



Università
Ca' Foscari
Venezia

Corso di Laurea
Magistrale
in
Scienze Ambientali

Tesi di Laurea

Progetto LIFE Lagoon REFRESH: effetti sulla fauna ittica degli interventi di ripristino ambientale

Relatore

Prof. Piero Franzoi

Correlatori

Dott. Luca Scapin

Dott.ssa Rossella Boscolo Brusà

Dott.ssa Alessandra Feola

Laureando

Eleonora

Mosca

Matricola

862867

Anno Accademico

2020 / 2021

Sommario

1. Introduzione	3
1.1 La laguna di Venezia e cambiamenti nella storia	3
1.2 La Fauna ittica degli ecosistemi acquatici di transizione italiani. Il caso della laguna di Venezia. 9	
1.3 LIFE Lagoon REFRESH: descrizione e obiettivi del progetto	17
1.4 Obiettivi della tesi.....	21
2. Area di studio	22
3. Stato di avanzamento delle azioni di ripristino	23
Stato di avanzamento delle azioni di ripristino	23
3.1 Ripristino del gradiente salino.....	23
3.2 Ripristino di canneto e prateria.....	34
4. Effetti sulla fauna ittica degli interventi di ripristino ambientale	37
4.1 Materiali e metodi.....	37
4.1.1 Raccolta dati	37
4.1.2 Analisi di laboratorio	38
4.1.3 Analisi dei dati	39
4.2 Risultati.....	44
4.3 Discussione	68
5 Conclusioni	72
6 Bibliografia.....	73

1. Introduzione

1.1 La laguna di Venezia e cambiamenti nella storia

La laguna di Venezia è la più grande laguna italiana, si estende tra le foci dei fiumi Piave a NE e il Brenta a SW. (Fig.1) (Zonta, 2005a). Copre un'ampia fascia costiera: le sue dimensioni massime sono 50 km di lunghezza per 11 di larghezza con una superficie di 550 km² (Guerzoni & Tagliapietra, 2000). La laguna presenta tre ampi collegamenti al mare adiacente soggetti a forti correnti di marea, forte azione di deriva dei litorali e del vento; infatti è separata dal mare da barriere di sabbia litorali sub-parallele alla costa interrotte dalle tre "bocche di porto" (Lido, Malamocco e Chioggia). (Molinaroli et al., 2007). Quest'ultime consentono lo scambio d'acqua e di sedimenti fra mare e laguna durante i cicli di marea. La laguna di Venezia ha maree microtidali, con un'escursione media tra i 30 e gli 80 cm rispettivamente in condizioni di quadratura e di sizigia e con maree eccezionali che possono superare il metro. (Zonta, 2005b; Tagliapietra & Volpi-Ghirardini, 2006). L'ambiente è morfologicamente articolato, ma la maggior parte delle aree lagunari sono poco profonde, dati i fenomeni di sommersione e la risposta biomorfodinamica dell'area, con una profondità per lo più inferiore ai 2 metri (Solidoro et al., 2004; Molinaroli et al., 2007). Profondità maggiori si riscontrano nei canali di navigazione e, in particolare, nei canali delle bocche di porto (fino ad oltre 20 m di profondità).

I punti d'immissione d'acqua dolce in laguna sono 29, con deflusso naturale o meccanicamente gestito tramite idrovore. Attualmente il volume complessivo d'acqua dolce trasportata dai fiumi e canali affluenti in laguna è intorno a 1 milione di m³/anno (Regione del Veneto, 2000), mentre si stima che in un intero ciclo di marea entra ed esca dalla laguna una quantità di acqua salata pari ad un terzo del volume stesso della laguna (Gacic et al., 2004).



Figura 1: La laguna di Venezia e il territorio contermini in una recente immagine satellitare, prima dell'inizio dei lavori alle bocche di porto per la costruzione del MOSE. (D'alpaos, 2010b).

Il paesaggio della laguna attualmente è costituito da barene, isole, distese fangose e una complessa rete di canali di marea, ma la configurazione che vediamo oggi non è tutta dovuta a fenomeni naturali (Zonta et al., 2005b). Essa è una manifestazione della trasgressione marina dell'Olocene su sedimenti fluviali pianeggianti, eterolitici e di torba, ed ha avuto origine quasi 6000 anni fa durante la trasgressione delle Fiandre, quando l'innalzamento del mare inondò il Paleopiano di Würmian dell'Alto Adriatico e la costa si collocò all'incirca nella posizione attuale (Gatto, 1981; Gatto e Carbognin, 1981). Per molti secoli gli interrimenti causati dai consistenti apporti fluviali furono in grado di compensare gli effetti di sommersione della laguna operati dalle maree, finché dal XII

secolo incominciarono a manifestarsi preoccupanti processi d'interrimento. Tali fenomeni influivano negativamente sulla navigabilità, sull'economia, sulle abitazioni e sulle attività militari della Repubblica di Venezia. (D'alpaos 2005; D'alpaos 2007a).

Nella laguna superiore i problemi maggiori erano dati da un ramo minore del Piave che, nelle piene più rilevanti, portava sedimenti fino agli specchi d'acqua adiacenti alle isole di Burano e Torcello, con conseguenze negative per il mantenimento dei fondali. La situazione nella laguna media era ancora più grave: a Fusina era stabilita la foce del ramo principale del Brenta le cui torbide sedimentando producevano fenomeni d'interrimento nelle zone limitrofe alla foce (Gatto & Carbognin, 1981). L'unico processo che mitigava l'interrimento era la sommersione del territorio, ma capitava con intensità minori e su scale di tempo ben più lunghe. In sostanza, senza interventi significativi da parte dell'uomo, la laguna si sarebbe interrata (D'alpaos et al., 2010a). Per non perdere la potenza economica della Repubblica, nel 1300 iniziarono i numerosi lavori per "salvaguardare" il futuro della città. Nel 1330 i provvedimenti di "intestadura" (sbarramento) videro la deviazione delle acque del Brenta di Fusina lontano da Venezia, con numerosi interventi da parte di vicentini, padovani e veneziani. Tutti gli interventi intrapresi furono però inefficaci e non arrestarono l'avanzamento inesorabile dell'interramento (D'alpaos et al., 2010a). Dati i scarsi risultati, nella seconda metà del XV secolo si propose una soluzione radicale al problema: distogliere i fiumi dalla laguna e allontanarli direttamente in mare. L'intervento seguiva i tentativi di deviazione parziale dell'alveo del fiume attuati nella seconda metà del 1400 insieme all'allontanamento dei corsi d'acqua minori che si immettevano nella parte meridiana della laguna. Nella laguna superiore si perseguì invece l'obiettivo di allontanare le abbondanti portate del fiume Sile e degli altri corsi di risorgiva. (Gatto, 1981; D'alpaos et al., 2010a). Tali portate creavano problemi, non tanto d'interrimento, quanto piuttosto di impaludamento degli specchi d'acqua, per l'inarrestabile sviluppo del canneto nelle zone marginali della laguna interessate dalla presenza di acque a bassa salinità, con conseguente forte produzione di suolo organico. Il piano consisteva quindi nell'allontanamento della foce del Sile e nella deviazione delle acque dei corsi d'acqua Bottenigo, Dese e Zeno verso settentrione, mediante l'escavo di un apposito canale che partiva dall'altezza di Mirano in modo da avviarle verso il mare per il "Canal de Lio Mazor" (D'alpaos et al., 2007b). Con tutti questi cambiamenti quindi, si realizzò l'annullamento dell'originale cospicuo apporto di sedimenti e di acque fluviali al bacino lagunare, segnando un'inversione di tendenza nel

comportamento morfodinamico della laguna e senza aver considerato che il minor apporto d'acqua dolce avrebbe modificato anche i regimi di salinità (D'alpaos 2007a; Solidoro et al., 2010)

Ai fenomeni d'interrimento che prevalevano prima della diversione dei fiumi e che avevano formato una laguna di fondali poco profondi nella quale era difficoltoso navigare, si sostituirono infatti diffusi ma lenti processi di erosione orizzontale a scapito dell'estensione delle superfici di barena, soggette a una progressiva demolizione. (D'alpaos et al., 2010a)

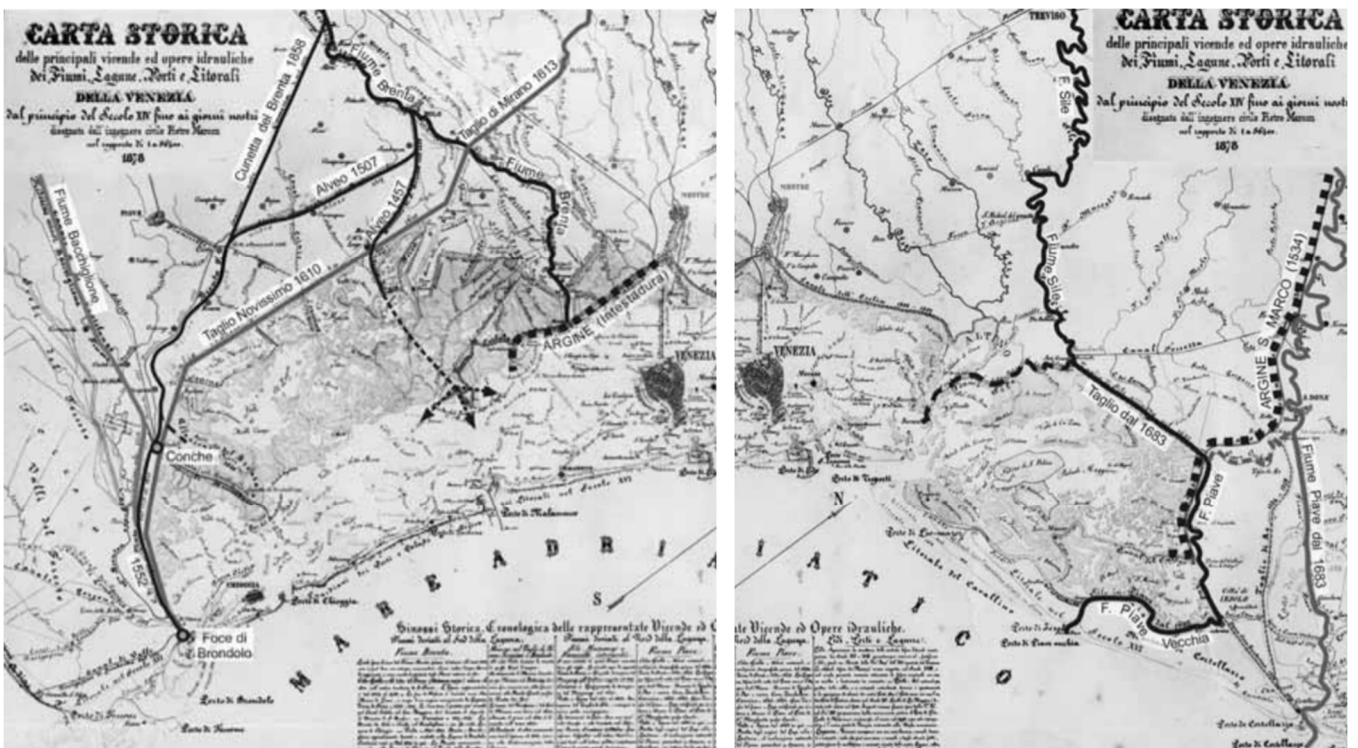


Figura 2: Carte storiche della laguna di Venezia con le deviazioni dei fiumi avvenute (D'alpaos, 2010a).

Nel corso dell'ultimo secolo si sono poi sviluppati con intensità maggiore anche fenomeni di erosione in direzione verticale incrementando la profondità delle zone d'acqua. Tale erosione è stata poi sostenuta dagli effetti idrodinamici dovuti all'attività antropica e dall'innalzamento medio del mare (Campostrini 2004).

L'attività dell'uomo è andata poi ad intensificarsi tra l'800 e il '900 con la realizzazione di opere anche dai risultati negativi (D'alpaos 2010a). Lungo la fascia costiera sono stati realizzate numerose difese per mitigare l'azione del mare (i cosiddetti murazzi). In seguito, fino al 1934, furono modificate le bocche di Lido, Chioggia e Malamocco e furono costruite dighe esterne lungo il mare (Solidoro et al., 2010). Tali opere per la difesa dai

fenomeni di “acqua alta” non sono state in grado di incidere sulla salvaguardia della sua morfologia né tanto meno a invertire la tendenza dei fenomeni che colpiscono il bacino lagunare e che lo stanno trasformando in un braccio di mare (D'alpaos 2010a; D'alpaos 2010b).

Con l'inizio dell'industrializzazione, tra il XIX e il XX secolo si è segnato l'inizio di una nuova era di grandi cambiamenti antropici dell'ecosistema. L'aumento dell'urbanizzazione e delle bonifiche per l'agricoltura, l'acquacoltura e l'industria hanno ridotto la superficie totale della laguna di circa 3280 ettari nel periodo tra il 1924 e il 1960 (Ravera, 2000). Oltre a questo, diversi fattori di stress agiscono sull'ecosistema lagunare, causando molteplici impatti ambientali. Tra i principali fattori di cambiamento vi sono le attività a terra (agricoltura e industrie), le attività di pesca e acquacoltura e altri fattori (estrazione di acque sotterranee, eustatismo e trasporto) (Solidoro et al., 2010).

Le attività industriali e agricole crebbero esponenzialmente dagli anni '40 e '60 del 900, impattando notevolmente sull'ecosistema lagunare. Per esempio c'è un impatto diretto di inquinanti scaricati in laguna, i quali, presenti nei sedimenti di fondo, possono anche bioaccumularsi nella catena alimentare (Pavoni et al., 1992). Inoltre tali attività rilasciano, insieme alle acque reflue, carichi di nutrienti rilevanti che hanno alimentato l'eutrofizzazione dei bacini lagunari. Durante gli anni '80 si sono verificate massicce fioriture di macroalghe dominate da Ulvacee a discapito di habitat a canneto e di fanerogame marine (Sfriso et al., 1992). In tarda primavera e in estate, infatti, i letti di macroalghe coprivano quasi tutte le aree poco profonde dove il movimento dell'acqua era basso e il tempo di residenza elevato, causando un sostanziale impoverimento del pool di nutrienti e innescando effetti secondari come l'ipossia, la mortalità di organismi bentonici e la perdita di biodiversità (Cloern, 2001). Il settore industriale fu causa anche di impatti indiretti tra cui lo scavo ed il dragaggio di grandi canali navigabili, alterando l'equilibrio morfologico tra canale e piane di marea. L'industria ha portato poi all'estrazione di acque sotterranee e gas naturale, provocando un aumento del tasso di subsidenza lagunare. Questo, insieme alle deviazioni d'acqua dolce per usi agricoli e zootecnici, all'approfondimento delle bocche di porto, alla costruzione di pontili e allo scavo di nuovi canali, hanno determinato l'intrusione dell'acqua di mare portando all'espansione dell'habitat fangoso centrale a scapito dell'habitat estuarino-oligoalino, già drasticamente

ridotto dalla deviazione in mare della maggior parte dei fiumi nei secoli precedenti (Giordani Soika & Perin, 1974; Solidoro et al., 2010).

Fra le cause recenti di modificazione dell'ecosistema lagunare, si può annoverare anche lo sfruttamento commerciale dei banchi di vongola filippina *Tapes philippinarum*, un bivalve alloctono introdotto in laguna di Venezia alla metà degli anni '80 del '900 (Solidoro et al. 2010). La pesca meccanizzata di questo bivalve ha comportato pesanti impatti negativi su fondali e comparto bentonico lagunari (Pranovi et al. 2003; Sfriso et al. 2003); in particolare, questa attività ha contribuito in modo significativo al processo di erosione e perdita di sedimenti dalla laguna (Pranovi et al., 2004; Sfriso et al., 2005)

Queste alterazioni delle proprietà morfologiche e fisiche hanno chiaramente influito sulla distribuzione spaziale, sulla struttura e sulla composizione delle comunità in laguna evidenziando un marcato impoverimento delle comunità, dalla sostituzione delle specie salmastre con specie marine e con uno spostamento verso specie più tolleranti per le condizioni eutrofiche. Per tali motivi, c'è la necessità di salvaguardare questi ambienti con strategie di monitoraggio, restauro ecologico e valutazione per migliorare lo stato ecologico dei corpi idrici lagunari (Solidoro et al., 2010; Zucchetta et al., 2016; Scapin et al., 2019; Sfriso et al., 2021).

1.2 La Fauna ittica degli ecosistemi acquatici di transizione italiani. Il caso della laguna di Venezia

Nella Laguna di Venezia, come nella maggior parte delle lagune dell'Adriatico settentrionale, si possono riconoscere distinte zone geomorfologiche: aree meso-oligoaline interne, in prossimità dei principali corsi di acqua dolce che sfociano in laguna; un'area intermedia caratterizzata da bassa energia, fondali fangosi e sedimentazione di sedimenti fini; e aree di delta di marea intorno alle bocche di comunicazione con il mare. Quest'ultime sono divisibili in una componente verso il mare e in una lagunare, definite rispettivamente da delta di marea di riflusso e delta di marea di piena. (Tagliapietra et al. 2009; Tagliapietra and Minelli 2009).

L'area più interna fangosa è caratterizzata da un'idrodinamica ridotta e da sedimenti più limosi suddivisi approssimativamente in due parti principali: le acque poco profonde aperte del bacino centrale e la parte più interna del bacino vicino alla terraferma, dove condizioni ambientali come salinità, temperatura e ossigeno disciolto sono molto variabili (Solidoro et al., 2010) qui. Le acque poco profonde rappresentano circa il 75% della superficie lagunare (415 km² circa) favorendo la produzione primaria. Tale conformazione batimetrica comporta una buona penetrazione dell'energia solare, condizionando anche la temperatura, dato che facilita il riscaldamento e porta ad un'attività fotosintetica piuttosto intensa. Ciò rende alta la biodiversità e la produttività nectonica dell'area, sostenendo importanti servizi ecosistemici tra cui anche la pesca (Zucchetto et al., 2016).

La laguna di Venezia è abitata da specie adattate all'elevata salinità, all'elevata idrodinamica e ai sedimenti sabbiosi a basso contenuto organico. In questa zona prosperano prati di fanerogame, principalmente *Cymodocea nodosa* e *Zostera marina* (Sfriso & Curiel, 2007). La vegetazione acquatica sommersa svolge importanti ruoli: intrappola i solidi sospesi e i nutrienti totali e diminuisce la torbidità dell'acqua (Rodríguez-Gallego et al., 2010; Franco et al., 2006). Gli habitat strutturati, come praterie di piante acquatiche e barene, sono rifugio per varie specie ittiche e contemporaneamente forniscono risorse di cibo per specie aviarie vulnerabili, rivelandosi così d'importanza ecologica e funzionale per il mantenimento dei cicli biologici di numerose specie (Malavasi et al., 2004; McLusky e Elliott, 2004; Franzoi 2010).

