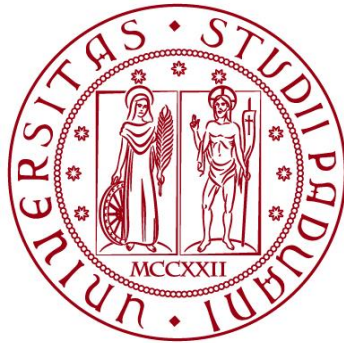


UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA

Corso di Laurea in Biologia



ELABORATO DI LAUREA

**Ripristino di popolazioni vegetali in ambienti
marini e lagunari italiani**

**Tutor: Prof.ssa Isabella Moro
Dipartimento di Biologia**

Laureando: Mattia Molin

ANNO ACCADEMICO 2022/2023

Indice

Abstract	4
1. Introduzione	5
1.1 Come si organizza un ripristino	5
1.2. Tecniche di Ripristino in ambienti marini e lagunari	7
1.3. Scelta del sito per il restauro (Spatial Planning for Marine Restoration)	8
2. Alcuni casi studiati	10
2.1. Macroalghe nel Mediterraneo	10
2.2. Fanerogame marine in laguna di Venezia	12
3. Effetti a lungo termine su piante e non	15
3.1. Cambiamenti in Macrofite e Macrozoobenthos nella laguna di Venezia	15
3.2. Cambiamenti in lagune ripristinate nel centro Italia	18
4. Conclusioni	19
5. Bibliografia	20

Abstract

I rapidi cambiamenti climatici, dovuti principalmente alle attività umane, sono il principale fattore che determina la degradazione e la perdita di habitat. Questi, di conseguenza, causano una forte perdita di biodiversità. Da questo problema non sono esenti anche gli ambienti acquatici, sia di acqua dolce che marini e in particolare sono di spiccata attenzione le lagune. Questi ambienti infatti mostrano un grande livello di degrado dovuto principalmente ad attività come l'acquacoltura, la pesca o le attività industriali.

Nella maggior parte dei casi i primi organismi a soffrire sono quelli vegetali, che essendo i principali produttori primari di un ecosistema, la riduzione delle loro popolazioni ha effetti a catena anche sulle popolazioni animali causando così una riduzione generale della biodiversità.

Per far fronte a ciò, uno dei tentativi per mitigare i danni e per risolvere il problema è il ripristino degli ambienti degradati o distrutti. In particolare in questo studio si affronteranno quelle che sono le tecniche di ripristino più usate in ambienti lagunari e marini per le popolazioni vegetali; verranno inoltre riportati alcuni dei tentativi effettuati in Italia e i loro risultati a lungo termine.

1. Introduzione

La degradazione e la perdita di habitat sono riconosciuti come i principali fattori della perdita di biodiversità e di ecosistemi, sia terrestri che marini (Tamburello, et al., 2022). La causa principale di questi fenomeni sembra essere dovuta all'attività umana sia per gli habitat terrestri (Hoekstra, Boucher, Ricketts, & Roberts, 2005) sia per quelli marini (Crain, Halpern, Beck, & Kappel, 2009). Per evitare ulteriori danni e tentare di recuperare la biodiversità persa vengono effettuati diversi tentativi di ripristino per alcune specie o addirittura per interi ecosistemi.

Con **ripristino** si intende “*il processo di assistenza nella ripresa di un ecosistema che è stato degradato, danneggiato o distrutto*” (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004).

In questo studio verranno trattate quelle che sono le basi su come si organizza un piano di ripristino, le principali tecniche usate per quanto riguarda le popolazioni vegetali in ambienti lagunari e marini, oltre ai tentativi messi in atto in Italia e i loro effetti anche a lungo termine.

1.1. Come si organizza un ripristino

Per analizzare le dinamiche di base su come viene organizzato un piano di ripristino viene in aiuto il *Primer* pubblicato dalla Society for Ecological Restoration (SER) (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004). La SER è una società internazionale composta da numerosi ricercatori da diversi paesi del mondo e che si occupa del ripristino di diversi ambienti a livello globale. Questa nel 2004 ha pubblicato un *Primer*, ovvero un documento ufficiale in cui viene spiegato cosa sia un ripristino, quali siano i suoi principi fondamentali e spiega in modo generale quali siano gli aspetti e le fasi principali durante la pianificazione di un ripristino.

Per pianificare un piano di ripristino vi sono alcuni passaggi minimi.

Per prima cosa va delineata la ragione per cui un ripristino è necessario e va descritto lo stato del sito da ripristinare. In più vanno illustrati gli *obiettivi* che il progetto vuole raggiungere.

Successivamente viene stabilito un *ecosistema di riferimento*, il quale funge da modello per il progetto e per le successive valutazioni. Esso può essere effettivamente un sito attualmente esistente, una semplice descrizione scritta o entrambi. Va tenuto a mente però che il riferimento rappresenta solo uno dei possibili stati che l'ecosistema può raggiungere; quindi, l'ecosistema ripristinato potrà raggiungere lo stesso oppure uno dei tanti altri stati possibili e ciascuno è accettabile affinché sia affine al riferimento. Quando possibile è anche consigliato

includere una zona non trattata come controllo per compararlo con la parte ripristinata.

Viene poi fatta una spiegazione su come il ripristino si integrerà con il paesaggio circostante e come andrà ad impattare il flusso di organismi e materia attraverso i diversi ecosistemi.

Vengono poi specificati i piani, i programmi e il budget per l'intero piano, incluse le strategie per eventuali correzioni da fare durante l'operazione di ripristino.

Successivamente vengono spiegati gli *Standard di prestazione* (performance) e i protocolli per le *valutazioni*.

Infine vengono descritte le strategie per la protezione e il mantenimento a lungo termine dell'ecosistema ripristinato.

Per poter considerare concluso un progetto di ripristino devono essere raggiunti una serie di **obiettivi** già stabiliti in precedenza e che riflettono alcune delle caratteristiche più importanti dell'ecosistema di riferimento. Questi obiettivi si completano cercando di raggiungere alcuni **traguardi**. La differenza tra obiettivi e traguardi è che i primi sono ideali, mentre i secondi sono misure concrete che si ottengono durante le diverse valutazioni.

I *traguardi* sono valutati sulla base di alcuni Standard di prestazione, chiamati anche criteri di successo. Questi vengono definiti partendo dall'ecosistema di riferimento e consistono in una base empirica per capire se i traguardi sono stati raggiunti o no.

Se l'interpretazione dei dati raccolti mostra che gli standard sono stati raggiunti allora si può affermare lo stesso per i traguardi e quindi l'ecosistema ripristinato è abbastanza resistente e non ha più bisogno di ulteriore assistenza. Ciò è affermato in quanto si assume che teoricamente gli obiettivi sono, o saranno di lì a poco, raggiunti una volta superati i traguardi.

