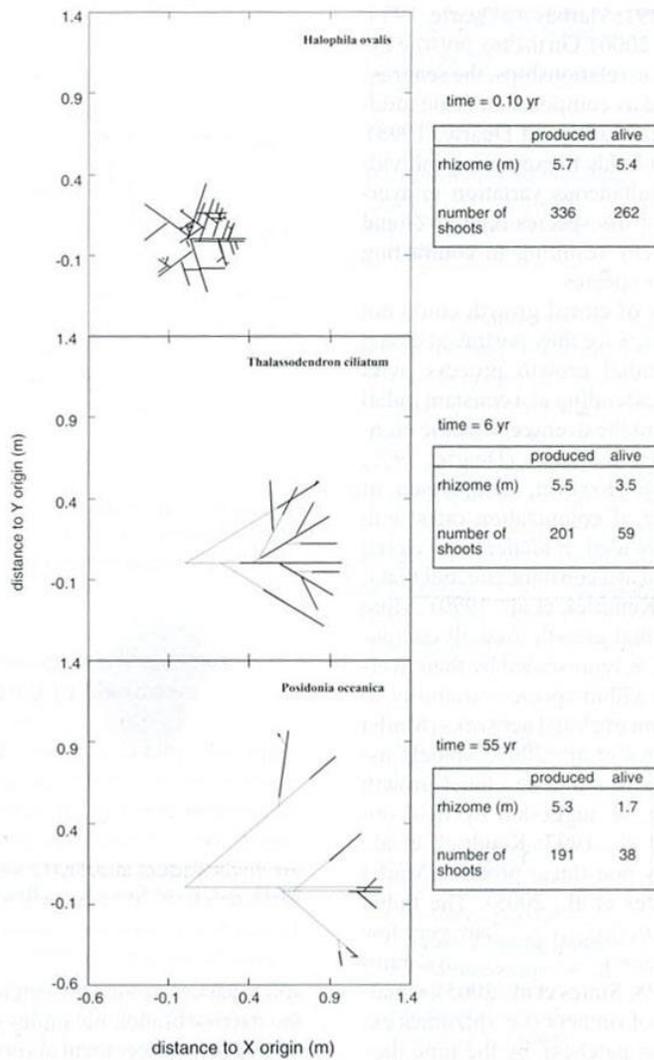


Fig.1.3.4: Modello di crescita clonale di tre fanerogame di taglia crescente: *Halophila ovalis*, *Thalassodendron ciliatum* e *Posidonia oceanica* (da Marbà e Duarte, 1998).

compatte. Inoltre l'efficienza di occupazione dello spazio, intesa come aumento della dimensione della patch raggiunto per un dato accrescimento del rizoma, diminuisce all'aumentare della taglia del clone (Sintes *et al.*, 2005). Questo andamento è stato testato su *Cymodocea nodosa* e deve essere ancora confermato per altre specie, ma esistono evidenze che vi sono dei limiti di densità massima dei rizomi all'interno delle praterie (Marbà e Duarte 2003) ed il contatto e le sovrapposizioni di cloni adiacenti può reciprocamente inibire l'accrescimento.

In alcune specie, tra cui *P. oceanica*, la dimensione delle patch influisce positivamente sulla probabilità di sopravvivenza, sul tasso di reclutamento di nuovi fascicoli foliari e sul tasso di estensione laterale della patch stessa (Vidondo 1997, Diaz-Almela *et al.*, 2008). Tale effetto è probabilmente legato alla mutua protezione dei fascicoli foliari – rizomi all'interno di una patch, che si traduce in una riduzione dell'idrodinamismo, un aumento della stabilizzazione del sedimento ed un migliore ancoraggio all'aumentare della dimensione delle patch. Inoltre la graduale formazione di sistemi di rizomi fisiologicamente integrati aumenta le potenzialità di trasferimento di risorse dai fascicoli più antichi agli apici vegetativi in accrescimento ai margini delle patch (Terrados *et al.*, 1997).

1.3.2. Strategie di colonizzazione e recupero, casi di recupero naturale di praterie

Le proprietà dinamiche di formazione ed accrescimento delle patch sono elementi essenziali nei processi di colonizzazione e ricolonizzazione di aree estese nei sistemi a fanerogame marine. La ricolonizzazione di aree di piccola estensione o non completamente denudate avviene in genere grazie all'accrescimento clonale delle patch già presenti nell'area. Ma quando l'area denudata a seguito di processi naturali o disturbo antropico è molto ampia rispetto alla capacità di accrescimento della specie (tasso di accrescimento annuale dei rizomi plagiotropi) allora il processo di recupero, se avviene, deve basarsi sulla dispersione e l'insediamento di propaguli, siano essi sessuali o vegetativi. Le fanerogame marine esibiscono strategie di colonizzazione e recupero dal disturbo molto diverse, in relazione alla taglia, al tasso di allungamento dei rizomi, alla capacità di

produzione e dispersione dei semi: le specie di taglia piccola presentano potenzialmente una crescita molto veloce delle patch, ed in genere l'accrescimento clonale in queste specie è responsabile delle dinamiche temporali che seguono gli eventi di disturbo di piccola entità. Tuttavia la riproduzione sessuale è essenziale per le specie di piccola taglia. Queste tendono a produrre molti semi per unità di area rispetto alle specie di grossa taglia e hanno la capacità di costruire banche dei semi persistenti, che contribuiscono notevolmente al recupero, mentre le specie di grossa taglia non presentano dormienza dei semi. Le specie di grossa taglia presentano bassa velocità di accrescimento clonale, tuttavia alcune di esse, appartenenti ai generi *Zostera*, *Thalassia* ed *Enhalus* (Olesen *et al.* 2004), possono raggiungere alte potenzialità di colonizzazione sulla base delle capacità riproduttive, di dispersione dei semi e del successo di reclutamento dei germogli. Appare quindi chiaro come la combinazione di una bassissima velocità di accrescimento clonale e di uno scarso successo di reclutamento dei germogli in *P. oceanica* suggeriscano che i processi di recupero, se avvengono, siano estremamente lenti, e sottolineano la fragilità delle praterie di *P. oceanica*.

La ricolonizzazione delle praterie per il genere *Posidonia* è stata documentata più volte per le specie australiane, più raramente sono documentati casi nell'ambito mediterraneo (Meinesz&Lefevre 1984, Diaz Almela *et al.* 2008, Di Carlo *et al.* 2005). La ricolonizzazione di aree tramite crescita clonale è stata documentata per praterie mono e multispecifiche nell'australia occidentale. Kendrick *et al.* (2000) documentano un recupero di 127 ha di *P. coriacea*, 15 ha rispettivamente di *P. sinuosa* e *P. australis* nell'arco di 30 anni (Success&Parmelia Bank); Meehan e West (2000) documentano un recupero di 4300 m² di prateria di *P. australis* in 25anni (Jervis Bay), stimando indirettamente un tasso di allungamento medio dei rizomi di 21±2 cm anno⁻¹ e massimo di 58 cm anno⁻¹ per questa specie. Non si registra alcun contributo da parte dei germogli ed in genere il reclutamento tramite propaguli sessuali viene considerato un evento raro per le specie in questione e la mortalità dei germogli elevata (Kuo&Kirkman ,1996), inoltre il recupero avviene sempre in tempi dell'ordine delle decadi ed interessa patch di dimensioni non superiori a 300 m² (Kendrick *et al.* 2000). In altri casi il reclutamento tramite propaguli sessuali viene considerato un processo che fornisce un importante contributo per il recupero delle praterie (Kirkman e Kuo 1990; Kendrick *et al.* 1999; Cambridge *et al.* 2002). Kirkam e

Kuo, (1990) sostengono che alcune specie del genere *Posidonia* producano grosse quantità di germogli, e che *Posidonia* (in particolare le specie del complesso *ostenfeldii*) presenti una certa abilità di colonizzazione tramite germogli, mentre viene escluso nettamente un possibile intervento dei propaguli vegetativi nel processo di ricolonizzazione, fatto che verrà poi messo in dubbio e riconsiderato da Campbell (2003). Kendrick *et al.* 1999 documentano una espansione di 10.000 m² in 21 anni di una prateria composta principalmente da *A. griffithii* e *P. coriacea* (Success Bank), tale espansione non è coerente con un modello di crescita clonale lineare (ma vedi Duarte *et al.* 1998) e suppongono il contributo del reclutamento tramite germogli, osservati in grande quantità nell'area. Cambridge *et al.* 2002 documentano il recupero di *P. australis* e *P. sinuosa* in Oyster Harbours (Australia). Il tasso di allungamento dei rizomi stimato è di 8-26 cm anno⁻¹ per *P. australis* e 8-15 cm anno⁻¹. Per *P. sinuosa*, inoltre il contributo di propaguli sessuali nella ricolonizzazione di aree completamente prive di vegetazione è documentato dal rinvenimento di germogli di alcuni anni di età che conferma il successo di questa strategia di recupero per il genere *Posidonia*.

Sulla base della nostra conoscenza, pochi casi documentano la colonizzazione o ricolonizzazione naturale di praterie di *P. oceanica* a seguito di eventi di disturbo, in genere vengono riportati casi di accrescimento clonale da patch circostanti all'area denudata, già ben sviluppate, ancora presenti nell'area che ha subito un disturbo (Diaz-Almela 2008; Gonzales-Correa *et al.* 2005, 2008; Lefevre and Meinesz, 1984). Casi di recupero di praterie di *P. oceanica* su ampie aree, totalmente denudate dalle vegetazione, sono ancora più rari ed implicano il contributo di propaguli vegetativi (Di Carlo *et al.* 2005) o sessuali (Balestri e Lardicci, 2008; Balestri *et al.* 1998). Tuttavia il recupero completo di una prateria non è stato mai osservato e si ritiene che richieda centinaia di anni (Duarte, 2002; Gonzales -Correa *et al.* 2005; Meinesz and Lefevre, 1984), specialmente se si considera il bassissimo tasso di crescita dei rizomi plagiotropi in *P. oceanica* (mean value 2cm yr⁻¹, Marbà and Duarte, 1998; 4.2cm yr⁻¹, Duarte, 1991).

1.3.3 Importanza e funzioni delle praterie di *Posidonia oceanica*

Le praterie di fanerogame marine costituiscono sistemi di elevatissima importanza per il ruolo ecologico da esse svolto all'interno dell'ambiente marino costiero. L'elevata produzione primaria netta, il ruolo di sink di carbonio negli oceani, l'aumento della biodiversità connesso alle praterie, nonché il loro ruolo nel controllo della geomorfologia costiera, solo per citarne alcuni, rendono le praterie a fanerogame uno degli ecosistemi chiave nell'ambiente marino. Le funzioni rilevanti a livello ecosistemico svolte dalle praterie derivano direttamente dalle loro funzioni fisiologiche, come la produzione primaria, la ciclizzazione dei nutrienti ed il ruolo di riserva di carbonio negli oceani. Alcune di queste funzioni si traducono direttamente e indirettamente in beni e servizi (ecosystem services) per le popolazioni umane, il cui valore economico fa sì che questi sistemi siano considerati tra quelli di maggior valore al mondo, secondi soltanto ad estuari e zone umide (Costanza *et al.* 1997). Per questo i sistemi a fanerogame marine sono stati definiti "ecological services providers" (Orth *et al.*, 2006a).

I sistemi a fanerogame sono caratterizzati da elevata biomassa (461g DW/m^2) e da una produttività tra le più elevate (2.7g DW/m^2 per day, $0.6 \times 10^{15}\text{ gC yr}^{-1}$) tra le comunità autotrofe del pianeta (Duarte e Chiscano 1999), seconda solo a quella degli ambienti umidi (5.5 g DW/m^2 per day, Whittaker 1975). Inoltre le fanerogame giocano un ruolo fondamentale nella ciclizzazione globale del carbonio e dei nutrienti: nonostante contribuiscano soltanto al 4% della produzione primaria netta totale degli oceani, sono responsabili del 30% della NPP accumulata e seppellita nei sedimenti, e dunque sottratta al ciclo di questo elemento, per questo motivo possono essere considerate dei *sink* ("pozzi, riserve") di carbonio negli oceani (Duarte e Cebrian 1996). Per comprendere a fondo il funzionamento di un ecosistema marino non è solo necessario quantificarne la produzione primaria, ma anche conoscere come questa produzione si ripartisce tra i diversi pathway di utilizzo, cioè quale sia il destino della produzione primaria. Con un modello semplice Duarte e Cebrian (1996) suddividono l'utilizzo della sostanza organica prodotta in un ecosistema marino in:

$NPP = \text{Decomposta (D)} + \text{Sottratta dagli erbivori (H)} + \text{Esportata verso altri sistemi (E)} + \text{Stoccata (S)}$ (sostanza potenzialmente stoccata nei sedimenti ed esclusa dal *pathway* di decomposizione e ciclizzazione dei nutrienti).

Per i sistemi a fanerogame $D=50.3\pm 2$ % della NPP, $H= 18.6\pm 5.3\%$, mentre il $24.3\pm 5.4\%$ (E) della produttività netta viene trasferita ai sistemi limitrofi (Duarte e Cebrian, 1996), sia sulla terraferma che in mare raggiungendo anche zone distanti e più profonde (Bay, 1978) e costituendo un'importante connessione trofica con gli altri ecosistemi; infine la quantità stoccata (S) nei sedimenti è del 15.9 ± 6.7 %. L'importanza relativa dei diversi pathways del carbonio riflette sia la natura dei produttori primari che quella dell'ambiente. Le fanerogame marine, come le mangrovie, presentano tessuti caratterizzati da una elevata concentrazione di composti strutturali, (cellulosa, lignina) poco appetibili per gli erbivori ed a minor contenuto di nutrienti rispetto alle microalghe, inoltre la sostanza organica allocata presso gli organi ipogei è situata in profondità nei sedimenti, dove le condizioni anaerobiche non permettono una decomposizione efficiente. Considerando l'intero sistema, quindi, le praterie a fanerogame rappresentano una struttura autotrofa rispetto al budget del carbonio, un sink di carbonio.

Alcuni studi (Fonseca e Koehl, 2006; Gambi *et al.*, 1990; Granata *et al.*, 2001) hanno verificato come le praterie di *P. oceanica* modifichino il campo di flusso idrodinamico delle acque. L'azione frenante che i fascicoli fogliari esercitano sul moto ondoso, produce attrito e dissipa l'energia cinetica delle acque nelle aree vegetate, determinando così una riduzione della risospensione delle particelle, un aumento della sedimentazione netta (Gacia *et al.* 1999; Terrados e Duarte 2000) e complessivamente un miglioramento della qualità delle acque, con conseguenti effetti benefici sulla prateria stessa e sulle biocenosi associate; questa capacità è proporzionale ad alcuni parametri strutturali della prateria e diminuisce al diminuire della densità dei fascicoli fogliari (Granata *et al.*, 2001).

P. oceanica svolge un ruolo importante nel controllo della geomorfologia dei litorali sabbiosi (Jeudy de Grissac e Boudouresque, 1984): lo smorzamento dell'energia del moto ondoso dovuta all'attrito con i fascicoli fogliari e la formazione della "matte" consolida e modella i fondi mobili, prevenendo la perdita di sedimento verso il largo causata dalle correnti, inoltre questo processo modifica il profilo d'equilibrio della spiaggia verso forme meno dissipative, evitando l'erosione della spiaggia emersa (pocket beach: Basterretxea *et al.* 2004), mentre la formazione delle "banquettes", cumuli di foglie senescenti staccate dalla pianta ed ammassate sulla battigia



Fig.1.3.5: In alto *banquettes* formate dal detrito vegetale di *P. oceanica* spiaggiato, sotto accumuli di egagropile, residui di fibre vegetali resistenti alla degradazione che con il continuo movimento dell'acqua si aggrovigliano ed assumono forma sferica

durante le prime mareggiate autunnali, forniscono una protezione diretta alle spiagge dall'erosione e promuovono la formazione di dune costiere (Hemminga e Nieuwenhuize, 1990) (Fig.1.3.5).

Posidonia oceanica è una specie che vive in stretto rapporto con il substrato, fortemente influenzata dal regime sedimentario, ed a sua volta è capace di modificare le caratteristiche sedimentarie dell'habitat in cui si accresce. Negli ultimi anni numerose ricerche sono state indirizzate alla comprensione delle relazioni che intercorrono tra la presenza delle praterie ed i pattern sedimentari (De Falco *et al.* 2000, 2003, 2006, 2008, Gacia *et al.* 2003). La presenza delle praterie influenza la granulometria e la composizione mineralogica dei sedimenti che si presentano arricchiti nella componente pelitica terrigena e carbonatica organogena rispetto alle aree non vegetate (De Falco *et al.* 2000).

Questi studi indicano che le praterie rappresentano non solo un "sink" della componente più sottile del sedimento, ma anche una fonte di carbonati biogenici (De Falco *et al.* 2003). Tale produzione che può costituire il 60-90% del sedimento che si deposita all'interno della prateria, può essere esportata costituendo una frazione importante del sedimento delle coste sabbiose in relazione al contesto deposizionale, contribuendo così a mantenere il bilancio sedimentario delle spiagge (fino al 90% nell'offshore - De Falco *et al.* 2003).

Il ruolo riconosciuto alle praterie di *Posidonia oceanica* nel controllo della geomorfologia costiera giustifica l'attenzione crescente dedicata a questi sistemi negli ultimi anni. All'alterazione e regressione delle praterie segue la perdita o la riduzione delle funzioni ecosistemiche ad esse associate. Il venir meno dei processi di stabilizzazione del sedimento e di protezione della linea di costa, l'alterazione del bilancio sedimentario delle spiagge ed il deterioramento della qualità delle acque complessivamente determinano la perdita di meccanismi che forniscono al sistema costiero una certa capacità omeostatica, soprattutto a fronte di eventi meteomarinari caratterizzati da elevata energia.

Wright e Jones (2006) definiscono "ecosystem engineer" quegli organismi che alterano l'ambiente abiotico modificandone la struttura fisica attraverso processi che siano indipendenti da quelli di assimilazione-escrezione, cioè prevalentemente attraverso la loro stessa struttura, in questo modo essi creano, mantengono,

e aumentano la complessità degli habitat (Wright e Jones, 2006). Fatto salvo che qualsiasi organismo modifica in una qualche misura l'ambiente in cui vive, la definizione di "ecosystem engineer" è ristretta a quei casi in cui le modificazioni dell'ambiente abiotico determinate dall'organismo sono sostanziali se rapportate ai processi puramente fisici operanti nel sistema. Le praterie a fanerogame marine ed in particolare quelle di *P. oceanica*, modificano sensibilmente l'ambiente in cui si accrescono: l'attenuazione dell'idrodinamismo in funzione della densità dei fascicoli foliari produce gradienti di condizioni fisiche quali la sedimentazione, la disponibilità di nutrienti e di luce, la temperatura delle acque (Koch, 2001). Questa varietà di condizioni ambientali all'interno della prateria e del manto foliare determina un aumento della complessità dell'habitat e si traduce nella formazione di microambienti idonei all'insediamento ed allo sviluppo di numerosi organismi non solo in termini di condizioni fisico-chimiche, ma anche di disponibilità di cibo e rifugio dai predatori. Per questo le praterie a fanerogame marine possono essere considerate habitat formers, specie che strutturano l'habitat, ed habitat engineers, specie che aumentano la complessità dell'habitat, e vengono esse stesse identificate come un habitat da proteggere (direttiva habitat 92/43/CEE). L'enorme quantità di tessuto vegetale delle praterie diventa quindi la base strutturale per lo sviluppo di popolamenti produttivi e biodiversificati, caratterizzati dalla presenza di specie esclusive, rare, protette e di importanza ricreativa e commerciale. Inoltre le praterie rappresentano aree di nursery per i giovanili di specie di pesci ed invertebrati (Green e Short, 2003) (Fig.1.3.6). Data la complessità strutturale dei posidonieti, gli organismi che popolano le praterie vengono distinti in categorie, in relazione al comparto del sistema in cui vivono: infauna (i), costituita da organismi che vivono all'interno del sedimento o nella *matte*; epifiti o epibenthos (ii), comprendenti organismi, vegetali ed animali sia sessili, cioè incapaci di movimento, che vivono attaccati alle foglie o ai rizomi della pianta, che vagili, cioè capaci di movimento anche se piuttosto limitato e comunque strettamente associati alla superficie della pianta; fauna vagile (iii) associata in maniera meno stretta alla prateria e liberi di muoversi all'interno della prateria o al di sopra dei fasci (fauna ittica). Si riportano alcuni esempi di specie associate alla prateria, ma per una descrizione più completa si rimanda ad altri testi (i.e. Quaderni Habitat 19 – Praterie a fanerogame marine).

cereoides, *Miriapora truncata* (Fig.1.3.9). Tra i foraminiferi *Miniacina miniacina* (Fig.1.3.9), i poriferi (spugne) *Leucosolenia botryoides*, *L. variabilis*, *Sycon raphanus*, *Calyx nicaeensis*. Tra gli antozoi l'attinia urticante *Alicia mirabilis*, la gorgonia *Eunicella singularis* e la madrepora coloniale *Cladocora cespitosa*, alcuni policheti e cirripedi, infine tra gli ascidiacei *Aplidium conicum*, *Diplosoma listerianum*, *Didemnum fulgens* ecc., tra gli ascidiacei *Pseudodistoma obscurum* (Fig.1.3.9).

La fauna bentonica vagile comprende soprattutto molluschi, crostacei, anellidi policheti, ed in misura minore nematodi, plattelminti ed echinodermi. La fauna vagile associata allo strato foliare comprende molluschi gasteropodi come *Rissoa variabilis*, *R. ventricosa*, *R. violacea*, *Alvania discors*, *A. lineata*, *Gibbula ardens*, *G. umbilicalis*, *Tricolia speciosa*, *Jujubinus exasperatus*, trochidi e turbinidi, sono presenti anche nudibranchi (molluschi privi di conchiglia) come *Petalifera petalifera* (Fig.1.3.10). Tra i molluschi cefalopodi natanti si trovano *Sepia officinalis*, e sepiole (Fig.1.3.11a). I crostacei sono rappresentati da anfipodi (e.g. *Dexamine spinosa*), peracaridi misidiacei (i.e. *Sirella clausii*), decapodi (*Palaemon spp*, *Hyppolyte spp*) ed isopodi (i.e. *Idotea hectica*) (Fig.1.3.10). Tra gli echinodermi si trova l'asteroide *Asterina pancerii* e *Paracentrotus lividus* (Fig.1.3.11a), il crinoide o gliglo di mare *Antedon mediterranea*. La fauna vagile associata ai rizomi comprende organismi di maggiori dimensioni e forme meno specializzate che si ritrovano anche su fondo mobile. I molluschi comprendono specie presenti già nello strato foliare che si spostano tra rizomi e foglie durante il giorno, e forme di maggiori dimensioni come



Fig.1.3.7: Il bivalve *Pinna nobilis*: a sinistra esemplari adulti, a destra giovanili (da Luque e Templado, 2004).

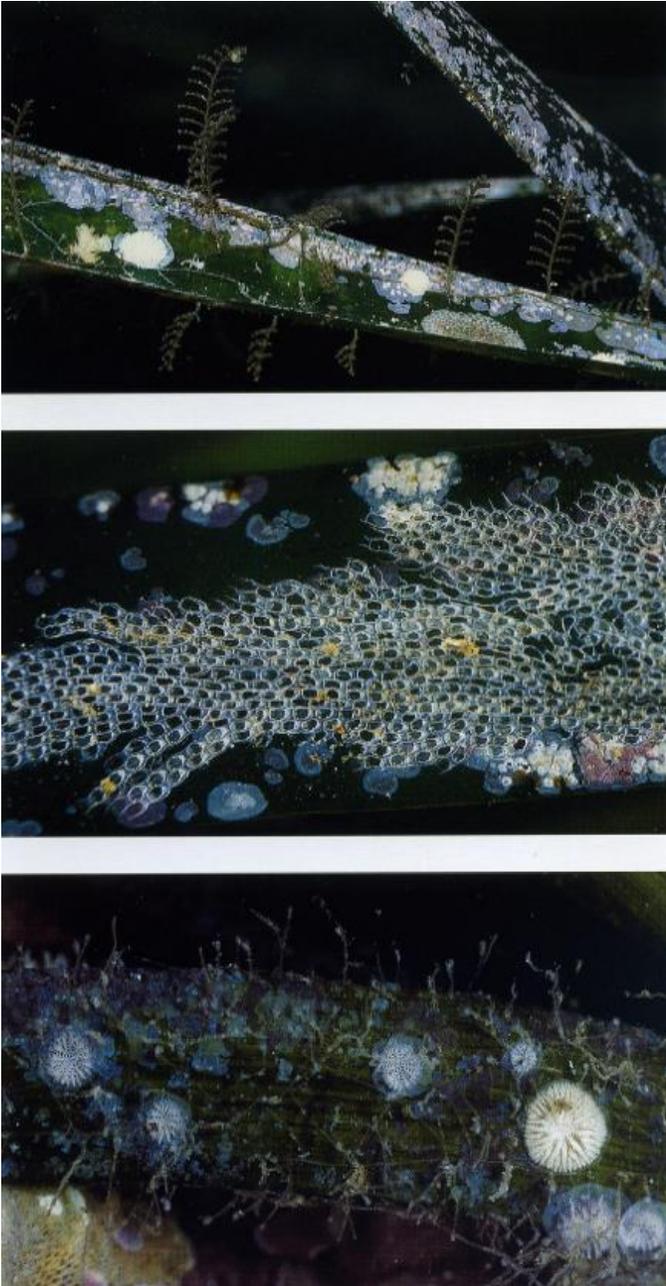


Fig.1.3.8: Fauna sessile associata alle foglie. Dall'alto l'idroide *Aglaophenia harpago*, al centro i briozoi *Electra posidonie* e *Lichenopora radiata*, in basso l'idroide *Obelia dichotoma* (da Luque e Templado, 2004).



Fig.1.3.9: Fauna sessile associata a foglie e rizomi. Dall'alto in senso orario: l'idroide *Sertularia perpusilla*, l'ascidia coloniale *Pseudistoma obscurum*, il briozoo *Mirapora truncata*, il foraminifero *Miniacina miniacina* (contributi da Luque e Templado, 2004).



Fig. 1.3.10: Fauna vagile associata alle foglie. Dall'alto in senso orario: *Hippolite inermis*, a sinistra della foglia, e *Opeatogenys gracilis* a destra. Il crostaceo *Palaemon* sp.. L'isopode *Idotea ectica*. L'opistobranco *Petalifera petalifera*. I gasteropodi *Tricolia speciosa* e *Jujubinux exasperatus* (da Luque e Templado, 2004).



Fig. 1.3.11a: Fauna vagile associata alle foglie. Dall'alto in senso orario l'asteroide *Asterina panceri*, il cefalopode *Sepia officinalis*, e il riccio di mare comune *Paracentrotus lividus* (da Luque e Templado, 2004).



Fig. 1.3.11b: Fauna vagile associata ai rizomi: a sinistra *Octopus macropus*, a destra *Holothuria tubulosa* (da Luque e Templado, 2004).

Cerithiopsis tubercularis, specie di fondi duri come *Haliotis tuberculata* (orecchia di mare), cipree come *Luria lurida* e *Erosaria spurca*. Tra i cefalopodi si ritrovano *Octopus vulgaris* ed *Octopus macropus* (Fig.1.3.11b). Tra i crostacei gli isopodi *Cleantis prismatica*, frequentissimi gli echinodermi, per lo più ricci (*Paracentrotus lividus*, *Sphaerenchinus granularis* ed oloturie (*Holothuria polii* e *H. tubulosa*) (Fig.1.3.11b), occasionalmente le stelle marine *Echinaster sepositus*, *Marthasterias glacialis*, *Ophidiaster ophidianus*.

Numerosi studi sono stati condotti al fine di confrontare l'abbondanza e la diversità delle specie tra i sistemi a fanerogame marine e gli altri ecosistemi bentonici costieri e sebbene risulti che le praterie presentino una biodiversità più elevata rispetto ad aree non vegetate, i risultati rispetto ad altri ecosistemi come mangrovieti, popolamenti algali e paludi salmastre non sono altrettanto netti. Inoltre i popolamenti associati ad una prateria non sono un attributo fisso di una specie o dell'insieme delle specie che costituiscono la prateria, ma piuttosto variano in funzione delle condizioni ambientali (fisico-chimiche) locali e dell'approvvigionamento di larve e giovanili verso il letto, e con essi la biodiversità e l'importanza del sistema.

Per quanto concerne i popolamenti ittici, le specie vengono distinte in residenti permanenti, residenti temporanei, visitatori regolari e visitatori occasionali. Le ragioni per cui si ritrovano popolamenti più abbondanti e diversificati nelle praterie piuttosto che sul substrato non vegetato sono generalmente attribuite alla funzione di foraggiamento (predazione o pascolamento) e rifugio (rifugio dai predatori, sito di riproduzione, area di nursery) delle praterie. Questa varietà di usi che la fauna ittica può fare delle praterie è alla base del grande numero di specie la cui presenza è legata ai posidonieti, e spiega come le praterie di *Posidonia oceanica* contribuiscano in modo essenziale al mantenimento della biodiversità. La prateria nella maggior parte dei casi non costituisce essa stessa una fonte diretta di sostanza organica, al contrario lo sono invertebrati come crostacei planctonici ed epibionti, o anche piccoli pesci residenti nelle praterie. La complessità dell'habitat è importante per assicurare rifugio ai predatori: la densità dei fascicoli fogliari risulta essere inversamente proporzionale al successo di foraggiamento dei predatori (Gotceitas e Colgan, 1989) (Hemminga e Duarte, 2000).

Le praterie a fanerogame svolgono notoriamente funzione di nursery all'interno del sistema marino costiero. Per molte specie di pesci ossei la riproduzione avviene in ambiente pelagico ed a seguito di uno sviluppo larvale planctonico si ha l'insediamento dei giovanili nelle praterie. I giovanili, dopo alcune settimane o mesi di sviluppo, raggiungono una lunghezza critica e si muovono verso altri habitat. Per le praterie di *P. oceanica*, sembra che la funzione di nursery sia svolta soprattutto da praterie superficiali (Francour 1997).