Il popolamento nectonico delle aree di basso fondale della laguna di Venezia è dominato da specie di residenti lagunari, che si riproducono in ambiente lagunare, e dagli stadi giovanili di specie marine migratrici (Franzoi et al., 2010). Si osservano comunque delle variazioni significative nella composizione del popolamento nei differenti tipi di habitat di basso fondale (Franco et al. 2006a, 2006b). Nelle praterie di fanerogame marine il popolamento nectonico risulta dominato da specie residenti, come il latterino *Atherina boyeri*, il ghiozzo gò *Zosterisessor ophiocephalus*, la bavosa pavonina *Salaria pavo* e singnatidi come il pesce ago di rio *Syngnathus abaster*, il pesce ago cavallino *S. typhle* e il pesce ago sottile *Nerophis ophidion*. (Scapin et al., 2018, 2019).

Negli habitat di piana fangosa e negli habitat acquatici associati alle barene abbondano specie residenti di piccole dimensioni, come i ghiozzetti *Pomatoschistus marmoratus*, *P. canestrinii* e *Knipowitschia panizzae*, il nono *Aphanius fasciatus* e il latterino. In questi habitat sono ben rappresentate anche specie marine migratrici, presenti soprattutto come stadi postlarvali e giovanili, come l'orata *Sparus aurata*, i mugilidi *Chelon ramada*, *C. aurata* e *C. saliens*, la spigola *Dicentrarchus labrax*, i pesci piatti *Platichthys flesus*, *Solea solea*, l'acciuga *Engraulis encrasicolus*, lo spratto *Sprattus sprattus*, la sardina *Sardina pilchardus* e il ghiozzetto *Pomatoschistus minutus*.

Negli habitat di piana fangosa spoglie o scarsamente vegetate, la fauna ittica è generalmente meno diversificata. Tra le specie residenti dominano il latterino *A. boyeri* e il ghiozzetto marmorizzato *P. marmoratus*, specie che presentano comunque un'ampia distribuzione intra lagunare. Data la vicinanza con le bocche a mare, questi habitat vengono stagionalmente colonizzati dagli stadi giovanili delle specie marine migratrici al momento del loro ingresso in laguna dopo la nascita in mare.

Gli ecosistemi acquatici di transizione sono caratterizzati da estese aree di basso fondale e da un'elevata variabilità spaziale e temporale delle condizioni ambientali come temperatura, salinità, ossigeno disciolto, torbidità, stato trofico e granulometria dei sedimenti. Inoltre sono ambienti caratterizzati da gradienti ambientali e dalla presenza differenti tipi di habitat, come praterie di fanerogame marine, letti di macroalghe, letti di molluschi bivalvi, piane fangose tidali, piane sabbiose, canali di marea, ecc.; una elevata diversificazione degli habitat. Tutti questi fattori contribuiscono alla diversità e all'abbondanza della fauna ittica (McLusky e Elliott 2004; Franco et al., 2006; Franzoi 2010; Scapin).

La fauna ittica può essere suddivisa in categorie o guild ecologiche sulla base delle differenze di tolleranza alle variazioni dei parametri abiotici, di comportamento riproduttivo e migratorio, di utilizzo dell'habitat lagunare e di dieta che caratterizzano le diverse specie (Franco 2008b; Potter et al., 2013; Scapin et al., 2019a).

Classificazione della fauna ittica in gruppi funzionali sulla base dell'uso degli ambienti di transizione (Eustarine Usage Functional Group, EUFG)

Una di queste classificazioni si basa, come dice il nome, sui differenti usi dell'ambiente estuarino da parte delle diverse specie di pesci. Tale sistema di classificazione si basa sulle caratteristiche del ciclo biologico delle diverse specie, sul loro comportamento migratorio e sul ruolo svolto dall'ambiente lagunare (come area riproduttiva, di nursery oppure di pascolo) (Franco 2008b; Potter et al., 2013).

a) Specie marine occasionali (MS)

Sono specie marine stenoaline, che si ritrovano nelle acque di transizione solo irregolarmente e sporadicamente, non dipendendo dall'ambiente lagunare per il completamento del loro ciclo biologico (Fig. 3a). Le presenze di queste specie sono in genere limitate alle aree lagunari eualine perché direttamente influenzate dagli scambi di masse d'acqua con il mare.

b) Specie marine migratrici di opportunisti estuarini (ME-O)

Si tratta di specie che compiono migrazioni tra il mare, dove si riproducono, e gli ambienti costieri di transizione. Queste specie eurialinee colonizzano su base stagionale gli ecosistemi di transizione che utilizzano o come aree di nursery o come aree di pascolo. L'opportunismo, che caratterizza questa categoria, è dato dal fatto che le diverse fasi della vita di queste specie non sono dipendenti dal sistema lagunare. (Franzoi, 2010). Possono infatti usare le acque marine costiere come aree di nursery o di pascolo, in alternativa a quelle di transizione (Fig. 3b) (Lenanton e Potter, 1987; Potter et al., 2013). In laguna di Venezia appartengono a questo gruppo, ad esempio, il soleide sogliola comune *Solea solea*, il gobide *Pomatoschistus minutus*, il moronide *Dicentrarchus labrax*, alcune specie di mugilidi (Tabella 1) (Scapin et al., 2019a).

c) Specie marine migratrici estuarino-dipendenti (ME-D)

Diversamente dalle specie di opportunisti estuarini, queste specie eurialine a riproduzione marina dipendono dagli ecosistemi di transizione per il completamento del loro ciclo biologico. Questa fauna comprende pesci a riproduzione marina che effettuano migrazioni ontogenetiche entrando in laguna in una particolare fase del loro ciclo di vita. (Fig. 3c). Queste specie migratrici nascono in mare, da larve vengono trascinate dalle correnti fino sottocosta per poi entrare negli ambienti acquatici di transizione allo stadio di postlarva o di avannotto; queste specie utilizzano quindi gli habitat acquatici di transizione come aree elettive di nursery durante le fasi giovanili per proteggersi dai predatori e crescere. Da adulti ritornano in mare completando così il ciclo. migrazioni Alcune di queste specie compiono migrazioni trofiche dentro e fuori gli ambienti acquatici di transizioni anche come subadulti e adulti (Franzoi et al., 2010; Potter et al., 2013; Scapin et al., 2019a). In laguna di Venezia appartengono a questo gruppo, ad esempio, lo sparide *Sparus aurata* e i mugilidi *Chelon auratus*, *C. ramada* e *C. saliens* (Tabella 1).

d) Specie residenti strettamente estuarine (ESs)

Si tratta di specie che spendono tutto il loro ciclo vitale negli ecosistemi di transizione (Fig. 3d). Sono tra le specie ittiche più tolleranti le variazioni delle componenti biotiche e abiotiche dell'ecosistema lagunare. Queste specie non si rinvengono se non accidentalmente in ambienti acquatici differenti da quelli di transizione. Queste specie depongono uova adesive che attaccano ad un substrato di fondo, oppure, come nel caso dei singnatidi, adese al corpo dei maschi; frequenti sono anche le cure parentali della prole (gobidi e singnatidi). Il numero di specie è molto contenuto rispetto al numero totale di specie che compongono il popolamento nectonico di lagune ed estuari. In questa categoria sono incluse specie di interesse conservazionistico presenti anche nella Direttiva Habitat, come ad esempio i gobidi *Pomatoschistus canestrinii* e *Knipowitschia panizzae*, e il ciprinodontide *Aphanius fasciatus* (Franco et al., 2008a; Franzoi et al., 2010; Potter et al., 2013).

e-f) Estuarino-marine e estuarino-acque dolci (ES)

Le specie di questo gruppo sono in grado di spendere gran parte del loro ciclo vitale in laguna, inclusa la riproduzione (Fig. 3e,f). Diversamente dai residenti solo estuarini, sono presenti con popolazioni residenti anche in ambienti acquatici marini o in ambienti di acqua dolce, ma non compiono migrazioni sostanziali tra ambienti di transizione e mare e tra ambienti di transizione e acque dolci (Potter e Hyndes 1999, Franzoi et al., 2010). In laguna di Venezia, appartiene a questa categoria, ad esempio, il latterino *Atherina boyeri*, di cui si conoscono popolazioni lagunari, popolazioni marine e popolazioni di acqua dolce (Zerunian, 2004).

g) Specie di migratori anadromi (A)

Tali specie migratrici utilizzano le acque di transizione come percorsi per la migrazione ontogenetica tra acque dolci e il mare: essi nascono nelle acque dolci per poi migrare verso il mare dove spendono la maggior parte della loro vita, ma ritornano nelle acque dolci per la riproduzione (Fig. 3g). Sono rappresentate, ad esempio, dagli storioni e da diverse specie di lamprede e di salmonidi. (Hardisty e Potter, 1971; Thorstad et al., 2010; Franzoi et al., 2010; Potter et al., 2013).

h) Specie di migratori catadromi (C)

Le specie catadrome, a differenza di quelle anadrome, trascorrono la maggior parte della loro vita in acqua dolce ma devono migrare in mare per riprodursi (Fig. 3h). Gli stadi postlarvali e giovanili compiono poi la migrazione inversa dalle aree riproduttive marine alle acque interne continentali. Appartengono a questo gruppo le specie della famiglia Anguillidae (Ginneken e Maes, 2005; Franzoi, 2010).

i) Specie d'acqua dolce occasionali (FS)

Sono specie stenoaline di acqua dolce che si rinvencono occasionalmente nelle acque di transizione, spesso con soltanto pochi individui. Le presenze di queste specie sono in genere limitate nelle alle zone oligoaline degli ecosistemi lagunari, spesso nelle vicinanze delle foci dei corsi d'acqua dolce immissari (Fig. 3i). Inoltre, la presenza di questa componente dell'ittiofauna lagunare è legata alle variazioni stagionali delle

portate fluviali. Data la diversione dei corsi d'acqua principali, avvenuta in epoca storica, e dato il contributo relativamente basso degli attuali apporti di acqua dolce, se confrontati con il volume degli scambi di acqua marina con i flussi di marea, questa componente del popolamento nectonico è tipicamente poco rappresentata in laguna di Venezia. (Elliott et al., 2007; Franzoi et al., 2010) Esempi di questa categoria sono *Alburnus alburnus alborella* (fam. Cyprinidae) e *Gambusia holbrooki* (fam. Poeciliidae).

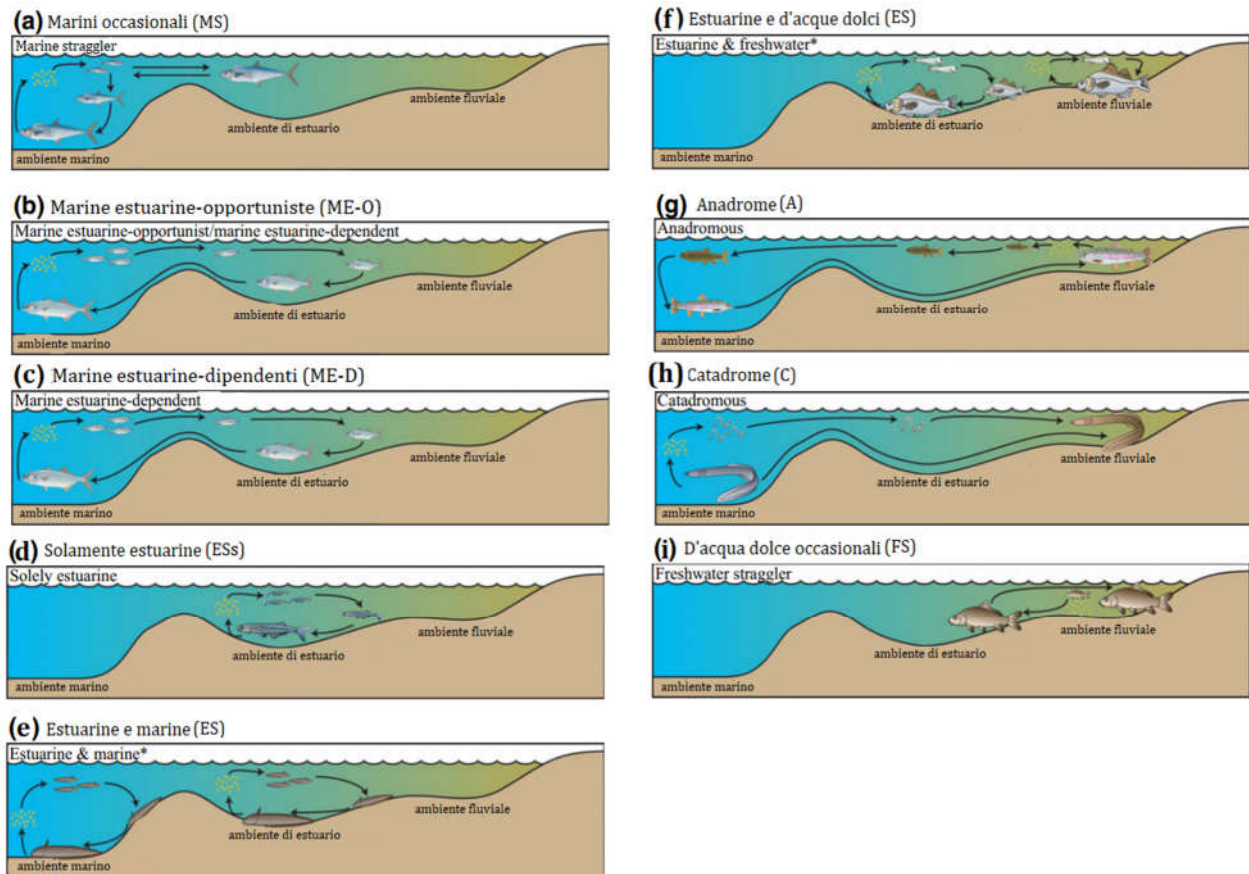


Figura 3: Schemi dei cicli di vita della fauna ittica suddivise per categorie EUFG (Potter et al., 2013)

Tabella 1: Specie nectoniche presenti nella laguna di Venezia. (Scapin et al., 2019a)

Categoria	Taxa
Marine occasionali (MS)	<i>Processa edulis</i> , <i>P. macrophtalma</i> , <i>Parablennius gattorugine</i> , <i>P. sanguinolentus</i> , <i>P. zvonimiri</i> , <i>Arnoglossus kessleri</i> , <i>Callionymus</i> <i>risso</i> , <i>Trachinotus ovatus</i> , <i>Trachurus trachurus</i> , <i>Conger conger</i> , <i>Gobius cobitis</i> , <i>Palaemon longirostris</i> , <i>P. serratus</i> , <i>P. xiphias</i> , <i>Penaeus kerathurus</i> , <i>Arnoglossus laterna</i> , <i>Sciaena umbra</i> , <i>Umbrina cirrosa</i> , <i>Scomber scombrus</i> , <i>Scophthalmus maximus</i> , <i>S. rhombus</i> , <i>Scorpaena porcus</i> , <i>Merlangius merlangus</i> , <i>Labrus viridis</i> , <i>Symphodus cinereus</i> , <i>S. doderleini</i> , <i>S. mediterraneus</i> , <i>S. melops</i> , <i>S. ocellatus</i> , <i>S. roissali</i> , <i>S. tinca</i> , <i>Aetomylaeus bovinus</i> , <i>Trachinotus ovatus</i> , <i>Trachurus trachurus</i> , <i>Conger conger</i> , <i>Phycis phycis</i> , <i>Pomatomus saltatrix</i> , <i>Processa macrophtalma</i> , <i>Sepiola rondeletii</i> , <i>Serranus hepatus</i> , <i>Buglossidium luteum</i> , <i>Microchirus</i> sp., <i>Monochirus hispidus</i> , <i>Pegusa impar</i> , <i>Boops boops</i> , <i>Diplodus annularis</i> , <i>D. puntazzo</i> , <i>D. sargus</i> , <i>D. vulgaris</i> , <i>Gobius cobitis</i> , <i>Merlangius merlangus</i> , <i>Lithognathus mormyrus</i> , <i>Pagellus erythrinus</i> , <i>Pagrus major</i> , <i>P. pagrus</i> , <i>Sarpa salpa</i> , <i>Spicara</i> sp., <i>Echiichthys vipera</i> , <i>Spondylisoma cantharus</i> , <i>Sphyraena sphyraena</i> , <i>Nerophis maculatus</i> , <i>Syngnathus tenuirostris</i> , <i>S. acus</i> ,
Specie migratrici marine di opportunisti estuarini (ME-O)	<i>Pomatoschistus minutus</i> , <i>Chelon labrosus</i> , <i>Dicentrarchus labrax</i> , <i>Mugil cephalus</i> , <i>Sardina pilchardus</i> , <i>Engraulis encrasicolus</i> , <i>Solea solea</i> , <i>Belone belone</i> , <i>Sepia officinalis</i> , <i>Sprattus sprattus</i> , <i>Mullus surmuletus</i> , <i>Chelidonichthys lucerna</i>
Specie migratrici marine-estuarine dipendenti (ME-D)	<i>Crangon crangon</i> , <i>Chelon auratus</i> , <i>Chelon ramada</i> , <i>Chelon saliens</i> , <i>Platichthys flesus</i> , <i>Sparus aurata</i> ,
Specie residenti solo estuarine (ESs)	<i>Aphanius fasciatus</i> , <i>Knipowitschia panizzae</i> , <i>Pomatoschistus canestrini</i> , <i>Syngnathus abaster</i>
Specie residenti estuarino-marine e estuarino-dulcicole (ES)	<i>Atherina boyeri</i> , <i>Salaria pavo</i> , <i>Gobius niger</i> , <i>Gobius paganellus</i> , <i>Pomatoschistus marmoratus</i> , <i>Zosterisessor ophiocephalus</i> , <i>Palaemon adspersus</i> , <i>Palaemon elegans</i> , <i>Palaemon macrodactylus</i> , <i>Hippocampus guttulatus</i> , <i>Hippocampus hippocampus</i> , <i>Nerophis ophidion</i> , <i>Syngnathus taenionotus</i> , <i>Syngnathus typhle</i>
Specie anadrome (A)	<i>Alosa fallax</i>
Specie catadrome (C)	<i>Anguilla anguilla</i>
Specie d'acqua dolce occasionali (FS)	<i>Lepomis gibbosus</i> , <i>Alburnus alburnus alborella</i> , <i>Carassius carassius</i> , <i>Pseudorasbora parva</i> , <i>Rhodeus amarus</i> , <i>Gambusia holbrooki</i> , <i>Salmo trutta</i>

Oltre che in gruppi (guilds) ecologico-funzionali, le specie ittiche lagunari si possono classificare in gruppi (guilds) trofico-funzionali, sulla base delle loro diverse modalità di alimentazione (Franco et al., 2008; Zucchetta et al., 2016; Catalano et al., 2017). Tali guilds sono state individuate combinando le informazioni sulla dieta e sull'habitat di pascolo delle diverse specie. In questo modo, i gruppi trofico funzionali indicano i principali tipi di alimento sfruttati dai pesci all'interno degli ambienti di transizione e i compartimenti ecologici (es. pelagico, bentonico) dove queste risorse vengono prelevate. La descrizione nel dettaglio delle diverse categorie trofico-funzionali viene riportata in Tab. 2.