Per la **valutazione** vi sono tre strategie principali: *il confronto diretto, l'analisi degli attributi e l'analisi della traiettoria*.

Nel **confronto diretto** si comparano i parametri misurati nell'ecosistema da ripristinare con quello di riferimento. Vengono presi in analisi di solito tra i 20 e 30 parametri. Il problema di questo approccio è che non è chiaro quanti parametri debbano essere simili affinché si possa definire che gli obiettivi siano stati raggiunti.

Nell'**analisi degli attributi**, questi sono nove e l'ecosistema per essere considerato ripristinato deve esprimerli tutti.

Un ecosistema per essere considerato ripristinato deve avere le seguenti caratteristiche:

- I. contenere un caratteristico insieme di specie presenti anche nel riferimento;
- II. contenere principalmente specie autoctone e devono essere ridotte al minimo quelle alloctone;
- III. devono essere presenti tutti i gruppi funzionali che consentono all'ecosistema di mantenersi;
- IV. l'ambiente fisico deve essere in grado di sostenere popolazioni che stanno crescendo;
- V. deve funzionare correttamente per il suo attuale stato di sviluppo;
- VI. deve essere integrato con il resto dell'ambiente circostante;
- VII. eventuali minacce per la sua salute ed integrità devono essere state eliminate o fortemente ridotte;
- VIII. deve essere abbastanza resiliente per resistere a normali e periodici stress locali;
- IX. deve essere in grado di auto-mantenersi e persistere nel tempo.

I dati quantitativi e semi-quantitativi raccolti durante controlli programmati vengono usati per stabilire se i diversi attributi sono espressi dall'ecosistema ripristinato o no.

Per quanto riguarda l'**analisi della traiettoria**, vengono sempre usati gli attributi di prima, ma invece di controllare se sono stati raggiunti si cerca di capire se questi saranno raggiunti da lì a breve dall'ecosistema che si sta ripristinando.

1.2. Tecniche di ripristino in ambienti marini e lagunari

Per ripristinare un ambiente marino o lagunare è sempre più utilizzata l'**Ecoingegneria** (Ecoengineering). Per l'ecoingegneria vi sono due tipologie di approcci (Elliott, et al., 2016).

Approcci di **tipo A**: si concentrano sulle componenti *abiotiche* dell'ecosistema con lo scopo di ristabilire le giuste condizioni chimico-fisiche, affinché le specie possano sopravvivere, riprodursi ed auto-mantenersi, per esempio con il recupero della giusta salinità o del suo gradiente nell'area interessata.

Approcci di **tipo B**: si focalizzano invece sulle componenti *biotiche* dell'ecosistema reintroducendole nell'habitat e supportando le popolazioni affinché crescano in numero fino a rimanere stabili. Nel caso di popolazioni vegetali si va per esempio a raccoglierle da una zona in cui la specie è ancora presente e a trapiantarle nel sito da ripristinare.

Le strategie per ristabilire la giusta salinità in laguna, per esempio, sono rappresentate dalla deviazione del corso di un fiume, aumentando o diminuendo la quantità di acqua dolce che arriva al bacino lagunare, oppure il ripristino della morfologia della zona intertidale per limitare la diffusione di acqua dolce verso il mare (Boscolo Brusà, et al., 2022).

Per quanto riguarda il trapianto di organismi vegetali, vi sono alcuni accorgimenti che vengono tenuti in considerazione (Bekkby, et al., 2020), in particolare essi sono:

- I. il sito donatore deve essere quanto più possibile simile al sito ricevente;
- II. la metodologia di trapianto va scelta in modo che sia idonea per la specie da ripristinare, senza andare quindi ad intaccarne la sopravvivenza o la riproduttività;
- III. le specie selezionate dovrebbero essere se possibile in grado di crescere velocemente ed avere un ampio output riproduttivo e di dispersione.

Ovviamente nel ripristino di un determinato ecosistema è importante anche scegliere gli strumenti adatti per monitorare i parametri chimici, fisici, morfologici e biologici che lo caratterizzano, in modo da valutarne l'andamento in modo accurato e quindi decidere se continuare con il progetto così com'è o se sia necessario fare degli aggiustamenti in modo da completare gli obiettivi che sono stati selezionati durante la pianificazione (Boscolo Brusà, et al., 2022).

1.3. Scelta del sito per il restauro (Spatial Planning for Marine Restoration)

Uno degli aspetti più importanti da considerare durante un ripristino in ambiente marino è il cosiddetto "**Spatial Planning**", ovvero la decisione del sito più adeguato ad effettuare il ripristino in modo che dia i migliori risultati mitigandone i costi.

Le tecniche di ripristino per gli ambienti marini e costieri sono infatti generalmente costose (Bayraktarov, et al., 2016) ed una scelta non ottimale del sito può contribuire al fallimento di un progetto (Fonseca, 2011; Bayraktarov, et al., 2016).

La scelta dello *spatial planning* prima di implementare un progetto di ripristino diventa molto importante soprattutto quando l'ambiente marino è molto variabile, cosa molto comune in diverse zone (Lester, Dubel, Hernán, McHenry, & Rassweiler, 2020). Vi sono infatti diversi fattori ambientali che influenzano la crescita, sopravvivenza e riproduzione della specie che si vuole ripristinare, i quali molto spesso non sono costanti in determinate aree marine. Nonché le interazioni positive e negative con altre specie hanno effetto su ciò (Gómez-Aparicio, 2009) (Silliman, et al., 2015) e spesso anche queste sono distribuite in maniera irregolare.

Lo *spatial planning* può quindi essere molto importante durante la pianificazione di un ripristino e vi sono diversi strumenti per farlo in modo comodo. Analizzando alcuni approcci e strumenti, questi possono essere classificati in alcune categorie, alcune delle quali sono riportate da Lester et al. (2020) (Lester, Dubel, Hernán, McHenry, & Rassweiler, 2020). Alcuni strumenti e approcci potrebbero essere classificati sotto categorie multiple e tra di loro non sono mutualmente esclusivi, ma possono essere usati ed integrati insieme.

I. Mappatura e analisi spaziale

I sistemi di informazioni geografiche, in inglese Geographic Information Systems (GIS) sono strumenti usati per mappare ed analizzare dati spaziali. Questi vengono già usati per lo spatial planning e la scelta di siti per diverse attività, quali l'acquacoltura o la scelta di aree marine protette (Brown, Strickland-Munro, Kobryn, & Moore, 2016; Gimpel, et al., 2018; St-Pierre & Gagnon, 2020).

Il primo step fondamentale è assemblare un database GIS con i dati ambientali, biologici e socioeconomici per poter definire la regione di studio (Stamoulis & Delevaux, 2015). Questi dati possono essere poi combinati, visualizzati ed analizzati in programmi GIS.

Per esempio con un'analisi di sovrapposizione (overlay analysis) si può analizzare l'idoneità per il ripristino di diverse aree sulla base di diversi criteri, quali condizioni fisiche ed ambientali o la distribuzione prevista di diverse specie (Lester, Dubel, Hernán, McHenry, & Rassweiler, 2020).