L'utilizzo che le specie fanno dell'habitat *P. oceanica* determina anche il fatto che queste specie occupino posizioni differenti nelle praterie. È possibile distinguere specie che popolano la colonna d'acqua, al di sopra del manto foliare, specie che nuotano poco sopra o all'interno del manto, e specie che si posizionano alla base delle piante, sui rizomi o sul substrato su cui la pianta stessa si insedia.

Tra le specie della colonna d'acqua si annoverano castagnole (*Chromis chromis*)(Fig.1.3.13), zeri (*Spicara smaris*), menole (*Spicara maena*)(Fig.1.3.13), boghe (*Boops boops*), occhiate (*Oblada melanura*). Il dentice (*Dentex dentex*) è la specie di maggiori dimensioni che si ritrova al di sopra del manto foliare, altri grandi predatori sono il barracuda (*Sphyraena viridensis* e *S. sphyraena*), le ricciole (*Seriola dumerili*) e le spigole o branzini (*Dicentrarchus labrax*). Tra le specie che vivono tra le foglie o poco al di sopra di esse ricordiamo numerose specie di tordi: il tordo nero (*Labrus merula*) il tordo marvizzo (*Labrus viridis*), il tordo pavone (*Symphodus tinca*), il tordo ocellato (*Symphodus ocellatus*)(Fig.1.3.12). Molto comuni la donzella (*Coris julis*) e soprattutto nelle aree più meridionali, la donzella pavonina (*Thalassoma pavo*) (Fig.1.3.14). Tra gli sparidi sono presenti la salpa (*Sarpa salpa*) (Fig.1.3.13), i saraghi, soprattutto lo sparaglione (*Diplodus annularis*) (Fig.1.3.13), il pizzuto (*D. puntazzo*), il maggiore (*D. sargus*) ed il fasciato (*D. vulgaris*), l'orata (*Sparus auratus*) ed il pagello fragolino (*Pagellus erythrinus*). Sono presenti la corvina (*Sciaena umbra*), e tra i serranidi, la cernia bruna (*Epinephelus marginatus*). Anche le triglie di scoglio (*Mullus surmuletus*) e di fango (*Mullus barbatus*) frequentano gli habitat della prateria o confinanti. Tra i visitatori notturni, che entrano nella prateria alla ricerca di prede, vi sono il grongo (*Conger Conger*) e la murena (*Muraena helena*). Strettamente associati ai fasci foliari o al substrato si ritrovano alcuni gobiesocidi detti succiascoglio (*Lepadogaster candollei* e *Opeatogenys gracilis*), gli scorfani (*Scorpaena porcus*, *S. notata*, *S. scrofa*), i ghiozzi (*Gobius geniporus*, *G.*

cruentatus) (Fig.1.2.14), i blennidi, detti bavose, (*Parablennius gattoruggine*). Alcune specie ittiche evolutesi sulla base dell'associazione con *P. oceanica* sono i pesci ago (*Syngnatus acus* e *S. typhle*)(Fig.1.2.12), in grado di mimetizzarsi per forma e colore con le foglie di *Posidonia oceanica*. Infine nelle praterie si ritrovano anche i cavallucci di mare (*Hippocampus spp*) (Fig.1.2.12).



Fig.1.3.12: Fauna ittica associata alle praterie di *P. oceanica*. Dall'alto in senso orario: *Hippocampus hippocampus*, *Symphodus rostratus*, *Symphodus tinca*, *Labrus merula*, *Labrus viridis*, *Symphodus cinereus* e *Sygnathus typhle* (modificato da Luque e Templado, 2004).



Fig.1.3.13: Fauna ittica associata alla prateria. Dall'alto in senso orario: *Chromis Cromis*, *Sarpa Salpa*, *Spicara maena*, *Diplodus annularis*. (modificato da Luque e Templado, 2004)



Fig.1.3.14: Fauna ittica associata alla prateria: a sinistra *Gobius geniporus*, a destra *Scorpaena porcus*. (modificato da Luque e Templado, 2004)

1.4 Letteratura citata

- Alcoverro, Duarte, *et al.* (1995) Annual growth dynamics of *Posidonia oceanica*: contribution of large-scale versus local factors to seasonality. *Marine Ecology-Progress Series*, **120**, 203-210.
- Alcoverro, T., M. Manzanera, *et al.* (2000) Nutrient mass balance of the seagrass *Posidonia oceanica*: the importance of nutrient retranslocation. *Marine Ecology-Progress Series*, **194**, 13-21.
- Alcoverro, T., J. Romero, *et al.* (1997) Spatial and temporal variations in nutrient limitation of seagrass *Posidonia oceanica* growth in the NW Mediterranean. *Marine Ecology-Progress Series*, **146**(1-3), 155-161.
- Balestri, E. (2004) Flowering of the seagrass *Posidonia oceanica* in a north-western Mediterranean coastal area: temporal and spatial variations. *Marine Biology*, **145**(1), 61-68.
- Balestri, E., S. Gobert, *et al.* (2009) Seed nutrient content and nutritional status of *Posidonia oceanica* seedlings in the northwestern Mediterranean Sea. *Marine Ecology-Progress Series*, **388**, 99-109.
- Balestri, E., C. Lardicci (2008) First evidence of a massive recruitment event in *Posidonia oceanica*: Spatial variation in first-year seedling abundance on a heterogeneous substrate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **76**(3), 634-641.
- Balestri, E., L. Piazzì, *et al.* (1998) Survival and growth of transplanted and natural seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in a damaged coastal area. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **228**(2), 209-225.
- Basterretxea, G., A. Orfila, *et al.* (2004) Seasonal Dynamics of a Microtidal Pocket Beach with *Posidonia Oceanica* Seabeds (Mallorca, Spain). *Journal of Coastal Research*, **20**(4), 1155-1164.
- Borg, J.A., M.J. Attrill, *et al.* (2005) Architectural characteristics of two bed types of the seagrass *Posidonia oceanica* over different spatial scales. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **62**(4), 667-678.
- Cabaco, S., R. Santos, *et al.* (2008) The impact of sediment burial and erosion on seagrasses: A review. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **79**(3), 354-366.
- Cambridge, M.L., G.R. Bastyan, *et al.* (2002) Recovery of *Posidonia* meadows in oyster harbour, southwestern Australia. *Bulletin of Marine science*, **71**(3), 1279–1289.

- Campbell, M.L. (2003) Recruitment and colonisation of vegetative fragments of *Posidonia australis* and *Posidonia coriacea*. *Aquatic Botany*, **76**(2), 175-184.
- Cancemi, G., G. De Falco, *et al.* (2003) Effects of organic *matter* input from a fish farming facility on a *Posidonia oceanica* meadow. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **56**, 961-968.
- Costanza, R., R. d'Arge, *et al.* (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**(6630), 253-260.
- De Falco, G., M. Baroli, *et al.* (2006) Sediment Analysis Evidences Two Different Depositional Phenomena Influencing Seagrass Distribution in the Gulf of Oristano (Sardinia, Western Mediterranean). *Journal of Coastal Research*, **22**(5), 1043-1050.
- De Falco, G., S. Ferrari, *et al.* (2000) Relationship between sediment distribution and *Posidonia oceanica* seagrass. *Geo-Marine Letters*, **20**(1), 50-57.
- De Falco, G., S. Simeone, *et al.* (2008) Management of beach-cast *Posidonia oceanica* seagrass on the island of Sardinia (Italy, Western Mediterranean). *Journal of Coastal Research*, **24**(4C), 69-75.
- Di Carlo, G., F. Badalamenti, *et al.* (2005) Colonisation process of vegetative fragments of *Posidonia oceanica* (L.) Delile on rubble mounds. *Marine Biology*, **147**(6), 1261-1270.
- Diaz-Almela, E., N. Marbà, *et al.* (2006) Patterns of seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering in the Western Mediterranean. *Marine Biology*, **148**(4), 723-742.
- Diaz-Almela, E., N. Marbà, *et al.* (2008) Patch dynamics of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: Implications for recolonisation process. *Aquatic Botany*, **89**(4), 397-403.
- Duarte, C.M. (1991) Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Marine Ecology-Progress Series*, **77**, 289-300.
- Duarte, C.M. (2002) The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, **29**(2), 192-206.
- Duarte, C.M., J. Cebrian (1996) The Fate of Marine Autotrophic Production. *Limnology and Oceanography*, **41**(8), 1758-1766.

- Duarte, C.M., C.L. Chiscano (1999) Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic Botany*, **65**(1-4), 159-174.
- Duarte, C.M., J.W. Fourqurean, *et al.* (2006) Dynamics of Seagrass Stability and Change. In: A.W.D. Larkum, R.J. Orth & C.M. Duarte (Eds). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands: 271-294.
- Fonseca, M.S., M.A.R. Koehl (2006) Flow in seagrass canopies: The influence of patch width. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **67**(1-2), 1-9.
- Francour, P. (1997) Fish assemblages of *Posidonia oceanica* beds at Port-Cros (France, NW Mediterranean): Assessment of composition and long-term fluctuations by visual census. *Marine Ecology*, **18**(2), 157-173.
- Gacia, E., Duarte, C.M., *et al.* (2003) Sediment deposition and production in SE-Asia seagrass meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **56**(5-6), 909-919.
- Gacia, E., O. Invers, *et al.* (2007) Impact of the brine from a desalination plant on a shallow seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **72**(4), 579-590.
- González-Correa, J.M., J.T. Bayle, *et al.* (2005) Recovery of deep *Posidonia oceanica* meadows degraded by trawling. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **320**(1), 65-76.
- González-Correa, J.M., Y.F. Torquemada, *et al.* (2008) Long-term effect of beach replenishment on natural recovery of shallow *Posidonia oceanica* meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **76**(4), 834-844.
- Gotceitas, V., P. Colgan (1989) Predator foraging success and habitat complexity: quantitative test of the threshold hypothesis. *Oecologia*, **80**(2), 158-166.
- Granata, T.C., T. Serra, *et al.* (2001) Flow and particle distributions in a nearshore seagrass meadow before and after a storm. *Marine Ecology-Progress Series*, **218**, 95-106.
- Guidetti, P., M. Lorenti, *et al.* (2002) Temporal Dynamics and Biomass Partitioning in Three Adriatic Seagrass Species: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*. *Marine Ecology PSZN*, **23**(1), 51-67.
- Pergent, G., Boudouresque, C.F., *et al.* (1989) Cyclic Changes along *Posidonia oceanica* Rhizomes (Lepidochronology): Present State and Perspectives. *Marine Ecology PSZN*, **10**(3), 221-230.

- Invers, O., M. Perez, *et al.* (2002) Seasonal nitrogen speciation in temperate seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **273**(2), 219-240.
- Kendrick, G.A., J. Eckersley, *et al.* (1999) Landscape-scale changes in seagrass distribution over time: a case study from Success Bank, Western Australia. *Aquatic Botany*, **65**(1-4), 293-309.
- Kendrick, G.A., B.J. Hegge, *et al.* (2000) Changes in Seagrass Cover on Success and Parmelia Banks, Western Australia Between 1965 and 1995. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **50**(3), 341-353.
- Kendrick, G.A., N. Marbà, *et al.* (2005) Modelling formation of complex topography by the seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **65**(4), 717-725.
- Kirkman, H., J. Kuo (1990) Pattern and process in southern Western Australian seagrasses. *Aquatic Botany*, **37**(4), 367-382.
- Koch, E.W. (2001) Beyond Light: Physical, Geological, and Geochemical Parameters as Possible Submersed Aquatic Vegetation Habitat Requirements. *Estuaries*, **24**(1), 1-17.
- Lepoint, G., S. Millet, *et al.* (2002) Annual nitrogen budget of the seagrass *Posidonia oceanica* as determined by in situ uptake experiments. *Marine Ecology-Progress Series*, **237**, 87-96.
- Lo Iacono, C., Mateo, M.A., Gràcia, E., Guasch, L., Carbonell, R., Serrano, L., Serrano, O., Danobeiti, J. (2008) Very high-resolution seismo-acoustic imaging of seagrass meadows (Mediterranean Sea): Implications for carbon sink estimates. *Geophysical Research Letters*, L18601.
- Luque, A.A., Templado, J. (coords.) (2004) *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 336 pp.
- Manzanera, M., Pérez, M., *et al.* (1998) Seagrass mortality due to oversedimentation: an experimental approach. *Journal of Coastal Conservation*, **4**(1), 67-70.
- Marbà, N., C.M. Duarte (2003) Scaling of ramet size and spacing in seagrasses: implications for stand development. *Aquatic Botany*, **77**(2), 87-98.
- Marbà, N., Hemminga, M.A., *et al.* (2002) Carbon and nitrogen translocation between seagrass ramets. *Marine Ecology-Progress Series*, **226**, 287-300.

- Marbà, N., C.M. Duarte (1998) Rhizome elongation and seagrass clonal growth. *Marine Ecology-Progress Series*, **174**, 269-280.
- Mateo, M.A., J. Romero, *et al.* (1997) Dynamics of Millenary Organic Deposits Resulting from the Growth of the Mediterranean Seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **44**(1), 103-110.
- Meehan, A.J., R.J. West (2000) Recovery times for a damaged *Posidonia australis* bed in south eastern Australia. *Aquatic Botany*, **67**(2), 161-167.
- Molinier R., Picard, J., 1952. Recherches sur les herbiers de Phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Ann. Inst. océanogr.* **27**(3): 157-234.
- Olesen, B., N. Marba, *et al.* (2004) Recolonization dynamics in a mixed seagrass meadow: The role of clonal versus sexual processes. *Estuaries and Coasts*, **27**(5), 770-780.
- Orth, R.J., T.J.B. Carruthers, *et al.* (2006) A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *BioScience*, **56**(12), 987-996.
- Pasqualini, V., C. Pergent-Martini, *et al.* (1999) Environmental impact identification along the Corsican coast (Mediterranean sea) using image processing. *Aquatic Botany*, **65**(1-4), 311-320.
- Pedersen, M.F., Duarte, C.M., *et al.* (1997) Rates of changes in organic matter and nutrient stocks during seagrass *Cymodoceanodosa* colonization and stand development. *Marine Ecology-Progress Serie* 29-36.
- Pérez, M., J. Romero (2009) Preliminary Data on Alkaline Phosphatase Activity Associated with Mediterranean Seagrasses. *Botanica Marina*, **36**(6), 499-502.
- Ruiz, J.M., J. Romero (2001) Effects of in situ experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology-Progres Series*, **215**, 107-120.
- Ruiz, J.M., M. Pérez, *et al.* (2001) Effects of Fish Farm Loadings on Seagrass (*Posidonia oceanica*) Distribution, Growth and Photosynthesis. *Marine Pollution Bulletin*, **42**(9), 749-760.
- Sintes, T., N. Marbà, *et al.* (2006) Modeling nonlinear seagrass clonal growth: Assessing the efficiency of space occupation across the seagrass flora. *Estuaries and Coasts*, **29**(1), 72-80.
- Terrados, J., J. Borum, *et al.* (1999) Nutrient and mass allocation of South-east Asian seagrasses. *Aquatic Botany*, **63**(3-4), 203-217.

- Terrados, J., C.M. Duarte (2000) Experimental evidence of reduced particle resuspension within a seagrass (*Posidonia oceanica* L.) meadow. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **243**(1), 45-53.
- Touchette, B.W., J.M. Burkholder (2000) Review of nitrogen and phosphorus metabolism in seagrasses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **250**(1-2), 133-167.
- Vidondo, B., C.M. Duarte, *et al.* (1997) Dynamics of a landscape mosaic: size and age distributions, growth and demography of seagrass *Cymodocea nodosa* patches. *Marine Ecology-Progres Series*, **158**, 131-138.
- Wright, J.P., C.G. Jones (2006) The Concept of Organisms as Ecosystem Engineers Ten Years on: Progress, Limitations, and Challenges. *BioScience*, **56**(3), 203-209.
- Waycott, M., e Les D.H., (2000) Current perspective on marine angiosperm evolution. *Biologia Marina Mediterranea*, **7**, 160-163.
- Whittaker, R.H., 1975. *Communities and Ecosystems*, 2nd ed. Macmillan, London.

Capitolo II

La regressione delle praterie di fanerogame marine: impatti meccanici, misure di mitigazione e protezione



2.1 La regressione delle praterie di fanerogame marine

L'aumento esponenziale della popolazione umana che vive nelle aree costiere e il conseguente incremento delle pressioni antropiche sull'ecosistema marino costiero è ritenuto responsabile del 70% dei casi di regressione delle praterie di fanerogame marine a livello globale (Hemminga e Duarte 2000). È stato stimato che la regressione annuale delle praterie di fanerogame marine è del 2-5% a livello mondiale (Duarte *et al.* 2008), mentre nel Mediterraneo occidentale (Italia, Francia, Spagna) si calcola che vi sia stata una regressione del 30/40% delle praterie di *P. oceanica* negli ultimi 20-30 anni (Airoldi e Beck, 2007) e che la densità dei fascicoli foliari sia diminuita del 50% in poche decadi, con le maggiori perdite tra i 10 ed i 20 m (EUCC 1998). Tuttavia queste cifre risentono di una limitata prospettiva storica nella valutazione dell'entità della perdita degli habitat, dovuta al fatto che tale perdita è valutata in relazione ad una linea di base molto recente, risalente spesso agli ultimi 30-40 anni, mentre il degrado e la perdita di molti sistemi chiave ha avuto origine virtualmente ben prima del 1900, e spesso non c'è possibilità di valutare e riconoscere il risultato di secoli di impatti (Airoldi e Beck, 2007).

Short & Wyllie-Echeverria (1996) definiscono disturbo qualsiasi evento naturale o indotto dall'uomo che alteri in maniera misurabile la disponibilità di risorse o in genere le condizioni ambientali in modo tale da generare una risposta negativa negli organismi. Tale risposta si traduce in una perdita o degrado degli ecosistemi che costituisce l'impatto.

2.2 Impatti prodotti da attività antropiche sulla pianta e sulle praterie di fanerogame marine

Le fonti di disturbo delle praterie di fanerogame marine possono essere di origine naturale o antropica. Le prime comprendono eventi geologici, meteorologici, interazioni biologiche come infezioni, erbivoria (mega-erbivori, non presenti in Mediterraneo, o esplosioni di popolazione di meso-erbivori, come i ricci di mare, possono determinare la perdita di praterie), bioturbating (Preen *et al.*, 1995; Campbell e MacKenzie, 2004). Gli impatti determinati dalle attività antropiche possono essere distinti in impatti meccanici diretti, che risultano in una rimozione parziale o totale delle praterie o nel loro seppellimento, ed impatti indiretti, cioè attività antropiche che comportano una alterazione delle condizioni chimico-fisiche dell'habitat al di là dei limiti di

tolleranza delle specie e determinano anch'esse il degrado e la regressione delle praterie. La costruzione di infrastrutture lungo i litorali (Ruiz e Romero, 2003), le operazioni di dragaggio finalizzate alla realizzazione di porti (Pasqualini *et al.*, 1999; De Falco *et al.*, 2006), al mantenimento di canali navigabili ed al posizionamento di condotte sottomarine (Badalamenti *et al.*, 2006; Badalamenti *et al.*, in prep.), l'estrazione di sabbie (Gambi *et al.*, 2005), i ripascimenti costieri (Gonzales-Correa *et al.*, 2008; 2009; Guidetti, 2001), gli ancoraggi (Milazzo *et al.*, 2005; Francour *et al.*, 1999; Montefalcone *et al.*, 2008, Lloret *et al.*, 2008), la pesca a strascico (Gonzales-Correa *et al.*, 2005) e, nei casi più estremi, quella con la dinamite (Kirkman e Kirkman, 2000), sono tra le attività antropiche che implicano una parziale o totale rimozione diretta delle praterie o il loro seppellimento. Tra le fonti che producono impatti indiretti vi sono gli scarichi urbani ed industriali (Peres e Picard, 1975), gli impianti di acquacoltura (Cancemi *et al.*, 2003, Delgado *et al.*, 1999; Ruiz *et al.*, 2001, 2010; Apostolaki *et al.*, 2009; Terlizzi *et al.*, 2010) ed i dissalatori (Fernandez-Torquemada e Sanchez-Lisazo, 2005; Fernandez-Torquemada *et al.*, 2005; Gacia *et al.*, 2007; Ruiz *et al.*, 2009), che determinano un aumento del carico organico e di nutrienti, una riduzione della trasparenza delle acque, nonché un aumento della salinità a livello locale, innescando processi di eutrofizzazione; anche la costruzione di strutture perpendicolari alla costa può determinare un'alterazione delle dinamiche sedimentarie ed il seppellimento delle praterie mentre l'incremento dell'apporto di sedimento sottile dall'entroterra e la sua continua risospensione (*silting*) causano una riduzione della trasparenza delle acque.

L'eutrofizzazione è considerata la principale causa di declino delle praterie di fanerogame marine a livello mondiale (Short e Willye-Echeverria, 1996). Lo sversamento di reflui civili ed industriali sottocosta, l'acquacoltura, il drenaggio delle acque piovane sui terreni agricoli sottoposti a fertilizzazione costituiscono fonti di nutrienti e sostanza organica che possono innescare processi di eutrofizzazione. Le praterie esposte ad eutrofizzazione mostrano in genere uno o più dei seguenti sintomi: bassa densità dei fascicoli foliari, basso indice di area foliare, minore biomassa, minore compattezza della *matte*, aumento della quantità di epifiti foliari e aumento dell'incidenza dell'erbivoria rispetto a praterie di controllo (Delgado, 1999; Tomasko e Lapointe, 1991; Ruiz *et al.*, 2001; Cancemi *et al.*, 2003; Apostolaki *et al.*, 2009; Terlizzi *et al.*, 2010).

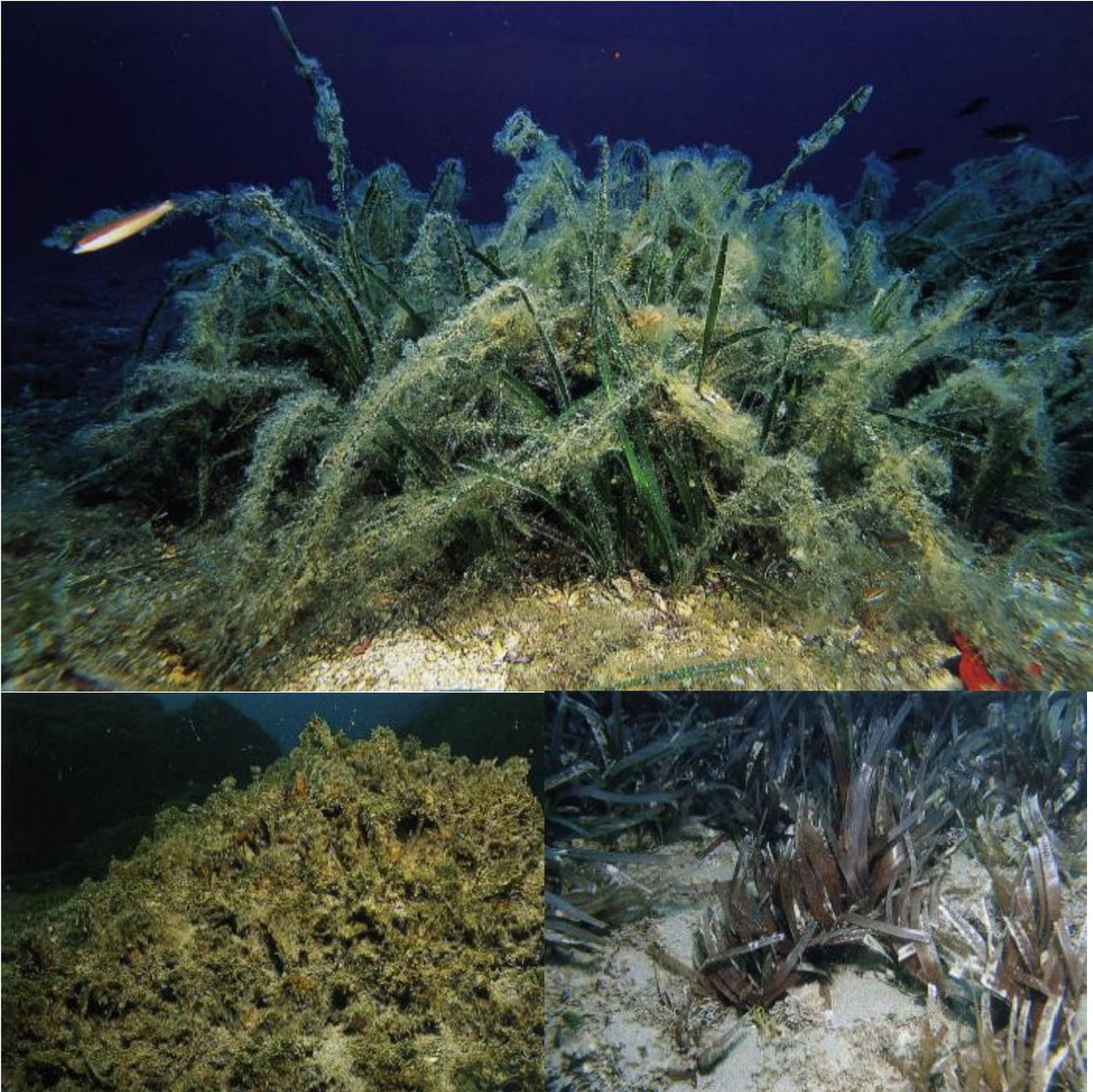


Fig. 2.2.1: In alto prateria di *P. oceanica* su cui proliferano alghe epifite mucillaginose, probabilmente *Acinetospora vidovichii*. In basso a sinistra, *matte* morta ed a destra foglie morte.

L'incremento della quantità di nutrienti nella colonna d'acqua può determinare infatti la proliferazione di fitoplancton, macroalghe, ed epifiti foliari con un conseguente incremento della torbidità delle acque ed una complessiva riduzione della quantità di luce che raggiunge i tessuti fotosintetizzanti della pianta. Inoltre i nitrati

in concentrazioni elevate possono causare saturazione dei nutrienti, diminuzione della concentrazione dei carboidrati di riserva, tossicità e perdita di vitalità degli apici vegetativi (Invers *et al.*, 2004). Il processo di eutrofizzazione e l'input di sostanza organica interessano non solo la colonna d'acqua ma anche i sedimenti: l'incremento della concentrazione di sostanza organica determina la riduzione del potenziale redox nei sedimenti, innescando condizioni di anossia, la richiesta di ossigeno da parte delle radici può aumentare di conseguenza ed interferire con il metabolismo dell'azoto così come può determinare la produzione di composti dello zolfo tossici per i tessuti ipogei della pianta (Delgado *et al.*, 1999, Terrados *et al.*, 1999). A causa dell'accumulo di sostanza organica nei sedimenti e della possibilità che i nutrienti vengano rimineralizzati e rimessi in circolo per anni dopo la cessazione dell'input di sostanza organica, è molto difficile che il recupero di praterie avvenga in ambienti dove si è determinata eutrofizzazione.

2.3 Impatti meccanici: dragaggi, ancoraggi, ripascimenti. Effetti diretti ed indiretti. Limiti di tolleranza di *P. oceanica* in relazione all'alterazione delle condizioni fisico-chimiche dell'habitat (disponibilità di luce, seppellimento, potenziale redox e solfuri nei sedimenti)

Tra le fonti di disturbo antropiche che possono provocare il danneggiamento meccanico delle praterie di fanerogame marine vi sono gli ancoraggi delle imbarcazioni, la pesca a strascico, gli interventi di dragaggio ed i ripascimenti costieri (Fig.2.3.1).

Gli effetti degli ancoraggi sulle praterie di *P. oceanica* sono stati investigati soprattutto in relazione alle imbarcazioni da diporto (Francour *et al.* 1999; Milazzo *et al.*, 2004; Ganteaume *et al.*, 2005; Montefalcone *et al.*, 2008; Lloret *et al.*, 2008). È stato valutato sperimentalmente che durante un ciclo di ancoraggio (blocco e ritiro) vengono distrutti mediamente 34 rizomi, specie in presenza di *matte* poco compatta e in zone in cui già è presente erosione dei rizomi inoltre la copertura della prateria, la densità media dei fascicoli foliari, ed il grado di frammentazione della prateria è positivamente correlata con una moderata pressione di ancoraggio (Francour *et al.* 1999; Montefalcone *et al.*, 2008). L'effetto della tipologia di ancora utilizzata (Hall, Danforth e rampino pieghevole), dell'utilizzo di catene o corde e l'impatto prodotto da ciascuna fase dell'ancoraggio



Fig.2.3.1: Impatti meccanici su praterie di *P. oceanica*. In alto: dragaggi ed a destra la prateria di Capo Feto dopo l'escavazione della trincea. Al centro a sinistra ancoraggi e a destra una rete a strascico impigliata nelle barriere artificiali di protezione. In basso a sinistra: pescata a strascico e a destra una rete impigliata nella prateria.

(calata dell'ancora, blocco e ritiro dell'ancora) è stato valutato da Milazzo et al (2004). La fase maggiormente distruttiva è quella del ritiro dell'ancora, con numero massimo di rizomi dislocati o sradicati di $4.7 (\pm 1.7)$, l'impatto prodotto dal rampino pieghevole è maggiore rispetto a quello prodotto da ancore di tipo Danforth, mentre l'impatto minore è prodotto da ancore di tipo Hall (Milazzo *et al.*, 2004). L'implementazione di

programmi di educazione per turisti e diportisti volte alla diffusione di pratiche di ancoraggio corrette per le piccole imbarcazioni insieme alla restrizione dell'ancoraggio o l'utilizzo di boe d'ormeggio per imbarcazioni più grandi sono suggerite come strategie di gestione per minimizzare l'impatto degli ancoraggi sulle praterie di *P. oceanica* (Milazzo *et al.*, 2004). In un successivo studio viene valutata con ancoraggi sperimentali l'entità del danno prodotto ed il recupero delle zone impattate a distanza di un anno (Ceccarelli *et al.*, 2007). Il danno prodotto sulla prateria è significativamente maggiore dove la compattezza della *matte* è minore, produce un decremento del numero di foglie per fascico foliare e della densità dei fascicoli foliari a livello locale; il numero di rizomi dislocati o estirpati è compreso tra 7.00 (± 0.68) e 13.80 (± 2.24). A distanza di un anno dall'impatto il numero di foglie per fascio è l'unica variabile fenologica che recupera mentre la lunghezza delle foglie e la densità dei fascicoli foliari resta più basso rispetto ai siti di controllo (Ceccarelli *et al.*, 2007).