Tabella 2: Classificazione della fauna ittica in base all'approccio di guild trofica (Franco et al., 2008)

FMFG (Franco et al., 2008)		
Sigla	Nome	Definizione
DV	Detritivorous (Detritivori)	Si nutrono di tutti i piccoli organismi presenti all'interno o sulla superficie del substrato (es. alghe bentoniche come diatomee, microfauna come foraminiferi e flagellati e, in minor quantità, la meiofauna più piccola) e materia organica (solitamente di origine vegetale); ingeriscono volumi relativamente grandi di sabbia o fango mediante meccanismi di aspirazione) digeriscono il materiale alimentare ed espellono le particelle inorganiche
HV	Herbivorous (Erbivori)	Pascolano prevalentemente macroalghe e macrofite
Bmi	Microbenthivorous (Microbentivori)	Si nutrono principalmente di fauna bentonica, epibentonica e iperbentonica, con prede di taglia inferiore al centimetro
Bma	Macrobenthivorous (Macrobentivori)	Si nutrono principalmente di fauna bentonica, epibentonica e iperbentonica, con prede di taglia maggiore al centimetro
HZ	Hyperbenthivorous/Zooplanktivorous (Iperbentivori/Zooplancivori)	Si cibano prevalentemente di organismi iperbentonici (< 1cm) e di zooplancton.
HP	Hyperbenthivorous/Piscivorous (Iperbentivori/Piscivori)	Si nutrono principalmente di grandi organismi iperbentonici (> 1 cm) e di pesci.
PL	Planktivorous (Planctivori)	Si nutrono prevalentemente di zooplancton e occasionalmente di fitoplancton, nella colonna d'acqua; principalmente usano la filtrazione.
OV	Omnivorous (Onnivori)	L'alimentazione è sia di carattere vegetale che animale. Essa equivale principalmente in macrofite, periphyton, epifauna e alghe filamentose.

La classificazione in guilds trofico funzionali è stata effettuata tenendo conto delle variazioni ontogenetiche delle modalità di alimentazione, esibite dalle diverse specie, con l'accrescimento e lo sviluppo. Nel caso, ad esempio, delle specie di migratori marini che utilizzano i bassi fondali lagunari come aree di nursery, sono state considerate per la classificazione le abitudini alimentari degli stadi giovanili, che sono di norma differenti da quelle degli adulti. Inoltre, in molti casi una specie non può essere assegnata, sulla base delle sue abitudini alimentari, ad una sola guild trofico-funzionale (Zucchetta et al., 2016). In questi casi, il contributo di una specie a differenti guilds è stato stimato in termini percentuali sulla base delle informazioni sulle sue abitudini alimentari reperibili in letteratura ('www.fishbase.org'; Froese e Pauly 2015; Zucchetta et al., 2016; Catalano et al., 2017)

1.3 LIFE Lagoon REFRESH: descrizione e obiettivi del progetto

La principale criticità ambientale affrontata dal progetto LIFE Lagoon REFRESH (LIFE16 NAT/IT/000663) è la drastica riduzione della fascia di transizione tra terra e laguna, tipica di lagune soggette ad escursione di marea, caratterizzata da un marcato gradiente salino e da ampie superfici di canneto. La perdita di questi ambienti, molto estesi fino al XX secolo, è una conseguenza diretta dell'aumento della salinità delle acque lagunari a seguito di una serie di interventi antropici tra i quali la diversione storica dei fiumi sfocianti in laguna. La riduzione degli apporti fluviali ha causato l'annullamento dell'apporto di materiale solido alla laguna innescando fenomeni erosivi di perdita di sedimenti, nonché l'aumento della salinità contribuendo alla scomparsa delle ampie superfici a canneto. Con la riduzione e la scomparsa del canneto sono venuti meno i servizi ecosistemici forniti da tale ambiente, quali la difesa dall'erosione delle strutture intertidali nelle aree lagunari più interne, la cattura di sedimenti di sospensione, l'ossigenazione dei fondali e la fitodepurazione delle acque che proteggeva la laguna da fenomeni di eutrofizzazione (D'Alpaos, 2010b; D'alpaos e Carniello, 2010).

Il progetto, quindi, mira al ripristino del gradiente di salinità e di ampie superfici a canneto, tramite la re-immissione costante di acqua dolce e il rimodellamento

morfologico finalizzato a limitare la dispersione immediata dell'acqua dolce reimpressa (Feola et al., 2018).

Il progetto LIFE Lagoon REFRESH si svolge, a partire da settembre del 2017, con durata 5 anni, in un'area confinata della laguna settentrionale di Venezia estesa circa 19 km² dove storicamente era soggetta a diversione dei corsi d'acqua sfocianti. L'estensione complessiva nella laguna di Venezia dedicata a canneto, registrata nella fase *ante operam*, è di 0.34 km², gran parte dei quali si trovano nel SIC IT 3250031, in prossimità della foce del fiume Dese (Feola et al., 2018). Ecco che, con il ripristino dell'habitat a *Phragmites*, si è andati a creare un rallentamento fisico del flusso con conseguente deposizione dei sedimenti in sospensione nelle acque dolci in entrata e produzione di suolo organico, aumentando così la resilienza dei bassi fondali lagunari e creando inoltre un effetto diretto di mitigazione al cambiamento climatico tramite lo stoccaggio della CO₂ sequestrata dal canneto.

Il progetto LIFE Lagoon Refresh si articola su tre punti principali (Feola et al., 2018):

- 1. sul miglioramento del grado di conservazione dell'habitat 1150* - lagune costiere;** ricreando i tipici ambienti oligo-mesoalini di estuario tramite la deviazione di una portata d'acqua dolce e il trapianto di canneto *Phragmites australis* e fanerogame acquatiche *Ruppia cirrhosa* e *Zostera noltei*. Questo col fine di contrastare la decrescita delle comunità macrobentoniche e ittiche della laguna dove negli ultimi anni le specie salmastre erano state sostituite da quelle marine. Col trapianto e riducendo il grado di eutrofizzazione, grazie alla funzione di fitodepurazione del canneto, favorendo la ricolonizzazione e l'espansione di specie sensibili e piante acquatiche di alto valore ecologico, caratteristiche tipiche dell'habitat 1150* in buono/alto livello di conservazione.
- 2. aumento delle presenze delle specie ittiche di interesse conservazionistico;** incluse nell'allegato II della Direttiva Habitat (Dir.92/43/CEE). L'aumento della salinità e la perdita di habitat di tipo estuarino hanno determinato un impatto sulla biodiversità delle specie ittiche che vivono sui bassifondi lagunari. Ciò aveva portato ad un impoverimento della comunità con sostituzione delle specie caratteristiche degli ambienti a bassa salinità con gradiente 2-20 PSU con specie marine. L'obiettivo, quindi,

mira in particolare all'aumento delle popolazioni di *Pomatoschistus canestrinii* ma anche specie d'interesse commerciale tra cui la spigola (*Dicentrarchus labrax*), l'anguilla (*Anguilla anguilla*), i cefali (gen. *Mugil*, *Chelon*), il latterino (*Atherina boyeri*), la passera (*Platichthys flesus*), novellame di varie specie e Decapodi (*Palaemon* spp. e *Palaemonetes* sp.) per arrivare all'arricchimento della biodiversità della laguna.

- 3. Infine migliorare lo stato di conservazione di specie ornitiche;** incluse nell'all. I della Dir. 2009/147/CE, che utilizzano l'ambiente dei canneti durante il periodo invernale e/o per l'allevamento, il foraggiamento o nidificazione. La ricreazione dell'habitat prevede un aumento del numero di individui di *Phalacrocorax pygmeus*, *Botaurus stellaris*, *Ardea purpurea*, *Ixobrychus minutus*, *Circus aeruginosus*, *C. cyaneus*, *Alcedo atthis*, con progressiva strutturazione della comunità.

Il partner leader di tale progetto è l'ISPRA (Istituto Nazionale per la Protezione e la Ricerca Ambientale), mentre la Direzione Ambiente della Regione Veneto, l'Università degli Studi di Venezia, la Soprintendenza Interregionale per i Lavori Pubblici del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia (OOPP), e IPROS Ingegneria Ambientale Srl. sono i partner del progetto. Pescatori, professionisti e amatoriali, e cacciatori sono stati coinvolti nelle azioni di trapianto di canneti e vegetazione sommersa (Feola et al., 2018).

Il progetto ha previsto tre azioni progettuali principali per il ripristino dell'ambiente ecotonale tipico nella zona di transizione tra terraferma e laguna. Il primo intervento, iniziato a maggio 2018, ha previsto la deviazione di una portata d'acqua dolce dal fiume Sile, immessa gradualmente, nell'area "Trezze", in laguna (Fig. 4). La fase *ante operam* e di realizzazione dell'opera è iniziata dall'anno 2018 fino a maggio del 2020 dove l'opera è entrata in funzione passando ad una fase *post operam* di progetto. La portata a regime è stata raggiunta per fasi, attraverso l'azione di regolazione, con modulazione delle portate finalizzata a favorire e sostenere l'instaurarsi di un'area a canneto. La portata iniziale con l'inaugurazione dell'opera idraulica era di 300 l/s, successivamente a dicembre 2021 con portata di 500 l/s e da febbraio si è arrivati a regime con 1000 l/s. L'azione era necessaria per ripristinare il gradiente salino ricreando le aree oligo-mesoaline. In seguito sono state realizzate strutture in geotessile biodegradabile, opportunamente disposte in modo da contenere e rallentare la dispersione di acqua dolce favorendo un'area morfologica che favorisce lo sviluppo del canneto secondo la configurazione del progetto

(<http://www.lifelagoonrefresh.eu/download-1/newsletter>, consultazione effettuata il 04/02/2022; Feola et al., 2018).

Come ultimo punto a luglio del 2019 è stata effettuata la piantumazione di zolle e rizomi di canneto *Phragmites australis*, col fine di accelerare il loro sviluppo nell'area, e il trapianto di fanerogame acquatiche quali *Ruppia cirrhosa* e *Zostera noltei* per ripristinare l'habitat acquatico di prateria così da raggiungere l'obiettivo generale di migliorare lo stato ecologico e il grado di conservazione dell'habitat 1150*. Per tutta la durata del progetto è stata svolta un'attività di monitoraggio sui parametri di diverse matrici (tra cui l'acqua, il sedimento, macrofite, macroinvertebrati bentonici, fauna ittica e specie ornitiche target) col fine di verificare il raggiungimento degli obiettivi (Feola et al., 2018).

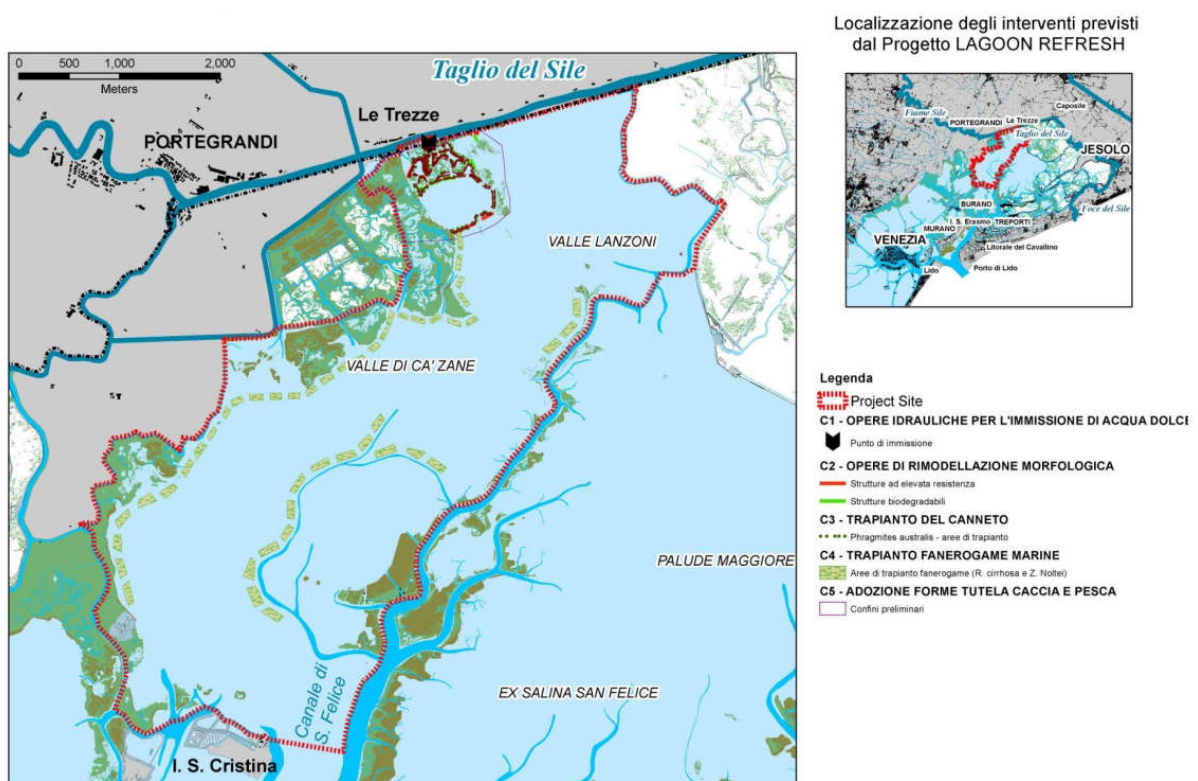


Figura 4: Area soggetta a ripristino e localizzazione degli interventi effettuati dal progetto LIFE Lagoon REFRESH (Feola et al., 2018).

1.4 Obiettivi della tesi

Il lavoro di tesi riguarda l'analisi e la valutazione dello stato della comunità neotonica, prima e dopo gli interventi effettuati nell'ambito del progetto LIFE Lagoon REFRESH, utilizzando dati raccolti dal 2018 al 2021. Per tale obiettivo si:

- descrive il contesto ambientale prima, durante e dopo il periodo di ripristino tramite analisi dei dati ambientali ISPRA;
- analizza la variazione nella composizione tassonomica e funzionale del popolamento neotonico dell'area. I dati vengono processati in raggruppamenti per categorie ecologiche EUFG (Estuarine Use Functional Guilds) e per modalità di alimentazione FMFG (feeding Mode Functional Guilds) e analizzati tramite indici di abbondanza, dominanza e Shannon-Wiener;
- indaga delle possibili relazioni tra la distribuzione della comunità neotonica con i cambiamenti di salinità avvenuti lungo il periodo di ripristino, con particolare riguardo per specie target tipiche di ambienti di transizione a bassa salinità (acque oligo-mesoaline);
- valuta lo stato ecologico di qualità biologica fauna ittica (sensu Direttiva 2000/60/CE) tramite l'indicatore HFBI (Habitat Fish Bio-Indicator) nell'area di progetto, evidenziando eventuali variazioni in seguito agli interventi di ripristino ambientale.

2. Area di studio

L'area presa in considerazione per le azioni di ripristino ambientale previste dal progetto Refresh è situata all'interno del sottobacino nord della laguna di Venezia, tra il comune di Portegrandi e quello di Caposile, lungo il taglio del Sile in località "Le Trezze" (Fig. 4). Ha un'estensione di circa 70 ettari, con presenza di barene e bassi fondali, piane fangose intertidali e sub-tidali (Solidoro et al., 2004).

Nel sottobacino nord della laguna di Venezia arrivano acque dolci da diversi affluenti (fiume Dese, Canali Osellino e Silone), ma l'area di studio, prima degli interventi, non ospitava sfoci d'acqua dolce diretti (Feola et al., 2018).

Per l'analisi della fauna ittica sono state prese in considerazione quattro stazioni (LR1, LR2, LS5 e LS8) e una quinta stazione di controllo (LRC) nei pressi della foce del canale Siloncello (Fig. 5). LR1 è localizzata nelle immediate vicinanze del punto d'immissione dell'acqua (a circa 100m), mentre LR2 è più distante (circa 750m) ma abbastanza vicina da subire l'azione diretta delle azioni di ripristino. Entrambe sono caratterizzate da ambienti barenicoli. Le stazioni LS5 e LS8 sono localizzate in aree più aperte e più lontane dal punto d'immissione dell'acqua dolce. Quest'ultime stazioni erano già state considerate nel progetto di ripristino LIFE SERESTO (LIFE 12NAT/IT/000331) e sono state considerate, nell'ambito del progetto Refresh, come stazioni adatte all'analisi potenziale degli effetti del ripristino su scala più ampia (Feola et al., 2018).



Figura 5: Mappa dell'area di monitoraggio con le quattro stazioni di campionamento, la freccia indica il punto d'immissione dell'acqua dolce.

3. Stato di avanzamento delle azioni di ripristino

Stato di avanzamento delle azioni di ripristino

3.1 Ripristino del gradiente salino

La portata a regime dell'immissione d'acqua dolce è stata raggiunta per fasi, attraverso un'azione di regolazione, con modulazione delle portate, finalizzata a favorire e sostenere l'instaurarsi di un'area a canneto. L'opera idraulica ha iniziato ad essere operativa da maggio 2020 con un flusso iniziale di 300 l/s; successivamente, a dicembre 2021, si è passati ad un flusso di 500 l/s e infine, da febbraio 2021 si è arrivati a regime con 1000 l/s (<http://www.lifelagoonrefresh.eu/download-1/newsletter>, consultazione effettuata il 04/02/2022; Feola et al., 2018).

Le campagne di rilievo della salinità sono distribuite in tutta l'area di progetto, ma sono principalmente concentrate nell'area prossima al punto di immissione di acqua dolce; in quest'area sono stati realizzati gli interventi morfologici.

Il monitoraggio della salinità è stato eseguito tramite tre diversi strumenti:

- 1) misure intensive tramite profilatori CTD;
- 2) rilievi in continuo con installazione di sonde fisse;
- 3) modellazione numerica.