Un'analisi di sovrapposizione consiste nel sovrapporre mappe che rappresentano la variabilità di diversi parametri analizzati (come ad esempio salinità, profondità, distribuzione di una specie) ed identificare in quale zona vi siano le condizioni più favorevoli per il ripristino.

Spesso questo tipo di analisi viene usato in combinazione con i successivi metodi.

II. Modelli di "Habitat Suitability"

I modelli di "Habitat Suitability" (HSMs) hanno lo scopo di predire l'idoneità di una zona per una specie, basandosi sulle variabili ambientali che ne limitano la distribuzione (Franklin, 2013). Questi modelli possono essere più o meno complessi e vanno da modelli correlativi e modelli basati sul "machine learning" fino a semplici modelli che si chiedono se una zona rispetta alcuni parametri minimi affinché la specie sopravviva. Ciascun modello andrà alla fine a creare una mappa che rappresenta l'idoneità di ciascuna zona sulla base delle condizioni ambientali presenti o predette per il futuro. Tali modelli possono quindi essere usati anche per predire come un habitat per una specie possa cambiare sotto l'effetto di diversi scenari, come i cambiamenti climatici (Heikkinen, et al., 2006).

Il vantaggio nell'utilizzo di HSMs è che permettono di identificare immediatamente le zone dove il ripristino sarà più o meno efficace prima che vengano implementati progetti costosi. D'altro canto però l'affidabilità di essi dipende molto dalla qualità e quantità dei dati. Inoltre, in habitat fortemente degradati, la distribuzione di una specie potrebbe non riflettere la possibilità per questa specie di sopravvivere nel caso in cui le minacce per la sua sopravvivenza vengano mitigate grazie ad un progetto di ripristino (Lester, Dubel, Hernán, McHenry, & Rassweiler, 2020).

III. Analisi di priorità spaziale

L'analisi di priorità spaziale (APS) è il processo di identificazione e selezione della zona migliore dove agire (Lester, Dubel, Hernán, McHenry, & Rassweiler, 2020). Questo è probabilmente l'aspetto più sviluppato nel campo della conservazione (Groves & Game, 2016).

Un'APS può essere più o meno complessa, e va semplicemente dal classificare diversi siti secondo alcuni obiettivi fino ad usare degli algoritmi. Questi ultimi hanno lo scopo di identificare quali zone rispettino meglio alcuni specifici obiettivi (come, ad esempio, minimizzare l'area per il progetto o minimizzare i costi). Vi sono diversi software con questo scopo, quali Marxan (Ball, Possingham, & Watts, 2011) e Zonation (Lehtomäki & Moilanen, 2013).

Questi software sono già utilizzati nell'ambito della protezione degli habitat, ma stanno cominciando ad essere utilizzati anche per pianificare progetti di ripristino (Fabbrizzi, et al., 2023).

Per organizzare un piano di protezione, si preferisce scegliere l'area che risulta meno impattata negativamente, mentre per un ripristino si dà priorità alle aree più degradate (Yoshioka, Akasaka, & Kadoya, 2014). Diventano quindi ancora più importanti i dati storici sulla passata distribuzione della specie.

2. Alcuni casi studiati

2.1. Macroalghe nel Mediterraneo

Nell'ambito della Strategia dell'Unione Europea sulla biodiversità per il 2030 sono stati proposti nel 2021 specifici target di ripristino di biodiversità, che valgono anche per il Mar Mediterraneo (EC, 2020). Nel corso degli anni si è osservata infatti una riduzione nelle popolazioni vegetali che popolano il Mediterraneo, sia per quanto riguarda le specie algali, ma anche per le cosiddette praterie marine, costituite da fanerogame (Boudouresque, Bernard, Pergent, Shili, & Verlaque, 2009; Tamburello, et al., 2022), con scarse prove di un loro recupero anche all'interno di aree protette (Sala, et al., 2012).

Sono stati fatti vari tentativi di ripristino, molti fallimentari o con scarso successo e di questi mancano monitoraggi a lungo termine, suggerendo che questi non fossero considerati degni di articoli scientifici (Boudouresque, Blanfuné, Pergent, & Thibaut, 2021/1). Nella maggior parte dei casi questi fallimenti sono stati attribuiti a trapianti di specie in zone in cui prima non erano presenti o con un tipo di ecosistema diverso da quello originale della specie (Boudouresque, Blanfuné, Pergent, & Thibaut, 2021/1).

Al momento di scrittura di questa tesi, quindi, non sono molti gli articoli riguardo il ripristino di specie vegetali in Mar Mediterraneo, soprattutto in territorio italiano, ma ve ne sono alcuni che affrontano il problema quantomeno a livello di pianificazione di un ripristino.

Per quanto riguarda le specie algali più colpite e che vengono considerate nei piani di ripristino ci sono: *Cystoseira foeniculacea*, *Cystoseira compressa*, *Cystoseira humilis*, *Ericaria amentacea*, *Ericaria brachycarpa* ed *Ericaria crinita*. I dati sulla riduzione di popolazioni di diverse specie sono visibili in Tabella 1.

Tabella 1. Dati di popolazioni di diverse specie raccolte in diversi mari italiani prima e dopo l'anno 2000. Per ogni specie sono registrati: i numeri di popolazioni, il numero di popolazioni protette (divise in 2 categorie: MPAs, Parchi Nazionali e sottomarini; o Natura 2000 SICs e SPAs, SPAMIs), il numero di popolazioni estinte e la distribuzione regionale in diverse regioni.

A = Apulia, Ab = Abruzzo, B = Basilicata, C = Campania, Cl = Calabria, F = Friuli-Venezia Giulia, L = Liguria, La = Lazio, M = Marche, S = Sicilia, Sa = Sardinia, T = Toscana, V = Veneto (Tamburello, et al., 2022).