Le attività di dragaggio in ambiente marino costiero sono necessarie principalmente per la realizzazione ed il mantenimento di strutture portuali e di canali navigabili, per l'estrazione di sabbie e per la posa di condotte sottomarine. I casi documentati in letteratura scientifica di impatti dovuti ad attività di dragaggio su praterie di fanerogame marine sono ad oggi una cinquantina, tuttavia molti altri casi si trovano in letteratura grigia, in rapporti relativi a studi di impatto ambientale ed in documenti confidenziali l'accesso ai quali è limitato (Erftemeijer e Lewis, 2006).

Gli impatti riportati variano da pochi ettari a decine di migliaia di ettari di praterie perse in conseguenza delle attività di dragaggio (Onuf, 1994). L'estensione degli impatti non è semplicemente funzione della dimensione dell'area interessata dal dragaggio, ma dipende anche dalla prossimità della prateria rispetto all'area impattata, dalla granulometria e composizione del sedimento nel sito interessato dai lavori, dalla strumentazione utilizzata per il dragaggio e lo smaltimento dei materiali, dalle eventuali misure di mitigazione applicate, nonché dalla sensibilità delle specie presenti alle alterazioni delle condizioni fisiche che si determinano e dalla capacità di queste di recuperare (Erftemeijer e Lewis, 2006).

Le attività di dragaggio implicano potenziali impatti diretti ed indiretti sugli habitat sensibili. Agli impatti diretti, infatti, quali la rimozione ed il seppellimento degli habitat, si accompagnano una serie di effetti collaterali

determinati dalle attività di scavo, di trasporto e deposizione del materiale asportato, che possono interessare estensioni ben più elevate dell'area impattata direttamente (Badalamenti *et al.*, 2006; Gambi *et al.*, 2005).

I dragaggi possono determinare alterazioni dell'ambiente fisico nel sito in cui intervengono, modificando la morfologia e la batimetria del fondale e di conseguenza l'idrodinamismo ed il regime sedimentario a livello locale, esponendo le praterie ad un incremento del tasso di sedimentazione o all'erosione (Fonseca, 2002). La rimozione e lo spostamento del materiale dragato dal sito originario al sito di smaltimento può portare in sospensione notevoli quantità di sedimento, determinando un forte incremento della torbidità. Inoltre se i sedimenti rimossi contengono sostanza organica o inquinanti, anche questi possono essere rilasciati con ulteriori effetti negativi per le praterie e per la fauna ad esse associata (Erftemeier e Lewis, 2006).

L'incremento della torbidità rappresenta il principale effetto collaterale delle attività di dragaggio attraverso il quale le praterie vengono impattate. Numerosi report documentano effetti letali o sub letali su praterie di fanerogame marine a seguito di esposizione prolungata a torbidità e silting (presenza di sedimento in sospensione) (Sabol *et al.*, 2005). L'effetto dell'aumento della torbidità e della riduzione di luce disponibile sulla vitalità delle praterie è stata testata più volte tramite esperimenti manipolativi su numerose specie di fanerogame marine (Lee e Dunton, 1997; Peralta *et al.*, 2002; Ruiz e Romero, 2001; Longstaff and Dennison, 1999). Tra gli effetti registrati su *P. oceanica* vi sono la riduzione della capacità fotosintetica, della produttività e di conseguenza la deplezione delle sostanze di riserva, ciò risulta in un aumento della mortalità e in un declino dell'intera prateria (Gonzales-Correa *et al.*, 2008; 2009; Ruiz e Romero, 2001; 2003). La quantità minima di luce richiesta (*minimum light requirement*) riportata in letteratura per la sopravvivenza delle fanerogame marine varia molto in funzione della specie considerata ed a livello intraspecifico: per *P. oceanica* i valori riportati vanno dal 7.8% (Duarte, 1991) al 10-16% (Dalla via *et al.*, 1998; Ruiz e Romero, 2001) dell'irradianza superficiale degli oceani. Inoltre gli effetti letali o sub-letali della mancanza di luce dipendono dall'intervallo di tempo durante il quale le praterie sono esposte a livelli sub-ottimali di luce: specie di piccola taglia, come *Halophila ovalis* con una minore quantità di riserve di carbonio, riescono a sopravvivere a livelli sub-ottimali di luce per

intervalli di tempo più brevi rispetto a specie più grandi come *Zostera tasmanica*, che a sua volta sembra avere minore resistenza rispetto a *Posidonia sinuosa* (Erftemeier e Lewis, 2006).

La risposta delle fanerogame marine al seppellimento è stata analizzata attraverso numerosi esperimenti manipolativi ed osservativi (Duarte *et al.*, 1997; Manzanera *et al.*, 1998; Marbà e Duarte, 1994). Il seppellimento determina un incremento della mortalità dei fascicoli foliari in tutte le specie su cui è stato analizzato, con un'ampia variabilità interspecifica nella risposta, inoltre a bassi livelli di seppellimento si registra un incremento della lunghezza degli internodi in specie come *P. oceanica* (Boudouresque *et al.*, 1984), *Cymodocea nodosa*, *Cymodocea rotundata*, *Halodule uninervis*, *S. isoetifolium* e *Thalassia hemprichii*. In risposta al seppellimento *P. oceanica* mostra un incremento della mortalità dei fascicoli foliari con una mortalità del 50% ad un livello di seppellimento compreso rispettivamente tra di 5-7 cm (Manzanera *et al.*, 1998; Boudouresque *et al.*, 1984) e di 10.2 cm (Cabaço *et al.*, 2008) (Tab.2.3.1), mentre il 100% della mortalità si registra a livelli di seppellimento di 15 cm (Manzanera *et al.*, 1998; Cabaço *et al.*, 2008).

| Species | Burial levels (cm) | Experimental period (days) | SBR | Burial level (cm) | |
|---------------------------------|-----------------------------|----------------------------|------------------|-------------------|------------|
| | | | | 50% Mort. | 100% Mort. |
| <i>C. nodosa</i> | 1, 2, 4, 7, 13, 16 | 35 | 0.6 ^c | 4 | 13 |
| <i>C. rotundata</i> | 2, 4, 8, 16 | 60, 120, 300 | | 2 | 8 |
| <i>C. serrulata</i> | 2, 4, 8, 16 | 60, 120, 300 | | 2 | - |
| <i>E. acoroides</i> | 2, 4, 8, 16 | 60, 120, 300 | | 4 | - |
| <i>H. uninervis</i> | 2, 4, 8, 16 | 60, 120, 300 | | 4 | - |
| <i>H. ovalis</i> | 2, 4, 8, 16 | 60, 120, 300 | | 2 | 2 |
| <i>P. australis</i> | 10, 15, 20, 30 | 50 | 1.3 ^d | 19.5 | - |
| <i>P. oceanica</i> ^a | 5/7, 9/10, 13/14 | 250 | 1.4 | 14 | 14 |
| <i>P. oceanica</i> ^b | 3, 6, 9, 12, 15 | 45 | 1.3 ^e | 10.2 | 15 |
| <i>P. sinuosa</i> | 10, 15, 20, 30 | 50 | 1.3 ^d | 15.4 | - |
| <i>S. filiforme</i> | 3.5/4.5, 4/5, 6.5/7.5, 9/10 | 60 | 0.8 | 4.5 | 10 |
| <i>S. isoetifolium</i> | 2, 4, 8, 16 | 60, 120, 300 | | 8 | - |
| <i>T. hemprichii</i> | 2, 4, 8, 16 | 60, 120, 300 | | 4 | - |
| <i>T. testudinum</i> | 3.5/4.5, 4/5, 6.5/7.5, 9/10 | 60 | 1.2 | 5 | - |
| <i>Z. marina</i> | 4, 8, 12, 16 | 12, 24 | 1.0 | 4 | 12 |
| <i>Z. noltii</i> | 2, 4, 8, 16 | 7, 14, 28, 56 | < 1 ^f | 2 | 8 |

^a Manzanera *et al.* (1998).

^b Ruiz (personal communication).

^c N. Marbà (personal communication).

^d Leaf length from Smith and Walker (2002) for the same area.

^e Leaf length from Manzanera *et al.* (1998).

^f Intertidal species, leaves are buried even at low burial levels.

Tab.2.3.1: Tabella riassuntiva degli esperimenti di seppellimento condotti su fanerogame marine. *Burial levels*: livello di seppellimento in centimetri; *experimental period*: periodo per cui è stato mantenuto il seppellimento delle piante; *SBR*: rapporto di seppellimento; *Burial level 50% e 100% Mort*: livelli di seppellimento per i quali si registra rispettivamente il 50% ed il 100% della mortalità dei fasci foliari. (Da Cabaço *et al.*, 2008)

Inoltre *P. oceanica* mostra una diminuzione del contenuto di amido nei rizomi a bassi livelli di seppellimento (3 cm), un decremento della crescita delle foglie a moderati livelli di seppellimento (6 cm), un decremento della

biomassa e del numero di foglie per fascicolo foliare ad elevati livelli di seppellimento (9 cm). A differenza di *P. oceanica*, altre specie cogeneriche mostrano grande tolleranza al seppellimento: *P. australis* è la specie che mostra maggiore resistenza, non raggiungendo il 100% della mortalità neanche ai più alti livelli di seppellimento testati (30 cm) e raggiungendo il 50% della mortalità solo a livelli di seppellimento di 19.5 cm (Cabaço *et al.*, 2008).

I processi fisiologici responsabili della mortalità osservata in relazione al seppellimento includono la ridotta disponibilità di ossigeno a livello degli apici vegetativi e l'eventuale sviluppo di composti tossici dello zolfo in condizioni di anossia o ipossia, che risultano letali per le fanerogame (Borum *et al.*, 2005), ma anche una minore disponibilità di tessuto fotosintetizzante che può influire negativamente sull'accrescimento e sulla sopravvivenza della pianta (Cabaço *et al.*, 2008).

La capacità di sopravvivere ad un incremento dell'input sedimentario aumenta con la taglia delle specie e dunque con la disponibilità di riserve di carbonio (Cabaço *et al.*, 2008), infatti la dimensione delle foglie ed il diametro dei rizomi rappresentano i migliori predittori della capacità delle fanerogame di far fronte al seppellimento (Gordon *et al.*, 1994; Lee e Dunton, 1997; Duarte *et al.*, 1997; Cabaço *et al.*, 2008). Anche la capacità di recuperare dopo il seppellimento mostra una relazione con la dimensione delle specie ed aumenta al diminuire della taglia (Duarte *et al.*, 1997; Cabaço *et al.*, 2008).

La granulometria del sedimento presente od introdotto nel sito impattato è un altro fattore di notevole importanza nel determinare l'entità dell'impatto sulle praterie di fanerogame marine: la presenza di sedimento sottile (silt: 3.90625–62.5 µm) sembra essere un fattore limitante della distribuzione delle praterie di *P. oceanica*, il particolare un contenuto maggiore del 50% di silt+clay nei sedimenti è stato associato negativamente alla presenza delle praterie (De Falco *et al.*, 2006). Il sedimento sottile, infatti, oltre a rimanere più a lungo in sospensione, riducendo la quantità di luce disponibile per la pianta, può limitare gli scambi gassosi a livello degli organi ipogei più del sedimento grossolano, favorendo l'istaurarsi di condizioni anossiche e la produzione di composti tossici dello zolfo (Ralph *et al.*, 2006).

La sostanza organica eventualmente accumulatasi nei sedimenti può essere liberata durante le operazioni di dragaggio determinando effetti negativi sulle praterie adiacenti, alterando le condizioni chimiche della colonna d'acqua e dei sedimenti. La sostanza organica che si accumula nei sedimenti incrementa la domanda di ossigeno da parte della comunità batterica presente in essi ed aumenta la probabilità del verificarsi di stati di anossia e di sviluppo di solfuri. Il potenziale redox dei sedimenti colonizzati da fanerogame marine in genere è compreso tra -100 e 200mV, e la concentrazione di solfuri non eccede i 100 μM nei primi 10 cm di sedimento (Terrados *et al.*, 1999). L'effetto della presenza di condizioni riducenti nei sedimenti e dei composti dello zolfo è stato testato sperimentalmente su *P. oceanica*, verificando così che già a concentrazioni di 27 μM di zolfo cm^{-3} questa specie mostra una elevata mortalità dei fascicoli foliari ed una riduzione della biomassa degli organi ipogei ed epigei (Perez *et al.*, 2007).

I processi fin qui delineati possono agire simultaneamente in quanto l'input di sedimento spesso è associato ad un aumento del carico organico e viceversa (Peres e Picard, 1975; Ruiz e Romero, 2003; Terlizzi *et al.*, 2010), si pensi ad esempio alla molteplicità di stress presenti in presenza di strutture portuali o al run-off dall'entroterra che durante le piene fluviali determina un incremento sia dell'input di sedimento che di eventuale sostanza organica, fertilizzanti ed inquinanti riversati lungo l'asta fluviale.

2.4 Misure di mitigazione e compensazione, normative sulla protezione di *P. oceanica*

Numerose tecniche di gestione e misure di mitigazione sono state proposte ed attuate per limitare l'entità degli impatti sulle praterie di fanerogame marine e sugli ecosistemi sensibili in generale. L'utilizzo di tecniche di dragaggio idrauliche aiutano a ridurre il pennacchio di torbidità. Tecniche di recente sviluppo (sub-suction dredging) consentono l'estrazione dei sedimenti dagli strati più profondi piuttosto che dagli strati superficiali, riducendo il disturbo arrecato alle biocenosi e la risospensione di materiale. L'utilizzo di strumentazioni di dragaggio "ambientali" include benne con struttura modificata per ridurre la dispersione di sedimento durante le operazioni. Tra le misure di mitigazione adottate per i dragaggi in relazione ai vari casi studio ed alla legislazione vigente in ogni stato, vi sono lo smaltimento esclusivamente sulla terraferma dei materiali dragati,

la modellizzazione del pennacchio di torbidità generato e l'imposizione di limiti di torbidità massima da non superare durante le attività di dragaggio al di là dei quali avviene il fermo dei lavori, la minimizzazione della durata dei lavori ed confinamento in determinati periodi dell'anno evitando i periodi di fioritura o di maggiore attività vegetativa delle specie, la mappatura e monitoraggio delle praterie, la definizione di zone di non trivellazione e la proibizione di dragaggi nelle vicinanze di praterie dense, l'utilizzo di filtri per la torbidità, nonché l'avvio di ricerche sul recupero delle praterie, lo sviluppo di progetti di ripristino ed il riutilizzo del materiale vegetale asportato per eventuali trapianti al fine di mitigare la perdita ed infine l'adozione di legislazioni che bandiscono l'uso di alcune metodologie di dragaggio. Tuttavia molto spesso queste misure si rivelano di difficile implementazione e gestione, come nel caso delle barriere o filtri per il sedimento sottile, in assenza di grande abilità ed esperienza di chi le realizza.

La predizione degli impatti attraverso la modellizzazione del pennacchio di torbidità ed il monitoraggio della torbidità generata ha dato prova di essere uno strumento di successo nel prevenire e minimizzare gli impatti sulle praterie. Tra gli strumenti sviluppati recentemente, di maggiore praticità e più sofisticati, vi sono i DMI, "*data-model integration*": queste tecniche combinano informazioni dal remote sensing e dati rilevati localmente sul sito di intervento, con la modellizzazione del trasporto dei sedimenti in acqua.

La riabilitazione o il ripristino di habitat danneggiati a seguito di interventi sul litorale è prevista dalla legislazione in alcuni stati, come nel New South Wales, Australia, dove l'NSW Fisheries Management (FM) Act (1994) prevede che ove il danno alle praterie non può essere evitato, le tecniche di ripristino, come i trapianti, possono essere usate come misura per compensare la perdita dell'habitat (NSW Fisheries, 1999), nella proporzione di 2:1 rispetto all'estensione dell'habitat perso, in modo da compensare sia gli effetti diretti che indiretti (NSW Fisheries, 1999). Negli USA gli habitat a fanerogame marine sono protetti in base alla sezione 404(c) del Clean Water Act (33 USC 1341-1987), secondo questa normativa chi intraprende attività che possano danneggiare i sistemi a fanerogame marine deve applicare tutte le misure di mitigazione praticabili per minimizzare gli impatti sia nello spazio che nel tempo, ed infine deve rimpiazzare il valore funzionale degli habitat persi a causa dell'impatto. In Mediterraneo la protezione di *P. oceanica* avviene in forza della direttiva

comunitaria 92/43/CEE, nella quale le praterie di *P. oceanica* vengono identificate come habitat di prioritario interesse comunitario per la conservazione, e della Convenzione di Barcellona, secondo cui i paesi firmatari sono obbligati ad adottare tutte le misure appropriate per la protezione dei popolamenti di *P. oceanica* così come delle altre fanerogame marine, ed a controllare e regolamentare tutte le attività che ne possono causare la distruzione. In Francia *P. oceanica* è protetta dalla Legge del 10 Luglio 1976 relativa alla protezione della natura e per l'ordinanza del 19 Luglio 1988 relativo all'elenco delle specie vegetali marine protette. Secondo queste normative è vietato "distuggere, vendere, acquistare e utilizzare tutto o parte della pianta." Un testo simile esiste in Catalogna, Ordinanza del 31 Luglio 1991, valida per l'insieme delle fanerogame marine (Vangeluwe, 2007). In molti paesi che si affacciano sulle coste del Mediterraneo il ripristino delle praterie di *P. oceanica* mediante trapianti è stato prescritto in alcuni decreti di VIA come misura di compensazione a seguito della realizzazione di interventi che comportavano la distruzione di questo habitat (Sanchez-lisazo *et al.*, 2009; in Italia: DEC/VIA/6923 del 28/01/2002; DEC/VIA/10 del 10/01/2008; DEC/VIA/858 del 08/08/2005). In alcuni casi sono stati previsti interventi anche su media scala (1ha, DEC/VIA/6923 del 28/01/2002; 200m², Sanchez lisazo *et al.*, 2009) con scarsa attenzione nei confronti di quello che è l'effettivo successo dei trapianti per questa specie soprattutto se valutato sul lungo periodo (Valgeluwe, 2007; Sanchez-lisazo *et al.*, 2009).

2.5 Letteratura Citata

- Airoldi, L., M.W. Beck (2007) Loss, Status and Trend for Coastal Marine Habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, **45**, 345-405.
- Apostolaki, E.T., N. Marbà, *et al.* (2009) Fish farming enhances biomass and nutrient loss in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **81**(3), 390-400.
- Badalamenti, F., G. Carlo, *et al.* (2006) Effects of Dredging Activities on Population Dynamics of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Mediterranean Sea: The Case Study of Capo Feto (SW Sicily, Italy). *Hydrobiologia*, **555**(1), 253-261.
- Boudouresque C.F., J.D.G.A., Meinesz A., (1984) Relations entre la sédimentation et l'allongement des rhizomes orthotropes de *Posidonia oceanica* dans la baie d'Elbu (Corse). In: J.d.G.A.O.J. Boudouresque C.F (Ed.), International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. GIS Posidonie, City: 185-191.
- Cabaco, S., R. Santos, *et al.* (2008) The impact of sediment burial and erosion on seagrasses: A review. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **79**(3), 354-366.
- Campbell, S.J., L.J. McKenzie (2004) Flood related loss and recovery of intertidal seagrass meadows in southern Queensland, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **60**(3), 477-490.
- Cancemi, G., G. De Falco, *et al.* (2003) Effects of organic matter input from a fish farming facility on a *Posidonia oceanica* meadow. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **56**, 961-968.
- Ceccherelli, G., D. Campo, *et al.* (2007) Short-term response of the slow growing seagrass *Posidonia oceanica* to simulated anchor impact. *Marine Environmental Research*, **63**(4), 341-349.
- De Falco, G., M. Baroli, *et al.* (2006) Sediment Analysis Evidences Two Different Depositional Phenomena Influencing Seagrass Distribution in the Gulf of Oristano (Sardinia, Western Mediterranean). *Journal of Coastal Research*, **22**(5), 1043-1050.
- Delgado, O., J. Ruiz, *et al.* (1999) Effects of fish farming on a seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. *Oceanologica Acta*, **22**(1), 109-117.

- Duarte, C., W. Dennison, *et al.* (2008) The Charisma of Coastal Ecosystems: Addressing the Imbalance. *Estuaries and Coasts*, **31**(2), 233-238.
- Duarte, C.M. (1991) Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, **40**(4), 363-377.
- Duarte, C.M., J. Terrados, *et al.* (1997) Response of a mixed Philippine seagrass meadow to experimental burial. *Marine Ecology-Progress Series*, **147**, 285-294.
- Erfteimeijer, P.L.A., R.R. Robin Lewis III (2006) Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Marine Pollution Bulletin*, **52**(12), 1553-1572.
- Fernández-Torquemada, Y., J.L. Sánchez-Lizaso (2005) Effects of salinity on leaf growth and survival of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **320**(1), 57-63.
- Fernández-Torquemada, Y., J.L. Sánchez-Lizaso, *et al.* (2005) Preliminary results of the monitoring of the brine discharge produced by the SWRO desalination plant of Alicante (SE Spain). *Desalination*, **182**(1-3), 395-402.
- Fonseca, M.S. (2002) Evaluating the effect of offshore sandbars on seagrass recovery and restoration in Tampa Bay through ecological forecasting and hindcasting of exposure to waves. Final report prepared for the Tampa Bay Estuary Program. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Beaufort, North Carolina (USA): 50.
- Francour, P., A. Ganteaume, *et al.* (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**(4), 391-400.
- Gacia, E., O. Invers, *et al.* (2007) Impact of the brine from a desalination plant on a shallow seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **72**(4), 579-590.
- Gambi, C., M. Dappiano, *et al.* (2005) "Chronicle of a Death Foretold" - Features of a *Posidonia Oceanica* Bed Impacted by Sand Extraction. In: Ö. E (Ed), Kusadasi, Turkey.

- Gonzalez-Correa, J.M., Y. Fernandez-Torquemada, *et al.* (2009) Short-term effect of beach replenishment on a shallow *Posidonia oceanica* meadow. *Marine Environmental Research*, **68**(3), 143-150.
- González-Correa, J.M., J.T. Bayle, *et al.* (2005) Recovery of deep *Posidonia oceanica* meadows degraded by trawling. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **320**(1), 65-76.
- González-Correa, J.M., Y.F. Torquemada, *et al.* (2008) Long-term effect of beach replenishment on natural recovery of shallow *Posidonia oceanica* meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **76**(4), 834-844.
- Gordon, D.M., K.A. Grey, *et al.* (1994) Changes to the structure and productivity of a *Posidonia sinuosa* meadow during and after imposed shading. *Aquatic Botany*, **47**(3-4), 265-275.
- Guidetti, P. (2001) Detecting environmental impacts on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: the use of reconstructive methods in combination with 'beyond BACI' designs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **260**(1), 27-39.
- Hemminga, M., C. Duarte (2000). *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Invers, O., G.P. Kraemer, *et al.* (2004) Effects of nitrogen addition on nitrogen metabolism and carbon reserves in the temperate seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **303**(1), 97-114.
- Borum, J., O., Pedersen *et al.* (2005) The potential role of plant oxygen and sulphide dynamics in die-off events of the tropical seagrass, *Thalassia testudinum*: *Journal of Ecology*, **93**, 148-158.
- Kirkman, H., J. Kirkman (2000) Long-term seagrass meadow monitoring near Perth, Western Australia. *Aquatic Botany*, **67**(4), 319-332.
- Lee, K.-S., K.H. Dunton (1997) Effect of in situ light reduction on the maintenance, growth and partitioning of carbon resources in *Thalassia testudinum* banks ex König. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **210**(1), 53-73.
- Lloret, J., N. Zaragoza, *et al.* (2008) Impacts of recreational boating on the marine environment of Cap de Creus (Mediterranean Sea). *Ocean & Coastal Management*, **51**(11), 749-754.

- Longstaff, B.J., W.C. Dennison (1999) Seagrass survival during pulsed turbidity events: the effects of light deprivation on the seagrasses *Halodule pinifolia* and *Halophila ovalis*. *Aquatic Botany*, **65**(1-4), 105-121.
- Manzanera, M., M. Pérez, *et al.* (1998) Seagrass mortality due to oversedimentation: an experimental approach. *Journal of Coastal Conservation*, **4**(1), 67-70.
- Marbà, N., C.M. Duarte (1994) Growth response of the seagrass *Cymodocea nodosa* to experimental burial and erosion. *Marine Ecology-Progress Series*, **107**., 307-311.
- Milazzo, M., F. Badalamenti, *et al.* (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**(1), 51-62.
- Montefalcone, M., M. Chiantore, *et al.* (2008) BACI design reveals the decline of the seagrass *Posidonia oceanica* induced by anchoring. *Marine Pollution Bulletin*, **56**(9), 1637-1645.
- Onuf, C.P. (1994) Seagrasses, dredging and light in Laguna Madre, Texas, USA. *Estuarine Coast and Shelf Sciences*, **39**, 75-91.
- Pasqualini, V., C. Pergent-Martini, *et al.* (1999) Environmental impact identification along the Corsican coast (Mediterranean sea) using image processing. *Aquatic Botany*, **65**(1-4), 311-320.
- Peralta, G., J.L. Pérez-Lloréns, *et al.* (2002) Effects of light availability on growth, architecture and nutrient content of the seagrass *Zostera noltii* Hornem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **269**(1), 9-26.
- Peres, J.M., J. Picard (1975) Causes de la raréfaction et de la disparition des herbiers de *Posidonia oceanica* sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Aquatic Botany*, **1**, 133-139.
- Preen, A.R., W.J. Lee Long, *et al.* (1995) Flood and cyclone related loss, and partial recovery, of more than 1000 km² of seagrass in Hervey Bay, Queensland, Australia. *Aquatic Botany*, **52**(1-2), 3-17.
- Pérez, M., O. Invers, *et al.* (2007) Physiological responses of the seagrass *Posidonia oceanica* to elevated organic matter content in sediments: An experimental assessment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **344**(2), 149-160.

- Ralph, P., D.A. Tomasko, *et al.* (2006) Human Impact on Seagrasses: Eutrophication, Sedimentation and Contamination. In: A.W.D. Larkum, R.J. Orth & D. C.M (Eds). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands: 567-593.
- Ruiz, J.M., R. Javier (2001) Effects of in situ experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology-Progress Series*, **215**, 107-120.
- Ruiz, J.M., C. Marco-Méndez, *et al.* Remote influence of off-shore fish farm waste on Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Marine Environmental Research*, **In Press, Accepted Manuscript**.
- Ruiz, J.M., L. Marin-Guirao, *et al.* (2009) Responses of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* to in situ simulated salinity increase. *Botanica Marina*, **52**(5), 459-470.
- Ruiz, J.M., M. Pérez, *et al.* (2001) Effects of Fish Farm Loadings on Seagrass (*Posidonia oceanica*) Distribution, Growth and Photosynthesis. *Marine Pollution Bulletin*, **42**(9), 749-760.
- Ruiz, J.M., J. Romero (2003) Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin*, **46**(12), 1523-1533.
- Sabol, B.M., D.J. Shafer (2005) Dredging effects on seagrasses: case studies from New England and Florida, New Orleans, Louisiana, USA. Center for Dredging Studies, CDA: 335–346.
- Sanchez-Lizaso, J.L., Y. Fernandez-Torquemada, *et al.* (2009) Evaluation of the viability of *Posidonia oceanica* transplants associated with a marina expansion. *Botanica Marina*, **52**(5), 471-476.
- Short, F.T., S. Wyllie-Echeverria (1996) Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation*, **23**(1), 17-27.
- Terlizzi, A., G. De Falco, *et al.* (2010) Effect of marine cage aquaculture on macrofauna assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows. *Italian Journal of Zoology*.
- Terrados, J., C.M. Duarte, *et al.* (1999) Are seagrass growth and survival constrained by the reducing conditions of the sediment? *Aquatic Botany*, **65**(1-4), 175-197.

Tomasko, D.A., B.E. Lapointe (1991) Productivity and biomass of *Thalassia testudinum* as related to water column nutrient availability and epiphyte levels: field observations and experimental studies. *Marine Ecology Progress Series*, **75**, 9-17.

Vangeluwe, D. (2007) Effets de la transplantation sur la biométrie et sur la dynamique des nutriments, du carbone et de la chlorophylle de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Faculté des Sciences Département des Sciences et Gestion de l'Environnement Océanographie biologique*. Université de Liège.

Dalla Via, J., C. Sturmbauer, *et al.* (1998) Light gradients and meadow structure in *Posidonia oceanica*: ecomorphological and functional correlates. *Marine Ecology Progress Series*, **163**, 267-278.

Capitolo III
Il ripristino dei sistemi a fanerogame marine



3.1 Il ripristino dei sistemi a fanerogame marine: terminologia e metodologie

I primi tentativi di realizzare il ripristino dei sistemi a fanerogame marine furono realizzati da Addy in USA (1947) (citato da Fonseca *et al.*, 1998) con successo variabile. Da allora numerosi progetti di ripristino sono stati portati avanti e nuove metodologie sono state implementate. Un miglioramento del risultato degli interventi di ripristino è stato ottenuto per alcune specie (*Zostera marina*, *Posidonia spp.*-specie australiane), ma l'esito resta ancora molto variabile in funzione del sito, della biologia ed ecologia delle singole specie e delle condizioni ambientali presenti durante lo sviluppo dei progetti, dunque non è possibile garantire l'esito di un progetto di ripristino al momento dell'avvio. Le esperienze condotte finora con risultati positivi riguardano soltanto la piccola scala ed il ripristino su larga scala (centinaia di ettari) non è stato ancora realizzato per nessuna specie.