Misure intensive tramite profilatori CTD

La sonda CTD è uno strumento multi parametrico provvista della strumentazione necessaria per la misura della conducibilità, temperatura e profondità da cui prende il nome (Conductivity, Temperature, Depth). A partire dalle misure di temperatura e conducibilità, la sonda fornisce i valori calcolati della salinità. Le misure di salinità con profilatore CTD sono state eseguite per valutare la variabilità spaziale della salinità, nelle diverse fasi di marea, eseguendo una strategia combinata:

- tramite una griglia di punti a maglia più fitta distribuiti su circa 1.3 km² nell'intorno dell'area di realizzazione dell'opera idraulica e di ripristino dell'habitat a canneto (indicativamente 25 punti);
- lungo quattro transetti (A, B, C e D) di lunghezza, corrispettivamente, di circa 3.2 km, 2.7 km, 1.8 km e 1.7 km. Tali transetti sono stati disposti perché ritenuti idonei a rappresentare i gradienti salini dell'intera area di intervento ricoprendo un'area complessiva di 19 km².

I rilievi sono stati eseguiti con l'utilizzo di due barche in simultanea rispettivamente per le misure su griglia (IPROS) e lungo i transetti (ISPRA) (Feola et al., 2018) (Fig. 6).

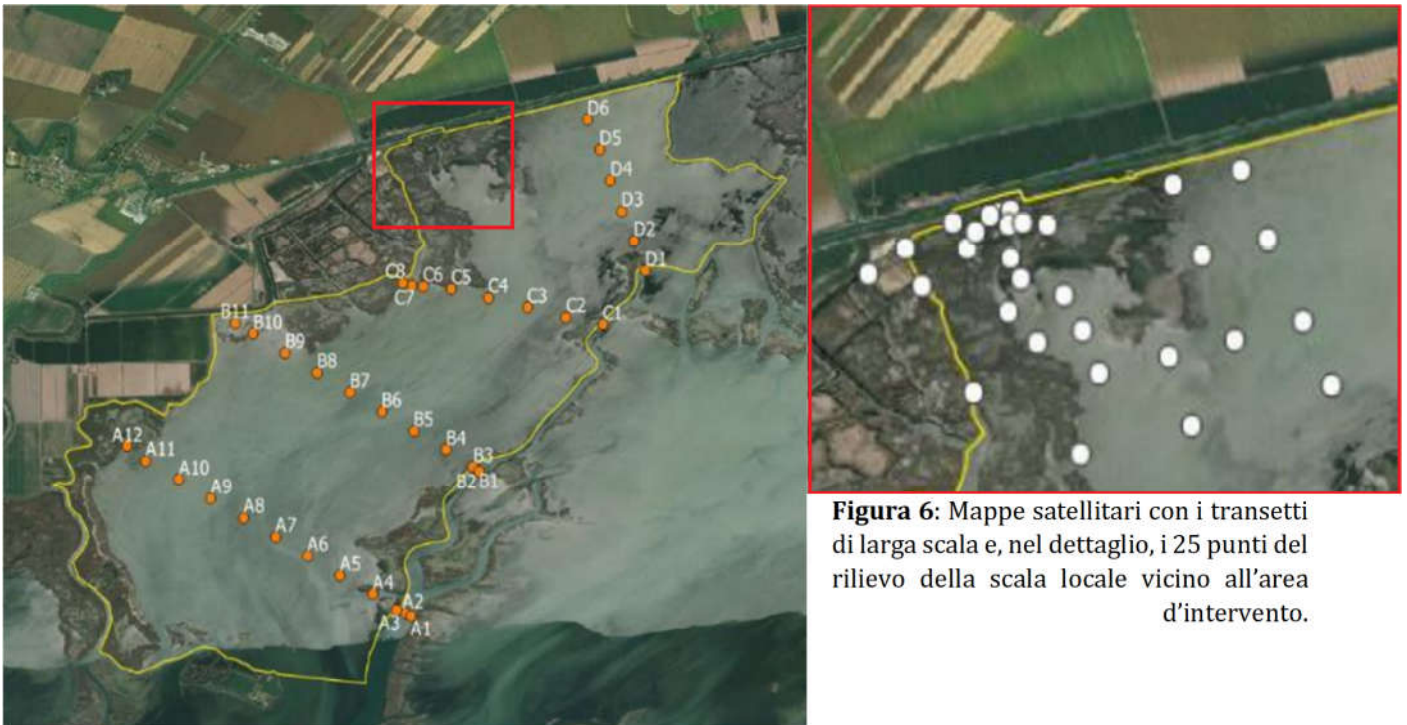


Figura 6: Mappe satellitari con i transetti di larga scala e, nel dettaglio, i 25 punti del rilievo della scala locale vicino all'area d'intervento.

(<http://www.lifelagoonrefresh.eu/download-1/newsletter>, consultazione effettuata il 04/02/2022).

I rilievi sono stati fatti tenendo conto delle maree di quadratura e sizigia, dando misure istantanee ma distribuite nello spazio. Le campagne di misura utilizzate per questa tesi sono quattro: due *ante operam* (in data 16/04/2018 e 31/10/2018) e due *post operam* (in data 23/06/2020 e 10/06/2021) realizzate dopo l'apertura dell'immissione di acqua dolce.

Quando possibile, nell'arco della stessa giornata di misura, sono state ripetute le misure in due momenti diversi in modo da caratterizzare la distribuzione della salinità in funzione dell'interazione tra portata di acqua dolce e differenti livelli di marea (Tab. 3).

Tabella 3: Tabella con le date delle campagne CTD con i riferimenti delle fasi di marea durante il campionamento e le corrispettive portate d'acqua dolce dall'opera idraulica in tale data. I valori del livello di marea sono riferiti a m s.l.m., valori medi all'interno di ciascuna finestra temporale.

fase	Campagna CTD	Condizioni di marea	portata
Ante operam	16/04/2018	sizigia fase 1: marea entrante con marea media di 0.05 m s.m.m. tra le 8:25 e 12:00, fase 2: marea uscente con marea media di 0.25 m s.m.m. tra 14:10 e 16:15	0 ls ⁻¹
	31/10/2018	quadratura unica fase in alta marea alla fine della fase crescente con valore medio di 0.44 m s.m.m. tra 12:00 e 16:30	0 ls ⁻¹
Post operam	23/06/2020	sizigia fase 1: inizio del crescente con valore medio di -0.15 m s.m.m. tra 9:20 e 12:10, fase 2: alta marea con valore di 0.30 m s.m.m. tra 14:40 e 17:00	300 ls ⁻¹
	10/06/2021	sizigia unica fase con marea uscente, valore medio di 0.20 m s.m.m. tra 14:00 e 16:00	1000 ls ⁻¹

Dai dati raccolti per ogni fase di campionamento, l'ISPRA ha elaborato delle mappe di distribuzione della salinità.

Dai dati forniti da ISPRA si può notare come nella primavera del 2018, in una situazione precedente all'apertura, le stazioni dei campionamenti di fauna ittica LR1 e LR2 hanno una salinità intorno ai 29 sia in marea entrante (flood tide) che in marea uscente (ebb tide). LS5 ha valori intorno a 28 con l'alzarsi della marea e intorno a 27 con l'abbassarsi della marea. LS8 si trova al di fuori dell'area di campionamento della salinità; se si considerano però il valore rilevati sul transetto D più prossimi (D5, a circa 600 m da LS8) i valori primaverili *ante operam* sono di circa 30.5 sia in marea entrante che uscente (Fig. 7).

Nell'autunno del 2018, sempre in situazione *ante operam*, si hanno i dati di alta marea alla fine della fase crescente con valori all'incirca di 29 intorno alla stazione LR1 e 29.5 in LR2. In LS5 la salinità media era all'incirca di 26.5 e per LS8 superiore ai 30 (Fig. 8).

Il 20 maggio del 2020 è stata inaugurata l'opera idraulica e il 23/06/2020 è stato effettuato il primo monitoraggio tramite CTD *post operam*. Essi hanno rilevato valori per la stazione più prossima all'opera idraulica (LR1) di 10 PSU con la marea uscente (ebb tide) e di 20 con la marea entrante (flood tide). Per la stazione LR2 sono state osservate differenze minime fra fasi di marea, con valori di 22.6 in fase di marea uscente e di 23.6 in fase marea entrante. Una situazione simile è stata osservata nelle stazioni LS5 e LS8, con valori prossimi a 25-26 (Fig. 9).

L'ultima mappatura CTD, elaborata sempre a partire dai risultati raccolti da ISPRA, ha riguardato il campionamento del 10/06/2021, effettuato in corrispondenza della marea uscente, quando l'immissione d'acqua dolce era pari a 1000 l/s. Per LR1 si hanno valori intorno ai 10, per LR2 di 22, per LS5 intorno a 25 e infine per LS8 di 26 (Fig. 10).

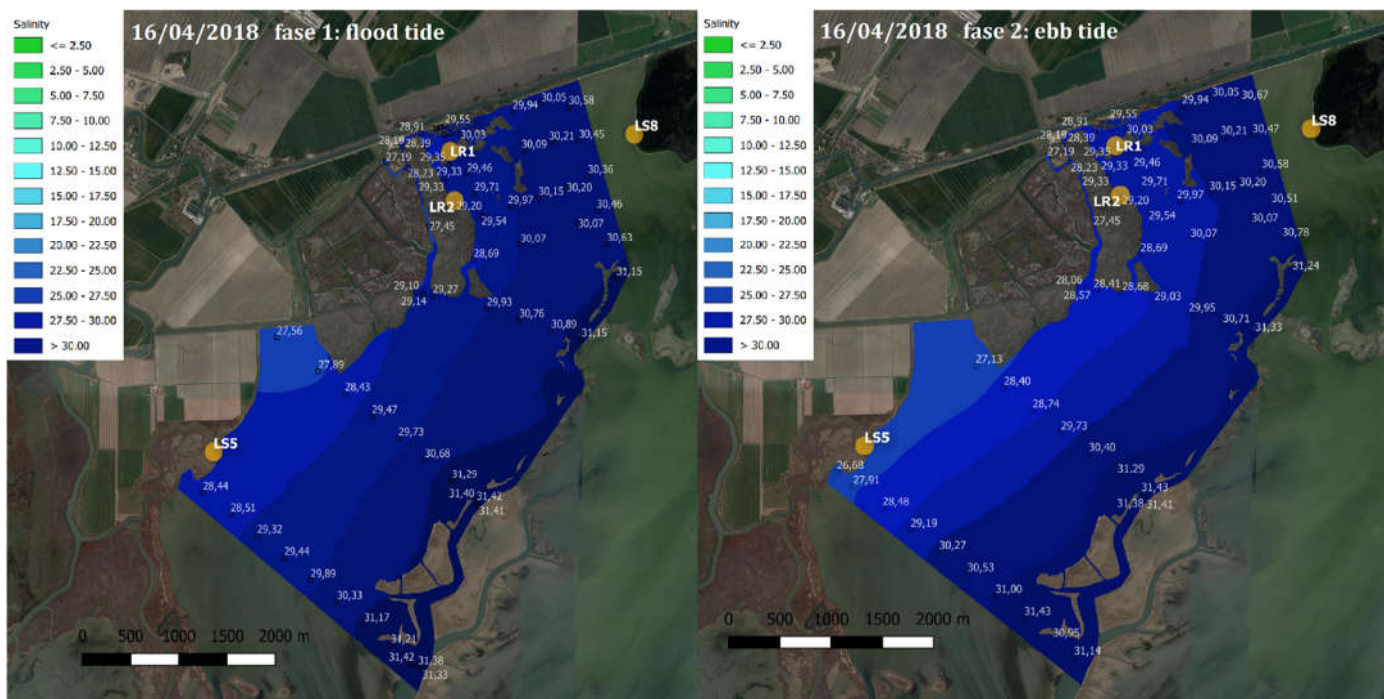


Figura 7: Mappa di salinità media della campagna CTD del 16/04/2018 con marea entrante (flood tide, a sinistra) e marea uscente (ebb tide, a destra), in arancione le stazioni dei campionamenti di fauna ittica (dati ISPRA).

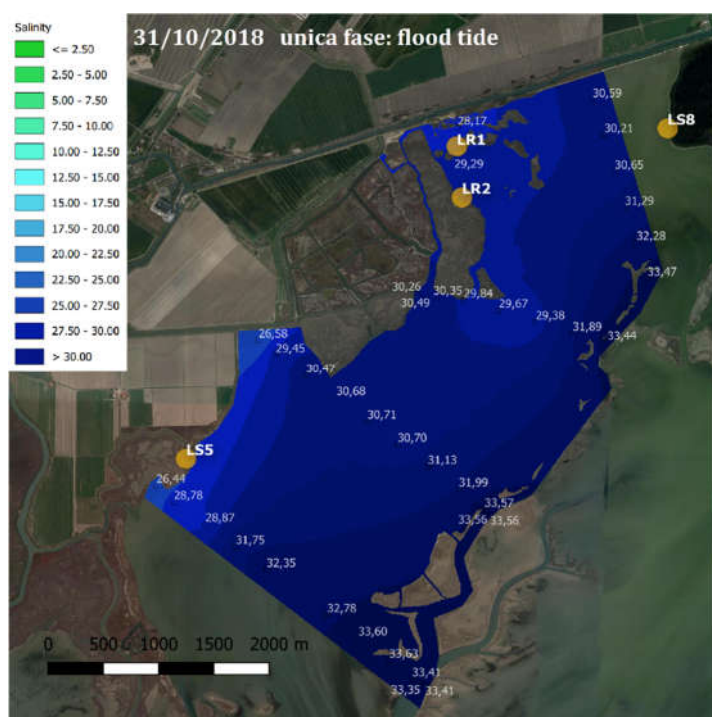


Figura 8: Mappa di salinità media della campagna CTD con alta marea alla fine della fase crescente (flood tide) del 31/10/2018, in arancione le stazioni dei campionamenti di fauna ittica (dati ISPRA).

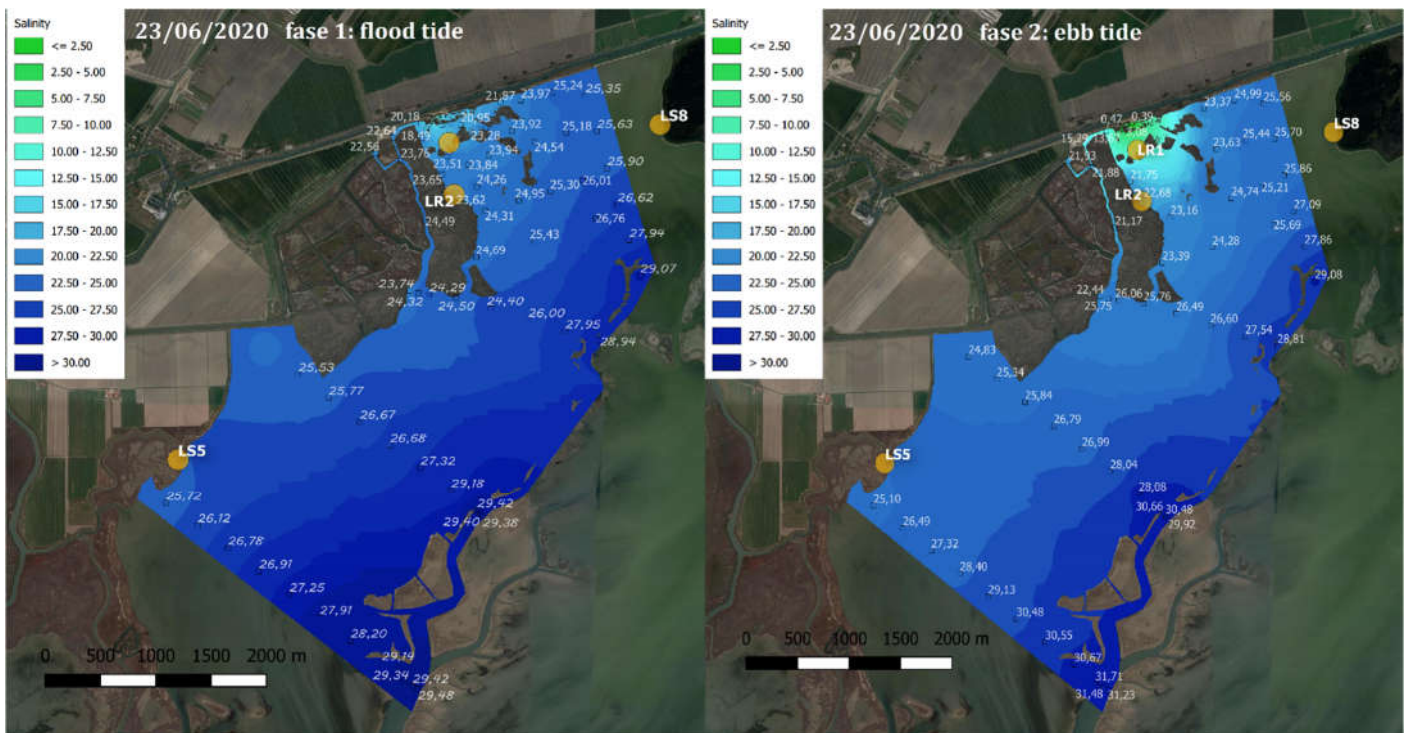


Figura 9: Mappa di salinit  media della campagna CTD del 23/06/2020 con inizio della fase crescente (a destra) e alta marea (a sinistra), in arancione le stazioni dei campionamenti di fauna ittica (Dati ISPRA).