Before 2000														
n° populations	Ligurian	N Tyrrhenian	C Tyrrhenian	S Tyrrhenian	Sardinian	N Adriatic	C Adriatic	S Adriatic	N Ionian	S Ionian	Strait of Sicily	MPAs, National Parks	Natura 2000, SPAMI	
<i>Cystoseira compressa</i>	303	LT	T	C	Cl S	Sa	VF	A	A	ACl	S	S	13	2
<i>corniculata</i>	18					Sa		A		ACl			-	-
<i>crinitophylla</i>	16							A				S	1	-
<i>dubia</i>	17			C	S					Cl	S	S	-	-
<i>foeniculacea</i>	197	L		CB	Cl S	Sa	VF	MA	A	A	Cl S	S	-	-
<i>humilis</i>	53	T			S			M			S	S	-	-
<i>hyblaea</i>	2											S	-	-
<i>pelagosae</i>	2				S								-	-
<i>platyclada</i>	17											S	-	-
<i>schiffneri</i>	27				S			A		A			1	-
<i>sedoides</i>	19											S	-	-
<i>Ericaria amentacea</i>	271	LT	T	C	Cl S	Sa	F	MA	A	A	S	S	24	-
<i>barbatula</i>	5											S	-	-
<i>brachycarpa</i>	107	T	T	C	Cl S	Sa				Cl	S	S	5	-
<i>crinita</i>	119	LT		C	Cl S	Sa	F	A		ACl	S	S	-	-
<i>funkii</i>	14			C	S						S	S	-	-
<i>mediterranea</i>	48			C	Cl S						Cl	S	-	-
<i>selaginoides</i>	41			C	Cl S			A			S	S	-	-
<i>zosteroides</i>	99	LT		C	Cl S	Sa				A	Cl S	S	-	-
<i>Gongolaria barbata</i>	187	L	T	C	S	Sa	VF	MA	A	ACl	Cl S	S	-	-
<i>elegans</i>	50	T			S			M		A	S	S	-	1
<i>montagnei</i>	213	LT	T	CB	Cl S	Sa	F	MA	A	ACl	Cl S	S	1	1
<i>sauvageauana</i>	106			C	Cl S	Sa				ACl	Cl S	S	2	-
<i>squarrosa</i>	9											S	-	-
<i>susanensis</i>	1											S	-	-
<i>usneoides</i>	1											S	-	-

After 2000														
n° populations	Ligurian	N Tyrrhenian	C Tyrrhenian	S Tyrrhenian	Sardinian	N Adriatic	C Adriatic	S Adriatic	N Ionian	S Ionian	Strait of Sicily	MPAs, National Parks	Natura 2000, SPAMI	Local extinctions
<i>Cystoseira</i>														
721	LT	T	Sa C La	Sa S	Sa	VF	A Ab M	A	ACl	S	S	360	237	39
0														5
0														1
2				S								2		5
32		T	Sa C	S	Sa						S	15	6	38
6	T										S	4	1	11
0														0
0														0
0														1
0														22
0														0
<i>Ericaria</i>														
616	LT	T	Sa C La	S	Sa		A	A	ACl	S	S	307	155	27
1											S			0
163	T	T	Sa C	Sa S	Sa					S	S	132	12	17
83		T	Sa C	Sa S	Sa	F		A			S	45	13	36
2											S	2		3
7			C	S								4	2	10
0														7
10	L	T	C		Sa						S	8	2	21
<i>Gongolaria</i>														
107			Sa	Sa S	Sa	VF	M	A	A			36	21	40
7	L		Sa	Sa	Sa							1	1	6
74	L	T	Sa C	S	Sa					S	S	48	11	51
19		T	C	S						S	S	14	2	31
7			Sa	S	Sa			A				1	3	0
0														0
0														0

Per quanto riguarda la pianificazione di un ripristino, viene data molta importanza allo *spatial planning* in modo da selezionare quei siti che effettivamente permettano un'azione di ripristino efficace e limitandone i costi. Vengono escluse

dall'analisi quelle zone che, pur essendo compatibili con le specie da ripristinare, hanno alte frequenze di eventi climatici estremi (in particolare per quanto riguarda innalzamenti di temperatura), non ospitavano in passato la specie da ripristinare o dove vi sono già presenti delle foreste algali (Fabbrizzi, et al., 2023). Le aree rimanenti vengono divise poi in “*Planning Units*” che poi grazie a software come Marxan vengono classificate in base alla priorità che hanno di essere ripristinate.

Al momento non sono presenti articoli riguardanti piani di ripristino messi in atto in mari italiani e che abbiano avuto successo, ma si spera che con le nuove conoscenze e tecniche di pianificazione, queste possano essere messe in atto e che possano dare buoni risultati.

2.2 Fanerogame marine in laguna di Venezia

Al contrario dei mari, molto più numerosi sono i tentativi di ripristino per gli ambienti lagunari. Di particolare attenzione è la laguna di Venezia, per via della sua importanza non solo a livello ambientale, ma anche socioeconomico. Sono infatti molteplici i progetti di ripristino per la laguna di Venezia, tra i quali: **LIFE Lagoon Refresh** (Boscolo Brusà, et al., 2022) e **LIFE SeResto** (LIFE SEagrass RESTOration) (Sfriso, et al., 2019b).

I diversi progetti utilizzano tecniche di ecoingegneria sia di tipo A, che quindi mirano a ripristinare e salvaguardare in maniera più generale la laguna, andando quindi ad avere effetti a livello di molteplici specie, sia di tipo B, che quindi sono più mirate verso alcune specie. Questa tesi si concentrerà sulle tecniche di tipo B, in quanto il suo focus principale è il ripristino di popolazioni vegetali.

La maggior parte dei piani di ripristino di popolazioni vegetali nella laguna di Venezia si focalizza sulle *angiosperme acquatiche*, riferite anche come *fanerogame marine*. Queste, infatti, svolgono un ruolo molto importante negli ecosistemi lagunari. Contribuiscono nel contrastare gli effetti di venti e maree nell'erosione dei fondali, favoriscono la sedimentazione del particolato sospeso (Ondiviela, et al., 2014), contribuiscono a sequestrare la CO₂ (Duarte, Losada, Hendriks, Mazarrasa, & Marbà, 2013), costituiscono un habitat per molteplici comunità biologiche (Jones, Lawton, & Shachak, 1997) e costituiscono una fonte di cibo per pesci e altri organismi animali (Jackson, Attrill, & Jones, 2006; Horinouchi, 2009).

A causa delle attività antropiche, fin dal 1960 si è assistito ad una diminuzione delle popolazioni di queste piante e limitazione della loro crescita in tutta la laguna a seguito di alcune cause, quali l'eutrofizzazione, l'inquinamento, la pesca di pesci e molluschi (Sfriso, et al., 2019b). Dal 2010 sono diminuite queste attività e si è assistito ad una ripresa ecologica della laguna di Venezia per diverse specie, ma vi sono diverse aree in cui ciò non è stato possibile per via di una mancanza di semi in grado di raggiungere queste zone per cui l'ecosistema lagunare rimane ancora fortemente degradato (Sfriso, et al., 2019a).

Sia il progetto LIFE Lagoon Refresh che LIFE-SeResto si sono focalizzati nel ripristinare le popolazioni di angiosperme acquatiche nella regione nord della laguna di Venezia e in particolare nel ripristino di popolazioni di: *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch., *Zostera marina* L., *Zostera noltii* Hornem. e *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande (Fig. 1).