Questa sezione esamina la letteratura disponibile presso i database scientifici (ISI Web of Knowledge – Biological Abstract), i rapporti tecnici prodotti da enti di ricerca scientifici e di consulenza disponibili su internet o forniti da ricercatori e consulenti coinvolti in progetti di ripristino.

La ricerca del termine "restoration" associato a "seagrass" sui database scientifici restituisce 216 record, quella di "transplantation" associata a "seagrass" 51 record. Mentre la ricerca di "restoration" associata a "*Posidonia oceanica*" restituisce solo 27 record ed ancora minore è il numero di record associati a "trasplantation" e "*P. oceanica*", solo 18.

I termini utilizzati nella letteratura internazionale in riferimento al ripristino degli habitat di fanerogame marine sono diversi: Il termine "rehabilitation", riabilitazione, si riferisce genericamente alla reintroduzione di fanerogame marine in un'area in cui erano precedentemente presenti, o ad un miglioramento dello stato di un sistema degradato in termini di presenza, abbondanza delle specie e funzionalità ecosistemiche, senza necessariamente dover ricondurre lo stato del sistema a quello antecedente l'impatto. Il termine "restoration", ripristino, in senso stretto indica il riportare l'ecosistema impattato alla condizione antecedente al verificarsi dell'impatto, in termini di composizione in specie, abbondanza, funzionalità ecosistemiche. Poiché questa condizione nella realtà è difficilmente realizzabile, il termine viene utilizzato di fatto per indicare il

ricostituire un sistema impattato ad una condizione approssimativamente vicina a quella antecedente all'impatto. Il termine creazione indica invece la costituzione una prateria in un'area nuova, ove non si hanno notizie di una sua precedente esistenza (Seddon, 2004).

Le metodologie di ripristino si suddividono in:

1) **trapianti in senso stretto**, dette anche metodi vegetativi (Seddon, 2004), che utilizzano porzioni più o meno estese della pianta o del clone adulto come unità di trapianto, estratte da un letto o prateria donatrice. Il materiale vegetale viene asportato e trapiantato manualmente o meccanicamente e può essere assicurato al substrato con vari mezzi. Queste tecniche si suddividono a loro volta in "bare-root techniques" e "sediment intact techniques", a seconda che l'unità di trapianto venga estratta senza i sedimenti o insieme ai sedimenti associati all'apparato radicale, o alla *matte*, ove presente. Nel caso delle "bare-root techniques" l'unità di trapianto è costituita da una porzione di rizoma (10 - 25cm), che può essere ramificato e portare uno o più fascicoli foliari, e priva di sedimento. Queste unità vengono definite "springs", "shoots" o "rizhomes" e possono essere trapiantate singolarmente o in aggregati detti "bundles", fasci, o "clumps", ciuffi. Nel caso delle "sediment intact techniques" le unità di trapianto sono costituite da rizomi, fasci foliari, radici ed dal sedimento o *matte* ad essi associati. In questo caso si parla di "cores" o "plugs" se l'area dell'unità estratta è minore di 0.25m², mentre se la superficie dell'unità è maggiore ed è compresa tra 0.25-1m² o maggiore le unità vengono definite "sods" o "turfs" (Seddon, 2004).

2) **metodologie basate sui semi e germogli**, dette anche metodi indipendenti dal letto donatore (Seddon *et al.*, 2005), in cui i semi sono raccolti, trasportati e rilasciati nel sito di interesse o allevati per qualche tempo in acquario e piantati con differenti tecniche nel sito prescelto.

3) **metodologie di facilitazione del reclutamento naturale**, sviluppate recentemente, prevedono l'introduzione nell'ambiente marino di strutture specifiche in relazione alle caratteristiche morfologiche ed ecologiche delle specie, che facilitino il processo naturale di insediamento, ancoraggio e reclutamento di germogli o propaguli vegetativi.

Il successo di un progetto di trapianto è definito in base agli scopi e criteri di performance stabiliti dal progetto stesso. In genere si fa riferimento alla percentuale di sopravvivenza dei trapianti nel periodo in cui questi vengono monitorati o all'estensione clonale delle unità trapiantate o anche a determinati attributi funzionali delle praterie.

3.2 Trapianti

Zostera marina

Una delle specie su cui sono state maggiormente testate metodologie di trapianto con buoni risultati negli USA, Europa, Giappone, Corea, è *Zostera marina*. Tra le metodiche utilizzate più di frequente per questa specie vi è il trapianto di rizomi singoli: Davis e Short (1997) riportano tassi di sopravvivenza tra il 75% ed il 99% un anno dopo il trapianto di rizomi fissati al substrato tramite delle forcelle di bamboo (*staple method*) (Fig.3.2.1), con una densità dei fascicoli foliari nei siti di trapianto equivalente a quella dei siti di controllo. Il costo stimato per i trapianti manuali realizzati con varie metodiche è compreso tra 37.000 \$US/ha (Fonseca *et al.* 1998) e 680.000 \$US /ha (Spurgeon 1998). Orth *et al.*, (1999) riportano risultati positivi con un'altra tecnica che consiste nel trapiantare un rizoma singolo, non ancorato, ma inserito nel sedimento in modo da formare un angolo, migliorando così l'efficienza di ancoraggio; la percentuale di ricoprimento aumenta nel tempo e dopo un anno la densità dei fascicoli foliari è comparabile a quelle di praterie naturali.

Lee e Park (2008), utilizzano gusci di ostriche per ancorare i rizomi di *Z. marina* su substrato fangoso o siltoso riportando una sopravvivenza tra il 76.5% e l'81.3%, mentre il metodo non è efficace su sabbia (Fig.3.2.2). Nel tentativo di migliorare il rapporto costi-efficacia dei trapianti manuali sono state sviluppate anche metodiche automatizzate che trapiantano meccanicamente i rizomi con una sopravvivenza del 69% dopo 14 mesi in Corea (Park e Lee, 2007), tuttavia l'efficienza del trapianto manuale rispetto a quello meccanizzato una volta messi a confronto (Fishman *et al.*, 2004) non differiscono poiché il trapianto meccanizzato mostra un successo iniziale inferiore (Fig.3.2.3). Tra i fattori che influiscono sul successo dei trapianti vi sono i picchi di torbidità stagionale (Moore *et al.*, 1998), il bioturbating, ossia il rimaneggiamento dei sedimenti dovuto all'attività di granchi e

policheti (Davis *et al.*, 2002; Hughes *et al.*, 2000), l'esposizione a forte idrodinamismo e la deposizione di
sedimento sui

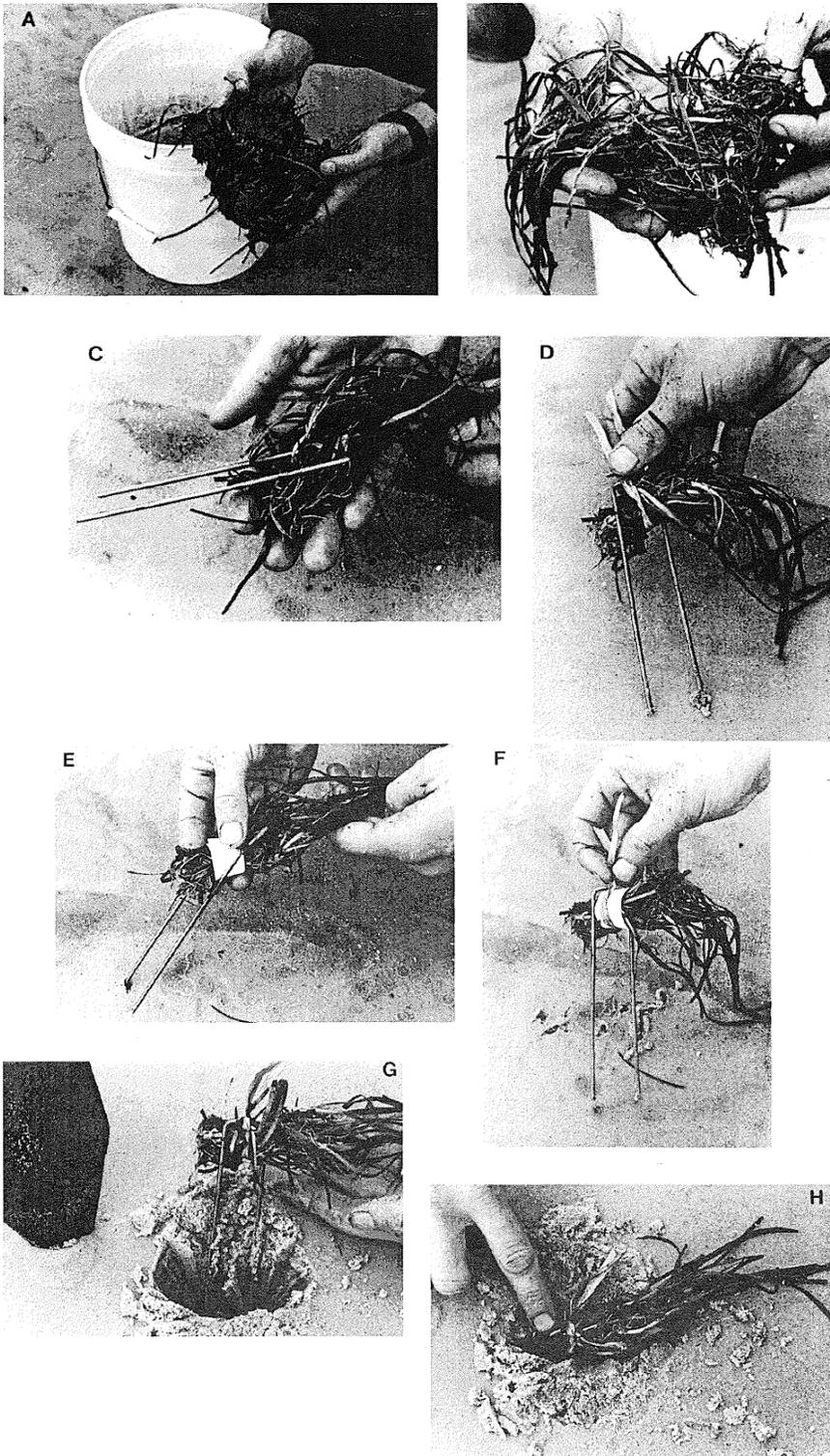


Fig.3.2.1: Fasi del trapianto di rizomi di *Zostera marina* tramite *staple method* (da Fonseca *et al.*, 1998)



Fig.3.2.2: Rizomi di *Zostera marina* trapiantati su gusci d'ostrica (da Lee e Park, 2008).



Fig.3.2.3: Trapianto meccanizzato di rizomi di *Zostera marina* (da Fishman *et al.*, 2004)

trapianti (Tamaki *et al.*, 2002), che possono avere effetti negativi, mentre la maggiore densità nelle unità di trapianto (Bos e van Katwijk, 2007) e la riduzione della mobilità del sedimento ottenuta con mezzi di vario tipo può favorire la sopravvivenza dei trapianti (Van Katwijk e Hermus 2000; Bos e van Katwijk, 2007). In Chesapeake Bay (Mariland e Virginia, USA) tentativi di ripristinare praterie di *Zostera marina* sono stati condotti dal 1987 utilizzando vari metodi, ma sono falliti nell'arco di 5 anni (Orth *et al.*, 2010), e la maggior parte di questi nei primi 1-2 anni (Fig.3.2.4). Alcuni trapianti realizzati nel decennio 1980-1990 in varie località alle foci del fiume York e Piankatank sono sopravvissuti per circa 10 anni, ma dagli inizi degli anni novanta ne è stato registrato il declino o la totale scomparsa. Al contrario in 3 località in cui si avevano notizie storiche della presenza di praterie di *Zostera marina*, presso la foce del fiume James, in cui la scomparsa della vegetazione sommersa è avvenuta negli anni settanta, i trapianti realizzati tra il 1996 ed il 1998 continuano a sopravvivere e ad espandersi, raggiungendo una estensione totale di 35.4 ha di prateria di *Z. marina* ripristinata (Orth *et al.*,

2008, disponibile all'indirizzo: <http://web.vims.edu/bio/sav/sav07/index.html>). Questi dati indicano che elevate percentuali di sopravvivenza dei trapianti riportati nei primi 1 o 2 anni sono largamente insufficienti nel documentare il successo o il fallimento di un intervento, e che per determinare l'esito dei progetti di ripristino e l'efficacia delle metodologie utilizzate occorre che il monitoraggio avvenga per periodi di tempo ben più lunghi, minimo 5 anni (Orth *et al.*, 2008).

Fig. 1 Map of mid-Atlantic region showing three analysis regions and eelgrass abundance in each from 1984 to 2007. The shaded polygon in the Chesapeake Bay shows the upper extent of eelgrass distribution in the 1960s while the lower, clear polygon represents the current distribution. These regions were derived from all mapped seagrass beds based on field observations of eelgrass and widgeon grass distribution. Red and green dots show eelgrass transplant projects between 1978 and 2006, conducted using a variety of planting and seeding methods. A more detailed figure and table with data from each of the transplant projects can be found at <http://www.vims.edu/bio/sav/online-materials/estuaries-coasts/orth-et-al-2010-eelgrass-restoration-transplant-projects.pdf>

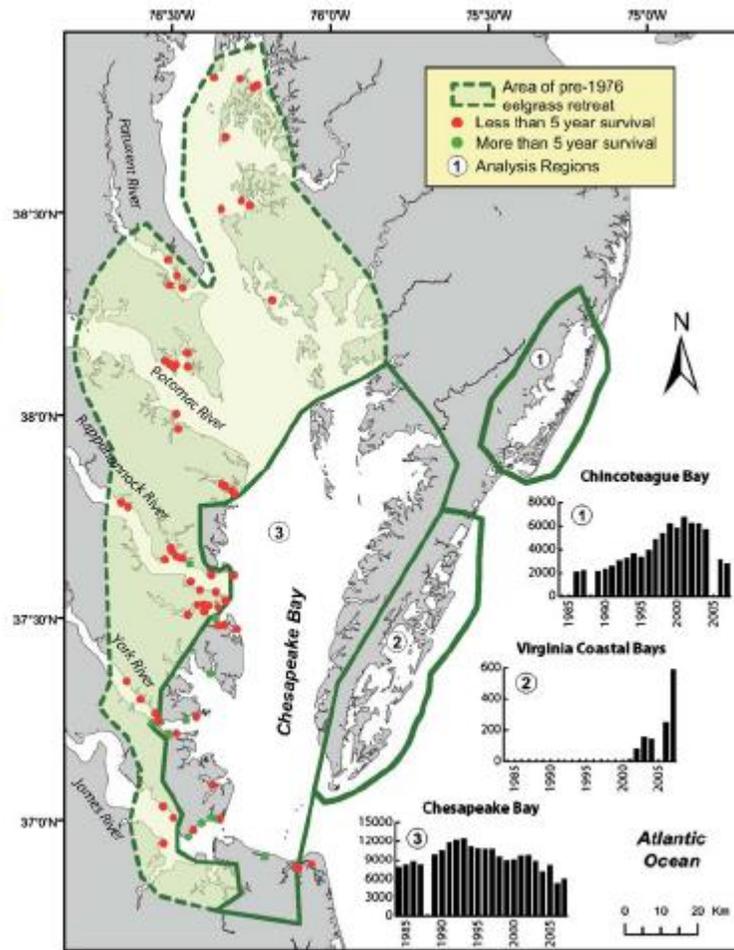


Fig.3.2.4: Localizzazione dei siti ed esito dei trapianti di *Zostera marina* effettuati In Chesapeake Bay (Mariland e Virginia, USA) dal 1987.

Posidonia australis, *P. sinuosa*, *P. coriacea* e *Amphibosis spp.*

In Australia negli ultimi dieci anni sono stati fatti numerosi sforzi per sviluppare tecniche di trapianto efficaci su *Posidonia spp.* ed *Amphibolis spp.* Numerosi esperimenti pilota sono stati realizzati nell'area di Cockburn Sound, Australia occidentale, caratterizzata da ambienti di oceano aperto, esposti al moto ondoso ed alle

correnti. L'idrodinamismo e la mancanza di ancoraggio sono tra i principali fattori a cui è stata imputata la scarsa sopravvivenza dei trapianti riscontrata in molti casi (West *et al.*, 1990; Paling *et al.*, 2002; Seddon *et al.*, 2004) e ciò ha indotto la sperimentazione di metodiche specifiche per migliorare l'ancoraggio delle unità di trapianto, ridurre il movimento e l'erosione del sedimento. Campbell e Paling (2003) hanno utilizzato una *matte* artificiale costituita da una rete in plastica 1.5x1.5 m, ampia 60x40 mm, fissata al substrato, a cui sono legati fasci artificiali, al fine di stabilizzare il sedimento nelle vicinanze dei trapianti. Tuttavia questa struttura non evita l'erosione o l'accrezione di sedimento e sebbene la sopravvivenza dei trapianti risulti maggiore rispetto al trattamento senza *matte* artificiale e raggiunga il 50% dopo 18 mesi nel 60% dei siti, l'accrescimento clonale dei rizomi avviene solo nell'8% dei siti. Van Keulen *et al.*, (2003) testano l'effetto della dimensione dell'unità di trapianto e stabilizzazione del sedimento tramite reti sul trapianto di *spring* e *plugs* di *Amphibolis griffithii* e *plugs* *Posidonia sinuosa*: l'incremento della dimensione delle unità di trapianto e la presenza di reti migliora la sopravvivenza dei *plugs* di *A. griffithii* (sopravvivenza del 90% dei trapianti dopo 350 gg) e di *P. sinuosa*; per questa specie le unità sopravvivono fino alla fine dell'esperimento solo se trapiantate all'interno di una prateria esistente (sopravvivenza del 70% per *plugs* di 15 cm) (Van Keulen *et al.*, 2003). L'osservazione che l'incremento delle dimensioni delle unità potesse influire positivamente sull'esito dei trapianti ha indotto i ricercatori ad utilizzare zolle di dimensioni maggiori e a progettare di macchine capaci di estrarre le zolle dalle praterie e posizionarle nel nuovo sito in ambienti di oceano aperto. Il trapianto meccanico è stato testato da Paling *et al.*, (2001 a,b) su *Posidonia spp.* e *A. griffithii* utilizzando due dispositivi meccanici, ECOSUB I e II (Fig. 3.2.6). ECOSUB I è stato utilizzato per estrarre e trapiantare 2000 zolle di 0.25 cm² di ampiezza e 0.50 m di spessore su un'area di 3000 m² con un ricoprimento percentuale del 25%; dopo due anni le percentuali di sopravvivenza variano dal 35% al 75% (Fig.2 Paling *et al.*, 2001a) con valori medi del 76.8% per *P. sinuosa* e del 75.8% per *P. coriacea*, mentre per *A. griffithii* la sopravvivenza è minore, 44.3% (Paling e al., 2001a). Risultati meno incoraggianti vengono ottenuti da Paling *et al.* (2003) con lo stesso macchinario trapiantando zolle di 0.5m x0.5m x0.35 m di spessore da una prateria mista di *A. griffithii* e *P. coriacea* disponendo le zolle con



Fig.3.2.5: Vari metodi di trapianto di *Amphibolis antarctica*: a e b estrazione e trapianto di *plugs* su sedimento stabilizzato con reti di canapa, c ancoraggio dei rizomi su rete di canapa.



Fig. 3.2.6: In alto ECOSUBI ed estrazione di una zolla di *Posidonia spp.* Sotto una zolla trapiantata su sabbia.

diversi livelli di spaziatura; dopo 14 mesi la sopravvivenza delle zolle varia dal 9% al 40%, e la densità dei fascicoli foliari diminuisce da 200-500 a 50 fascicoli /m², senza alcuna relazione con spaziatura delle zolle (0.5, 1, 2 metri distanti o zolle singole) (Paling *et al.*, 2003). Nel 2000 gli stessi ricercatori propongono una versione migliorata e più efficiente della macchina, ECOSUB II, capace di trapiantare 75 zolle di 0.55 m² al giorno. Nel 2000 vengono trapiantate 280 zolle di 0.55m² di *A. griffithii* e *P. coriacea*. Dopo tre anni i primi trapianti effettuati con mezzi meccanici registrano una sopravvivenza media del 70%, e le zolle mostrano primi segni di espansione e insediamento di germogli tra le zolle (Paling *et al.*, 2001 b). Questi dati rappresentano i valori più elevati di sopravvivenza riportati nella letteratura scientifica di trapianti di *P. sinuosa* e *P. coriacea*. Il costo dei trapianti realizzati nell'arco di 5 anni con ECOSUB I e II per un totale di 3ha è stato di 2.5milioni di \$AUD cioè di 380.000 \$AUD/ha (Lord and Associates, 2005), equivalenti a 587.095 €/ha.

L'elevato costo dei trapianti con mezzi meccanici spingono Paling *et al.*, 2007 a sperimentare nuovamente la fattibilità dei trapianti manuali su *P. sinuosa* in diverse località di Cockburn Sound per testare l'influenza del metodo di trapianto utilizzato (*springs vs plugs*), della profondità (3, 5, 9 m) e della località sul successo dei trapianti. La sopravvivenza varia in funzione della località, della metodologia utilizzata, è maggiore per i *plugs* (41%) rispetto ai rizomi singoli (*springs* 15%), e diminuisce con la profondità (Paling *et al.*, 2007). Poiché il trapianto di *plugs* è notevolmente più costoso potrebbe essere più conveniente trapiantare rizomi singoli che sembrano avere una resa migliore in acque basse, con scarso idrodinamismo, elevata disponibilità di luce e sabbie fini (Paling *et al.*, 2007).

Nell'area di Cockburn Sound è stato previsto il ripristino di un'area di 2.1 ha di prateria di fanerogame marine entro il 2011 come misura compensativa a seguito di operazioni di dragaggio realizzate in questa regione. Trapianti pilota di *spring* e *plugs* di *P. australis* e *P. sinuosa* nell'area hanno indicato che il trapianto del rizoma singolo ha una maggiore efficacia e dal 2004 sono iniziate le campagne di trapianto con risultati variabili: 10% nel primo anno, dovuto forse a una scelta sbagliata nei materiali delle forcelle utilizzare per l'ancoraggio dei rizomi, che si sono degradati molto velocemente (Ganassin e Gibbs, 2008). La successiva campagna di trapianto del 2005 ha riportato risultati migliori. Sulla base di un tasso di sopravvivenza previsto del 40% è stato calcolato

che per raggiungere l'obiettivo di 2.1 ha, con questa metodica sarà necessario che il trapianto inizialmente interessi 6 ha di superficie (Ganassin e Gibbs, 2008).

Risultati altamente variabili, ma con casi di maggiore successo, sono stati ottenuti trapiantando le *P. australis* e *P. sinuosa* in ambienti di estuario, riparati quindi da moto ondoso e correnti. In Oyster Harbour il trapianto di springs di *P. australis* ha fatto registrare una sopravvivenza del 95% dopo sei anni e del 94% dopo 4 anni e l'espansione e l'inizio della coalescenza delle patches (Ganassin e Gibbs, 2008), e Cambridge *et al.*, (2002) riportano tassi di crescita di 15-18 cm per anno su un periodo di tempo di quattro anni. Altre esperienze di trapianto condotte in Princess Royal Harbour tramite springs di *P. australis* registrano dal 14% della sopravvivenza dopo 4 anni all'86% in altri siti, dopo 5 anni (Ganassin e Gibbs, 2008). Bastyan e Cambridge, (2008) riportano i risultati di un progetto iniziato con un trapianto pilota nel 1994 e proseguito con un'operazione più estesa dal 1997 al 2001 di *P. australis* in Oyster Harbour e Princess Royal Harbour, entrambi ambienti riparati dal moto ondoso. Rizomi "plagiotropi", a crescita orizzontale, prelevati dai margini di letti esistenti, ed "ortotropi" prelevati dall'interno delle praterie, sono stati trapiantati manualmente ed ancorati tramite un filo d'acciaio inserito nel sedimento. In Oyster Harbour sia il trapianto pilota (98%) che il trapianto di rizomi ortotropi (94%) e plagio tropi (97%) presentano elevate percentuali di sopravvivenza dopo 4 anni (i dati sono stati rilevati nel 2001), i rizomi si accrescono attivamente ($10-20 \text{ cm anno}^{-1}$ nei primi 2.5 anni) e dopo 5 anni la densità dell'area interessata dal trapianto è simile a quella naturale (>500 fascicoli m^{-2}) e la nuova prateria fiorisce (Ganassin e Gibbs, 2008). In Princess Royal Harbour i risultati sono variabili in funzione delle condizioni sedimentarie, con una sopravvivenza minima (14%) nei plot dove vi è erosione della sabbia e valori massimi (89-83%) nei plot dove vi è deposizione di sedimento (4-6 cm). I rizomi mostrano un accrescimento scarso in corrispondenza delle aree dove si deposita di sedimento, dovuto anche all'attività di bioturbating dei policheti presenti in abbondanza nell'area, e si accrescono in verticale per questo non vi è ampliamento delle patches (Basyan e Cambridge, 2008). La fertilizzazione dei trapianti di *P. australis* condotta negli stessi siti indica una limitazione da azoto in Princess Royal Harbour ed una limitazione da fosforo in Oyster Harbour (Cambridge e Kendrick, 2009).

Il costo stimato per il trapianto manuale in acque basse e relativamente calme, come quelle di Albany Harbour ove è stata effettuata questa stima, è di 125.000 \$AUD per 0.5-1.0 ha/anno (Lord and Associates, 2005)

Halodule wrightii

Trapianti condotti su *H. wrightii* con tecniche tradizionali, utilizzando il metodo dei “peat pot” (*plugs*) (Fig.3.2.7) sviluppato da Fonseca (1994), indicano che la sopravvivenza dei trapianti è influenzata dalle caratteristiche fisico-chimiche del sito, aumenta all’aumentare della densità dei trapianti ed al diminuire della profondità (Sheridan *et al.*, 1998). Kaldy *et al.*, (2004), Sheridan e Minnello (2003) riportano il fallimento di interventi di trapianto realizzati a seguito di attività di dragaggio su depositi di sedimento non ancora consolidato. L’instabilità dei sedimenti e la conseguente erosione è il principale fattore responsabile degli scarsi risultati ottenuti (Sheridan, 2004), insieme alla risospensione continua dei materiali sottili ed all’elevato contenuto di ammoniaca nei sedimenti (Kaldy *et al.*, 2004). Recentemente il trapianto di estese zolle (1.5 x 1.2 m) di *Halodule wrightii* e *Thalassia testudinum* è stato sperimentato con mezzi macchinizzati, “the Giga Unit Transplant System” (Uhrin *et al.*, 2009) (fig.3.2.8). Mentre i risultati dopo tre anni di monitoraggio su *Halodule wrightii* sono positivi, con un 66.7% di sopravvivenza dei trapianti e espansione e coalescenza di alcune unità, per *Thalassia testudinum* il metodo è sconsigliato dagli autori stessi. Infatti, sebbene la percentuale di sopravvivenza dei trapianti sia elevata (88.9%) si registra una continua diminuzione della densità dei fascicoli foliari ed una mancanza di espansione delle zolle trapiantate.

Phyllospadix spp.

Phyllospadix torrei è una specie che si accresce su substrato roccioso in ambiente mesolitorale (zona interessata dalle maree) ed infralitorale. Il trapianto di *springs* e *plugs* su substrato roccioso con l’aiuto di resine epossidiche è stato realizzato da Bull *et al.*, (2004). La sopravvivenza dei rizomi singoli dopo sei mesi è maggiore nell’infralitorale (71.4%) rispetto al mesolitorale (47.6%), probabilmente a causa della maggiore esposizione al moto ondoso. Anche se nessun rizoma trapiantato con questo metodo è stato dislocato dal moto ondoso alcuni trapianti mostrano segni di necrosi e perdita delle foglie. I *plugs* mostrano sopravvivenza maggiore (circa il 100%) nell’infralitorale, mentre nel mesolitorale solo una unità su 5 sopravvive (Bull *et al.*, 2004). Buoni

risultati sono stati ottenuti utilizzando una struttura artificiale costituita da cemento, sabbia ed acqua in rapporto di 4:5:1 (Park e Lee, 2010) come base per il trapianto di *P. japonicus* su substrati rocciosi esposti al moto ondoso (Fig.3.2.9). Dopo pochi mesi le caratteristiche biometriche e la densità dei siti in cui sono stati posti i trapianti sono comparabili con siti naturali, senza mortalità iniziale dei fascicoli foliari (Lee e Park, 2010).