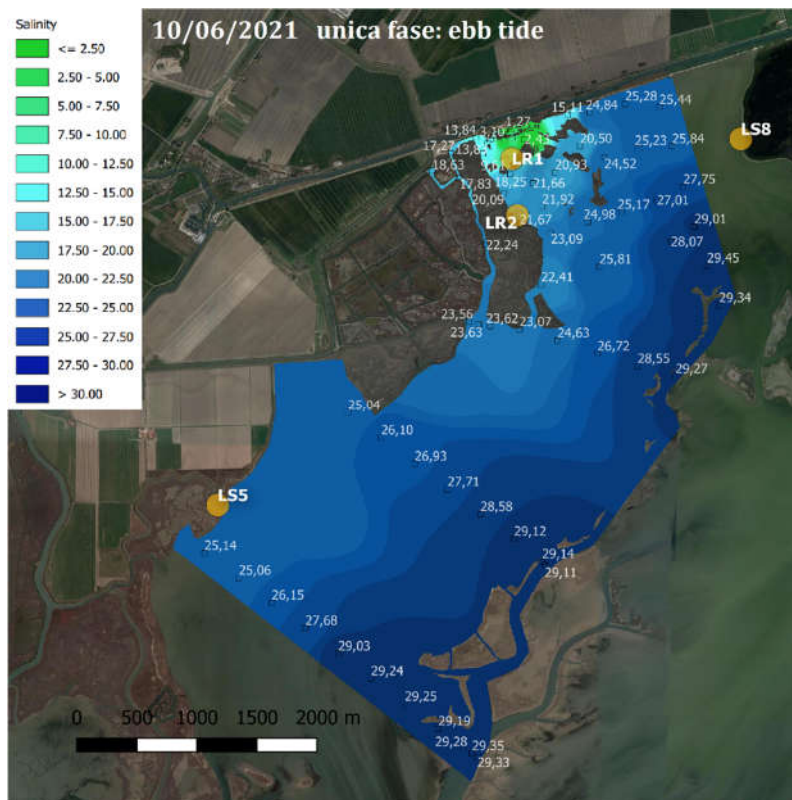


Figura 10: Mappa di salinit  media della campagna CTD con marea uscente (ebb tide) del 10/06/2021, in arancione le stazioni dei campionamenti di fauna ittica (dati ISPRA).

Rilievi in continuo tramite sonde fisse

L'andamento della salinità nel tempo è stato investigato tramite l'acquisizione dei dati da sonde fisse, utilizzate per rilievi in continuo, in grado di trasmettere dati da remoto, riposizionate nell'area di progetto nelle diverse fasi di avanzamento. Tali sonde sono dotate di datalogger, di modem interno per l'invio di dati da remoto e di batteria in grado di fornire autonomia di lunga durata, risultando efficaci per le misurazioni in continuo. Le sonde sono state predisposte per acquisire i dati con una frequenza di 10 minuti e per trasmetterli una volta al giorno. Le sonde sono state installate nell'aprile del 2018 e sono attualmente ancora attive. Le sonde sono state posizionate in modo tale da acquisire i dati sempre alla stessa profondità dalla superficie e al contempo evitare che vengano a contatto con il sedimento nelle fasi di bassa marea. I punti d'analisi sono posizionati in modo tale da vedere l'instaurarsi del gradiente di salinità a partire dalla zona d'immissione dell'acqua e a distanza crescente dalla stessa.

In particolare, due sonde ('intermedia' ed 'esterna') sono state installate in fase *ante operam* nel settembre 2018 e sono tutt'ora operative, acquisendo dati per l'intero periodo di progetto, ad eccezione delle fasi di manutenzione dell'opera.

Nel corso della fase di monitoraggio *post operam* è stata installata un'ulteriore sonda in prossimità dell'immissione. Le due sonde più prossime al flusso di acqua dolce ('immissione' e 'intermedia') sono rimaste fisse per tutto il periodo. La terza sonda, inizialmente posizionata esternamente alle opere morfologiche, è stata spostata in prossimità delle strutture morfologiche per raccogliere dati a supporto della piantumazione di canneto ('sacconi 2'). Tale sonda è stata riposizionata il 26 febbraio 2021. A supporto di valutazioni idrodinamiche di dettaglio la sonda 'sacconi 2' è stata riposizionata in 'canaletta est' (Fig. 11) (modificata da <http://ww.lifelagoonrefresh.eu/download-1/newsletter>, consultazione effettuata il 04/02/2022).

Per la seguente tesi sono stati utilizzati i dati rilevati dalle sonde fisse per ottenere i valori della salinità media intorno alle stazioni LR1 e LR2 durante i giorni di campionamento della fauna neotonica. Non si è potuto rilevare la salinità delle stazioni LS5 e LS8 perché troppo distanti dalle sonde.



Figura 11: Punti di rilievo delle sonde fisse (colore viola) e delle stazioni di campionamento di fauna ittica vicino all'opera idraulica (in giallo), la freccia in azzurro indica la zona d'immissione d'acqua dolce.

Modellazione numerica

Con la modellazione numerica, validata tramite i dati raccolti con le sonde fisse e le campagne CTD, è stata investigata la distribuzione della salinità caratterizzando sia la variabilità spaziale che quella temporale. I risultati del modello numerico sono stati integrati nel tempo in modo da ottenere una mappa che riporta la media dell'intero periodo di simulazione. Sono stati considerati due scenari durante i quali il modello numerico è stato forzato con dati reali dei livelli di marea, del vento e della portata d'acqua dolce misurata in corrispondenza dell'immissione: il primo comprendente i primi 16 giorni di giugno 2020 e il secondo nel febbraio del 2021, entrambi relativi alla fase *post operam* del progetto.

I due scenari si differenziano per la portata immessa: nel giugno del 2020 l'immissione di acqua dolce era di 300 l/s (Fig. 12) mentre nel febbraio del 2021 l'immissione era stabilmente di 1000 l/s (Fig. 13). Dalle risultanze del modello numerico, ritenute rappresentative delle condizioni reali essendo il modello validato con le misure ottenute tramite campagne CTD e sonde in continuo, si è potuto constatare l'ottenimento di 8 ettari con salinità media inferiore ai 5 PSU, 38 ettari con una salinità media inferiore ai 15 PSU e 90 ettari con una salinità media inferiore ai 25 PSU (Fig. 13).

Salinità media - 300 l/s

- 0 - 5
- 5 - 15
- 15 - 25
- >25

0 250 500 m

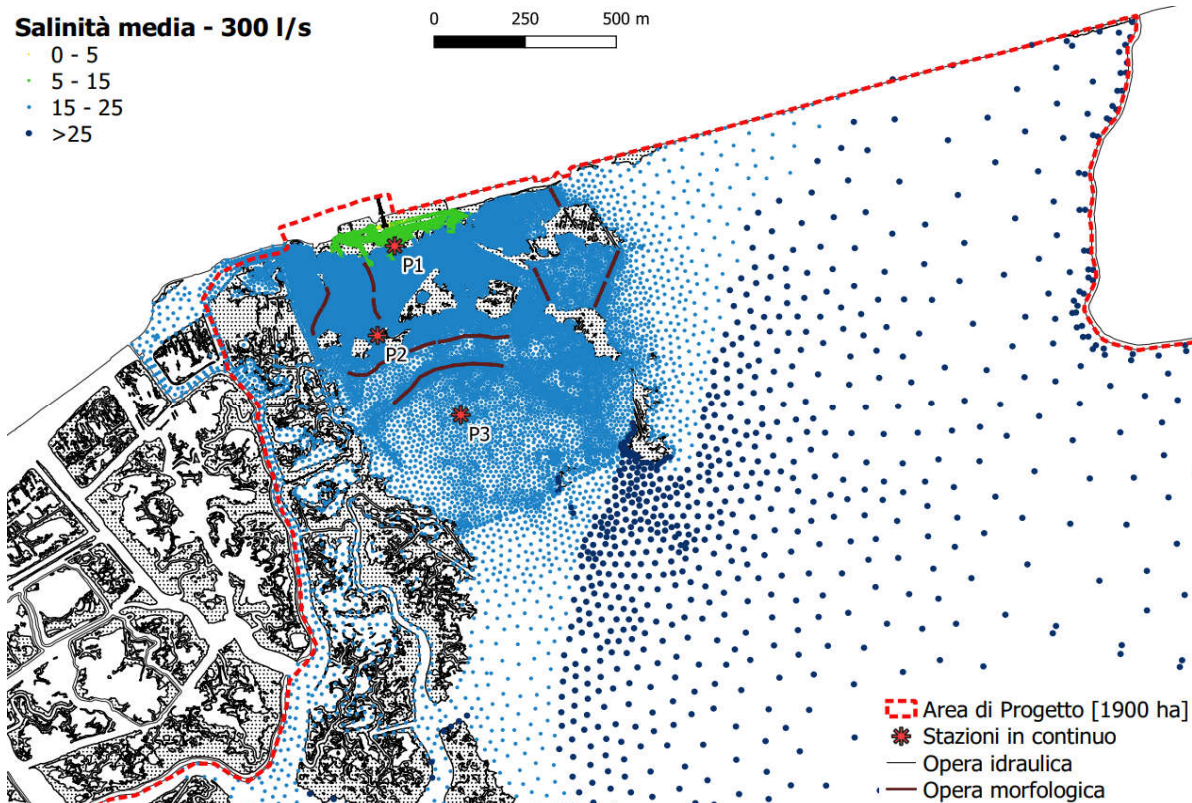


Figura 12: Salinità media dell'area nei dintorni dell'opera idraulica tramite modellazione numerica nel giugno 2020 quando l'immissione d'acqua dolce era di 300 l/s (dati forniti e elaborati dall'ente ISPRA).

Salinità media - 1000 l/s

- 0 - 5
- 5 - 15
- 15 - 25
- >25

0 250 500 m

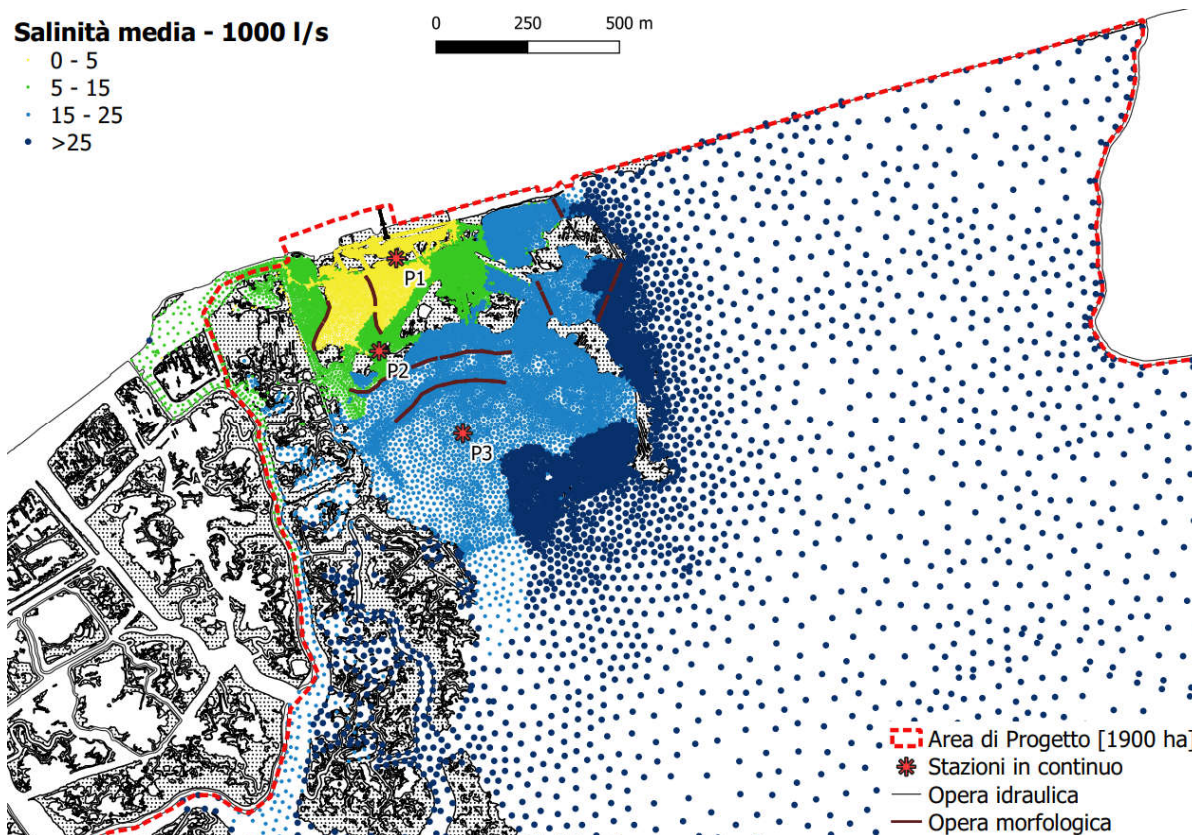


Figura 13: Salinità media dell'area nei dintorni dell'opera idraulica tramite modellazione numerica nel febbraio 2021 quando l'immissione d'acqua dolce era di 1000 l/s (dati forniti e elaborati dall'ente ISPRA).

Riassumendo, di seguito nella tabella 4 sono elencate le date di acquisizione dei dati di salinità con i diversi strumenti utilizzati (sonde fisse, campagne CTD e modellazione numerica) e quelle relative al campionamento della fauna ittica, con le corrispettive immissioni d'acqua dolce a portata crescente (Tab. 4).

Tabella 4: Tabella con le date di campionamento della fauna ittica e della salinità con le corrispettive portate d'acqua dolce in tal data (dati ISPRA e DAIS). (*) non presente nella seguente tesi.

	PORTATA	MESE	SONDE FISSE	CAMPAGNA CTD	MODELLO	CAMPIONAMENTO FAUNA ITTICA
<i>Ante operam</i>	0 l/s	Aprile 2018	X	X		
		Maggio 2018	X			X
		...	X			
		Ottobre 2018	X	X		X
		...	X			
		Maggio 2019	X			X
		Aprile 2020	X			
<i>Post operam</i>	Inizio flusso	Maggio 2020	X			
	300 l/s	Giugno 2020	X	X	X	X
		...	X			
		Ottobre 2020	X			X
		Novembre 2020	X			
	500 l/s	Dicembre 2021	X			
		Gennaio 2021	X	X (*)		
	1000 l/s	Febbraio 2021	X	X (*)	X	
		...	X			
		Maggio 2021	X			X
		Giugno 2021	X	X		
Ottobre 2021		X			X	

Analizzando poi i dati di salinità raccolti dall'ISPRA con le campagne CTD e tramite sonde fisse è stato possibile rappresentare, con un grafico, l'andamento della salinità media durante i campionamenti di fauna neotonica tra le stazioni di campionamento della stessa in modo tale da poter analizzare una possibile correlazione tra il fattore abiotico e l'andamento della popolazione neotonica (Figg. 14 e 15). Per ottenere il valore della salinità per le stazioni LR1 e LR2 è stata fatta una media con i valori di salinità campionati dalle sonde fisse durante la giornata di campionamento della fauna neotonica. Per LS5 e LS8 è stata fatta una media dei valori di salinità ricavati dalle campagne CTD più vicine alle giornate di campionamento della fauna neotonica. Sono stati utilizzati i valori relativi al transetto più vicino a tali stazioni (Fig. 6).

Purtroppo in certe date non si è riuscito a far combaciare i dati per i due diversi campionamenti per cui si è dovuto tener conto semplicemente della salinità raccolta sul posto da DAIS. Infatti contestualmente alla raccolta dei campioni di fauna nectonica, DAIS ha rilevato sul campo anche la salinità dell'acqua in corrispondenza delle diverse stazioni di campionamento, tramite strumento portatile multi parametrico. Le date dove si sono utilizzati i rilievi effettuati da DAIS si concentrano:

- nella primavera del 2019 per le stazioni LS5 e LS8
- nell'autunno del 2020 per le stazioni LS5 e LS8
- nell'autunno 2021 per le stazioni LR2, LS5 e LS8

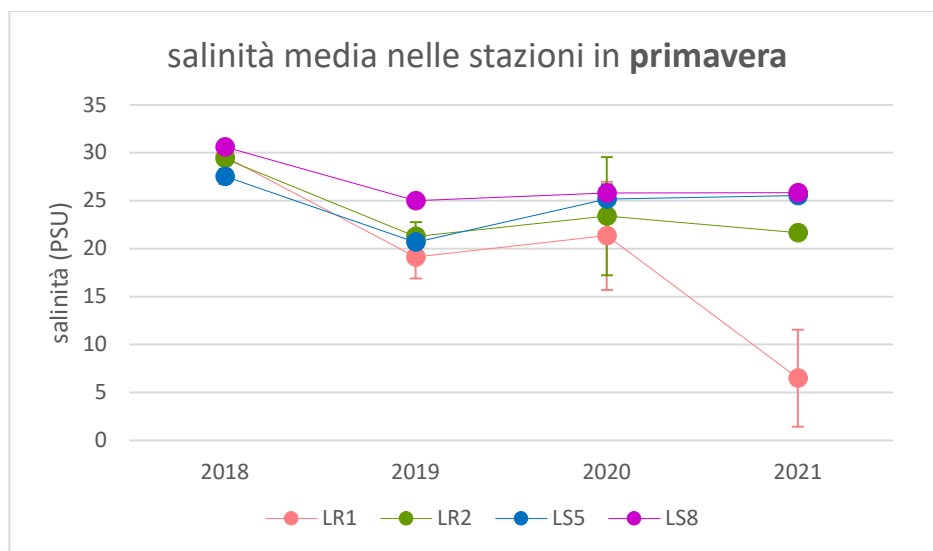


Figura 14: andamento della salinità media con deviazione standard nelle quattro stazioni di campionamento di fauna ittica negli anni nel periodo primaverile (dati ISPRA e università DAIS).

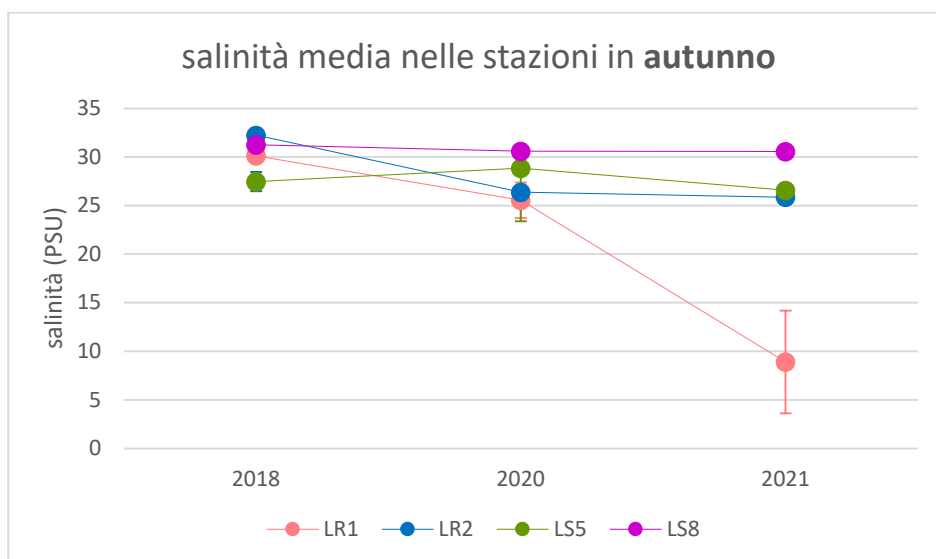


Figura 15: andamento della salinità media con deviazione standard nelle quattro stazioni di campionamento di fauna ittica negli anni nel periodo primaverile (dati ISPRA e università DAIS).