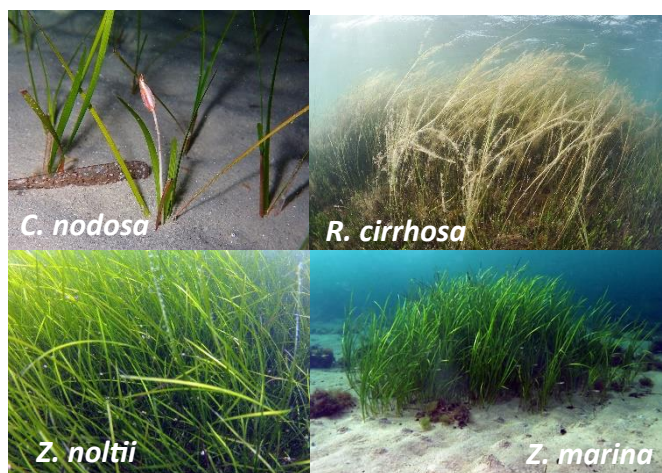


Figura 1. Immagini di fanerogame marine. Foto prese da diversi siti internet

(Rispettivamente: Wikipedia, Canal Mar Menor, Wikispecies e Bioinfo)

Queste specie, una volta molto presenti, si sono ridotte di molto in numero in seguito alle attività umane che hanno degradato la laguna. Sono quindi state sostituite in gran parte da specie di macroalghe, principalmente appartenenti alle famiglie Ulvaceae (Chlorophyta) e Rhodophyceae (Rhodophyta), non native della laguna (Sfriso, et al., 2019b).

Con il naturale recupero dell'ecosistema lagunare, avvenuto in seguito alla riduzione delle attività antropiche, si è assistito ad un cambio nelle specie dominanti. Si è infatti passati da una dominanza delle Ulvaceae ad una dominanza di specie con maggior valore ecologico, come alcune specie autoctone di Rhodophyceae e alla ricolonizzazione delle specie di angiosperme acquatiche sopracitate (Sfriso, Buosi, Facca, & Sfriso, 2017; Sfriso, et al., 2019a). Ma come detto in precedenza, la mancanza di semi in grado di raggiungere alcune delle zone della laguna non ha permesso la totale ricolonizzazione.

Per ripristinare queste specie sono state eseguite operazioni di trapianto. Le piante sono state prelevate in zolle di terra raccolte da zone di pesca limitrofe (Valle Dogà e valle Ca' da Riva) (Fig. 2). Queste zone d'acqua sono fisicamente separate dalla laguna e sono caratterizzate da buone condizioni ecologiche e con estese praterie di angiosperme acquatiche. Successivamente per ridurre i tempi sono stati scelti come siti donatori zone ben sviluppate vicino al Lido (canale San Felice) (Fig. 2).

Essendo le specie *Z. marina* e *C. nodosa* piante di grandi dimensioni si è invece preferito trapiantare solo singoli rizomi.

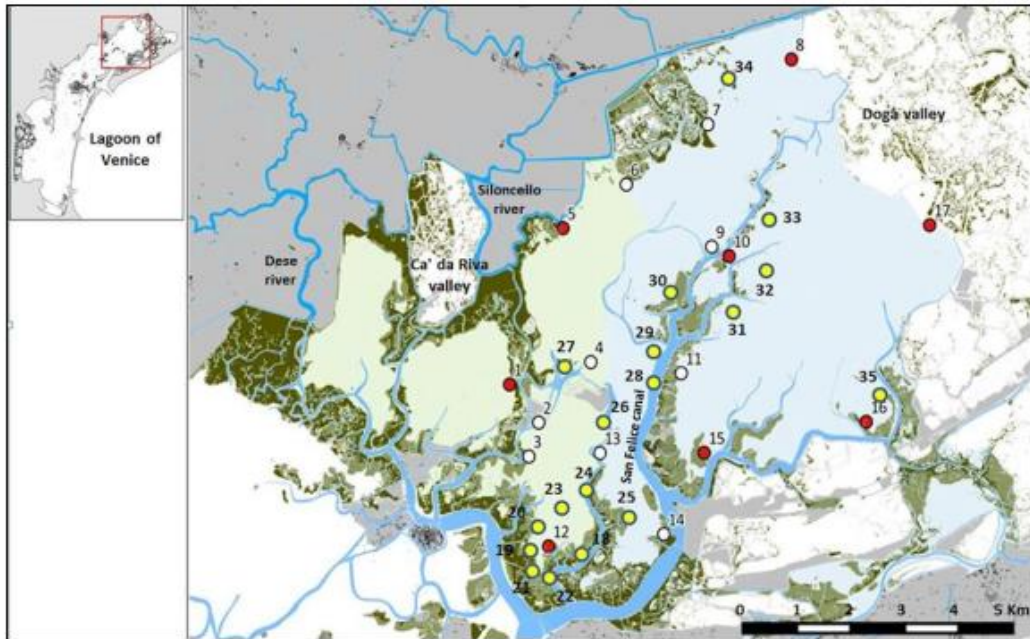


Figura 2. Mappa che rappresenta le diverse stazioni di trapianto. In rosso e bianco ci sono le stazioni trapiantate in primavera 2014. In rosso sono quelle monitorate mensilmente per i parametri ambientali. In giallo quelle trapiantate in primavera 2015 (Sfriso, et al., 2019b).

Per quanto riguarda le migliori stagioni per effettuare i trapianti, sono state scelte l'autunno per la specie *Z. marina*, fine estate e autunno per *Z. noltii*, fine primavera ed inizio estate per *C. nodosa* ed estate-autunno per *R. cirrhosa*. La raccolta delle zolle e dei rizomi è stata fatta manualmente per ridurre i costi, facendo attenzione a non tagliare le foglie; zolle e rizomi sono stati poi trasportati in barca, all'interno di secchi umidi perforati o riempiti di acqua di mare per i rizomi, e trapiantate sempre manualmente, senza scendere dalla barca per evitare di danneggiare il fondale (Sfriso, et al., 2021). Le zolle sono state trapiantate in diverse stazioni a nord della laguna di Venezia, in gruppi di 3, per un totale di nove per stazione seguendo lo schema riportato in figura 3.

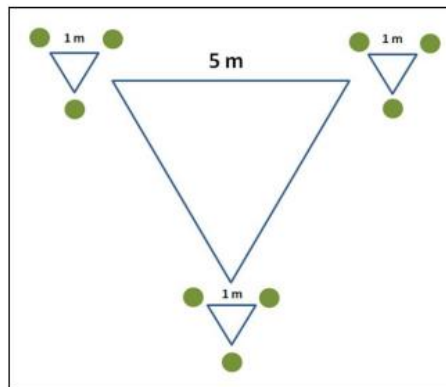


Figura 3. Schema dei trapianti delle zolle

Le diverse specie sono state trapiantate su terreni diversi e con diverse profondità dell'acqua a seconda delle nicchie ecologiche che ricoprono. *Z. noltii* è stata trapiantata in acque poco profonde (circa 0,5 m) in tutti i siti, ai bordi della palude salata. *Z. marina* in acque un po' più profonde (circa 1,0 m), lungo i bordi dei canali di marea caratterizzate da frequenti rinnovi d'acqua. *R. cirrhosa* è stata trapiantata nei siti più soffocati dove il ricambio d'acqua avviene tra i 12 e i 40 giorni. *C. nodosa* è stata trapiantata in soli due siti, caratterizzati da sedimenti più compatti e con salinità maggiore di 28 psu (Sfriso, et al., 2021).