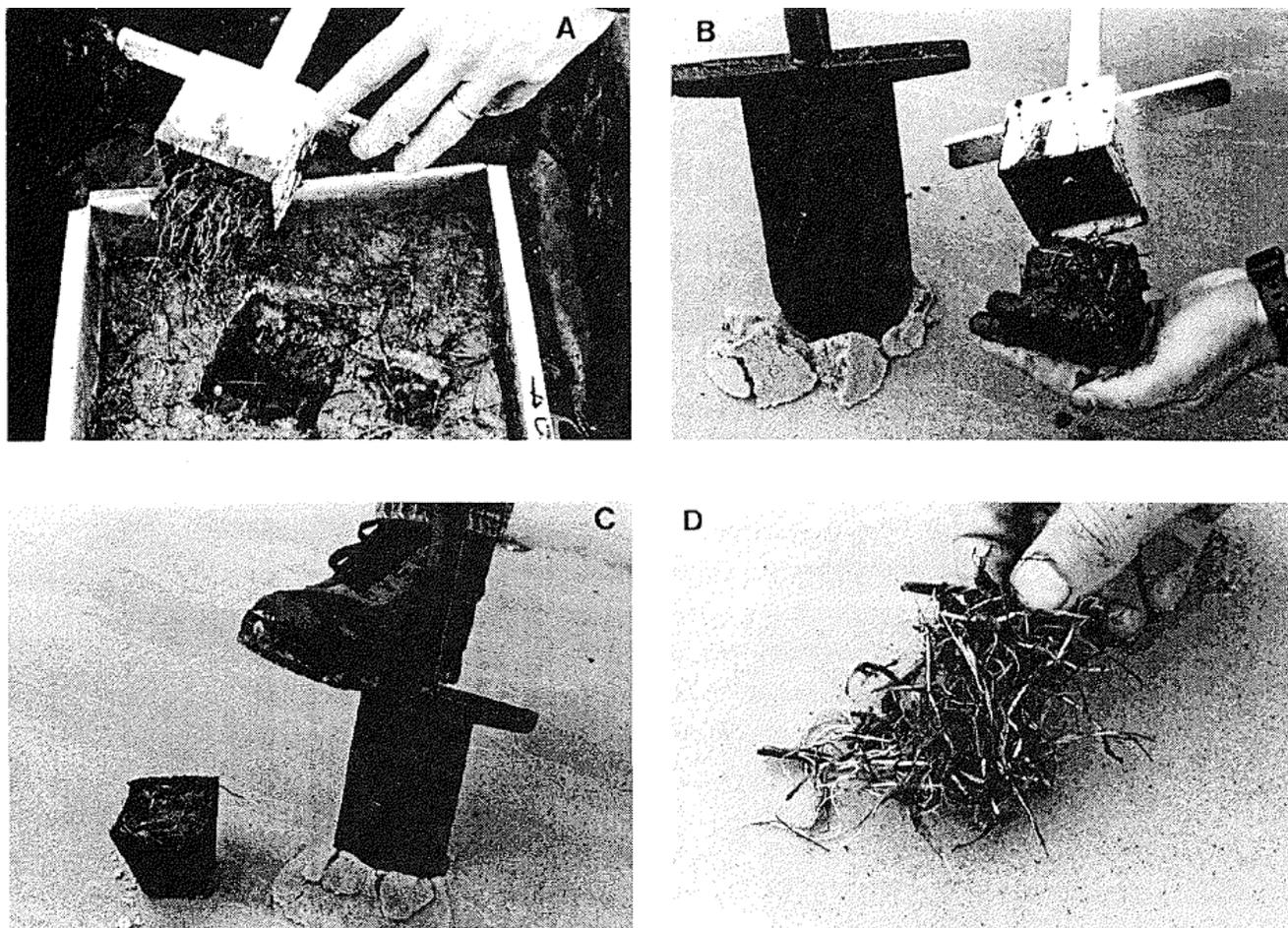
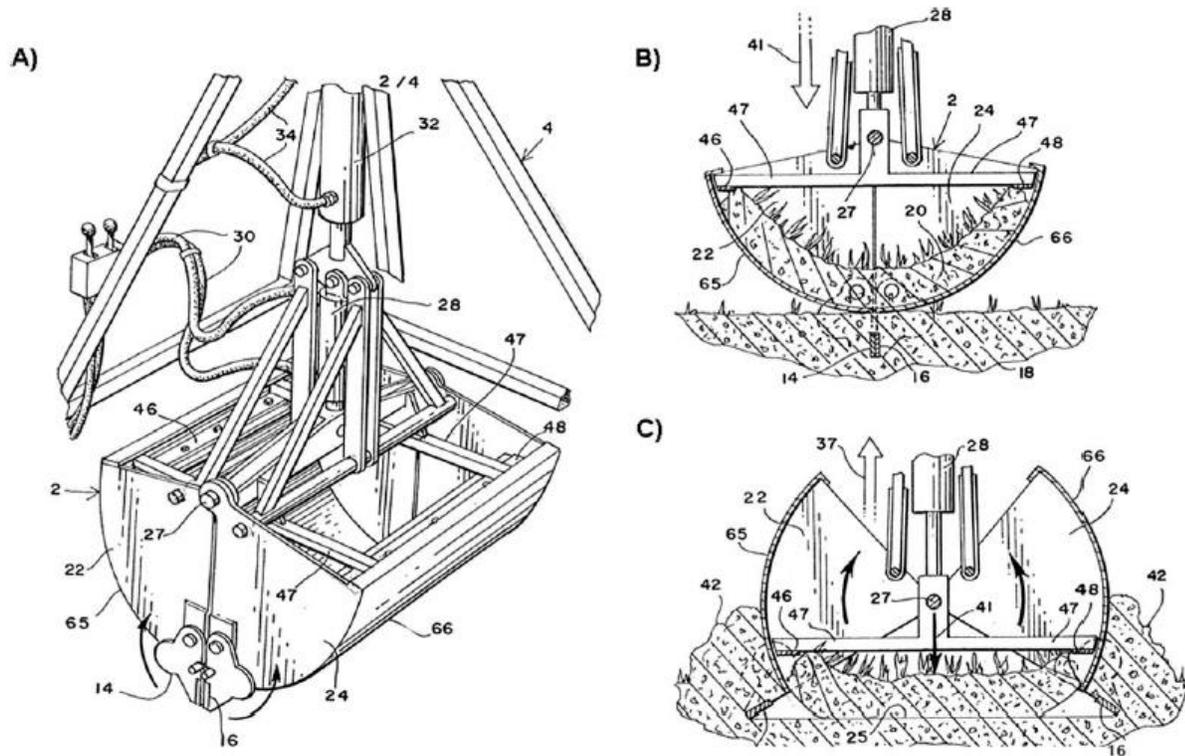


Fig.3.2.7: Fasi del metodo dei peat pot, in cui una piccola zolla (plugs) viene estratta e ripiantata su sabbia, qui mostrato su *Halodule wrightii*. (Da Fonseca *et al.*, 1998).



Copyright 2003 Seagrass Technologies, LLC
 All rights reserved. Reprinted with permission.

Fig.3.2.8: "the Giga Unit Transplant System". A) la benna utilizzata, B) l'asportazione della zolla, C) creazione di una depressione all'interno del substrato e riposizionamento della zolla (da Uhrin *et al.*, 2009).

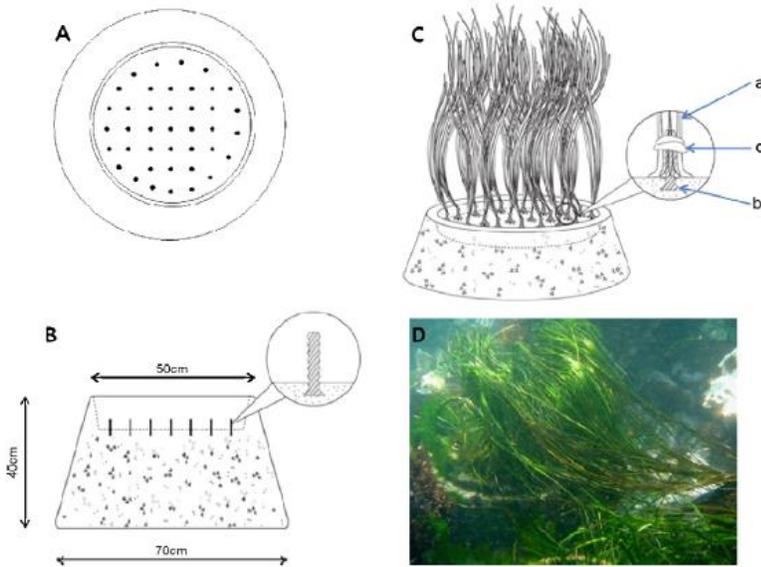


Fig. 3.2.9: *Phyllospadix* transplantig unit, a,b,c) struttura dell'unità e d) unità trapiantate (da Park e Lee, 2010).

P. oceanica

I primi tentati di effettuare trapianti su *P. oceanica* furono condotti in Francia da una ONG tra il 1972 ed il 1981. Le operazioni hanno previsto il trapianto di 70.000 fascicoli foliari la maggior parte dei quali morirono dopo pochi mesi a causa di infezioni o portati via da mareggiate (Cooper, 1982 citato in Augier *et al.*, 1996). Successivamente un gruppo di ricercatori dell'università di Nizza (Francia) ha sperimentato la coltivazione dei rizomi ortotropi in acquario e poi il trapianto dei rizomi su sabbia. I rizomi sono stati ancorati manualmente a delle reti di supporto e l'influenza della stagione di trapianto, della profondità e della morfologia dei rizomi sono stati testati (Meinesz *et al.*, 1991; Molenaar e Meinesz, 1992; Meinesz e Molenaar, 1992; Molenaar *et al.*, 1993; Meinesz *et al.*, 1993; Molenaar e Meinesz, 1995). In acquario i rizomi vengono coltivati per 2 anni, mostrano una mortalità elevata nei primi mesi (59%) che diminuisce nei successivi 18 mesi (5%) a causa di infezione batterica in corrispondenza del punto di scissione del rizoma (Meinesz *et al.*, 1991). Segni di adattamento al nuovo ambiente sono il cambiamento da crescita verticale a quella orizzontale, lo sviluppo di radici avventizie, la ramificazione e la produzione di nuove foglie (Meinesz *et al.*, 1991). I rizomi ortotropi trapiantati su sabbia dopo un anno mostrano una sopravvivenza variabile in funzione della stagione del trapianto con valori massimi di sopravvivenza tra 92 e 97% (Meinesz e Molenaar, 1992). Il trapianto di rizomi ortotropi da profondità maggiori (30m) a profondità minori (3, 14, 20m) risulta in una sopravvivenza maggiore (96 - 100%) dopo 11 mesi rispetto al trapianto da profondità minori (3m) a profondità di 14, 29 e 36m, rispettivamente con 59, 41, e 3% di sopravvivenza (Molenaar e Meinesz, 1992). Il trapianto di diverse morfologie di rizomi con la stessa metodologia fa registrare una sopravvivenza maggiore dei rizomi plagiotropi (100% dopo 11 mesi) rispetto al trapianto di rizomi ortotropi con due fascicoli foliari (94%) a sua volta maggiore rispetto al trapianto di rizomi ortotropi con un solo fascicolo foliare (33% circa). Anche in questo caso si osserva la conversione della crescita dei rizomi da verticale ad orizzontale (Molenaar *et al.*, 1993). In un successivo esperimento gli stessi autori riportano i risultati del trapianto di rizomi ortotropi e plagiotropi di *P. oceanica* con diverse disposizioni spaziali su tre diverse tipologie di substrato (sabbia con *Cymodocea nodosa*, mattoni morti e sabbia), monitorati per tre anni (Molenaar e Meinesz, 1995). Su sabbia con *C. nodosa* la sopravvivenza

dei trapianti varia dal 39% per i rizomi ortotropi all'80% per i plagiotropi, su *matte* morta va da valori prossimi allo zero per gli ortotropi al 35-92% per i plagiotropi, mentre su sabbia va dallo 0% per gli ortotropi a valori compresi tra 28-90% per i plagiotropi, in relazione anche all'organizzazione spaziale (Molenaar e Meinesz, 1995). Nel 1994 Piazzì *et al.*, (1998) avviano un trapianto pilota su un'area precedentemente disturbata dalla presenza di scarichi industriali lungo la costa ligure. Rizomi plagiotropi ed ortotropi prelevati a diverse profondità e località vengono trapiantati su *matte* morta con l'ausilio di griglie e filo metallico rivestito in plastica e monitorati per tre anni; nonostante nell'area si registri frequentemente elevata torbidità ed intensità dell'idrodinamismo la sopravvivenza dei trapianti è elevata e maggiore per i plagiotropi (76.4%) rispetto agli ortotropi (59.5%), si registra inoltre la crescita e la ramificazione dei rizomi (Piazzì *et al.*, 1998). Dal 2002 al 2005 Vangeluwe *et al.* (Vangeluwe 2007; Vangeluwe *et al.*, 2004; Gobert *et al.*, 2005) realizzano e monitorano il trapianto di più di 600 rizomi utilizzando la metodica classica di ancoraggio dei rizomi su griglie di bamboo, disposte su sabbia e fissate al substrato con paletti metallici (Fig.3.2.10), inoltre viene testato l'effetto della fertilizzazione sui trapianti con un fertilizzante commerciale (NPK). La sopravvivenza dei rizomi dopo il primo anno è elevata (90% per gli ortotropi e 100% per i plagio tropi), ma si riduce sensibilmente durante il secondo anno (37.3% orto tropi, 36.8% plagio tropi) fino ad arrivare ad un 16.3% per i rizomi ortotropi nel terzo anno (Fig.3.2.11 e 3.2.12), mentre i plagiotropi non vengono più ritrovati sulle griglie nel terzo anno (Vangeluwe, 2007; Fig.3.2.11 e 3.2.12). I rizomi ortotropi trapiantati anche in questo caso mostrano una conversione dalla crescita verticale a quella orizzontale, si ramificano nel tempo e la biomassa radicale cresce notevolmente (Fig.3.2.13). La fertilizzazione non migliora in maniera significativa la sopravvivenza dei trapianti (Vangeluwe, 2007). L'autore conclude che il trapianto, nonostante richieda notevoli costi e tempi per l'implementazione, non è una soluzione per il ripristino delle praterie di *P. oceanica* danneggiate e che la protezione ed il miglioramento della qualità dell'habitat devono essere privilegiati per evitare in futuro un ulteriore degrado o perdita delle praterie esistenti (Vangeluwe, 2007).



Fig.3.2.10: Rizomi di *P. oceanica* trapiantati su griglie di bamboo (da Vangeluwe, 2007).



Fig.3.2.11: Siti di trapianto e dettagli delle griglie trapiantate a marzo 2002, a sinistra e nel giugno 2004 a destra (da Vangeluwe, 2007)

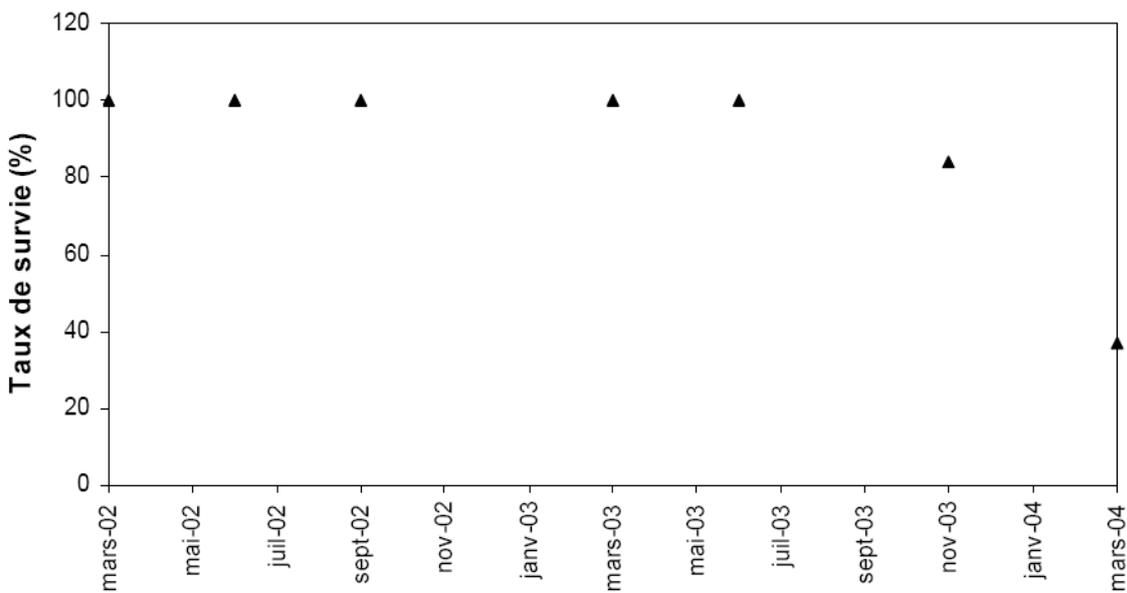
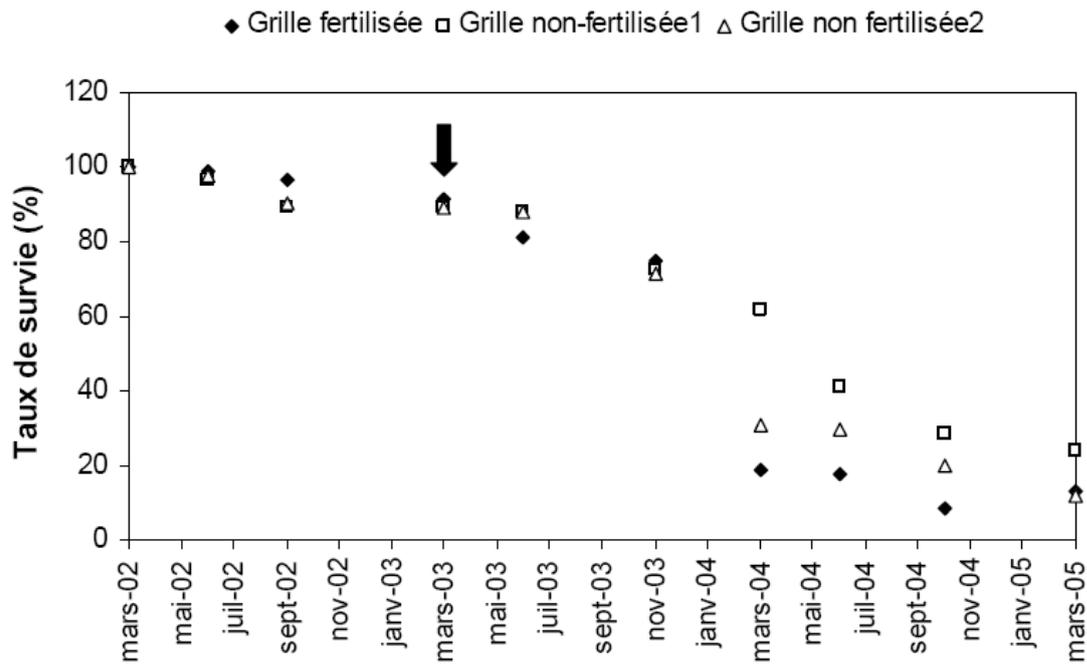


Fig.3.2.12: In alto tasso di sopravvivenza dei rizomi orto tropi tra il marzo 2002 ed il marzo 2005, in basso tasso di sopravvivenza dei rizomi plagio tropi, tra il 2002 ed il 2004 (modificato da Vangeluwe, 2007).

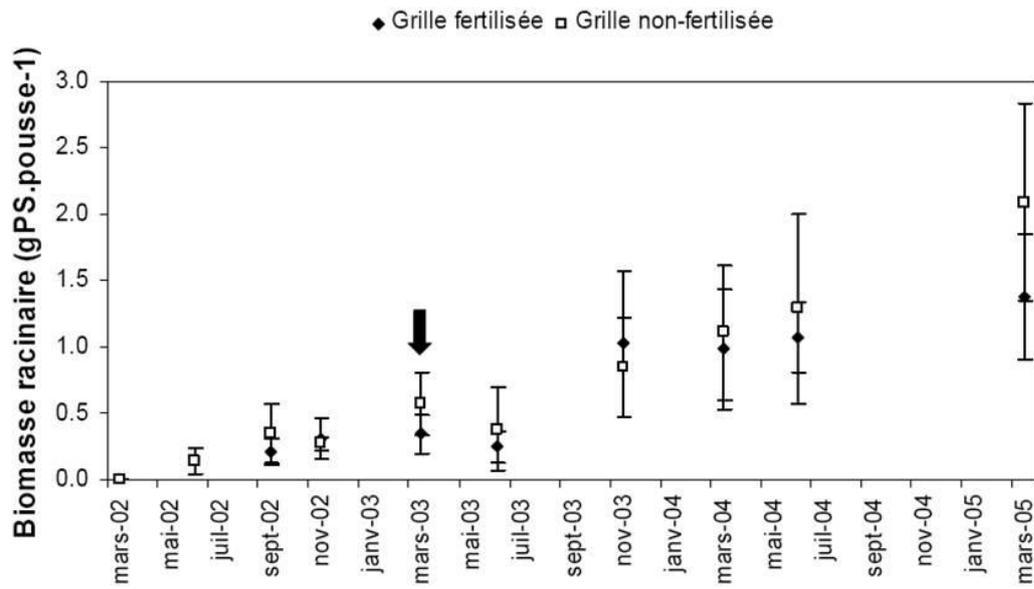


Fig.3.2.13: In alto grafico che mostra l'aumento della biomassa radicale dei trapianti nel tempo, al centro ed in basso, passaggio dalla crescita ortotropa a quella plagiotropa dei rizomi e ramificazione, tra il marzo 2002 ed il marzo 2005 (modificato da Vangeluwe, 2007).

Lo scarso successo di alcune esperienze di trapianto ha indotto alcuni ricercatori a valutare se l'assenza di un apparato radicale ben sviluppato e dunque la mancanza di un ancoraggio stabile e l'uptake insufficiente di nutrienti che ne può conseguire possano influire negativamente sulla sopravvivenza dei trapianti di *P. oceanica*. Lepoint *et al.* (2004), evidenziano che la biomassa ed il contenuto di azoto dei rizomi trapiantati dopo un anno è minore rispetto a quella di rizomi prelevati da praterie di controllo. I rizomi trapiantati in assenza di radici non riescono ad assicurarsi quantità sufficienti di azoto e vi è traslocazione attiva di azoto dalle foglie e dai rizomi verso le radici, probabilmente per favorirne il rapido accrescimento (Lepoint *et al.*, 2004). Più recentemente è stata testata la compatibilità di strutture utilizzate nell'ingegneria naturalistica terrestre nei confronti dell'ambiente marino e di *P. oceanica* (Cinelli *et al.*, 2007). Sono state utilizzate biostuoie di fibra di agave ed altri materiali biodegradabili rinforzati con reti metalliche a cui vengono ancorati i rizomi con filo in PVC (Cinelli *et al.*, 2007).

Nel 2005 l'Università di Alicante, Spagna, ha sperimentato il trapianto di zolle di *P. oceanica* per testare la fattibilità di questa metodologia di trapianto su media scala (200m²) sia come misura compensativa che di minimizzazione dell'impatto su praterie (Fig.3.2.15). 200 zolle di 1m² di superficie e 40 cm di profondità, compresi rizomi radici e sedimenti associati sono stati asportati da una prateria di cui era prevista la distruzione a causa dell'imminente ampliamento di un porto, trasportate sott'acqua con palloni di sollevamento e fissati al fondo in aree sabbiose non vegetate all'interno di una prateria adiacente, alla medesima profondità (Sanchez-Lisazo *et al.*, 2009a). La copertura (di rizomi viventi) e la densità dei fascicoli foliari sulle zolle sono state misurate dopo 7, 19 e 31 mesi dal trapianto. Dopo 7 mesi si registra una mortalità dell'85% circa dei fascicoli foliari sulle zolle trapiantate, che infatti presentano una densità dei fasci foliari significativamente inferiore rispetto alle praterie di controllo (86-244 fasci m⁻² vs 366-516 fasci m⁻²) (Fig.3.2.14). Successivamente la densità dei fascicoli foliari rimane piuttosto stabile sulle zolle trapiantate. Nei siti di trapianto la copertura di rizomi viventi è minore e la quantità di rizomi morti è maggiore (copertura rizomi vivi 23-46% e morti 45-53%) rispetto ai siti di controllo (copertura rizomi vivi 73-99% e morti 1-10%). Poiché le condizioni ambientali nei siti di



Fig.3.2.14: Zolle di *P. oceanica* trapiantate dove si osserva una elevata mortalità dei rizomi (da Sanchez-Lisazo *et al.*, 2009b)

trapianto erano ritenute ottimali (i lavori di ampliamento del porto non erano ancora iniziati) e non si sono verificate infezioni o perdite di unità dovute a ancoraggio insufficiente, gli autori attribuiscono i risultati negativi ottenuti a stress durante il trasporto o ad una maggiore sensibilità di *P. oceanica* rispetto alle specie australiane di *Posidonia* su cui questa metodica ha dato discreti risultati (Paling *et al.*, 2001a,b). Il trapianto di 200m² di prateria ha richiesto 100 giorni di lavoro, con costi insostenibili su larga scala (il target per la compensazione era il ripristino di 40 ha di prateria). Un altro problema è la localizzazione di aree idonee al reimpianto delle unità, in cui non sia già presente la prateria ma vi siano tutti i requisiti dell'habitat necessari per la sopravvivenza della pianta. Inoltre questa tecnica è altamente distruttiva per il letto donatore: ove sono state prelevate le zolle, i margini della prateria mostrano segni di erosione dovuto all'esposizione al moto ondoso, infangamento e conseguente perdita di vitalità del letto donatore (Sanchez-Lisazo *et al.*,2009b) (Fig.3.2.15). Gli autori concludono che il

trapianto su larga scala di *P. oceanica* non è fattibile e che da un punto di vista gestionale è preferibile puntare alla protezione delle praterie esistenti (Sanchez-Lisazo *et al.*,2009a).



Fig.3.2.15: Prateria donatrice: margini dai quali è avvenuta l'estrazione delle zolle, presenza di rizomi morti ed infangamento (Sanchez-Lisazo *et al.*,2009b)

3.3 Metodi indipendenti dal letto donatore: semi e germogli

La pianificazione di progetti di ripristino, pone notevoli problemi circa il danno arrecato ai letti donatori da cui viene prelevato il materiale con le tecniche che utilizzano *spring*, ma soprattutto *plugs* e *sods* per i trapianti, nonché per la grande quantità di lavoro richiesta e gli elevati costi che rendono queste tecniche non applicabili su larga scala (da pochi ettari a centinaia o migliaia di ettari). Sulla base di queste considerazioni la possibilità di utilizzare semi o germogli per il ripristino delle praterie di fanerogame marine, con notevole risparmio in termini di tempi di lavoro ed, in alcuni casi, dei costi, è stata esplorata più volte in questi ultimi anni. Inoltre questi metodi possono favorire il ripristino di praterie con una maggiore variabilità genetica rispetto alle tecniche vegetative. La rivegetazione tramite raccolta, trasporto e rilascio di semi è stato sperimentato su *Zostera marina* in Chesapeake Bay (Orth *et al.*, 2003) ed in Delmarva Bay, USA (Orth *et al.*, 2006c). Nel 2004 24 milioni di germogli sono stati distribuiti su un'area di 46 ha, ove precedentemente era presente *Z. marina*, ed il 5-15% ha germinato, producendo una copertura del 38% dopo tre anni sui 52 plot di 0.4 ha l'uno su cui sono stati rilasciati i semi (Orth *et al.*, 2006c). Inoltre la configurazione delle aree vegetate da foto aeree indica che i semi una volta rilasciati tendono a rimanere in situ, probabilmente perché sensibili a barriere micro topografiche (Orth *et al.*, 1994).

Tra i fattori che possono influenzare la germinazione dei semi di *Z. marina* vi sono la predazione il seppellimento (Harwell e Orth, 1999; Fonseca *et al.*, 1998), la profondità e la densità (Granger *et al.*, 2000; Nixon *et al.*, 2002 disponibile al sito <http://ciceet.unh.edu/spotlight/nixon.html>). La rivegetazione tramite germogli è stata sperimentata successivamente con alcune varianti, come il trasporto con sacche galleggianti di rizomi riproduttivi (che portano ancora attaccati i frutti) (Goshorn, 2006; Orth *et al.*, 2006b; Shafer and Bergstrom, 2008), il posizionamento dei semi in sacche di canapa ancorate al fondo (Harwell e Orth, 1999) e l'utilizzo di macchine per la dispersione dei semi (Nixon *et al.*, 2002) (Fig.3.3.1).

In Australia la possibilità di utilizzare il metodo dei germogli per ripristinare praterie di *Posidonia spp.* ed *Amphibolis spp.* è stata esplorata coltivando germogli in acquario e successivamente trapiantandoli utilizzando contenitori biodegradabili contenenti sabbia (Seddon *et al.*, 2005; Wear *et al.*, 2006). La



Fig.3.3.1: Dall'alto in senso orario: macchina utilizzata per la raccolta di rizomi riproduttivi, apparato per la dispersione dei semi, nelle altre immagini preparazione e dispersione delle sacche galleggianti contenenti fascicoli riproduttivi (da Goshorn, 2006).

sperimentazione sui semi di *Posidonia spp.* è stata condotta per tre anni dal 2001 al 2003 nell'area metropolitana di Adelaide dai laboratori del SARDI (South Australian Research and Development Institute) ed ha incontrato notevoli difficoltà legate all'elevata variabilità di produzione di semi tra annate differenti, alla velocità di crescita molto lenta, ed a problemi tecnici della coltivazione in acquario (Seddon *et al.*, 2005)(Fig.3.3.2). Nel 2001 Frutti di *P. australis*, *P. sinuosa* ed *P. angustifolia* sono stati raccolti e allevati in vasca fino alla deiscenza dei frutti ed allo sviluppo del fascio e della radice per alcuni centimetri. Successivamente i germogli sono stati posti in contenitori biodegradabili riempiti di sabbia anch'essi posti in vasche. La quantità di frutti che rilascia semi è altamente variabile in funzione della provenienza, compresa tra lo 0.5-50%.