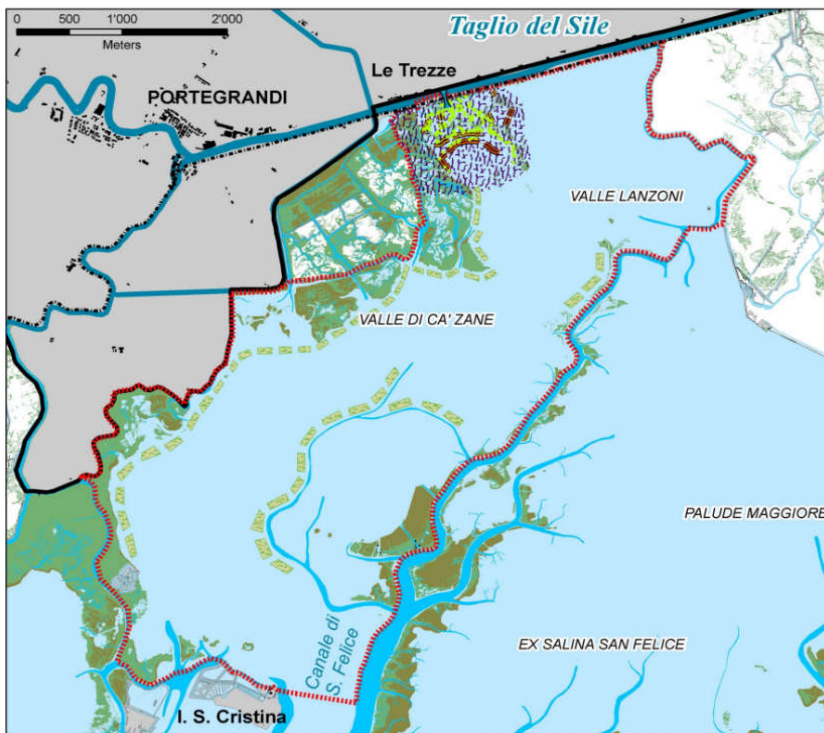
Da tali grafici si vede come si è instaurato il gradiente salino a opera compiuta, quindi nella primavera e autunno del 2021. Le maggiori differenze si vedono nelle due stazioni vicino all'opera idraulica: LR1 e LR2. In LR1 si hanno valori al di sotto dei 15 con una media di 6.51 in primavera 2021 e di 8.9 in autunno. Nella stazione LR2 i valori si aggirano ai 21.5 in primavera e ai 25.5 in autunno. LS5 in fase *ante operam* riscontrava valori intorno ai 32 mentre LS8 intorno ai 31. Nell'autunno del 2021, le stazioni LS5 e LS8 hanno valori intorno ai 25 di salinità media. Nel periodo primaverile la stazione LS8 ha mostrato valori di salinità media intorno ai 31 sia in fase *ante operam* che in fase *post operam*. LS5 da una salinità media di 32 in fase *ante operam* è passata a 26.6 in fase *post operam* (Figg. 14 e Fig. 15).

3.2 Ripristino di canneto e prateria

Dopo aver instaurato quindi il gradiente salino si è andato a ripristinare l'habitat di canneto e prateria con lo scopo di instaurare gli effetti di tale habitat prima di quanto avverrebbe naturalmente. Tali effetti sono la fitodepurazione che abbatta la concentrazione di nutrienti diminuendo il grado di eutrofizzazione migliorando la qualità dell'acqua e favorendo l'instaurazione di specie sensibili e di piante acquatiche di elevato valore ecologico (Whitfield, 2017). Col termine di canneto comunemente s'intendono popolazioni della cannuccia di palude *Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.*, una specie erbacea perenne e rizomatosa che può superare anche i 3 metri di altezza. Le piante crescono sia nei fossi o corsi d'acqua dolce che in vicinanza delle acque salmastre dove sviluppano fusti più robusti e resistenti. Attecchisce spontaneamente fino a salinità di 12-15PSU. I rizomi possono essere estremamente sviluppati e penetrare nel suolo fino a 1 m di profondità formando uno strato compatto di sedimenti ad alto contenuto di materiale organico che permane poi nei sedimenti per secoli dopo la scomparsa del canneto stesso. Infatti, in molti bassofondali lagunari, a centinaia di metri od anche chilometri di distanza dall'entroterra, a profondità che vanno da -5/-15 cm fino ad -80/-100 cm, sono presenti residui di cellulosa refrattaria alla decomposizione. Sono i resti degli antichi canneti che nei secoli passati, prima della diversione dei fiumi al di fuori della laguna, colonizzavano ampie superfici lagunari. (Milke et al., 2020). Nell'ambito del LIFE Lagoon Refresh, le zolle sono state prelevate, previa autorizzazione, in zone lagunari laddove il canneto è ben sviluppato, diradando i prelievi in modo da non creare un impatto nell'area di espanto.

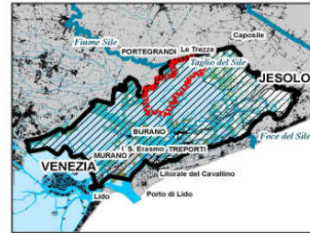
Tra le aree maggiormente vocate per questa attività c'è l'area lagunare prospiciente il corso del fiume Siloncello (Figura 5), che sfocia a poche centinaia di metri dall'area di intervento o, in alternativa, le zolle saranno prelevate in aree più interne o altre zone lagunari laddove il canneto è ben sviluppato, sempre diradando i prelievi in modo da non creare un impatto nell'area di espianto. Il canneto sarà trapiantato sotto forma di zolle lungo i margini delle barene, nelle aree di velma, e attraverso rizomi direttamente sui materassi biodegradabili posizionati sui bassofondali. Il progetto prevede un ripristino di una superficie di canneto di circa 20 ettari (+67% rispetto all'attuale superficie presente nell'intero SIC IT3250031). L'obiettivo finale è la piantumazione di circa 1000 zolle di *Phragmites australis* di 10-15cm di diametro, distanziandole di 10-15m lineari l'una dall'altra e di circa 600 rizomi da posizionare direttamente al di sopra dei materassi di materiali biodegradabile con distanza di 1m tra loro. Il trapianto di *Ruppia cirrosa* e *Zostera nolteii* riguarda circa 1560 zolle in 26 aree del progetto (Fig.16). I primi trapianti di canneto sono stati effettuati nei mesi di giugno-luglio 2020 e poi a novembre 2020 per un totale complessivo di 550 zolle (Fig. 16). I primi trapianti di fanerogame sono invece iniziati dell'autunno del 2020 con il trapianto di circa 330 zolle di *Zostera marina* e *Zostera noltei*. A causa dell'emergenza sanitaria, sia la parte pratica del corso per gli operatori addetti ai trapianti di canneto e fanerogame, che i trapianti stessi, previsti dal progetto Life Lagoon Refresh, hanno subito dei ritardi nel 2020. Da aprile 2021 sono ripartiti i trapianti sia di canneto che di fanerogame e si sta cercando di recuperare quanto non è stato possibile fare nel 2020 (Fig.16).

Bisogna precisare che, essendo stati eseguiti i trapianti troppo recentemente, non è possibile riscontrare evidenti cambiamenti già attuali in correlazione con la fauna ittica. È necessario più tempo per considerare anche questi elementi. Quindi purtroppo in questa tesi si è dovuto rinunciare ad analizzare la correlazione con tali fattori.



Localizzazione degli interventi -

DETTAGLIO punto di immissione



C1 - OPERE IDRAULICHE - IMMISSIONE ACQUA DOLCE


 Punto di immissione - 1000 l/s

C2 - OPERE DI RICOSTRUZIONE MORFOLOGICA

 I stralcio

 II stralcio

C3 - TRAPIANTO CANNETO


 *Phragmites australis* - aree di trapianto

C4 - TRAPIANTO FANEROGAME MARINE

 Aree di trapianto fanerogame (*R. cirrhosa* e *Z. Noltei*)

C5 - ADOZIONE FORME TUTELA CACCIA E PESCA

 Confini preliminari

 Sito di Progetto

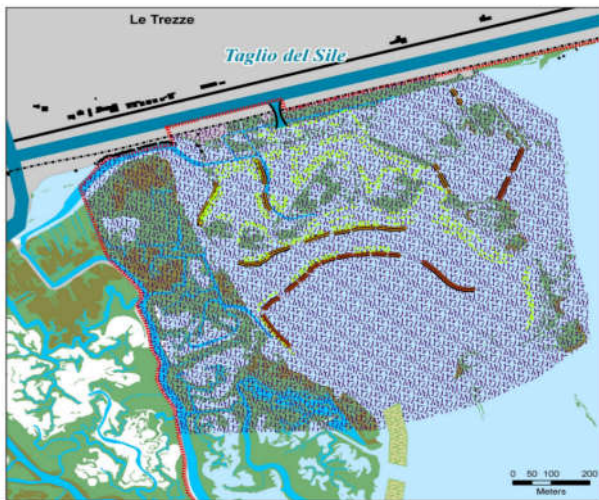


Figura 16: Localizzazione degli interventi previsti dal progetto LIFE Lagoon REFRESH (Feola et al., 2018).

4. Effetti sulla fauna ittica degli interventi di ripristino ambientale

4.1 Materiali e metodi

4.1.1 Raccolta dati

Il campionamento della fauna ittica è stato condotto dal 2018 al 2021 nelle stazioni indicate nel capitolo 2 (Fig. 5). Per effettuare i campionamenti è stato seguito il protocollo previsto da ISPRA per l'applicazione dell'indice HFBI (Catalano et al., 2017). Il campionamento è stato condotto nelle ore diurne e in fase di marea di quadratura per tutti i periodi. Il monitoraggio è stato svolto nel corso del periodo primaverile e autunnale, ad eccezione del 2019 dove è stato svolto solo quello primaverile a causa dei lavori svolti per l'opera idraulica e morfologica che avevano reso inaccessibile il sito nel periodo autunnale. Il campionamento è stato eseguito con l'utilizzo di una piccola sciabica da spiaggia di 10m lunghezza, 2 m di altezza massima di 2m e con maglia da 2mm da nodo a nodo, in modo tale da poter prelevare anche le specie più piccole. In ogni stazione sono state effettuate due repliche. Per ogni replica la distanza di traino della rete è stata di circa 20m con un'apertura della rete di circa 7m, in modo da esplorare una superficie di fondo costante di circa 280 m² per stazione. Durante tutte le attività di campionamento nelle stazioni di progetto, il sorting del pescato è stato effettuato sul campo considerando solo la fauna ittica, facendo in modo di manipolare con cautela gli esemplari catturati al fine di minimizzare i danni causati dalle operazioni di pesca. Tutti i campioni raccolti sono stati immersi in una soluzione acquosa diluita di anestetico (2-fenossietanolo) in dose letale e riposti in sacchetti di polietilene opportunamente siglati (data, stazione, numero della replica); i sacchetti sono stati poi stoccati in contenitori refrigerati con ghiaccio fino all'arrivo in laboratorio. Nel caso della presenza di individui di specie di interesse conservazionistico, questi sono stati immediatamente fotografati su carta millimetrata e poi rilasciati nuovamente nell'ambiente naturale. All'arrivo in sede, i sacchetti con i campioni sono stati stoccati in freezer a -20°C. Durante le attività di campionamento con sciabica, per ogni stazione è stata compilata un'apposita scheda di campo, in cui sono state registrate informazioni in merito alle operazioni di campionamento, al sito di campionamento e dati meteo. Per ciascuna stazione sono indicate codifica, localizzazione geografica effettiva e data di campionamento. Insieme alla raccolta dei campioni nectonici, in ogni stazione si sono rilevati, tramite sonda multi-parametrica (Hanna

Instrument 9829) i seguenti parametri chimico-fisici dell'acqua (Life Refresh, Rapporto D.1.2, aprile 2019):

- Temperatura (± 0.01 °C),
- Ossigeno disciolto (± 0.1 saturazione / ± 0.01 mg/l),
- Salinità (± 0.01 psu),
- Torbidità (± 0.1 fnu).

I campionamenti sono stati effettuati da Laguna Project snc con la partecipazione ed il coordinamento di ricercatori del Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica (DAIS)-Università Ca' Foscari Venezia.

4.1.2 Analisi di laboratorio

In laboratorio si è proceduto all'analisi dei campioni raccolti. I campioni da processare sono stati di volta in volta tolti dal congelatore e lasciati scongelare. Una volta scongelato, ogni campione è stato processato nel modo seguente:

- Separazione delle specie presenti mediante identificazione tassonomica degli esemplari campionati. L'identificazione, oltre che basata sull'esperienza dei ricercatori di DAIS, è stata sempre confermata mediante confronto con la letteratura e l'iconografia scientifica sull'argomento (Catalano et al., 2017; Fisher et al., 1987; Gandolfi et al., 1991; Tortonese, 1970, 1975; Whitehead et al., 1984-1986; e, limitatamente alle sole forme giovanili: D'Ancona e Lo Bianco, 1932-33; Arias e Drake, 1990; Ré e Meneses, 2009; Franzoi et al., 1989). L'identificazione è stata spinta fino al livello di specie; solo in casi sporadici, e relativamente ad esemplari in fase postlarvale o giovanile, l'identificazione è stata limitata al genere.
- Per ogni taxon così identificato, si è proceduto al conteggio degli individui e alla misura del peso umido totale (± 0.01 g oppure ± 0.001 g).
- Per ogni taxon sono state poi effettuate misure di lunghezza (Lunghezza Standard, LS, ± 0.1 mm) e peso umido (Peso Totale, PT, ± 0.001 g) individuali. Nel caso di campioni con meno di 100 individui per taxon, le misure sono state effettuate su tutti gli esemplari campionati. Nel caso di campioni più abbondanti, le misure sono state limitate ad un sottoinsieme casuale di 100 individui per taxon.

4.1.3 Analisi dei dati

Caratterizzazione del popolamento nectonico

I dati di abbondanza numerica e biomassa totali sono stati espressi come densità standardizzando i dati per unità di area (n° individui/m²; g/m²). A questo scopo per ogni replica i dati di cattura (numero di individui e biomassa) sono stati divisi per la superficie di campionamento. I dati di densità sono stati poi analizzati al fine di evidenziare le variazioni spaziali e temporali delle abbondanze totali in numero e in peso del popolamento nectonico nel suo complesso. Sono state poi analizzate le differenze nello spazio e nel tempo del popolamento nectonico in termini di diversità ecologica. A questo scopo, sono stati calcolati per stazione e per data gli indici di Simpson (D) e Shannon-Wiener (H') (Krebs, 1999). L'indice di dominanza specifica di Simpson (Simpson, 1949) esprime la probabilità che due individui, campionati casualmente, appartengano alla stessa specie. L'indice varia da 0 a 1, dove 1 indica una dominanza massima (quindi presenza totale di una sola specie) mentre 0 indica diversità massima (la probabilità di trovare individui della specie è minima). La formula utilizzata per il calcolo è la seguente:

$$\lambda' = \sum_j p_j^2$$

dove $p_j = \frac{n_i}{N}$ cioè l'abbondanza proporzionale della specie i-esima;

n_i è il numero d'individui dell'i-esima specie;

N è il numero totale di individui campionati.

L'indice di Shannon-Wiener (Shannon e Wiener, 1949) misura la quantità di ordine in un sistema assumendo che tutte le specie della comunità abbiano la stessa probabilità di essere rappresentate nel campione. L'indice tiene conto sia del numero di specie che delle abbondanze relative, sintetizzando in un unico valore di diversità. Se il valore finale tende a 0 allora tutti gli individui apparterranno alla stessa specie, mentre se assume valore massimo $\log(S)$ allora gli individui saranno equamente distribuiti tra tutte le specie. La formula per il calcolo è la seguente:

$$H' = - \sum_{j=1}^S p_j \cdot \log(p_j)$$

dove S è l'insieme di specie.

Struttura della fauna ittica in guild ecologiche EUFG e in guild trofiche FMFG

Il popolamento nectonico è stato indagato anche i termini di struttura funzionale e di struttura trofica. A questo fine si è proceduto alla classificazione delle specie campionate in guilds ecologico funzionali e in guilds trofiche (vedi introduzione 1.2). Entrambi questi approcci sono stati condotti sui soli dati di densità di biomassa. L'analisi ha permesso di studiare le variazioni della struttura funzionale e della struttura trofica del popolamento nelle stazioni di campionamento durante il periodo di indagine. L'analisi della struttura in gruppi funzionali e in gruppi trofici integra l'approccio tassonomico tradizionale del popolamento nectonico e permette di valutare lo stato ecologico del popolamento nectonico e le sue eventuali variazioni conseguenti ad attività ed impatti antropici (Franco et al., 2009, 2010; Zucchetta et al., 2016).

Analisi di specie "target"

Sono state considerate anche nel dettaglio le specie di interesse conservazionistico per il progetto LIFE REFRESH: *Aphanius fasciatus*, *Knipowitschia panizzae* e *Pomatoschistus canestrinii*, incluse nell'Allegato II della Direttiva Habitat (Dir. 92/43/CEE), e le specie migratrici che utilizzano gli ambienti di gronda lagunare come zona di nursery come ad esempio *Chelon ramada* e *C. auratus* (Franco et al. 2006; Franzoi et al. 2010). Sono state analizzate sempre le variazioni di biomassa per stazione e per stagione durante il periodo di indagine.

Nel caso di *Pomatoschistus canestrinii* è stata inoltre analizzata la struttura per classi di taglia della popolazione nell'area di studio, sommando i valori di tutte le stazioni al fine di indagare la struttura di popolazione di tale specie prima e dopo il ripristino del gradiente di salinità.

Valutazione dello stato ecologico del popolamento nectonico

È stato inoltre valutato lo stato ecologico del popolamento nectonico nelle stazioni di campionamento nei diversi anni di progetto. La fauna ittica e infatti uno degli Elementi di Qualità Ecologica che devono essere considerati ai fini della valutazione di qualità dello stato ecologico dei corpi idrici di transizione, ai sensi della Direttiva Quadro sulle Acque (WFD; Direttiva 2000/60/CE) (Catalano et al., 2017). Nel caso dei corpi idrici di transizione italiani, la valutazione dell'EQB Fauna ittica viene effettuata mediante

l'applicazione dell'indice multi metrico "Habitat Fish Bio-Indicator" (HFBI) (Catalano et al., 2017; Zucchetta, 2020). Questo indice rappresenta l'evoluzione dell'"Habitat Fish Index" (HFI) sviluppato precedentemente da Franco et al., 2009.