Dopo i primi trapianti è stato eseguito un controllo per verificare se queste fossero state in grado di emettere radici ed ancorarsi al fondale, in modo da sostituire quelle che non sono state in grado di farlo.

Si è proceduto poi a continuare a monitorare la situazione. Sono stati monitorati sia i parametri fisico-chimici del bacino, controllando che rimanessero adatti per le specie trapiantate, sia la crescita e diffusione delle piante nella laguna. Sono stati controllati in alcuni casi anche alcuni parametri ecologici relativi alla ricchezza di specie anche non vegetali, come di pesci, uccelli e altre specie animali.

Per quanto riguarda il progetto LIFE-SeResto, questo si è già concluso e i suoi risultati verranno discussi in seguito. Il progetto LIFE Lagoon Refresh invece, al momento di scrittura di questa tesi, non si è ancora concluso e i monitoraggi del suo andamento stanno ancora andando avanti.

3. Effetti a lungo termine su piante e non

3.1. Cambiamenti in Macrofite e Macrozoobenthos nella laguna di Venezia

Alla fine dei quattro anni del progetto LIFE-SeResto l'impatto degli espanti sui siti donatori è stato meno di 25 m² durante il primo anno e meno della metà negli anni successivi. In particolare la rimozione di singoli rizomi non ha danneggiato per nulla le praterie acquatiche di angiosperme (Sfriso, et al., 2021). Per quanto riguarda le zone in cui sono state trapiantate, si è passati da una copertura iniziale in ogni stazione di 0,64m² ad una copertura media di 68,4% del fondale, con grande varianza tra le diverse stazioni. Dopo 4 anni, 23 stazioni su 35 erano state già completamente colonizzate da angiosperme acquatiche, in 3 stazioni non sono state trovate piante, in 5 la copertura era trascurabile (<3,0%) e nelle restanti 5 si sono osservati valori intermedi (Sfriso, et al., 2021). Si è anche osservato che l'alto numero di semi prodotti dalle angiosperme trapiantate sono state in grado di colonizzare anche alcune zone limitrofe coprendo circa 15 km² della laguna, con

una copertura media di circa 40%, come si può osservare in figura 4 (Sfriso, et al., 2021).



Figura 4. Mappa della colonizzazione delle angiosperme acquatiche (verde chiaro); a) Autunno 2017, circa 10 km²; b) Autunno 2018, circa 15 km². (Sfriso, et al., 2021)

Le diverse specie trapiantate sono riuscite a ricolonizzare la laguna con diverso successo. *Z. noltii* è risultata la specie con maggior successo. È stata trapiantata in tutte le stazioni ed è riuscita a colonizzare anche molte delle zone limitrofe. *Z. marina* è riuscita a emettere radici solo lungo i bordi dei canali o in aree con un ampio turn-over delle acque.

La ragione della limitata colonizzazione di questa specie è imputata alle alte temperature estive (>30°C), quando l'optimum sarebbe <26-28°C (Sfriso, et al., 2019b). *R. cirrhosa* è stata trapiantata con successo solo nelle zone dove il turn-over delle acque supera i 12-15 giorni. Questa specie ha prodotto meno semi delle due specie di *Zostera*, ma ha mostrato una maggiore capacità di espandersi; infatti, in queste zone è diventata presto la specie dominante. Infine *C. nodosa* si è rivelata la specie meno idonea per via della presenza di sedimenti troppo fini ed è riuscita ad emettere radici solo in una stazione. In più essa è in grado di produrre solo pochi semi nella laguna di Venezia, quindi, anche la sua dispersione è limitata (Sfriso, et al., 2021).

Il miglioramento delle condizioni ecologiche dovuto all'aumento dell'abbondanza delle angiosperme acquatiche ha portato ad un incremento anche nell'abbondanza e biodiversità di specie di pesci e di macrozoobenthos (Oselladore, et al., 2022).

Il **macrozoobenthos** è composto da invertebrati, più grandi di 1 mm e che vivono a stretto contatto con il sedimento. Essi svolgono un ruolo fondamentale in diversi processi di un ecosistema, come nel metabolismo di inquinanti, filtrazione del fitoplancton o partecipazione nel ciclo dei nutrienti; molti infatti sono filtratori o detritivori e rappresentano una fonte di cibo per gli organismi dei livelli superiori

della rete trofica (Borja, Franco, & Pérez, 2000; Ysebaert, Meire, Herman, & Verbeek, 2002). La distribuzione del macrozoobenthos dipende sia da fattori abiotici, come salinità, profondità, tipo di suolo, etc., sia biotici, come competizione intra- ed interspecifica o predazione (Dauer, 1993). Essi sono inoltre spesso usati come indicatori biologici per la qualità di ecosistemi marini e costieri (Borja, Franco, & Pérez, 2000). Analisi sui cambiamenti nella comunità macrobentonica in seguito ai trapianti sono state condotte nell'ambito del progetto LIFE-SeResto.

Dal 2014 al 2017 sono stati raccolti e identificati in totale 5860 individui appartenenti a 115 taxa diversi. Il gruppo più presente era quello dei **crostacei**, sia in termini di abbondanza che di numero di specie. Le specie principali erano costituite da *Caprella mitis* e *Gammarus insensibilis* (entrambi anfipodi). Questi erano seguiti dai **policheti**, principalmente *Aphelochaeta multibranchis* e *Nephtys hombergii*, **molluschi gasteropodi**, principalmente *Bittium reticulatum*, e **molluschi bivalvi**, principalmente *Abra segmentum* e *Cerastoderma glaucum*. Una piccola percentuale era costituita da larve di esapodi, echinodermi, cnidari e polioplacofori (Fig. 5a). Questa rappresentava una distribuzione del macrozoobenthos tipica della laguna di Venezia (Oselladore, et al., 2022).

L'abbondanza totale (Fig. 5b) è aumentata da 1064 individui (2014) a 1563 (2017) in stazioni non-vegetate (NVS) e a 1245 in stazioni vegetate (VS). Il numero di specie dopo i trapianti è rimasto pressoché lo stesso (circa 64), ma è aumentato significativamente rispetto alle 46 specie trovate nel 2014 (Fig. 5c) (Oselladore, et al., 2022).