Dopo sei settimane la sopravvivenza dei germogli è del 95% e l'osservazione prosegue per i successivi 11 mesi. Nel 2002 non vengono trovati frutti. Nel 2003 i frutti vengono raccolti sia ancora attaccati alla pianta in immersione sia dopo lo spiaggiamento, allevati in vasca fino alla deiscenza e poi i germogli vengono posti nuovamente nei contenitori biodegradabili e monitorati in vasca per 11 mesi. Il 93.5% dei frutti si schiude e produce semi, con una notevole differenza tra i frutti raccolti direttamente dalla pianta (80%) e quelli spiaggiati (34%). Solo l'8% dei germogli sopravvive dopo 11 mesi, l'elevata mortalità osservata è imputata alla crescita di grandi quantità di epifiti, che riduce la quantità di luce che raggiunge i tessuti fotosintetizzanti e può limitare gli scambi gassosi e di nutrienti, probabilmente producendo una condizione di stress nei germogli (Seddon *et al.*, 2005). A partire da questi risultati i ricercatori del SARDI stanno sviluppando una metodica diversa che prevede la raccolta e allevamento in vasca dei semi fino alla deiscenza e successivamente il trapianto dei germogli in situ in piccoli sacchi di canapa, senza un'ulteriore fase di sviluppo in vasca (Wear, 2006) (Fig.3.3.3). Questa metodica è stata implementata a seguito dell'osservazione del reclutamento naturale di germogli di *Posidonia spp* su *matte* e radici esposte in corrispondenza di zone di erosione presenti all'interno delle praterie. I primi risultati indicano una elevata mortalità nella fase di trapianto, ma i germogli restanti mostrano elevata sopravvivenza e elevati tassi di accrescimento (Wear, 2006). Migliori risultati sono stati ottenuti in un'altra esperienza condotta in Australia occidentale. Tra il 2003 ed il 2006 76 germogli di *P. australis*

coltivati in laboratorio e 60 prelevati sul campo sono stati trapiantati e fissati al substrato rispettivamente con fermagli per capelli e di forcelle di metallo, registrando a distanza di un anno una sopravvivenza del 60% dei germogli coltivati in laboratorio e l'80% dei germogli cresciuti in natura



Fig.3.3.2: In alto raccolta dei semi di *Posidonia spp*, al centro e sotto germogli posti in contenitori biodegradabili riempiti di sabbia e tenuti in vasche fino al momento del trapianto in situ.

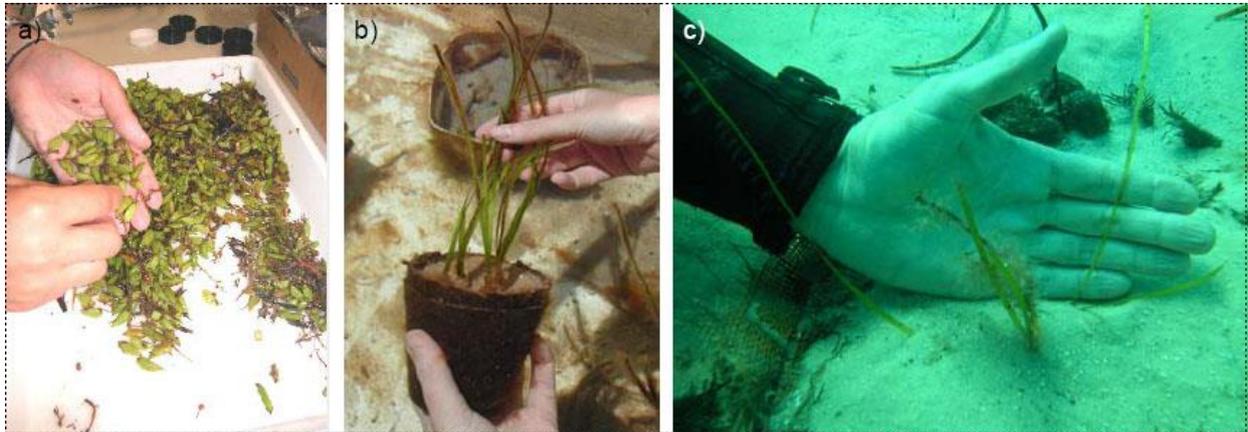


Fig.3.3.3: Raccolta di semi di *Posidonia spp*, trapianto in vaso o alternativamente direttamente in situ in piccoli sacchi di canapa (Wear., 2006).

(Ganassin e Gibbs, 2008). In un secondo esperimento 120 germogli sono stati trapiantati e dopo sei mesi presentavano una sopravvivenza del 100% (Ganassin e Gibbs, 2008).

Trapianti sperimentali con propositi di ripristino sono stati realizzati su *P. oceanica* in un'area precedentemente impattata in Liguria (Balestri *et al.*, 1998). Germogli di due mesi di età coltivati in acquario sono stati trapiantati su diverse tipologie di substrato (*matte* morta e ciottoli), inseriti in 3x3 cm di tessuto fissati a griglie di plastica di 25x25 cm usando un filo di nylon, le griglie sono state a loro volta assicurate al substrato con sbarre metalliche. Dopo tre anni il 70% dei germogli sopravvive su *matte*, con una mortalità più elevata nei primi sei mesi, mentre su ciottoli i germogli non sopravvivono dopo i primi mesi. Probabilmente il movimento dei ciottoli in acqua e lo sfregamento continuo costituisce un disturbo fisico per i germogli e può danneggiarli, mentre su *matte* la presenza di vegetazione algale può favorirne la ritenzione e l'attecchimento (Balestri *et al.*, 1998).

3.4 Facilitazione del reclutamento naturale

Il mancato reclutamento di una specie in un determinato sito attraverso propaguli vegetativi (*cuttings*, *ramets*) o sessuali (germogli) può essere dovuto alla mancanza dei propaguli stessi nell'area, a causa dell'eccessiva lontananza delle praterie da cui questi hanno origine o al fatto che venti e correnti dominanti evitano che i propaguli raggiungano il sito, oppure ancora può avvenire perché i propaguli non riescono ad ancorarsi al substrato a causa di forti correnti e mareggiate o dell'instabilità del sedimento (Seddon, 2004). Se il mancato reclutamento è dovuto ad una di queste cause è possibile intervenire con delle azioni che vanno dalla semplice raccolta, trasporto e rilascio dei propaguli nel sito di interesse, fino al posizionamento di strutture sul fondale che incrementino le probabilità di intercettazione dei propaguli, di sopravvivenza e sviluppo, in relazione alle caratteristiche morfologiche ed ecologiche delle singole specie.

Facilitare il processo naturale di recupero delle praterie ed il reclutamento di propaguli può rappresentare un mezzo per realizzare il ripristino delle praterie o coadiuvarne il recupero naturale, ove già in atto. Questi metodi stanno cominciando ad essere sperimentati solo di recente, ma offrono notevoli vantaggi rispetto alle tecniche sviluppate in precedenza, tra cui costi più bassi, minore quantità di lavoro richiesto, e quindi applicabilità su larga scala (Orth *et al.*, 2006a).

Un mezzo molto semplice di massimizzare il successo di qualsiasi evento di reclutamento è la raccolta ed il rilascio di semi, germogli o frammenti di rizoma nel sito desiderato. Questo metodo, come visto in precedenza, è stato applicato con successo con i semi per *Zostera marina* in Chesapeake Bay e Delmarva Bay (Orth *et al.*, 1994; Harwell e Orth 1999; Orth *et al.*, 2006c). Tuttavia questo approccio è applicabile solo in ambienti a bassa energia, dove i propaguli non vengono dislocati dalle correnti e in casi in cui il substrato è idoneo alla sopravvivenza ed allo sviluppo della specie.

In occasione di una campagna di trapianti di *Amphibolis spp.*, in cui venivano utilizzati tessuti di canapa per stabilizzare i rizomi, è stato osservato che i germogli di *Amphibolis spp.*, muniti di un apparato di ancoraggio a forma di uncino, si agganciavano e reclutavano spontaneamente sui tessuti (Wear *et al.*, 2006) (Fig.3.4.1). A partire da queste osservazioni un esperimento pilota è stato messo a punto dai

ricercatori del SARDI in Holfast Bay, Australia meridionale, per valutare il potenziale di varie strutture di canapa posizionate sul fondo nel ritenere e favorire il reclutamento di germogli di *Amphibolis antarctica* e *A. griffithii* (Wear *et al.*, 2006). Sono stati utilizzati sacchi, strisce e stuoie di canapa. Dopo circa cinque settimane dalla deposizione sul fondo di queste strutture, 16514 germogli (157.2 germogli m⁻²) si sono insediati sulle unità sperimentali (Fig.3.4.2). La ritenzione e la sopravvivenza dei germogli è diminuita nel

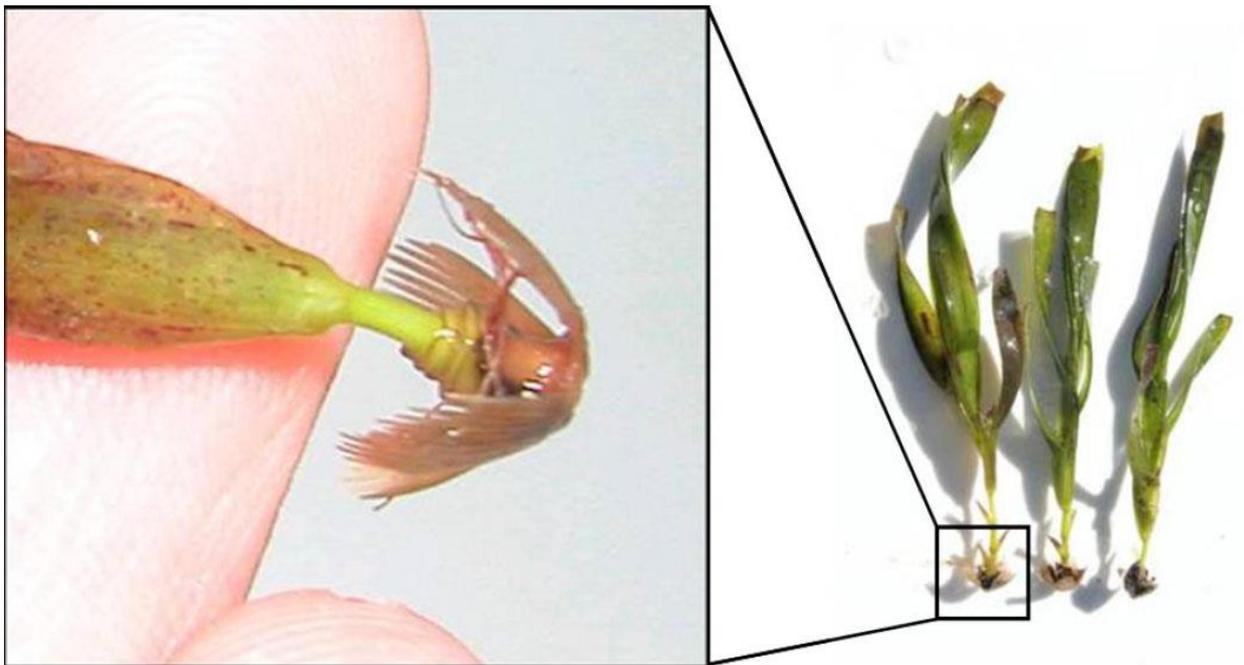


Fig.3.4.1: Germogli di *Amphibolis antarctica*, a sinistra particolare dell'uncino che consente alla pianta di restare impigliata al substrato.



Fig.3.4.2: Varie tipologie di materiali di canapa utilizzati per la facilitazione del reclutamento naturale di *Amphibolis antarctica* (da Wear *et al.*, 2006).

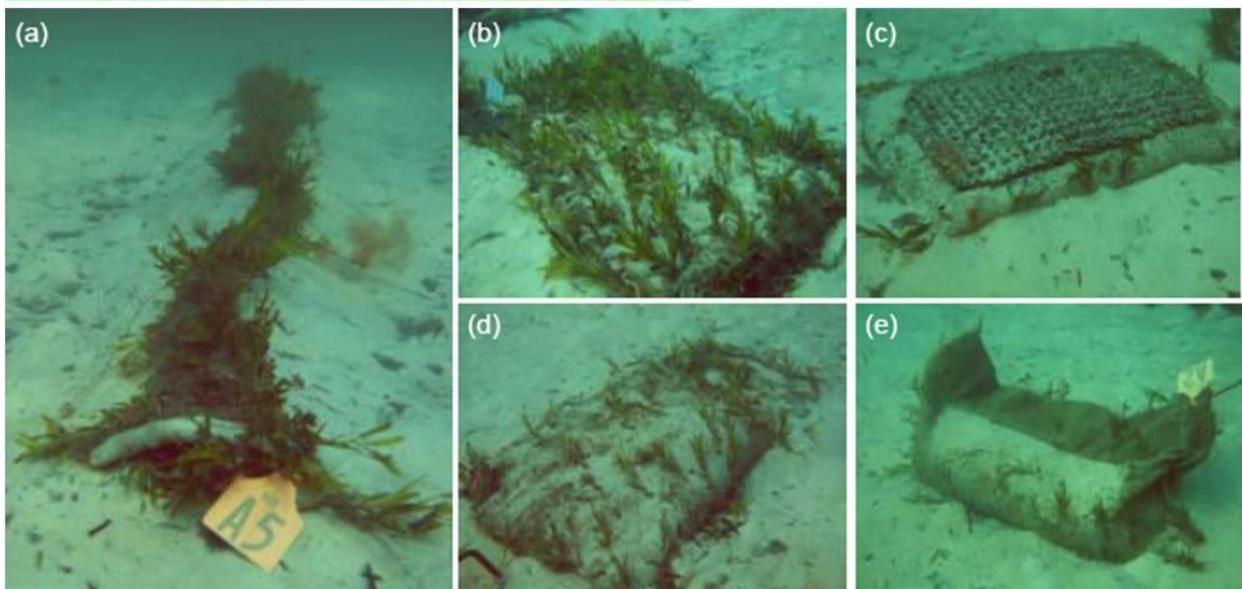


Fig. 3.4.3: Reclutamento dei germogli di *Amphibolis griffithii* dopo 5 settimane dal posizionamento dei supporti di canapa. a) su strisce di canapa, b) su sacchi di canpa con doppio strato, c) su sacchi di canapa ricoperti da stuoie, d) su sacchi di canapa più grandi, e) su sacchi di canapa con ali.

tempo ma dopo un anno il 31.4% dei germogli era ancora presente. I migliori risultati sono stati ottenuti con sacchi di canapa coperti da un tessuto anch'esso di canapa a maglia lassa (Fig.3.4.3). Il metodo sviluppato presenta notevoli vantaggi rispetto a quelli sperimentati precedentemente, in quanto non distruttivo, conveniente per il rapporto costi efficacia, facilmente applicabile su larga scala senza l'aiuto di subacquei. Il costo stimato dagli autori è di 10.000\$ per riabilitare un ettaro di prateria, nettamente inferiore rispetto alle tecniche precedenti.

In Florida per rimediare ai danni prodotti dalle imbarcazioni che toccano il fondale al momento dell'approdo lasciando delle cicatrici (*propellor scars*) all'interno delle praterie multi specifiche di *Halodule wrightii* e *Thalassia testudinum*, sono stati utilizzati picchetti di sostegno posti in corrispondenza di aree impattate, sui quali gli uccelli si fermano e rilasciano feci, notoriamente ricche in fosforo. L'incremento dell'input di nutrienti favorisce un recupero più veloce delle specie (Ganassin e Gibbs, 2008).

In questo contesto si inseriscono le osservazioni condotte da Di Carlo *et al.* (2005, 2007, Di Carlo 2004, Badalamenti *et al.*, in prep.) nel sito di Capo Feto, Sicilia sud-occidentale, ove è stato osservato che la presenza di su un substrato costituito da cumuli di massi calcarei, utilizzati come materiale di riempimento della fossa scavata per la deposizione di un metanodotto, facilitava l'insediamento ed il reclutamento di propaguli vegetativi di *P. oceanica*, permettendo il recupero naturale della prateria a velocità molto elevate per questa specie (Badalamenti *et al.*, in prep.) (vedi capitolo successivo). Queste osservazioni risultano di importanza ancora maggiore se si considera che i trapianti sperimentali realizzati su *P. oceanica* con varie metodologie su piccola o media scala, e monitorati per periodi di tempo sufficientemente lunghi (almeno 3 anni), non solo comportano costi elevati e sono logisticamente e finanziariamente insostenibili a larga e media scala, ma soprattutto hanno dato sempre esito negativo (Vangeluwe, 2007; Sanchez-lisazo *et al.*, 2009a) o quantomeno altamente variabile (Molenaar e Meinesz, 1995).

3.5 Project planning and site selection

L'insufficiente attenzione alla pianificazione degli interventi di ripristino è stata indicata come uno dei fattori principali che ha condotto al fallimento di molti dei tentativi fatti nel passato. Sulla base delle esperienze positive e dei fallimenti pregressi sono stati proposti alcuni protocolli da seguire nella progettazione di interventi di ripristino e selezione di siti idonei per la riabilitazione o il ripristino dei sistemi a fanerogame marine (Fonseca *et al.*, 1998; Campbell, 2002; Short *et al.*, 2002; van Katwijk *et al.*, 2009).

I principali fattori da considerare sono:

- La scelta di siti in cui è nota la presenza delle praterie di fanerogame marine in tempi storici
- La chiara identificazione del fattore/i che hanno causato la scomparsa della prateria dal sito e l'eliminazione della fonte/i di disturbo
- Le condizioni ambientali locali quali luce, idrodinamismo, condizioni chimico-fisiche delle acque e dei sedimenti, tipologia di substrato e regime sedimentario, *bioturbation* in relazione alle caratteristiche biologiche ed ecologiche della specie che si vuole reintrodurre, e dunque la realizzazione dei requisiti dell'habitat della specie nel sito prescelto
- La considerazione delle condizioni ambientali del sito in relazione alla tecnica di ripristino scelta
- L'eventuale danno arrecato alle praterie esistenti, ai letti donatori ed eventualmente alla banca dei semi
- Costi sostenibili
- Il monitoraggio dei progetti sul lungo termine, preferibilmente almeno per cinque anni.

3.6 Letteratura citata

Bos, A., M., van Katwijk, (2007) Planting density, hydrodynamic exposure and mussel beds affect survival of transplanted intertidal eelgrass. *Marine Ecology Progress Series*, **336**, 121-129.

Augier, H., C. Eugene, *et al.* (1996) *Posidonia oceanica* re-implantation technology of the marine gardeners is now operational on a large scale. *Ocean & Coastal Management*, **30**(2-3), 297-307.

Balestri, E., L. Piazzini, *et al.* (1998) Survival and growth of transplanted and natural seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in a damaged coastal area. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **228**(2), 209-225.

Bastyan, G.R., M.L. Cambridge (2008) Transplantation as a method for restoring the seagrass *Posidonia australis*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **79**(2), 289-299.

Bull, J.S., C.R. Daniel, *et al.* (2004) An Experimental Evaluation of Different Methods of Restoring *Phyllospadix torreyi* (Surfgrass), *Restoration Ecology*, **12**(1), 70-79.

Cambridge, M.L., G.R. Bastyan, *et al.* (2002) Recovery of *Posidonia* meadows in oyster harbour, southwestern Australia. *Bulletin of Marine Science*, **71**(3), 1279-1289.

Cambridge, M.L., G.A. Kendrick (2009) Contrasting responses of seagrass transplants (*Posidonia australis*) to nitrogen, phosphorus and iron addition in an estuary and a coastal embayment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **371**(1), 34-41.

Campbell, M.L. (2002) Getting the foundation right: A scientifically based management framework to aid in the planning and implementation of seagrass transplant efforts. *Bulletin of Marine Science*, **71**, 1405-1414.

Campbell, M.L., E.I. Paling (2003) Evaluating vegetative transplant success in *Posidonia australis*: a field trial with habitat enhancement. *Marine Pollution Bulletin*, **46**(7), 828-834.

Cinelli, F.L., F. Boccalaro, *et al.* (2007) The experimental use in the sea of terrestrial bioengineering technical systems. *Biologia Marina Mediterranea*, **14**(2), 342-343.

Davis, R., C., F. Short, T., *et al.* (1998) Quantifying the Effects of Green Crab Damage to Eelgrass Transplants. *Restoration Ecology*, **6** (3), 297-302.

Di Carlo, G. (2004) The natural recolonisation process of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile after the introduction of the Italo-Algerian methane pipeline in the SW Mediterranean sea. *School of Ocean and Earth Science Faculty of Engineering, Science and Mathematics University of Southampton*, Southampton: 259.

Di Carlo, G., F. Badalamenti, *et al.* (2005) Colonisation process of vegetative fragments of *Posidonia oceanica* (L.) Delile on rubble mounds. *Marine Biology*, **147**(6), 1261-1270.

Di Carlo, G., F. Badalamenti, *et al.* (2007) Recruitment of *Posidonia oceanica* on rubble mounds: Substratum effects on biomass partitioning and leaf morphology. *Aquatic Botany*, **87**(2), 97-103.

Fishman, J., R., R. Orth, J., *et al.* (2004) A Comparative Test of Mechanized and Manual Transplanting of Eelgrass, *Zostera marina*, in Chesapeake Bay: 214-219.

Fonseca, M.S., W.J. Kenworthy, *et al.* (1998) Guidelines for the Conservation and Restoration of seagrass in the United States and Adjacent Waters. *NOAA'S Coastal Ocean Program*. U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, Coastal Ocean Office: 230.

Ganassin, C., P.J. Gibbs (2008) A review of seagrass planting as a means of habitat compensation following loss of seagrass meadow. *Fisheries Final Report Series*. NSW Department of Primary Industries, Cronulla, Australia.

Gobert, S., J. Lepoint, *et al.* (2005) Restoration of seagrass meadow: means and limitation. In: E. Ozhan (Ed.), *MedCoast*, 1323-1334.

Granger, S., M.S. Traber, *et al.* A Practical Guide for the Use of Seeds in Eelgrass (*Zostera marina* L.) Restoration Part I: Collection, Processing, and Storage. In: M. Schwartz (Ed), *Rhode Island Sea, Grant, Narragansett, R.I.*: 20.

Harwell, M.C., R.J. Orth (1999) Eelgrass (*Zostera marina* L.) seed protection for field experiments and implications for large-scale restoration. *Aquatic Botany*, **64**(1), 51-61.

Hughes, R.G., D. Lloyd, *et al.* (2000) The effects of the polychaete *Nereis diversicolor* on the distribution and transplanting success of *Zostera noltii*. *Helgoland Marine Research*, **54**(2), 129-136.

Kaldy, J.E., K.H. Dunton, *et al.* (2004) Factors Controlling Seagrass Revegetation onto Dredged Material Deposits: A Case Study in Lower Laguna Madre, Texas. *Journal of Coastal research*, **20**(1) 292-300.

Lepoint, G., D. Vangeluwe, *et al.* (2004) Nitrogen dynamics in *Posidonia oceanica* cuttings: implications for transplantation experiments. *Marine Pollution Bulletin*, **48**(5-6), 465-470.

Lord and Associates, Ltd, D.A.L., A. Pty, *et al.* (2005) Seagrass Rehabilitation An Overview: 24.

Meinesz, A., G. Caye, *et al.* (1991) Growth and development in culture of orthotropic rhizomes of *Posidonia oceanica*. *Aquatic Botany*, **39**(3-4), 367-377.

Meinesz, A., H. Molenaar, *et al.* (1992) Vegetative Reproduction in *Posidonia oceanica*: I. Effects of Rhizome Length and Transplantation Season in Orthotropic Shoots. *Marine Ecology PSZN*, **13**(2), 163-174.

Mike van, K., I.P. Eric, *et al.* (2003) Effect of Planting Unit Size and Sediment Stabilization on Seagrass Transplants in Western Australia: 50-55.

Molenaar, H., A. Meinesz (1992) Vegetative Reproduction in *Posidonia oceanica* II. Effects of Depth Changes on Transplanted Orthotropic Shoots: 175-185.

Molenaar, H., A. Meinesz (1995) Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*: Survival and Development of Transplanted Cuttings According to Different Spacings, Arrangements and Substrates. *Botanica Marina*, **38**, 313-322.

Molenaar, H., A. Meinesz, *et al.* (1993) Vegetative Reproduction in *Posidonia oceanica*. Survival and Development in Different Morphological Types of Transplanted Cuttings. *Botanica Marina*, **36**, 481-488.

Moore, K.A., R.L. Wetzel, *et al.* (1997) Seasonal pulses of turbidity and their relations to eelgrass (*Zostera marina* L.) survival in an estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **215**(1), 115-134.

Orth, R., S. Marion, *et al.* (2010) Eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Chesapeake Bay Region of Mid-Atlantic Coast of the USA: Challenges in Conservation and Restoration. *Estuaries and Coasts*, **33**(1), 139-150.

Orth, R.J., T.J.B. Carruthers, *et al.* (2006a) A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *BioScience*, **56**(12), 987-996.

Orth, R.J., M.C. Harwell, *et al.* (1999) A rapid and simple method for transplanting eelgrass using single, unanchored shoots. *Aquatic Botany*, **64**(1), 77-85.

Orth, R.J., M.C. Harwell, *et al.* (2006b) Ecology of Seagrass Seed and Dispersal Strategies. In: A.W.D. Larkum, R.J. Orth & C.M. Duarte (Eds). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands: 111-133.

Orth, R.J., R.F. James, *et al.* (2003) Seed-density effects on germination and initial seedling establishment in eelgrass *Zostera marina* in the Chesapeake Bay region: 71-79.

Orth, R.J., M. Luckenbach, *et al.* (1994) Seed Dispersal in a Marine Macrophyte: Implications for Colonization and Restoration. *Ecology*, **75**(7), 1927-1939.

Orth, R.J., M.L. Luckenbach, *et al.* (2006c) Seagrass recovery in the Delmarva Coastal Bays, USA. *Aquatic Botany*, **84**(1), 26-36.

Paling, E., M., van Keulen, *et al.* (2007) Seagrass Transplanting in Cockburn Sound, Western Australia: A Comparison of Manual Transplantation Methodology Using *Posidonia sinuosa* Cambridge et Kuo. *Restoration Ecology*, **15** (2) 240-249.

Paling, E., M., van Keulen, *et al.* (2003) Influence of Spacing on Mechanically Transplanted Seagrass Survival in a High Wave Energy Regime. *Restoration Ecology*, **11**(1) 56-61.

Paling, E., M., van Keulen, *et al.* (2001a) Mechanical seagrass transplantation in Western Australia. *Ecological engineering* 16(3), 331-339.

Paling, E., M., van Keulen, *et al.* (2001b) Improving mechanical seagrass transplantation. *Ecological engineering* 18(1), 107-113.

Park, J.-I., K.-S. Lee Development of transplantation method for the restoration of surfgrass, *Phyllospadix japonicus*, in an exposed rocky shore using an artificial underwater structure. *Ecological Engineering*, **36**(4), 450-456.

Park, J.-I., K.-S. Lee (2007) Site-specific success of three transplanting methods and the effect of planting time on the establishment of *Zostera marina* transplants. *Marine Pollution Bulletin*, **54**(8), 1238-1248.

Sheridan, P., G., McMahan *et al.* (1998) Factors Affecting Restoration of *Halodule wrightii* to Galveston Bay, Texas. *Restoration Ecology* **6**(2) 144-158.

Piazzini, L., E. Balestri, *et al.* (1998) Experimental transplanting of *Posidonia oceanica* (L.) Delile into a Disturbed Habitat in the Mediterranean Sea. *Botanica Marina*, **41**, 593-601.

Sanchez-Lizaso, J.L., Y. Fernandez-Torquemada, *et al.* (2009a) Evaluation of the viability of *Posidonia oceanica* transplants associated with a marina expansion. *Botanica Marina*, **52**(5), 471-476.

Seddon, S., R. Wear, *et al.* (2005) Seagrass Rehabilitation in Adelaide Metropolitan Coastal Waters II. Development of Donor Bed Independent Methods using *Posidonia* seedlings. *SARDI Research Report Series*. South Australian Research and Development Institution.

Shafer D.J., P. Bergstrom (2008) Large-Scale Submerged Aquatic Vegetation Restoration in Chesapeake Bay, Status report 2006-2008, Engineer Research and Development Center, US Army Corps of Engineers.

Sheridan, P. (2004) Recovery of floral and faunal communities after placement of dredged material on seagrasses in Laguna Madre, Texas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **59**(3), 441-458.

Sheridan, P., T.J. Minello (2003) Nekton use of different habitat types in seagrass beds of Lower Laguna Madre, Texas. *Bulletin of Marine Science*, **72**, 37-61.

Short, F.T., R.C. Davis, *et al.* (2002) Site-selection model for optimal transplantation of eelgrass *Zostera marina* in the northeastern US. *Marine Ecology Progress Series*, **227**, 253-267.

Spurgeon, J. (1999) The Socio-Economic Costs and Benefits of Coastal Habitat Rehabilitation and Creation. *Marine Pollution Bulletin*, **37**(8-12), 373-382.

Stephanie, S. (2004) Going with the flow: Facilitating seagrass rehabilitation. *Ecological management and restoration*, **5** (3), 167-176.

Sánchez Lizaso, J.L., Y.F. Torquemada, *et al.* (2009b) EFECTIVIDAD DE LOS TRANSPLANTES DE POSIDONIA OCEANICA EFECTUADOS EN EL ENTORNO DEL PUERTO DEPORTIVO LUIS CAMPOMANES (ALTEA). *Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante*. WWF.

Tamaki, H., M. Tokuoka, *et al.* (2002) Deterioration of eelgrass, *Zostera marina* L., meadows by water pollution in Seto Inland Sea, Japan. *Marine Pollution Bulletin*, **44**(11), 1253-1258.

Uhrin, A., M. Hall, *et al.* (2009) Survival and Expansion of Mechanically transplanted seagrass sods. *Restoration Ecology*, **17**(3), 359–368.

van Katwijk, M.M., A.R. Bos, *et al.* (2009) Guidelines for seagrass restoration: Importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. *Marine Pollution Bulletin*, **58**(2), 179-188.

van Katwijk, M., D.C.R. Hermus (2000) Effects of water dynamics on *Zostera marina*: transplantation experiments in the intertidal Dutch Wadden Sea: 107-118.

Vangeluwe, D. (2007) Effets de la transplantation sur la biométrie et sur la dynamique des nutriments, du carbone et de la chlorophylle de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Faculté des Sciences Département des Sciences et Gestion de l'Environnement Océanographie biologique*. Université de Liège.

Vangeluwe, D., J. Lepoint, *et al.* (2004) Effects de la transplantation sur les pousses de *Posidonia oceanica*. *Vie et Milieu*, **54**(4), 223-230.