L'HFBI è un indice multimetrico derivato empiricamente (Zucchetta et al., 2020) sulla base di dati raccolti nei principali corpi idrici di transizione distribuiti lungo le coste italiane (Catalano et al., 2017). L' indice è costituito di sei differenti metriche, che sono elencate e descritte in Tabella 5.

Tabella 5: Metriche utilizzate per il calcolo dell'indice HFBI (Catalano et al., 2017).

Metrica	Significato	Calcolo	Specifiche	Peso (w_i)
d_{dom}	Indice di Margalef valutato sulla biomassa delle specie dominanti	$\ln\left(\frac{S_{90} - 1}{\ln(B_{90})} + 1\right)$	S ₉₀ : n° di specie che rappresentano il 90% della biomassa totale. B ₉₀ : 90% densità di biomassa totale (g/100m ²).	1
B/N (g)	Peso medio individuale	$\ln\left(\frac{B}{N} + 1\right)$	B: densità di biomassa totale (g/100m ²). N: densità di abbondanza totale (n° ind/100m ²).	0.70
d_{mig}	Indice di Margalef valutato sulla biomassa delle specie migratrici	$\ln\left(\frac{S_{mig} - 1}{\ln(B_{mig})} + 1\right)$	S _{mig} : n° di specie migratrici B _{mig} : densità di biomassa delle specie migratrici (g/100m ²). Se S _{mig} =0 → d _{mig} = 0 Se S _{mig} =1 → d _{mig} = 0.01	0.05
B_{bent} (g/100m²)	Densità di biomassa dei bentivori	$\ln\left(\frac{Bio_{bent}}{A} \times 100 + 1\right)$	Bio _{bent} : somma della biomassa delle specie bentivore calcolata tenendo conto della porzione afferente alla relativa FMFG. A: area campionata espressa in m ² . Devono essere considerate esclusivamente le specie bentivore residenti e migratrici.	0.82
d_{bent}	Indice di Margalef valutato sulla biomassa delle specie bentivore	$\ln\left(\frac{S_{bent} - 1}{\ln(B_{bent})} + 1\right)$	S _{bent} = n° di specie bentivore B _{bent} =densità di biomassa delle specie bentivore (g/100m ²). Se S _{bent} =0 → d _{bent} =0 Se S _{bent} =0.2 → d _{bent} =0.01 Devono essere considerate esclusivamente le specie residenti e migratrici.	0.37
d_{HZP}	Indice di Margalef valutato sulla biomassa delle specie iperbentivore/zooplanctivore /piscivore	$\ln\left(\frac{S_{HZP} - 0.2}{\ln(B_{HZP})} + 1\right)$	S _{hzp} : n° di specie iperbentivore/zooplanctivore/ piscivore B _{hzp} : densità di biomassa delle specie iperbentivore/zooplanctivore/ piscivore (g/100m ²). Se S _{hzp} =0 → d _{hzp} =0 Se S _{hzp} =0.2 → d _{hzp} =0.01 Devono essere considerate esclusivamente le specie residenti e migratrici	0.84

Le metriche utilizzate nel calcolo dell'indice (Tabella 5) sono influenzate negativamente dalle pressioni antropiche che operano sugli ecosistemi di transizione italiani; per questo motivo risultano essere dei buoni descrittori delle variazioni dello stato ecologico dell'EQB Fauna ittica (Zucchetta et al., 2020). I principali effetti delle pressioni antropiche sulla fauna ittica degli habitat lagunari sono (Franco et al., 2010; Zucchetta et al., 2016; Zucchetta et al., 2021):

- Cambiamenti della morfologia dell'ambiente lagunare (perdita di habitat, alterazione del mosaico ambientale);
- Cambiamenti dell'idrodinamica dei corpi idrici lagunari;
- Effetti sugli stati qualitativi delle matrici ambientali dell'ecosistema lagunare;
- Pressioni derivanti dalle attività connesse allo sfruttamento delle risorse degli ambienti lagunari, ad es. delle attività di pesca ed acquacoltura.

Due delle metriche utilizzate (d_{dom} e B/N) fanno riferimento all'intero popolamento nectonico, non considerando la classificazione in gruppi (guilds) funzionali. La metrica d_{mig} è relativa alla sola componente migratrice rappresentata dai migratori marini dipendenti e dai migratori marini opportunisti. Le metriche relative ai gruppi trofici (B_{bent} , d_{bent} , d_{HZP}) vengono calcolate sulle specie più rappresentative del popolamento lagunare costituite da specie residenti (ES, ESs), migratrici marine (ME-O, ME-D) e migratrici diadrome (A, C) (vedi cap. 1.2) (Catalano et al., 2017).

Una volta calcolate, le metriche vengono trasformate in rapporto di qualità ecologica (RQE), dividendo il valore con la rispettiva condizione di riferimento. Le condizioni di riferimento sono specifiche per tipo di habitat (vegetato e non vegetato), per tipologia di corpo idrico di transizione (non tidale; oligo/meso/polialino microtidale; e eu/iperalino microtidale) e per stagione (primavera e autunno). I valori di RQE vanno da 0 ad 1. Qualora tale rapporto fosse maggiore dell'unità allora esso viene riportato a 1, presupponendo per quella metrica condizioni paragonabili a quelle di riferimento (Catalano et al., 2017).

Un indice multimetrico (MMI) viene poi calcolato come media pesata degli EQR delle sei metriche (Catalano et al., 2017); infine, viene calcolato l'indice HFBI (Catalano et al., 2017):

$$HFBI = (MMI + t) / s$$

dove $t = -0.167$ e $s = 0.150$ (costanti note)

Infine, dopo aver applicato la formula, si procede alla classificazione. I valori di HFBI ottenuti per stagione (primavera e autunno) sono poi mediati a dare il valore dell'indice su base annuale utile per la classificazione di qualità ecologica. In Tabella 6 sono riportate le soglie per la classificazione dello stato ecologico.

Tabella 6: Limiti di classe ai fini della classificazione coi corrispettivi colori (Catalano et al., 2007)

	High/Elevato	Good/Buono	Moderate/Sufficiente	Poor/Scarso	Bad/Cattivo
Soglia	> 0.94	0.94 - 0.55	0.55 - 0.33	0.33 - 0.11	< 0.11

4.2 Risultati

Caratterizzazione del popolamento nectonico

Dall'analisi delle variazioni dell'abbondanza nectonica totale durante le campagne di campionamento primaverile si evidenzia un progressivo aumento del numero totale di individui nel 2020 e nel 2021 rispetto alla situazione *ante operam* in tutte le stazioni di monitoraggio Refresh, con l'unica eccezione della LS8 (Fig. 17). In questa stazione si osserva un marcato aumento soltanto nella primavera 2021. La LS8 è anche quella in cui è stato osservato il picco massimo di abbondanza numerica totale: da un valore di 0,6 individui/m² nel 2018 a 31,1 individui/m² nel 2021. LR1 e LR2 hanno seguito un andamento simile tra loro presentando una diminuzione nel 2019 con poi un progressivo aumento negli anni seguenti in fase *post operam*. LS5 invece ha presentato invece variazioni molto contenute fra gli anni, con solo un leggero aumento a partire dal 2020. La stazione di controllo LRC ha mostrato valori confrontabili di abbondanza totale nel 2018, 2019 e 2021, mentre è stato osservato un aumento nel 2020. Nel complesso, è stato osservato un aumento delle abbondanze *post operam*, particolarmente marcato nel 2021. I valori di densità totale raggiunti *post operam* nelle stazioni più vicine all'immissione di acqua dolce sono risultati confrontabili a quelli osservati nella stazione di controllo sull'intero periodo di indagine (Fig. 17).

In autunno è stato osservato un aumento dell'abbondanza totale del popolamento soltanto nelle stazioni LSR1 e LSR2, vicine all'immissione di acqua dolce, e limitatamente al 2020. Nelle altre due stazioni invece le abbondanze osservate nel 2018 sono risultate maggiori di quelle osservate nel biennio *post operam*. Un calo marcato delle abbondanze totali in autunno fra il 2018 e il biennio 2020-2021 è stato comunque osservato anche nella stazione di controllo (da 12 individui/m² a circa 2 individui/m²) (Fig. 17).

Nell'analisi della biomassa totale in primavera, si osserva un aumento marcato nel 2021 nella stazione LR1 rispetto agli anni precedenti. Il valore osservato in questa stazione è confrontabile con quello osservato nello stesso periodo nella stazione di controllo (LRC) (Fig. 18). Anche in LR2 e LS8 si è verificato un aumento della biomassa totale nel 2021, anche se con valori inferiori a quelli osservati in LRC. Nella stazione LS5 invece c'è stato un continuo declino valori della biomassa totale tra gli anni (Fig. 18).

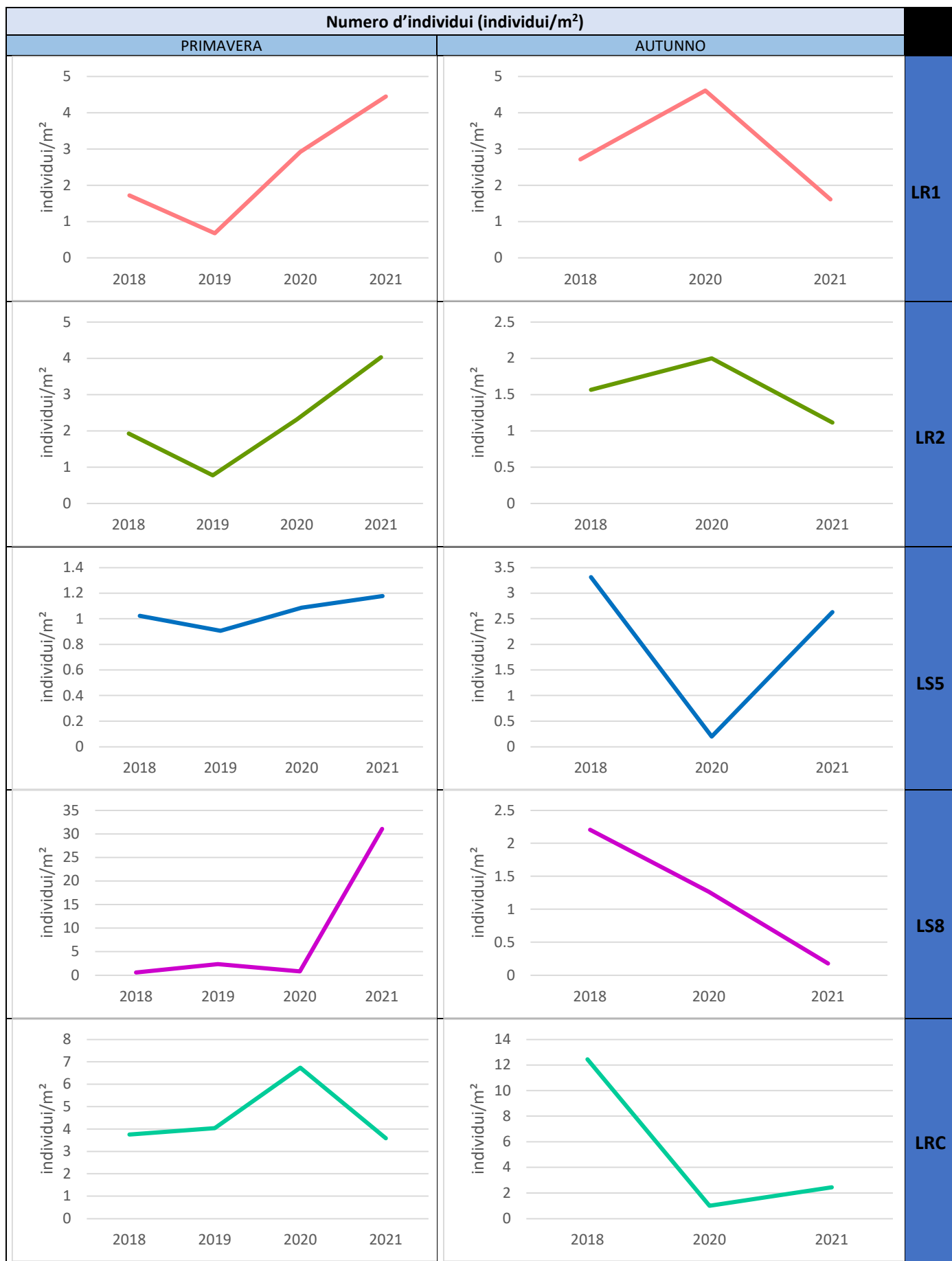


Figura 17: Andamento del numero d'individui negli anni, per ogni stazione e stagione.



Figura 18: Andamento della biomassa negli anni, per ogni stazione e stagione.

Nell'autunno del 2021, le stazioni più vicine alla presa di acqua dolce hanno presentato andamento simile dei valori di biomassa, con un aumento nel 2020 ed un successivo calo nel 2021; in LSR2 i valori osservati nel 2021 sono più bassi di quelli osservati ante operam (Fig. 18). La stazione LS5 è quella che ha presentato le maggiori fluttuazioni nei valori di biomassa totale, con picco nel 2018 seguito da un crollo nel 2020 e un successivo aumento nel 2021. LS8 è risultata caratterizzata da valori di biomassa totale in autunno marcatamente inferiori a tutte le altre stazioni di monitoraggio nel 2018; in questa stazione si osservano valori confrontabili a quelli ante operam nel 2020, mentre si osserva una marcata diminuzione della biomassa nel 2021. Nella stazione di controllo si osserva un trend della biomassa autunnale inverso a quello osservato nella maggior parte delle stazioni di monitoraggio, con la sola eccezione di LS5, con il valore maggiore ante operam, un calo marcato nel 2020 e un successivo contenuto recupero nell'anno successivo (Fig. 18).

Son stati poi calcolati i valori degli indici di Simpson (D) e di Shannon-Wiener (H') sulla base delle abbondanze numeriche del popolamento nectonico. L'indice D è un indice di dominanza e quindi i valori maggiori (vicini a 1) corrispondono alla minore diversità in specie, mentre i valori minori (vicini a 0) corrispondono alla maggiore diversità in specie. L'indice H' è invece un indice di diversità e in questo caso il valore minore (=0) si ha quando nel popolamento è presente una sola specie. In Figura 19 vengono mostrati gli andamenti medi degli indici D e H' calcolati per 'area di monitoraggio (media di tutte le stazioni) e, per confronto, quelli calcolati nella stazione di controllo (media delle repliche); gli indici sono stati calcolati separatamente per le campagne primaverili e per quelle autunnali. In primavera la variazione di entrambi gli indici nel periodo di progetto è risultata maggiore nell'area di monitoraggio rispetto a quanto osservato nella area di controllo, con un aumento della dominanza (D) ed una diminuzione della diversità (H') nel periodo post operam (2020-21) rispetto a quello ante operam (2018-19). In autunno le variazioni dei valori degli indici sono risultate più contenute nei tre anni di indagine, sia nell'area di monitoraggio che nella stazione di controllo (Fig. 19). Nell'area di monitoraggio, l'indice di Simpson (D) ha mostrato un aumento della dominanza in specie a partire dal 2020 nel periodo primaverile, passando da un valore pari a 0,3 in fase *ante operam* a 0,5 in fase *post operam*; nella stagione autunnale, invece, non ha mostrato grandi variazioni, rimanendo attorno ad un valore di 0,45 (Fig. 19). Nell'area di monitoraggio in primavera, l'indice di Shannon-Wiener (H') è passato da un valore attorno a 0,6 nel

biennio 2018-19 ad uno di circa 0,4 nel biennio successivo; in autunno, H' ha mostrato valori intorno a 0,5 nei tre anni indagati (Fig. 19).

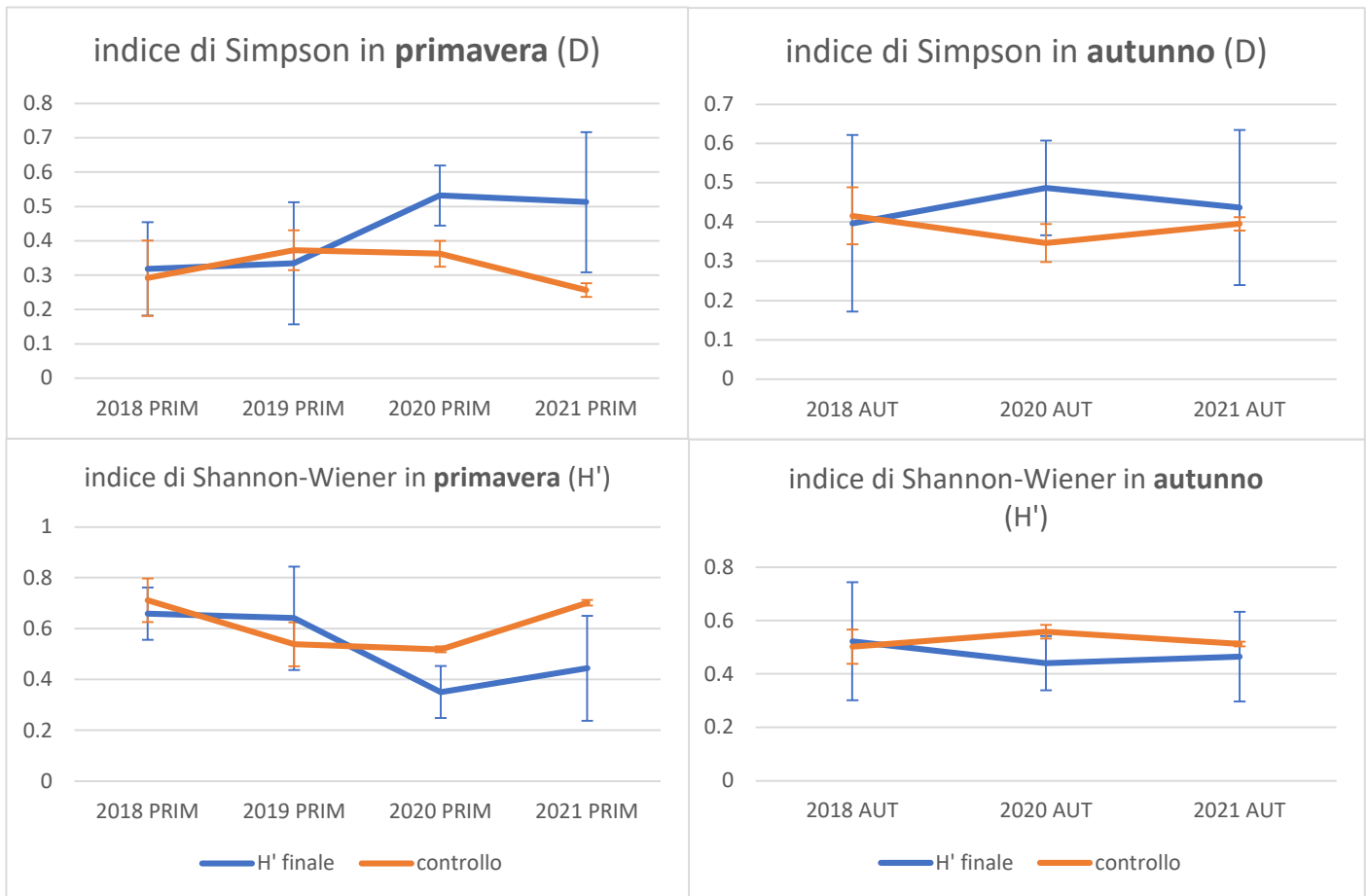


Figura 19: Andamento della media delle quattro stazioni con deviazione standard degli indici di diversità di Simpson e Shannon-Wiener negli anni confrontati con la stazione di controllo (LRC).