Il trapianto e la ricolonizzazione da parte delle angiosperme acquatiche molto probabilmente è la causa di questo aumento di abbondanza e biodiversità delle specie macrobentoniche. Ciò avviene in quanto queste fanerogame creano un ambiente più eterogeneo per l'insediamento di nuove specie bentoniche (Posey, 1988; Sfriso, Birkemeyer, & Ghetti, 2001) e le loro foglie tendono a ridurre le correnti d'acqua (Posey, 1988), favorendo la deposizione di sedimenti fini ricchi di materiale organico, fonte di cibo per gli organismi filtratori (Posey, 1988). Infine le angiosperme acquatiche contribuiscono a migliorare l'ossigenazione (Sfriso, Birkemeyer, & Ghetti, 2001) e l'ombreggiatura per le comunità bentoniche, quest'ultima molto importante soprattutto nella stagione estiva (Tagliapietra, Pessa, Cornello, Zitelli, & Magni, 2016).

In più nelle aree del progetto si è misurato anche un incremento nei **pesci** già dopo il primo anno del progetto, probabilmente dovuto sia ad un aumento della complessità del fondale, sia ad una maggiore presenza di prede, come molte delle specie macrobentoniche (Sfriso, et al., 2019b).



Figura 5. a) Distribuzione delle specie nei taxa più rappresentati; b) abbondanza totale e c) numero di specie dal 2014 (pre-trapianto) al 2017 (post-trapianto) (Oselladore, et al., 2022).

3.2. Cambiamenti in lagune ripristinate nel centro Italia

La laguna di Venezia è molto probabilmente una delle lagune più importanti in Italia per il suo valore storico-culturale, nonché economico ed ecologico e per questo la maggior parte dei lavori riguardanti gli ambienti lagunari in Italia si concentra su di questa. Detto questo, vi sono altre lagune e ambienti di acqua salmastra anche nel resto d'Italia e anche questi sono stati soggetti a forte degrado, in gran parte dovuto alle attività umane (Tozzi, Varricchione, de Francesco, Carranza, & Stanisci, 2022). Per questo motivo sono stati effettuati dei piani di ripristino anche per ambienti lagunari nel resto d'Italia, come quelli condotti nell'ambito del progetto LIFE-Maestrale in Molise (Prisco, et al., 2017).

In questi casi, i progetti si focalizzavano sul ripristino dell'ambiente lagunare dal punto di vista abiotico del sistema e sulla protezione dell'ambiente dalle attività umane, sia economiche che turistiche. Col passare del tempo le popolazioni vegetali sono state in grado di riprendersi. In particolare, è stato osservato un aumento delle popolazioni delle specie autoctone e una riduzione di quelle

alloctone e un aumento generale della copertura del terreno. Paradossalmente in alcuni casi è stata osservata, invece, una diminuzione del numero di specie. L'ipotesi di questa diminuzione sembra essere legata alla naturale successione che ha portato alle condizioni più naturali dell'ambiente, caratterizzato da piccole comunità con un numero di specie da 4 a 13 (Tozzi, Varricchione, de Francesco, Carranza, & Stanisci, 2022).

4. Conclusioni

Analizzando la letteratura scientifica è evidente che sono molti gli ambienti lagunari e marini fortemente degradati per via dei recenti e rapidi cambiamenti climatici su scala globale e delle intense attività antropiche. L'Italia chiaramente non ne è esclusa. Per far fronte a ciò, dove i piani di conservazione e salvaguardia non bastano, sono implementati dei piani di ripristino, di cui sono stati analizzati alcuni principi e tecniche, con l'obiettivo di risanare gli ecosistemi e la loro biodiversità.

Gli ambienti lagunari sono tra quelli di più interesse in quanto, essendo ambienti di transizione, risultano essere molto delicati e tra i più degradati. Sono però molteplici i piani di ripristino per questi ambienti. In questa tesi sono stati trattati solo alcuni esempi di attività di ripristino e solo a livello del territorio italiano, ma ne vengono effettuati molti anche nel resto d'Europa e del mondo. Questi si sono rivelati per lo più efficaci e sono stati in grado di riportare le lagune ad un buono stato ecologico, sia per le parti abiotiche che biotiche dell'ecosistema. Inoltre si è visto che ripristinare le popolazioni vegetali di ambienti lagunari giova non solo a suddette popolazioni, ma provoca di conseguenza un miglioramento anche nella fauna dell'ecosistema e a tutti i suoi livelli trofici.

Per quanto riguarda gli ambienti marini, nonostante molti di questi siano fortemente degradati, i piani di ripristino sono in numero inferiore e tendenzialmente fallimentari. Molti di questi fallimenti sono imputati alla grande variabilità degli ambienti marini e ad organizzazioni di ripristino non adatte per la zona e le specie che si intende ripristinare. L'utilizzo di nuovi concetti e tool informatici di Spatial Planning, potrebbe essere d'aiuto per pianificare ed effettuare dei progetti di ripristino efficaci, che portino così a buoni risultati e che ne limitino i costi.

6. Bibliografia

- Ball, I. R., Possingham, H. P., & Watts, M. (2011). Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritization. *Spatial Conservation Prioritisation: Quantitative Methods and Computational Tools*, 185–195.
- Bayraktarov, E., Saunders, M. I., Abdullah, S., Mills, M., Beher, J., Possingham, H. P., . . . Lovelock, C. E. (2016). The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*, 1055-1074.
- Bekkby, T., Papadopoulou, N., Fiorentino, D., McOwen, C. J., Rinde, E., Boström, C., . . . Smith, C. J. (2020). Habitat Features and Their Influence on the Restoration Potential of Marine Habitats in Europe. *Frontiers in Marine Science*.
- Borja, A., Franco, J., & Pérez, V. (2000). A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin*, 1100-1114.
- Boscolo Brusà, R., Feola, A., Cacciatore, F., Ponis, E., Sfriso, A., Franzoi, P., . . . Bonometto, A. (2022). Conservation actions for restoring the coastal lagoon habitats: Strategy and multidisciplinary approach of LIFE Lagoon Refresh. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 979415.
- Boudouresque, C. F., Bernard, G., Pergent, G., Shili, A., & Verlaque, M. (2009). Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. 395-418.
- Boudouresque, C.-F., Blanfuné, A., Pergent, G., & Thibaut, T. (2021/1). Restoration of Seagrass Meadows in the Mediterranean Sea: A Critical Review of Effectiveness and Ethical Issues. *Water*, 1034.
- Brown, G., Strickland-Munro, J., Kobryn, H., & Moore, S. A. (2016). Stakeholder analysis for marine conservation planning using public participation GIS. *Applied Geography*, 77–93.
- Crain, C. M., Halpern, B. S., Beck, M. W., & Kappel, C. V. (2009). Understanding and Managing Human Threats to the Coastal Marine Environment. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 39-62.
- Dauer, D. M. (1993). Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin*, 249-257.

- Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I., & Marbà, N. (2013). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 961-968.
- EC. (2020). COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS EU Biodiversity Strategy for 2030 Bringing nature back into our lives.
- Elliott, M., Mander, L., Mazik, K., Simenstad, C., Valesini, F., Whitfield, A., & Wolanski, E. (2016). Ecoengineering with Ecohydrology: Successes and failures in estuarine restoration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 12-35.
- Fabbrizzi, E., Giakoumi, S., De Leo, F., Tamburello, L., Chiarore, A., Colletti, A., . . . Frascchetti, S. (2023). The challenge of setting restoration targets for macroalgal forests under climate changes. *Journal of Environmental Management*, 116834.
- Fonseca, M. (2011). Addy Revisited: What Has Changed with Seagrass Restoration in 64 Years? *Ecological Restoration*, 73-81.
- Franklin, J. (2013). Species distribution models in conservation biogeography: Developments and challenges. *Diversity & Distributions*.
- Gimpel, A., Stelzenmüller, V., Töpsch, S., Galparsoro, I., Gubbins, M., Miller, D., . . . Watret, R. (2018). A GIS-based tool for an integrated assessment of spatial planning trade-offs with aquaculture. *The Science of the Total Environment*, 1644-1655.
- Gómez-Aparicio, L. (2009). The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: A meta-analysis across life-forms and ecosystems. *Journal of Ecology*, 1202-1214.
- Groves, C., & Game, E. T. (2016). *Conservation Planning: Informed Decisions for a Healthier Planet*. Greenwood Village, CO: Roberts and Company Publishers.
- Heikkinen, R., Luoto, M., Araújo, M., Virkkala, R., Thuiller, W., & Sykes, M. (2006). Methods and uncertainties in bioclimatic modelling under climate change. *Progress in Physical Geography*, 1-27.
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., & Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities. *Ecology Letters*, 23-29.
- Horinouchi, M. (2009). Horizontal gradient in fish assemblage structures in and around a seagrass habitat: some implications for seagrass habitat conservation. *Ichthyological Research*, 109-125.

- Jackson, E. L., Attrill, M. J., & Jones, M. B. (2006). Habitat characteristics and spatial arrangement affecting the diversity of fish and decapod assemblages of seagrass (*Zostera marina*) beds around the coast of Jersey (English Channel). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 421-432.
- Jones, C. G., Lawton, J. H., & Shachak, M. (1997). Positive and Negative Effects of Organisms as Physical Ecosystem Engineers. *Ecology*, 1946-1957.
- Lehtomäki, J., & Moilanen, A. (2013). Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software*, 128–137.
- Lester, S. E., Dubel, A. K., Hernán, G., McHenry, J., & Rassweiler, A. (2020). Spatial Planning Principles for Marine Ecosystem Restoration. *Frontiers in Marine Science*.
- Ondiviela, B., Losada, I. J., Lara, J. L., Maza, M., Galván, C., Bouma, T. J., & van Belzen, J. (2014). The role of seagrasses in coastal protection in a changing climate. *Coastal Engineering*, 158-168.
- Oselladore, F., Bernarello, V., Cacciatore, F., Cornello, M., Boscolo Brusà, R., Sfriso, A., & Bonometto, A. (2022). Changes in Macrozoobenthos Community after Aquatic Plant Restoration in the Northern Venice Lagoon (IT). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 4838.
- Posey, M. H. (1988). Community Changes Associated with the Spread of an Introduced Seagrass, *Zostera Japonica*. *Ecology*, 974-983.
- Prisco, I., Berardo, F., Carranza, M., Frate, L. F., Iannotta, F., & Loy, A. (2017). SOS Dune: le buone pratiche progetto Life Maestrale. *Layman's Report*.
- Sala, E., Ballesteros, E., Dendrinis, P., Di Franco, A., Ferretti, F., Foley, D., . . . Zabala, M. (2012). The Structure of Mediterranean Rocky Reef Ecosystems across Environmental and Human Gradients, and Conservation Implications. *PLOS ONE*, e32742.
- Sfriso, A., Birkemeyer, T., & Ghetti, P. F. (2001). Benthic macrofauna changes in areas of Venice lagoon populated by seagrasses or seaweeds. *Marine Environmental Research*, 323-349.
- Sfriso, A., Buosi, A., Facca, C., & Sfriso, A. A. (2017). Role of environmental factors in affecting macrophyte dominance in transitional environments: The Italian Lagoons as a study case. *Marine Ecology*, e12414.
- Sfriso, A., Buosi, A., Facca, C., Sfriso, A. A., Tomio, Y., Juhmani, A.-S., . . . Bonometto, A. (2021). Environmental restoration by aquatic angiosperm transplants in transitional water systems: The Venice Lagoon as a case study. *The Science of the Total Environment*, 148859.

- Sfriso, A., Buosi, A., Mistri, M., Munari, C., Franzoi, P., & Sfriso, A. (2019a). Long-term changes of the trophic status in transitional ecosystems of the northern Adriatic Sea, key parameters and future expectations: The lagoon of Venice as a study case. *Nature Conservation*, 193-215.
- Sfriso, A., Buosi, A., Tomio, Y., Juhmani, A.-S., Facca, C., Sfriso, A. A., . . . Boscolo Brusà, R. (2019b). Aquatic Angiosperm Transplantation: A Tool for Environmental Management and Restoring in Transitional Water Systems. *Water*, 2135.
- Silliman, B. R., Schrack, E., He, Q., Cope, R., Santoni, A., van der Heide, T., . . . van de Koppel, J. (2015). Facilitation shifts paradigms and can amplify coastal restoration efforts. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 14295-14300.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, .. (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration. *Society for Ecological Restoration*.
- Stamoulis, K. A., & Delevaux, J. M. (2015). Data requirements and tools to operationalize marine spatial planning in the United States. *Ocean & Coastal Management*, 214–223.
- St-Pierre, A. P., & Gagnon, P. (2020). Kelp-bed dynamics across scales: Enhancing mapping capability with remote sensing and GIS. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 151246.
- Tagliapietra, D., Pessa, G., Cornello, M., Zitelli, A., & Magni, P. (2016). Temporal distribution of intertidal macrozoobenthic assemblages in a *Nanozostera noltii*-dominated area (Lagoon of Venice). *Marine Environmental Research*, 31-39.
- Tamburello, L., Chiarore, A., Fabbri, E., Colletti, A., Franzitta, G., Grech, D., . . . Frascchetti, S. (2022). Can we preserve and restore overlooked macroalgal forests? *The Science of the Total Environment*, 150855.
- Tozzi, F. P., Varricchione, M., de Francesco, M. C., Carranza, M. L., & Stanisci, A. (2022). Vegetation Dynamics on a Restored salt Marsh Mosaic: a Re-Visitation Study in a Coastal Wetland in Central Italy. *Wetlands*, 101.
- Yoshioka, A., Akasaka, M., & Kadoya, T. (2014). Spatial Prioritization for Biodiversity Restoration: A Simple Framework Referencing Past Species Distributions. *Restoration Ecology*, 185-195.
- Ysebaert, T., Meire, P., Herman, P. M., & Verbeek, H. (2002). Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series*, 79-95.