Wear, R., J.E. Tanner, *et al.* (2006) Seagrass Rehabilitation in Adelaide Metropolitan Coastal Waters III. Development of Recruitment Facilitation Methodologies. *SARDI Research Report Series*. South Australian Research and Development Institution: 48.

Wear, R., (2006) Recent advantage in seagrass restoration, *SARDI Research Report Series*. South Australian Research and Development Institution: 140.

West, R.J., N.E. Jacobs, *et al.* (1990) Experimental transplanting of seagrasses in Botany Bay, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, **21**(4), 197-203.

Capitolo IV

Breve riepilogo dell'esperienza di Capo Feto



4.1 Il caso studio di Capo Feto

Le informazioni esposte in questo capitolo provengono dalle tesi di dottorato del Dr. Giuseppe di Carlo e della Dr.ssa Adriana Alagna, dagli articoli scientifici ad esse connessi e dal rapporto “Indagini ambientali sull'approdo costiero di Capo Feto (Mazara del Vallo), Resoconto sulle campagne di studio 1995-1998”, prodotto dall'IAMC CNR di Mazara del Vallo (TP), Laboratorio di Ecologia Marina di Castellammare del Golfo (TP), per la Consulenza Scientifica richiesta dalla Società Transmediterranean Pipeline Company L.t.d. (TMPC) in relazione all'esecuzione dei lavori di scavo in zona Capo Feto (Trapani) necessari per la posa delle condotte sottomarine di potenziamento del sistema di importazione di gas metano dall'Algeria.

L'area di studio di Capo Feto è localizzata lungo la costa sud-occidentale della Sicilia (Italia) e si estende dalla superficie fino a circa 30 m di profondità, su un'area di circa 700 m di ampiezza per 2600 m di lunghezza (Fig.4.1.1). Dal punto di vista geologico l'area è costituita da un *plateau* calcareo su cui *P. oceanica* forma una prateria continua dalla superficie fino ai 30 m. La prateria di Capo Feto è parte di una formazione più ampia che interessa tutta la Sicilia occidentale e si estende per circa 42300 ha (SI.DI.MAR., 2002) rappresentando la più ampia formazione di fanerogame marine della Sicilia. La realizzazione del metanodotto Italo-Algerino ha richiesto due interventi di dragaggio in corrispondenza dell'approdo costiero di Capo Feto. Il primo intervento è avvenuto negli anni 1980-1981, con lo scavo di una prima trincea sulla prateria, l'alloggiamento delle condotte ed il successivo ricoprimento con materiali residuali provenienti dall'escavazione. Sulla sommità di questi è stato deposto uno stato di massi calcarenitici, parte dei quali si è eroso progressivamente, dando origine ad accumuli di sabbia e ghiaia. A seguito di questi interventi il 40% della prateria nell'area di studio, corrispondente a 53.42 ha, è stato distrutto, a causa di impatti meccanici diretti quali rimozione e seppellimento, e del disturbo indiretto causato dal pennacchio di torbidità e dall'alterazione del regime sedimentario, per questo l'area impattata è notevolmente più ampia dell'area della trincea scavata (Badalamenti *et al.*, 2006; Badalamenti *et al.*, in prep.) (Fig. 4.1.2). Negli anni 1992-1993 è stato realizzato il potenziamento del metanodotto e due nuove condotte sono state deposte. In questa occasione i materiali dragati sono

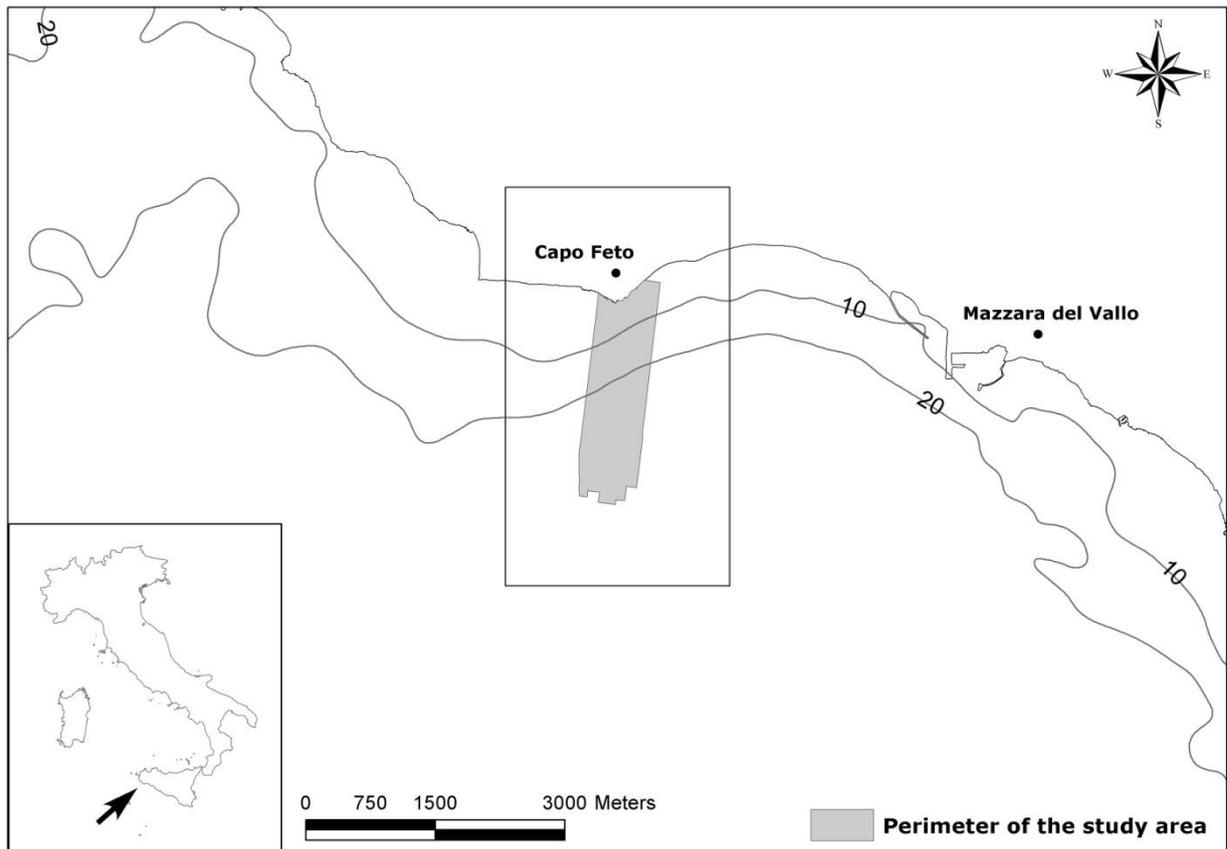


Fig.4.1.1: Area di studio di Capo Feto. In grigio è evidenziata l'area su cui è stata analizzata la variazione dei substrati nel tempo e la perdita di prateria di *P. oceanica* (da Badalamenti *et al.*, in prep).

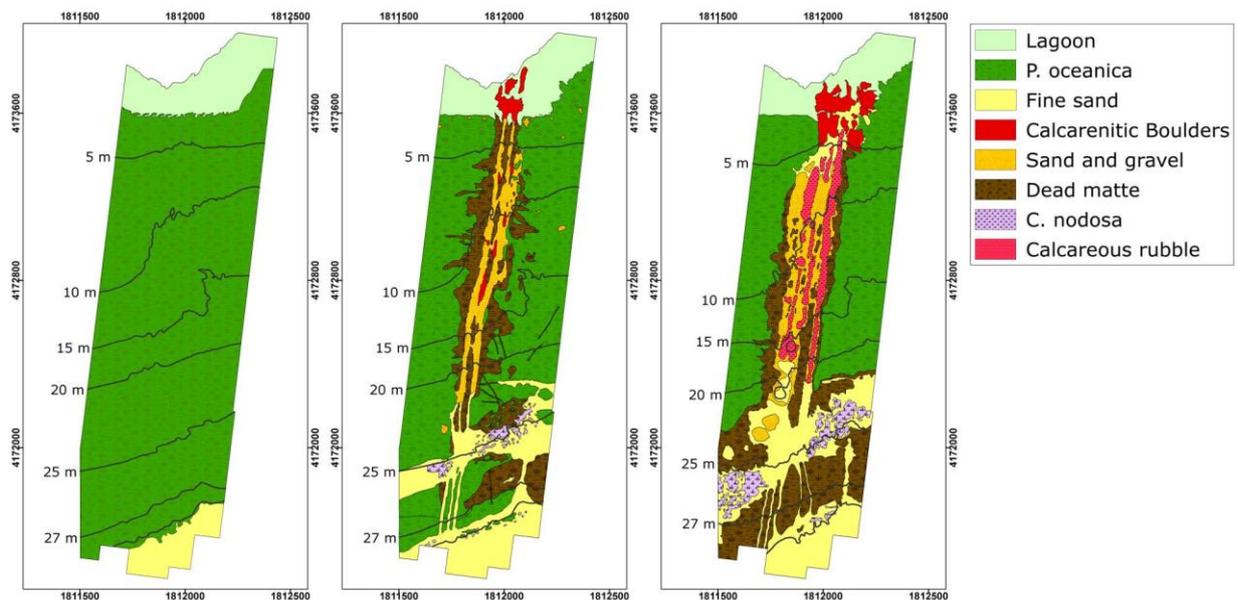


Fig. 4.1.2: Evoluzione dei substrati nell'area di studio: da sinistra: mappatura antecedente gli impatti, al centro mappatura successiva al primo intervento di dragaggio, e a destra mappatura successiva al secondo intervento di dragaggio (da Badalamenti *et al.*, in prep).

stati posizionati verso occidente, in direzione delle vecchie condotte, ove la prateria di *P. oceanica* era già notevolmente danneggiata e per riempire la trincea sono stati utilizzati massi calcarei, di forma irregolare e del diametro medio di 20 cm. Al termine delle operazioni di dragaggio, nel 1993, l'area impattata era costituita da un mosaico eterogeneo di materiali: sabbia e ghiaia provenienti dall'erosione del materiale calcarenitico si erano stabilizzati formando delle lenti soprattutto nella fascia di ponente e livellando parzialmente la trincea, i massi calcarei utilizzati come materiale di riempimento (dimensioni medie 19.2 ± 9.5 SD cm di lunghezza, 15.9 ± 2.3 SD cm di larghezza, 10.6 ± 1.9 SD cm di altezza)(Fig.4.1.3), e scaricati nella trincea formavano cumuli di circa 1.5 ± 0.4 SD m di altezza, 5 ± 1.1 SD m di diametro, di seguito indicati come *rubble mounds*, con una distanza tra i cumuli compresa tra 5 e 6 m, per un numero totale di 450, stimato in base ai dati di Side Scan Sonar (Di Carlo *et al.*, 2005) (Fig.4.1.4); inoltre ai margini della trincea erano presenti ampie aree di *matte* morta, mentre su sabbia in alcune zone, si era impiantata *Cymodocea nodosa*. Tracce di *matte* morta lasciate dalle ancore delle navi che avevano operato nella zona erano visibili ad una certa distanza dalla trincea. In seguito al secondo intervento di dragaggio il 76% dell'estensione iniziale della prateria è stata persa, per un totale di 81.20 ha (Badalamenti *et al.*, in prep.).

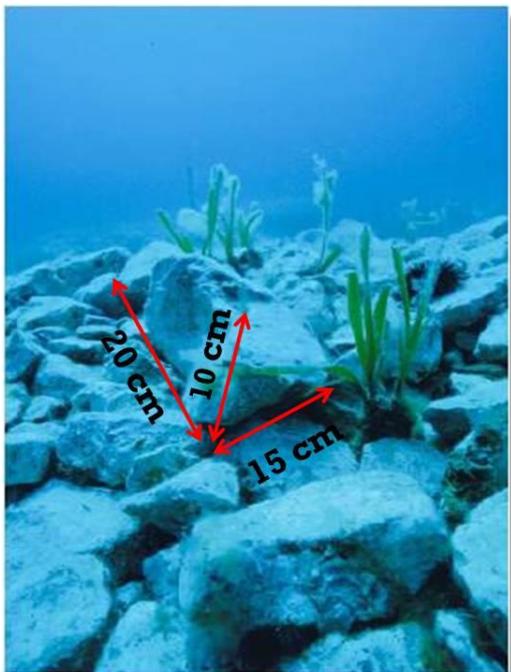


Fig. 4.1.3: Dimensioni medie dei massi calcarei utilizzati per colmare la trincea dopo il secondo intervento di dragaggio (modificato da Di Carlo, 2004).

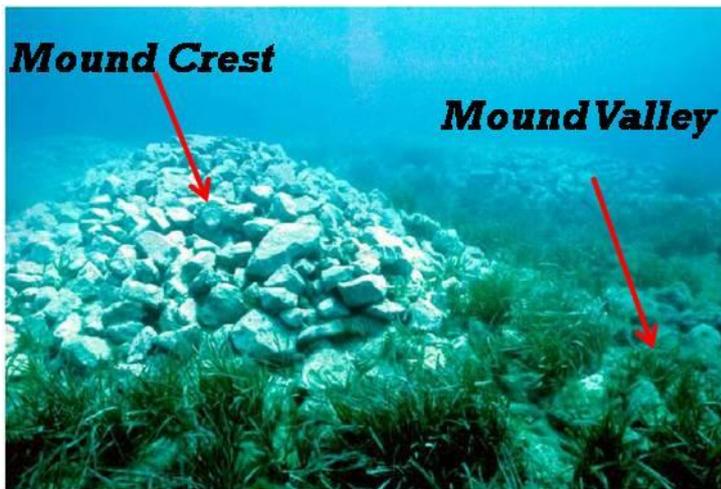


Fig. 4.1.4: Struttura del paesaggio sommerso formato dai cumuli di pietrame calcareo (*rubble mounds*) scaricato nella trincea come materiale di riempimento (modificato da Di Carlo, 2004).

Dal 1995 al 1998 sono state effettuate indagini sullo stato di salute della prateria di *P. oceanica* adiacente la trincea e della fauna ad essa associata. Sono stati confrontati densità dei fasci foliari, fenologia, dinamica di popolazione e di crescita dei fasci foliari della prateria, composizione specifica della fauna delle foglie, dei rizomi e *matte* a diverse profondità (5-10-15-20-25m) e distanze dalla trincea (5-15-30-50m) per valutare l'impatto prodotto dagli interventi di realizzazione del metanodotto su queste componenti dell'ecosistema.

Per quanto riguarda la fauna associata alla prateria sono stati presi in considerazione i molluschi come principali componenti della fauna associata a foglie e rizomi, e molluschi e policheti per la fauna associata alla *matte*. Le differenze riscontrate nei popolamenti sono riconducibili per lo più al gradiente batimetrico e non alla distanza dallo scavo (Fig. 4.1.5 e 4.1.6), ad eccezione di alcuni campioni superficiali prelevati dalla *matte*, caratterizzati da bassissimi valori di copertura della pianta nell'area del prelievo e da un notevole quantitativo di sabbia tra i rizomi. Il popolamento di *matte* rivela una maggiore diversità della fauna nel versante di levante. Il settore di levante (versante orientato verso Mazara del Vallo) è quello che meno è stato interessato dal riporto del materiale residuo dallo scavo della trincea. L'apporto di sabbia e detrito potrebbe aver determinato un cambiamento nel popolamento animale del posidonieto, soprattutto nel versante di ponente, meglio registrato dalla fauna di *matte* che non da quella dello strato foliare (CNR, 1998).

Le indagini sulla struttura e fenologia di *P. oceanica* sono state condotte nel 1995-96-97-98. La densità dei fascicoli foliari cambia in maniera sensibile in rapporto alla distanza dallo scavo, ed è generalmente maggiore a distanze crescenti dalla trincea e minima in prossimità della stessa a 5-15 metri di distanza, inoltre nel 1998, nella stazione a 5 metri dallo scavo del settore di ponente, alla profondità di 15 metri, la prateria non più presente (Fig. 4.1.7 e 4.1.8). Risulta evidente una diminuzione della biomassa foliare tra i campioni del 1995 e quelli del 1996 (Fig. 4.1.9 e 4.1.10), mentre negli altri anni il trend non è generalizzabile. Il valore medio del coefficiente α , che indica la percentuale di foglie con apice rotto sul totale di foglie esaminate, tende ad aumentare nel tempo raggiungendo valori massimi nel 1998 in alcune stazioni (CNR, 1998).

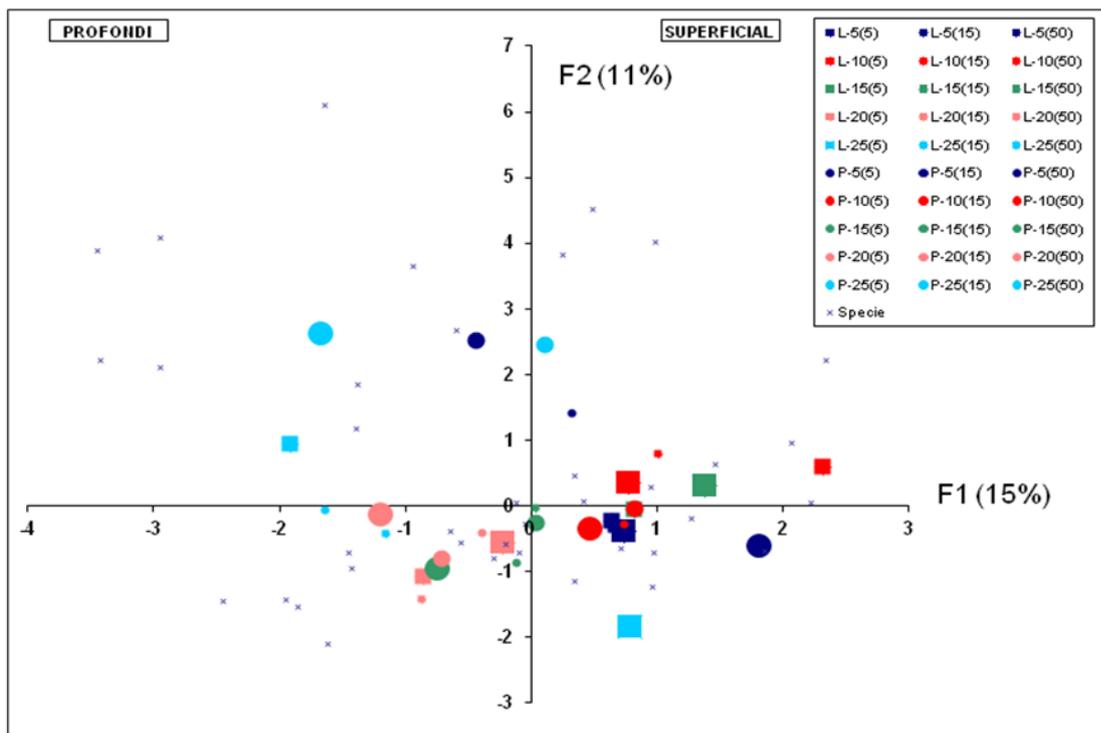


Fig. 4.1.5- Risultato dell'ordinamento specie - stazioni per la fauna di strato foliare della prateria a *P. oceanica* di Capo Feto ottenuta con l'AFC. I dati si riferiscono alla campagna di prelievo del 1995. I quadrati indicano le stazioni nel versante di levante ed i cerchi quelli nel settore di ponente. I colori permettono di identificare le profondità (blu = -5 m, rosso = -10, verde -15, rosa -20 e celeste -25). Le dimensioni di cerchi e quadrati diminuiscono al crescere della distanza dallo scavo. I più grandi indicano le stazioni a 5 metri dallo scavo, i più piccoli quelle a 50 metri.

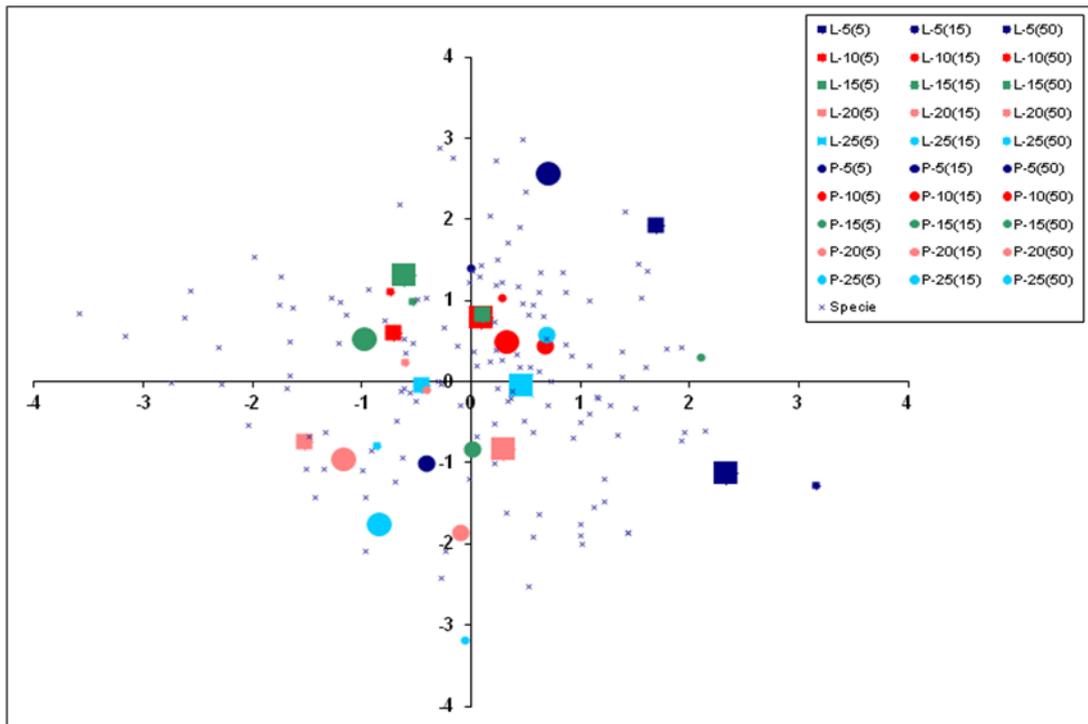


Fig. 4.1.6 - Risultato dell'ordinamento specie - stazioni per la fauna di matte della prateria a *P. oceanica* di Capo Feto ottenuta con l'AFC. I dati si riferiscono alla campagna di prelievo del 1995. I quadrati indicano le stazioni nel versante di levante ed i cerchi quelli nel settore di ponente. I colori permettono di identificare le profondità (blu = -5 m, rosso = -10, verde -15, rosa -20 e celeste -25). Le dimensioni di cerchi e quadrati diminuiscono al crescere della distanza dallo scavo. I più grandi indicano le stazioni a 5 metri dalle scavo, i più piccoli quelle a 50 metri.

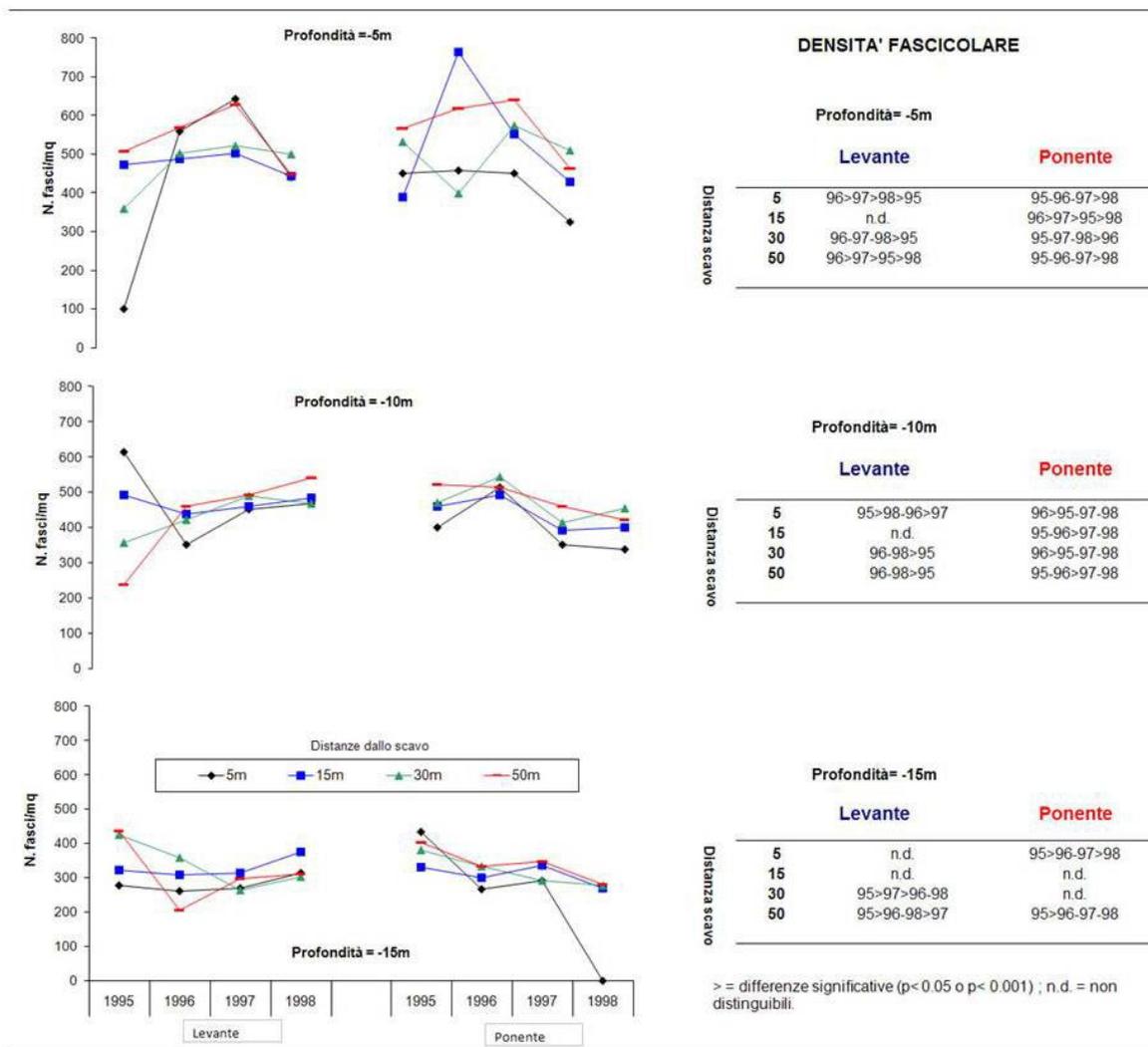


Fig. 4.1.7: Andamento dei valori medi della densità fascicolare ($n.fasci/m^2$) nei quattro anni di indagine alle cinque profondità studiate. Le tabelle riportano, nei diversi anni e in relazione alle cinque profondità ed alle diverse distanze dalla trincea, i confronti sttistici dei valori medi della variabile in questione.

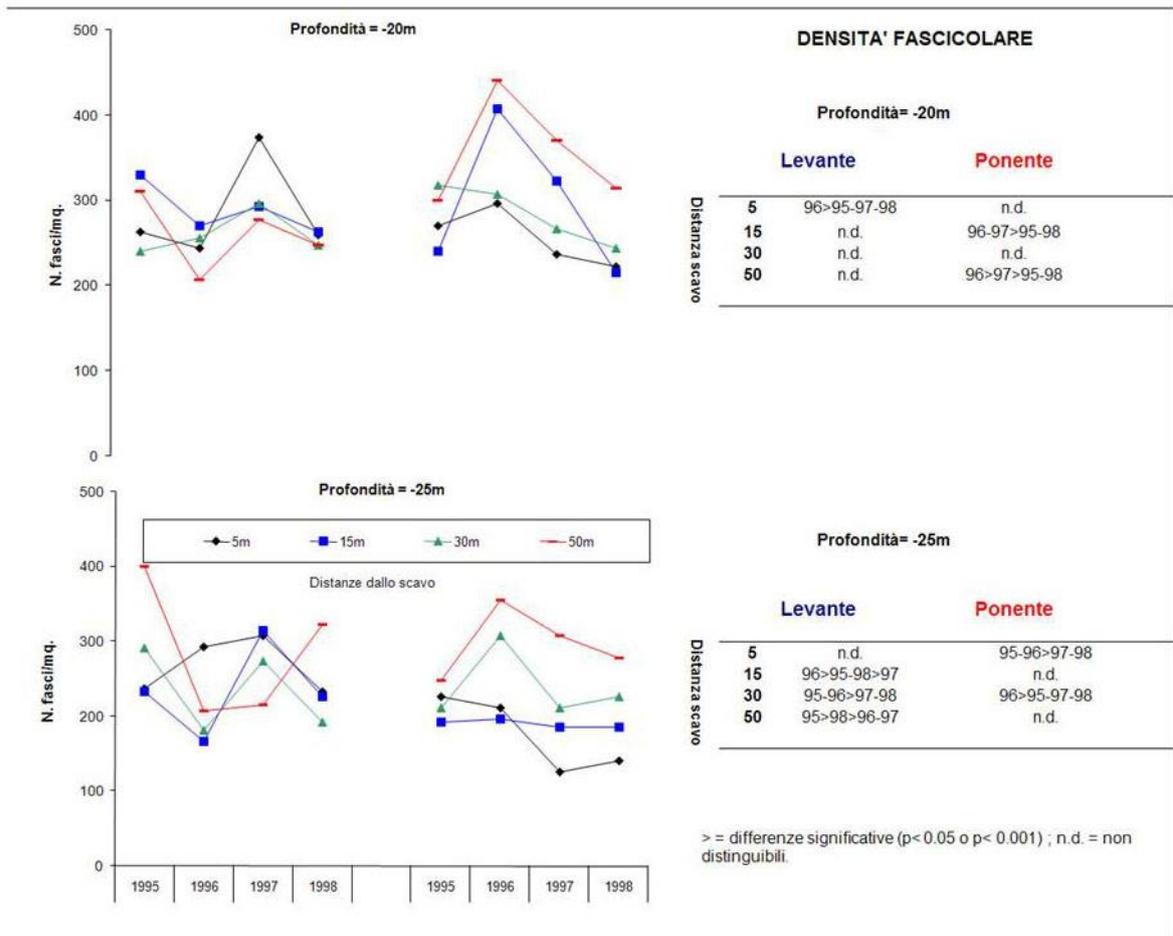


Fig. 4.1.8: Segue da 4.1.8: Andamento dei valori medi della densità fascicolare (n.fasci/m²) nei quattro anni di indagine alle cinque profondità studiate. Le tabelle riportano, nei diversi anni e in relazione alle cinque profondità ed alle diverse distanze dalla trincea, i confronti statistici dei valori medi della variabile in questione.

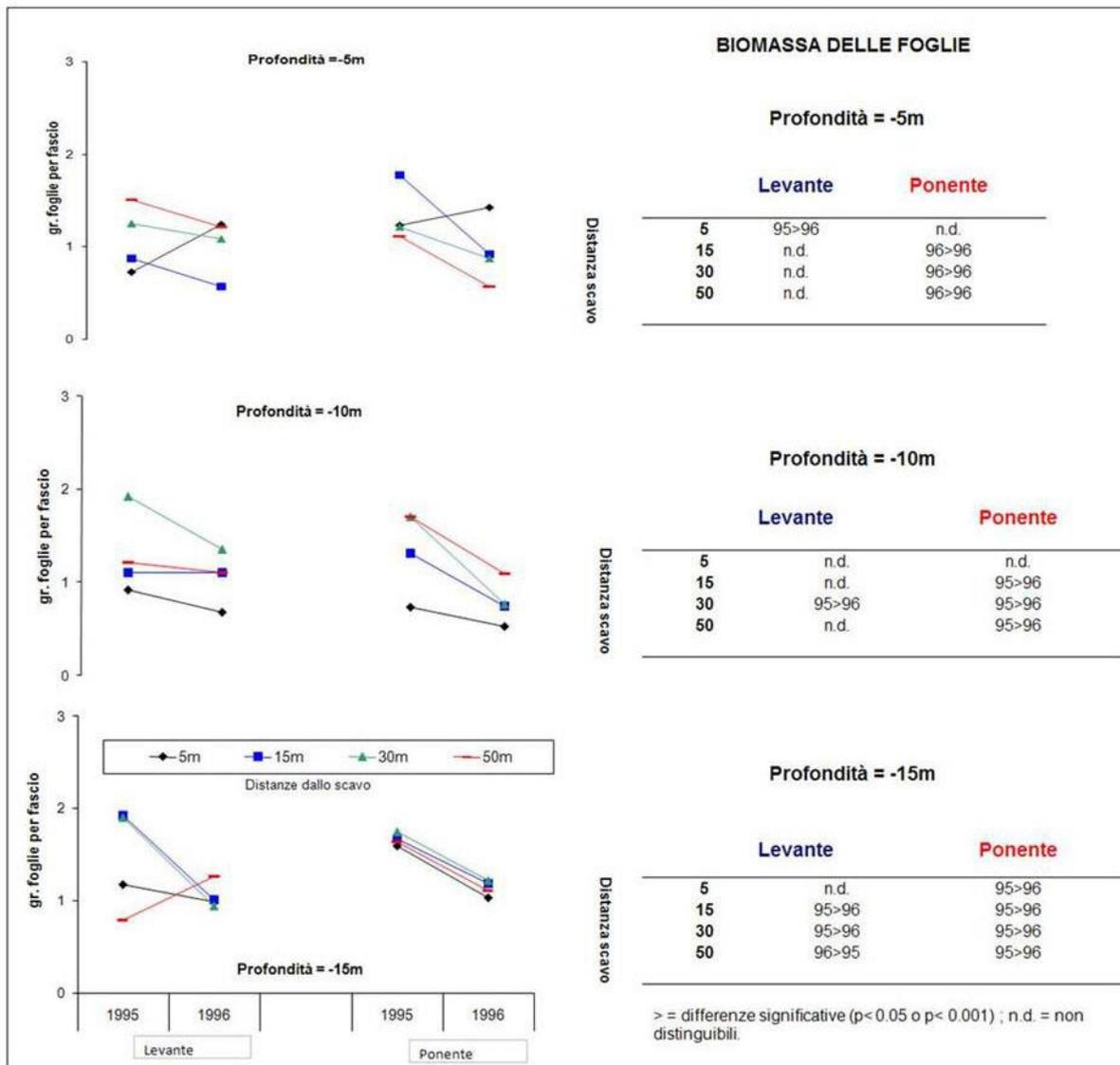


Fig.4.1.9: Andamento dei valori della biomassa delle foglie nei quattro anni di indagine alle cinque profondità studiate. Le tabelle riportano, nei diversi anni e in relazione alle cinque profondità ed alle diverse distanze dalla trincea, i confronti statistici dei valori medi della variabile in questione

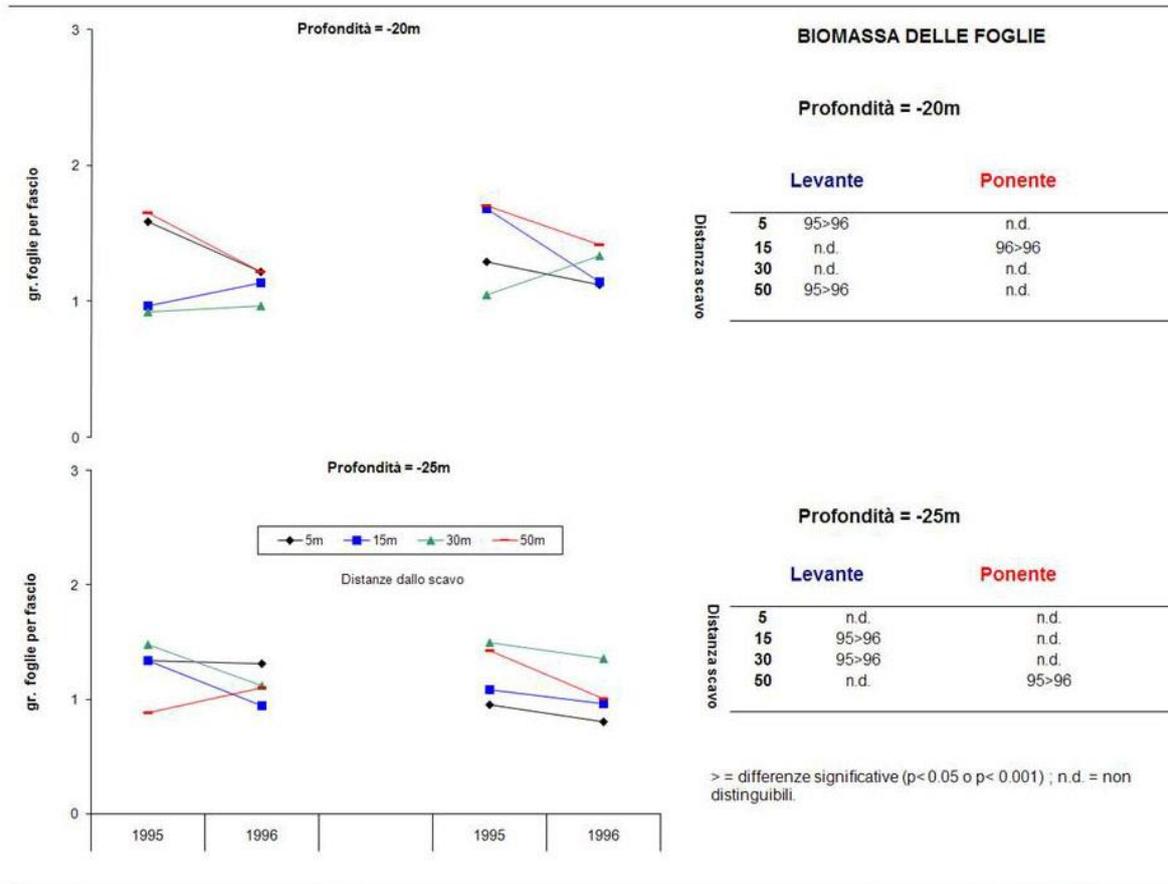


Fig.4.1.10: Segue da 4.1.9: Andamento dei valori della biomassa delle foglie nei quattro anni di indagine alle cinque profondità studiate. Le tabelle riportano, nei diversi anni e in relazione alle cinque profondità ed alle diverse distanze dalla trincea, i confronti statistici dei valori medi della variabile in questione

Lo studio della dinamica di popolazione e della dinamica di crescita delle praterie di fanerogame marine si basa sull'utilizzo delle tecniche di ricostruzione (Duarte *et al.*, 1994; Marbà *et al.*, 1996) che consentono di retro-datate ciascun modulo di cui si compone la pianta, di ricostruire la struttura d'età della popolazione dei fasci foliari ed il tasso di accrescimento degli stessi. A partire da questo dato è possibile derivare alcuni indici che descrivono la dinamica demografica di una prateria, quali il **tasso di reclutamento lordo annuo (R_{gross})**:

$$R_{gross} = \ln \sum_{t=0}^{\infty} N_t - \ln \sum_{t=1}^{\infty} N_t$$

dove

$$\sum_{t=0}^{\infty} N_t$$

è il numero di fascicoli viventi e

$$\sum_{t=1}^{\infty} N_t$$

è il numero di fascicoli viventi con età superiore ad un anno;

il **tasso di mortalità (M)** misurato in unità logaritmiche per anno (M, In units yr⁻¹)

$$N_t = N_0 * e^{-Mt}$$

done N_0 è il numero di fascicoli con età uguale alla moda, N_t è il numero di fascicoli con età maggiore della moda al tempo t ed M è la velocità (tasso) di mortalità, in unità logaritmiche anno (In units yr⁻¹);

Dal bilancio tra reclutamento e mortalità dei fasci foliari è possibile dedurre altri indici che descrivono la tendenza demografica della prateria nel tempo e ne prevedono l'evoluzione futura quali:

il **tasso di reclutamento netto R_{net}** :

$$R_{net} = R_{gross} - M$$

il **tasso di turnover** (cioè il tempo necessario, in anni, per ricambiare l'intera popolazione);

il **rapporto tra reclutamento e mortalità R:M**, (che serve ad indicare se la popolazione è in espansione (R:M >1), declino (R:M <1) o in equilibrio (R:M = 1).

Dinamica di popolazione e dinamica di accrescimento sono state analizzate suddividendo la prateria in due range batimetrici: prateria superficiale (stazioni a -5, -10 e -15 metri di profondità) e prateria profonda (stazioni a -20 e -25 metri di profondità) e confrontando i valori a distanza crescente dalla trincea (5, 15, 30, 50 m). Struttura d'età e variabili demografiche differiscono tra la prateria superficiale e la prateria profonda che presenta una popolazione complessivamente più vecchia, un tasso di reclutamento lordo ed una mortalità più bassi rispetto alla prateria superficiale e dunque un turnover dei fascicoli foliari più lento. La struttura d'età delle prateria e la mortalità dei fasci foliari varia in funzione della distanza dalla trincea. L'età media dei fasci è significativamente più bassa e la mortalità dei fasci foliari significativamente più alta nelle stazioni più vicine alla trincea; questo pattern è presente

| Variables | Depth | Distance |
|--|----------------|------------------|
| Modal shoot age | Shallow < deep | ns |
| Mean shoot age | Shallow < deep | 5 < 15 = 30 = 50 |
| Median shoot age | Shallow < deep | ns |
| R_{gross} (ln units yr ⁻¹) | Shallow > deep | ns |
| Shoot mortality (ln units yr ⁻¹) | Shallow > deep | 5 > 15 = 30 = 50 |
| Shoot turnover (yr) | Shallow > deep | ns |
| R_{net} | Shallow < deep | 5 > 15 = 30 = 50 |
| Vertical rhizome growth (cm yr ⁻¹) | Shallow > deep | ns |

ns = not significant; < and > $p < 0.05$.

Tab. 4.1.1: Variabili della dinamica di popolazione e di crescita per cui l'analisi della varianza ha evidenziato variazioni significative (Da Badalamenti *et al.*, 2006).

sia nella prateria superficiale che profonda. Complessivamente il tasso di reclutamento netto è leggermente positivo nella prateria superficiale, mentre è negativo nella prateria profonda, testimoniandone una minore vitalità e una tendenza al declino (Badalamenti *et al.*, 2006) (Tab.4.1.1).

I pattern osservati in relazione alla distanza dalla trincea (diminuzione della densità dei fasci, dell'età media dei fascicoli foliari ed incremento della mortalità con la vicinanza alla trincea) sono imputati al disturbo sedimentario (incremento dell'input sedimentario) ed all'incremento della torbidità generati dai lavori di dragaggio e riempimento. La minore vitalità della prateria profonda è probabilmente dovuta alla minore disponibilità di luce a maggiore profondità e dunque ad una maggiore sensibilità e più lunghi tempi di recupero della prateria profonda rispetto alla prateria superficiale (Badalamenti *et al.*, 2006).

A partire dal termine dei lavori di dragaggio e riempimento, nel 1993, è stato possibile osservare sui *rubble mounds* il reclutamento di frammenti di rizoma (propaguli vegetativi) provenienti dalla prateria di *P. oceanica* circostante, divelti dalle correnti e dal moto ondoso e trasportati nell'area impattata (Fig. 4.1.11). Il recupero naturale della prateria attraverso propaguli vegetativi è stato monitorato dal 1993 al 1999 ed analizzato in funzione del tempo e dei substrati presenti nell'area di studio. È stato possibile individuare i seguenti substrati nell'area della trincea: *matte* morta, sabbia, massi calcarenitici e *rubble*



Fig. 4.1.11: Frammento di rizoma impiantato tra i *rubble* all'interno della trincea (da Di Carlo, 2004).



Fig.4.1.12: Rubble mound: le valli tra i cumuli sono già parzialmente coperte da *P. oceanica* (da Di Carlo, 2004)

mounds suddivisi a loro volta in aree sommitali e laterali dei cumuli, di seguito indicati come *mound crests*, ed aree tra i cumuli, di seguito *mound valleys* (Fig. 4.1.4). Il recupero della prateria viene osservato solo sui *rubble mounds*, mentre nessun incremento della copertura percentuale si registra nel corso degli anni su *matte* morta, sabbia e massi calcarenitici (Fig. 4.1.13) (Badalamenti *et al.*, in prep). In particolare nelle *mound valleys* i valori risultano più elevati rispetto alle *mound crests* (Fig.4.1.12). La copertura percentuale di *P. oceanica* nelle *mound valleys* aumenta in modo continuo da valori dello 0.75 ± 0.41 (SE) nel 1993 a valori 44.38 ± 3.05 (SE) nel 1999, nella prateria superficiale, e da valori dello 0.75 ± 0.41 (SE) a valori dello 26.88 ± 2.30 (SE) nella prateria profonda (Fig.4.1.13). Sulla base della cartografia dei substrati (Fig. 4.1.2) è stato stimato un recupero complessivo della prateria di *P. oceanica* di 3.24 ha in sei anni.

Dal 2001 al 2003 la densità dei fascicoli foliari, la persistenza dei propaguli vegetativi e le condizioni idrodinamiche e sedimentarie sui *rubble mounds* sono stati analizzati e confrontati con stazioni localizzate nella prateria adiacente per comprendere i pattern di ricolonizzazione nel tempo, in funzione delle diverse condizioni ambientali e della profondità. Tre località diverse sono state identificate sui *rubble mounds* : *mound crests*, costituiti dalla sommità dei cumuli, *mound sides*, porzioni laterali dei cumuli, e *mound valleys*, aree ribassate tra cumuli adiacenti, caratterizzati da condizioni idrodinamiche e sedimentarie differenti. La densità dei fascicoli foliari risulta essere maggiore nelle *valleys* rispetto alle *crests* e *sides* , con valori crescenti nel tempo da 170 ± 17 (SE) fasci m^{-2} nel 2001 a 342 ± 17 fasci m^{-2} nel 2003, e tuttavia più bassi rispetto alla prateria di controllo (Di Carlo *et al.*, 2005) (Fig.4.1.14). I risultati sono supportati da una persistenza dei propaguli nelle *valleys*, mentre sulle *crests* e *sides* anche se i propaguli si insediano non persistono nel tempo, probabilmente perché dislocati dalle correnti e dal moto ondoso (Fig. 4.1.14). La coalescenza delle *patches* viene osservata solo nelle *valleys*, dove l'idrodinamismo risulta meno intenso ed il tasso di sedimentazione più elevato. Lo sviluppo e la coalescenza delle *patches* possono innescare dei meccanismi a feedback positivo che migliorano progressivamente le condizioni ambientali per la sopravvivenza e lo sviluppo della pianta stessa,

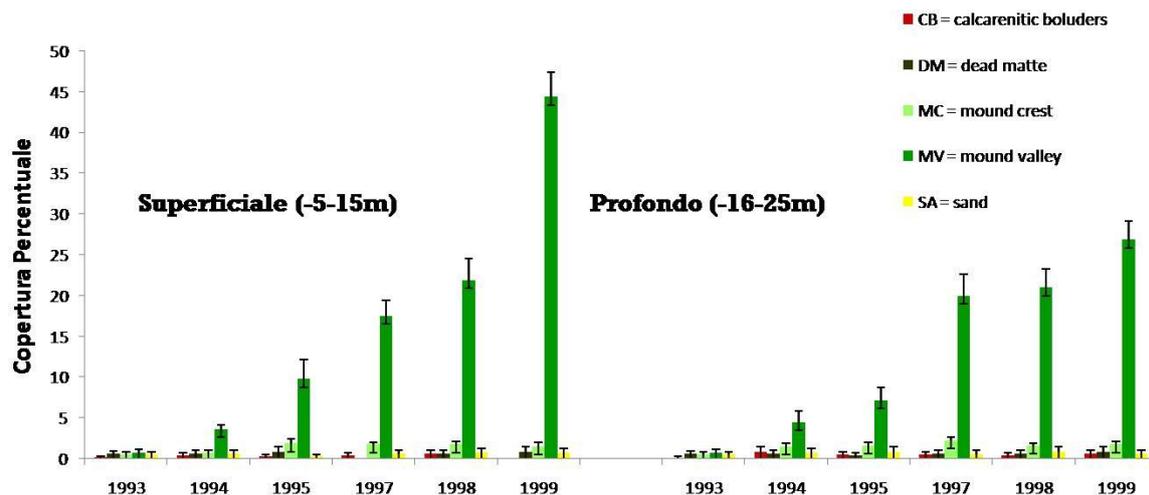
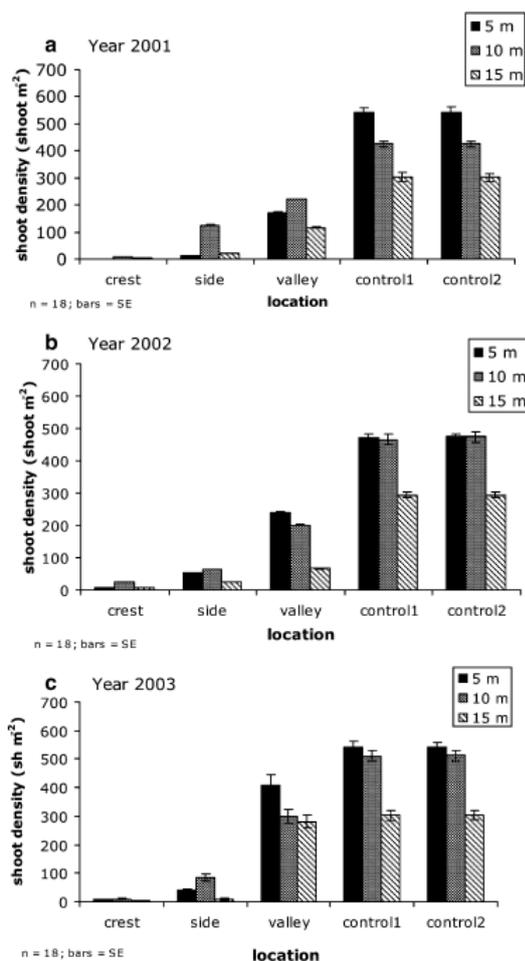


Fig. 4.1.13: Andamento della copertura percentuale di *P. oceanica* dal 1993 al 1999 nella prateria superficiale ed in quella profonda (da Badalamenti *et al.*, in prep).



| | 2001 | | 2002 | | 2003 |
|--------|---------|----------|---------|----------|---------|
| | June | November | June | November | June |
| 5 m | | | | | |
| Crest | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 83 ± 10 | 72 ± 19 | 61 ± 9 |
| Side | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 94 ± 10 | 83 ± 10 | 72 ± 19 |
| Valley | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 |
| LOC 1 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 |
| LOC 2 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 |
| 10 m | | | | | |
| Crest | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 83 ± 10 | 83 ± 10 | 61 ± 9 |
| Side | 100 ± 0 | 94 ± 10 | 94 ± 10 | 89 ± 17 | 67 ± 16 |
| Valley | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 |
| LOC 1 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 |
| LOC 2 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 | 100 ± 0 |

Fig. 4.1.14: A sinistra valori di densità dei fascicoli foliari m^{-2} nelle varie località (crest, side, valley e controlli) a 5, 10 e 15 m nel 2001 (a), 2002 (b), 2003 (c). A destra persistenza dei propaguli espressa in valori percentuali di propaguli che vengono ricontati ogni sei mesi (modificato da Di Carlo *et al.*, 2005).

attenuando le correnti e l'idrodinamismo a livello locale, riducendo la risospensione di materiale e favorendo l'accumulo di sedimento. Per questo, una volta che le *valleys* saranno rivegetate è possibile aspettarsi una espansione delle *patches* sui *sides* e progressivamente sulle *crests* dei *rubble mounds* (Di Carlo (Di Carlo 2004; Di Carlo, Badalamenti *et al.* 2005; Di Carlo, Badalamenti *et al.* 2007) *et al.* 2005).

I risultati presentati sul recupero della prateria di *P. oceanica* a Capo Feto rappresentano valori molto elevati se rapportati alla velocità di accrescimento molto bassa (valori medi 2cm anno⁻¹, Marbà and Duarte, 1998; 4.2cm anno⁻¹, Duarte, 1991) ed allo scarso successo del reclutamento sessuale di questa specie (Balestri *et al.*, 2009; Diaz-Almela *et al.* 2008), inoltre il recupero di una prateria impattata si ritiene essere un processo lungo e difficile, che richiede centinaia di anni (Duarte, 2002; Gonzàles - Correa *et al.* 2005; Meinesz and Lefevre, 1984) e non è mai stato osservato su larga scala.

Studi precedenti sul recupero naturale di praterie di fanerogame marine o trapianti dopo attività di dragaggio mostrano come le specie che di solito recuperano su substrati sabbiosi e rocciosi (Williams 1990; Kenworthy *et al.*, 2002; Gallegos *et al.*, 1994; Di Carlo and Kenworthy, 2008) non riescono a recuperare sui cumuli di detrito prodotti dalle attività di dragaggio a causa dell'instabilità dei sedimenti (Kaldy *et al.*, 2004; Sheridan, 2004; Brown-Peterson *et al.*, 1993), indicando che questa caratteristica impedisce la rivegetazione al di là dei requisiti dell'habitat delle singole specie. Sulla base degli scarsi dati disponibili in letteratura sull'argomento, propaguli, per lo più germogli, di *P. oceanica* sono stati ritrovati su diverse tipologie di substrato (*matte* morta, sabbia, ghiaia, ciottoli, roccia) (Piazzi *et al.*, 1999; Balestri and Lardicci, 2008), ma solo quelli che si insediano su substrati consolidati sopravvivono e reclutano con successo (Meinesz and Lefevre, 1984; Balestri *et al.*, 1998; Piazzi *et al.*, 1999), probabilmente a causa dell'instabilità e dell'azione abrasiva delle particelle su substrati non consolidati. Assumendo che nel sito di studio di Capo Feto la morfologia del substrato e la distribuzione dei materiali si erano già stabilizzati nel periodo in cui sono state effettuate le osservazioni riportate, le differenze osservate nel recupero naturale di *P. oceanica* in funzione delle diverse tipologie di substrato, delle condizioni idrodinamiche e sedimentarie devono riflettere requisiti e preferenze dell'habitat di questa specie. I massi calcarei che costituiscono i *rubble mounds* rappresentano un materiale consolidato e

stabile, che non si muove anche in condizioni di forte idrodinamismo e che non si erode nel tempo. Inoltre le fenditure tra massi adiacenti danno origine ad una complessità alla stessa scala dei propaguli, cioè dei centimetri. Queste caratteristiche hanno fatto sì che i *rubble mounds*, a differenza degli altri substrati presenti nell'area di studio, che mancavano della necessaria complessità (*matte* morta, *Cymodocea nodosa*) e/o stabilità (sabbia, massi calcarenitici) costituissero un ambiente idoneo per l'insediamento ed il reclutamento dei propaguli vegetativi. Differenze nel regime idrodinamico e sedimentario tra creste e valli dei *rubble mounds* spiegano le differenze nei pattern di recupero osservati tra questi ambienti (Badalamenti *et al.*, in prep).

In conclusione il recupero naturale di *P. oceanica* attraverso propaguli vegetativi può avvenire con successo quando tutti i requisiti dell'habitat della specie sono realizzati in un determinato sito. In questo scenario la tipologia e complessità del substrato si dimostrano essere di importanza fondamentale, insieme alla presenza di adeguate condizioni idrodinamiche e sedimentarie, per garantire che i propaguli insediati non vengano dislocati dalle correnti e che vi sia sufficiente apporto di nutrienti per l'accrescimento della pianta.

4.2 Letteratura citata

- Badalamenti, F., G. Carlo, *et al.* (2006) Effects of Dredging Activities on Population Dynamics of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Mediterranean Sea: The Case Study of Capo Feto (SW Sicily, Italy). *Hydrobiologia*, **555**(1), 253-261.
- Balestri, E., S. Gobert, *et al.* (2009) Seed nutrient content and nutritional status of *Posidonia oceanica* seedlings in the northwestern Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, **388**, 99-109.
- Balestri, E., C. Lardicci (2008) First evidence of a massive recruitment event in *Posidonia oceanica*: Spatial variation in first-year seedling abundance on a heterogeneous substrate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **76**(3), 634-641.
- CNR-IAMC, Laboratorio di Biologia Marina di Castellammare del Golfo. Indagini ambientali sull'approdo costiero di Capo Feto (Mazara del Vallo), Resoconto sulle campagne di studio 1995-1998.
- Brown-Peterson, N.J., M.S. Peterson, *et al.* (1993) Fish Assemblages in Natural versus Well-Established Recolonized Seagrass Meadows. *Estuaries*, **16**(2), 177-189.
- Di Carlo, G. (2004) The natural recolonisation process of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile after the introduction of the Italo-Algerian methane pipeline in the SW Mediterranean sea. *School of Ocean and Earth Science Faculty of Engineering, Science and Mathematics University of Southampton*, Southampton: 259.
- Di Carlo, G., F. Badalamenti, *et al.* (2005) Colonisation process of vegetative fragments of *Posidonia oceanica* (L.) Delile on rubble mounds. *Marine Biology*, **147**(6), 1261-1270.
- Di Carlo, G., F. Badalamenti, *et al.* (2007) Recruitment of *Posidonia oceanica* on rubble mounds: Substratum effects on biomass partitioning and leaf morphology. *Aquatic Botany*, **87**(2), 97-103.
- Di Carlo, G., W. Kenworthy (2008) Evaluation of aboveground and belowground biomass recovery in physically disturbed seagrass beds. *Oecologia*, **158**(2), 285-298.
- Diaz-Almela, E., N. Marbà, *et al.* (2008) Patch dynamics of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: Implications for recolonisation process. *Aquatic Botany*, **89**(4), 397-403.

- Duarte, C.M. (1991) Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Marine Ecology-Progress Series*, **77**, 289-300.
- Duarte, C.M. (2002) The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, **29**(2), 192-206.
- Duarte, C.M., N. Marbà, *et al.* (1994) Reconstruction of seagrass dynamics: age determinations and associated tools for the seagrass ecologist. *Marine Ecology Progress Series*, **107**, 195-209.
- Gallegos, M., M. Merino, *et al.* (1994) Growth patterns and demography of pioneer Caribbean seagrasses *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*. *Marine Ecology Progress Series*, **109**, 99-104.
- González-Correa, J.M., J.T. Bayle, *et al.* (2005) Recovery of deep *Posidonia oceanica* meadows degraded by trawling. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **320**(1), 65-76.
- Kaldy, J.E., K.H. Dunton, *et al.* (2004) Factors Controlling Seagrass Revegetation onto Dredged Material Deposits: A Case Study in Lower Laguna Madre, Texas: 292-300.
- Kenworthy, W., M. Fonseca, *et al.* (2002) Analysis of seagrass recovery in Experimental Excavation and Propeller-scars disturbance in the Florida Keys National Marine Sanctuary. *Journal of Coastal Research*, **37**, 75-85.
- Marbà, N., C.M. Duarte (1998) Rhizome elongation and seagrass clonal growth. *Marine Ecology-Progress Series*, **174**, 269-280.
- Marbà, N., J. Cebrià, *et al.* (1996) Growth patterns of Western Mediterranean seagrasses: species-specific responses to seasonal forcing. *Marine Ecology Progress Series*, **133**, 203-215.
- Meinesz, A., J.R. Lefèvre (1984) Régénération d'un herbier de *Posidonia oceanica* quarante années après sa destruction par une bombe dans la rade de Villefranche (Alpes-Maritimes, France). In: J.d.G.A.O.J. Boudouresque Cf (Ed.), International Workshop *Posidonia oceanica* Beds. Gis Posidonie, City: 39-44.
- Piazzì, L., S. Acunto, *et al.* (1999) In situ survival and development of *Posidonia oceanica* (L.) Delile seedlings. *Aquatic Botany*, **63**(2), 103-112.

- Sheridan, P. (2004) Recovery of floral and faunal communities after placement of dredged material on seagrasses in Laguna Madre, Texas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **59**(3), 441-458.
- Williams, S.L. (1990) Experimental Studies of Caribbean Seagrass Bed Development. *Ecological Monograph*, **60**(4), 449-469.