Analisi delle guilds ecologico funzionali (EUFG)

I dati di densità di biomassa sono stati analizzati dopo aver aggregato le specie in gruppi ecologico funzionali (EUFG; Scapin et al., 2019). L'analisi è stata condotta, separatamente per la primavera e l'autunno, per ognuna delle 4 stazioni di monitoraggio e per la stazione di controllo (Fig. 20).

In LR1 in primavera, la densità di biomassa delle specie marine-estuario dipendenti (ME-D) è andata in continuo crescendo durante il periodo di indagine, con un picco di circa $2\text{g}/\text{m}^2$ nel 2021. Quest'ultimo valore è dello stesso ordine di grandezza, anche se inferiore, di quello osservato nella stessa campagna nella stazione di controllo LRC (Fig. 20). Sempre in LR1 in primavera si osserva anche un picco di biomassa nel 2021 delle specie residenti strettamente di estuario (ESs), con valori confrontabili a quelli osservabili per i ME-D; la guild ESs è risultata invece caratterizzata da bassi valori di biomassa nella stazione di controllo, durante tutte le campagne primaverili di campionamento effettuate. Nella stessa stazione e stagione: la biomassa della categoria delle specie residenti ha presentato i valori maggiori nel 2018 per subire un calo marcato nel 2019 e poi un leggero aumento nel periodo post operam; specie marine-estuarine opportuniste hanno raggiunto esigui valori di densità di biomassa rispetto alle altre categorie in tutta la fase di progetto (Fig. 20).

Per quanto riguarda la stazione LR2 in primavera: la biomassa delle specie estuarine (ES) ha prevalso rispetto alle altre categorie in tutto il periodo di progetto; le specie marine-estuario dipendenti (ME-D) sono andate aumentate nella fase *post operam*, con un picco nel 2021; le altre categorie risultano poco rappresentate in questa stazione. C'è comunque da notare che le biomasse delle diverse guilds in questa stazione sono molto inferiori a quelle osservate sia nella stazione LR1 che nella stazione di controllo LRC (Fig. 20).

Nella stazione LS5 in primavera i valori di biomassa delle specie estuarine sono andati a decrescere con gli anni rimanendo, comunque tra le categorie ecologiche predominanti tra quelle rilevate. Invece le specie marine-estuario dipendenti (ME-D) dopo un picco all'inizio del periodo di indagine hanno mostrato un marcato calo nel 2019, per poi mostrare un leggero recupero nel periodo post operam. Questa guild è risultata comunque quella più importante, in termini di biomassa, nella primavera 2021 (Fig. 20). Le altre guilds sono presenti con biomasse poco importanti, con un contributo

relativamente trascurabile al popolamento ittico. In primavera, le biomasse osservate per le diverse guilds in LS5 sono di norma inferiori a quelle osservate in LRC (Fig. 20).

Infine, nella stazione LS8 in primavera del 2021 le guilds dei residenti estuarini (ES) e dei residenti estuarini esclusivi (ESs) e residenti nella stazione LS8 hanno mostrato una marcata crescita nella densità di biomassa rispetto alla situazione *ante operam*. Le biomasse dei migratori marini-estuario dipendenti (ME-D) sono invece andate progressivamente calando durante il periodo di progetto, con valori del tutto trascurabili nella primavera 2021 (Fig. 20). I valori di biomassa osservati in questa stazione sono risultati nettamente inferiori a quelli osservati in LRC, con l'unica eccezione della categoria ES nel 2021. Inoltre, mentre in LS8 si osserva un aumento della biomassa delle specie residenti e una diminuzione della biomassa di quelle migratrici durante il periodo di indagine, in LRC si osserva un pattern sostanzialmente inverso (Fig. 20).

Nell'autunno del 2021 in tutte le stazioni di progetto, come anche nella stazione di controllo, il contributo in biomassa delle specie migratrici (ME-D e ME-O) è risultato sostanzialmente irrisorio (nella stazione LS5 le specie catturate appartenevano alla sola categoria dei residenti estuarini ES, mentre in LS8 a ES e a quella dei residenti estuarini esclusivi ESs) (Fig. 20). In autunno si osserva nella stazione LR1 un aumento marcato delle biomasse sia di ES che di ME-D nel 2020 rispetto al 2018; in LRC si osserva un pattern sostanzialmente inverso (Fig. 20). Un pattern simile a quello osservato in LR1 è stato riscontrato anche nella stazione LS8, anche se in questa stazione risulta importante il contributo in biomassa dei residenti estuarini esclusivi (ESs) nella fase *ante operam*. Infine, nelle stazioni LR2 e LS5 la guild più rappresentata è ES con un contributo del tutto trascurabile da parte delle altre guilds (Fig. 20).



Figura 20: Valori di densità di biomassa suddivisi per gruppi ecologici rilevati (EUGF) negli anni per stazione e stagione. Per la definizione delle abbreviazioni delle corporazioni vedi nel paragrafo 1.2 (Fig. 3).

Analisi delle guilds trofiche (FMFG)

I dati di biomassa sono stati aggregati in guilds trofico-funzionali (Fig. 21), sulla base della dieta e del comportamento alimentare delle singole specie (Catalano et al., 2017)

Nella stazione di campionamento LR1 in primavera si è potuto osservare come la densità di biomassa della categoria dei microbentivori (Bmi) sia aumentata negli anni; questa categoria è risultata la più rappresentata nel popolamento nell'ultimo anno di progetto (Fig. 21). La biomassa dei detritivori (DV) ha presentato un andamento simile, con i valori maggiori in fase *post operam* rispetto ai valori riscontrati in fase *ante operam*. La categoria degli iperbentivori zooplanctivori (HZ) ha mostrato un calo ante operam e una successiva crescita post operam, e ha presentato il picco massimo nel 2021; HZ è risultata quasi sempre la categoria con i valori maggiori di biomassa durante i mesi primaverili, con l'unica eccezione del 2021. La densità, di biomassa degli onnivori ha presentato un considerevole aumento in fase *post operam* (Fig. 21).

In primavera, le guild più rappresentate nel popolamento ittico della stazione LR2 nel 2018, 2020 e 2021 sono state Bmi e HZ, con valori massimi nell'ultimo anno di indagine; nel 2019 l'unica guild ben rappresentata nel popolamento ittico è HZ (Fig. 21).

Un trend diverso a quello osservato in LR1 e LR2 si osserva invece nella stazione LS5, con una sostanziale decrescita delle biomasse durante il periodo di indagine; la categoria HZ è stata quella predominante in tutte le campagne primaverili di campionamento (Fig. 21).

Il popolamento ittico della stazione LS8 è risultato caratterizzato, in primavera, da una minore diversificazione in guild trofiche rispetto a quanto osservato nelle altre stazioni di monitoraggio. Le categorie più rappresentate nel campionamento sono HZ e Bmi, con l'eccezione della primavera 2019 quando, oltre a queste due categorie, risulta importante anche il contributo dei planctivori (PL). I valori di biomassa di HZ sono risultati maggiori nella fase *post operam* rispetto a quella *pre operam*; le biomasse di Bmi sono invece risultate confrontabili nelle due fasi di progetto. Il picco massimo di biomassa sull'intero periodo di indagine è relativo a HZ ed stato osservato nella primavera 2020 (Fig. 21).

Nella stazione di controllo in primavera il popolamento ittico è risultato caratterizzato, nel complesso, da tre guilds, HZ, DV e Bmi. Gli iperbentivori-zooplanctivori sono responsabili del picco massimo di biomassa osservato all'inizio del periodo di indagine; le biomasse di questa guild sono poi diminuite marcatamente nel 2019 e nel 2020, per poi

presentare una leggera crescita nella primavera 2021. Dopo HZ, DV è risultata la guild più rappresentata nel popolamento nelle campagne primaverili del 2019 e, soprattutto, del 2020. Bmi risulta sempre presente nelle campagne primaverili in LRC, con valori di biomassa relativamente basse e sostanzialmente confrontabili nei quattro anni di indagine (Fig. 21).

Durante i campionamenti autunnali, il popolamento ittico risulta caratterizzato pressoché esclusivamente da HZ e Bmi, in tutte le stazioni considerate (Fig. 21). Il picco assoluto di biomassa di HZ si osserva in LS5 nel 2018, quello di Bmi in LRC sempre nel 2018. In quest'ultima stazione, le abbondanze sia di Bmi che di HZ risultano molto maggiori nel 2018 rispetto al biennio 2020-21. In LR1 e LR2 si osservano andamenti simili tra loro, con un aumento delle biomasse di HZ e Bmi dal 2018 al 2020, seguito da un marcato calo nel 2021. I valori di biomassa osservati nell'autunno 2021 in LR1 sono comunque confrontabili a quelli riscontrati in LRC. In LS5 la guild di gran lunga più rappresentata nel popolamento risulta HZ, con un picco assoluto nel 2018, un crollo nel 2020 e una successiva ripresa nel 2021. In autunno la stazione LS8 è risultata caratterizzata da valori di biomassa inferiori a quelli osservati nelle altre stazioni di monitoraggio e dalla predominanza di Bmi su HZ (Fig. 21).

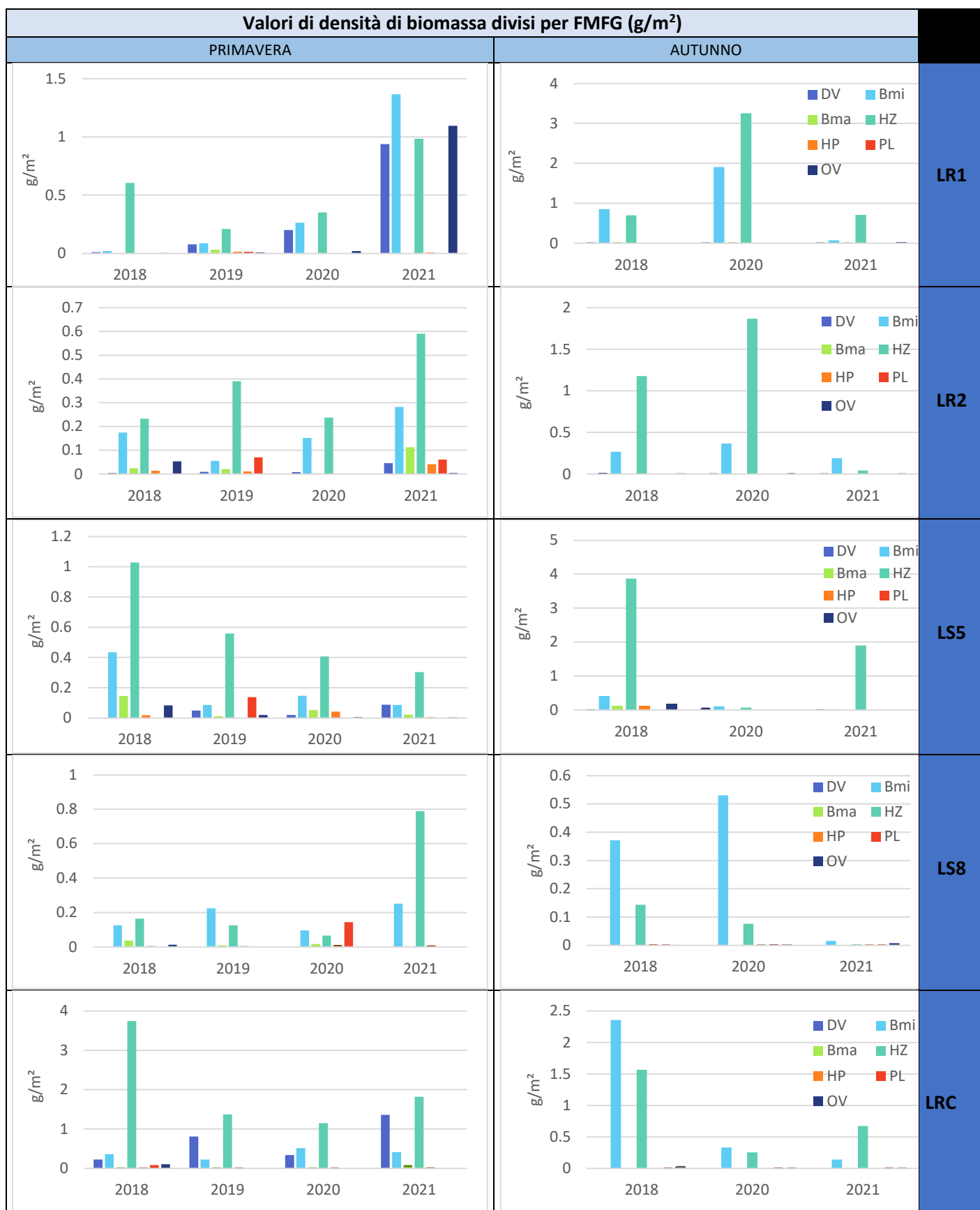


Figura 21: Valori di densità di biomassa suddivisi per guild trofiche rilevate (FMFG) negli anni per stagione e stagione. Per la definizione delle abbreviazioni delle corporazioni vedi Tab. 2.

Specie target

Sono stati considerati gli andamenti delle densità in biomassa per valutare le variazioni nell'abbondanza di specie target durante il periodo di indagine. Come specie target sono state considerate sia specie residenti di interesse conservazionistico, che specie migratrici presenti all'interno dell'ambiente lagunare veneziano soprattutto durante lo stadio giovanile di vita.

Per quanto riguarda la componente dei residenti lagunari sono state considerate come specie target tre specie di interesse conservazionistico (Allegato II della Direttiva Habitat 92/43/CEE): il nono *Aphanius fasciatus*; il ghiozzetto di laguna *Knipowitschia panizzae*; e il ghiozzetto cenerino *Pomatoschistus canestrinii*.

Le catture di *A. fasciatus* (Fig. 22) e di *K. panizzae* (Fig. 23) sono risultate caratterizzate da valori molto bassi di biomassa, sia nell'area di monitoraggio che nella stazione di controllo sull'intero periodo di indagine. Sulla base dei dati disponibili non è quindi possibile evidenziare differenze nella distribuzione di queste specie tra le stazioni indagate.

P. canestrinii è risultato sempre presente nella stazione di controllo in tutte le campagne di campionamento effettuate, seppure con valori di abbondanza relativamente bassi con l'unica eccezione della campagna autunnale 2018 (Fig. 24). Durante le campagne primaverili questa specie è risultata assente dal popolamento ittico durante la fase *ante-operam*, mentre è stata rinvenuta nelle stazioni più vicine all'opera di presa (LR1 e, con biomassa molto minore, LR2) nella primavera 2021. Questa specie è risultata presente in tutte le stazioni di monitoraggio durante le campagne autunnali, anche se con valori di biomassa molto bassi. Da notare come nella primavera 2021 le biomasse di *P. canestrinii* osservate in LR1 siano confrontabili a quelle osservate nella stazione di controllo (Fig. 24).

Tra le specie marine migratrici i cui stadi giovanili colonizzano annualmente i bassi fondali lagunari, sono state scelte come specie target quelle che sono risultate più abbondanti e frequenti nei campioni durante il periodo di indagine. Tra i pesci: il cefalo dorato *Chelon auratus*; il cefalo calamita *C. ramada*; e l'orata *Sparus aurata*. Tra i crostacei decapodi il gamberetto grigio *Crangon crangon*.

Le due specie di cefali sono state rinvenute pressoché esclusivamente nei campioni primaverili, in corrispondenza della montata degli avannotti dal mare all'interno degli

ambienti lagunari dell'Alto Adriatico (Franzoi et al., 2010). *C. auratus* non è stato mai catturato nella stazione di controllo, mentre è stata rinvenuto nelle stazioni di monitoraggio con l'unica eccezione della stazione LS8. Mentre in LR2 e LS5 le catture primaverili di *C. auratus* sono risultate caratterizzate da valori molto bassi di biomassa, i valori osservati in LR1 ne periodo *post operam* sono risultati superiori di un ordine di grandezza (Fig. 25). Anche nel caso di *C. ramada* le biomasse maggiori sono state osservate nella stazione più prossima all'opera di presa, con valori in crescita nel periodo *post operam*. Questa specie è stata rinvenuta anche in LR2 e LS5, con valori però più bassi rispetto a quelli osservati in LR1 e LRC, con un picco evidente alla fine del periodo di indagine (Fig. 26).

Anche *S. auratus* è stata rinvenuta nei campioni di fauna neotonica soltanto nel periodo primaverile; anche in questo caso, gli esemplari catturati erano individui giovanili entrati in laguna dal mare da poche settimane. Questa specie è stata rinvenuta in tutte le stazioni campionate, ma con valori bassi di biomassa. Soltanto in LR2 i valori maggiori sono stati osservati nel periodo *post operam* rispetto a quello *pre operam*. Anche in LRC i valori maggiori di biomassa sono stati osservati alla fine del periodo di indagine (Fig. 27).

Il decapode *C. crangon* è stato catturato in tutte stazioni e in tutte le campagne stagionali di campionamento. I valori maggiori di biomassa per questa specie sono stati osservati in LR1 nell'autunno del 2020. In primavera, soltanto in LR2 le biomasse sono risultate maggiori nel periodo *post operam* rispetto a quello *pre operam*, con un picco nel 2020. Anche in LR1 e in LRC le biomasse di questa specie hanno mostrato un picco nella primavera del 2020. Invece in LS5 i valori maggiori di biomassa sono stati osservati nella primavera del 2018 e in LS8 in quella del 2019 (Fig. 28). In autunno, le biomasse di *C. crangon* hanno presentato un pattern simile in tutte le stazioni di monitoraggio Refresh, con un picco nel 2020. Nella stazione di controllo invece, le biomasse sono andate decrescendo nel periodo di indagine, con valori minimi di biomassa nel 2021 (Fig. 28).

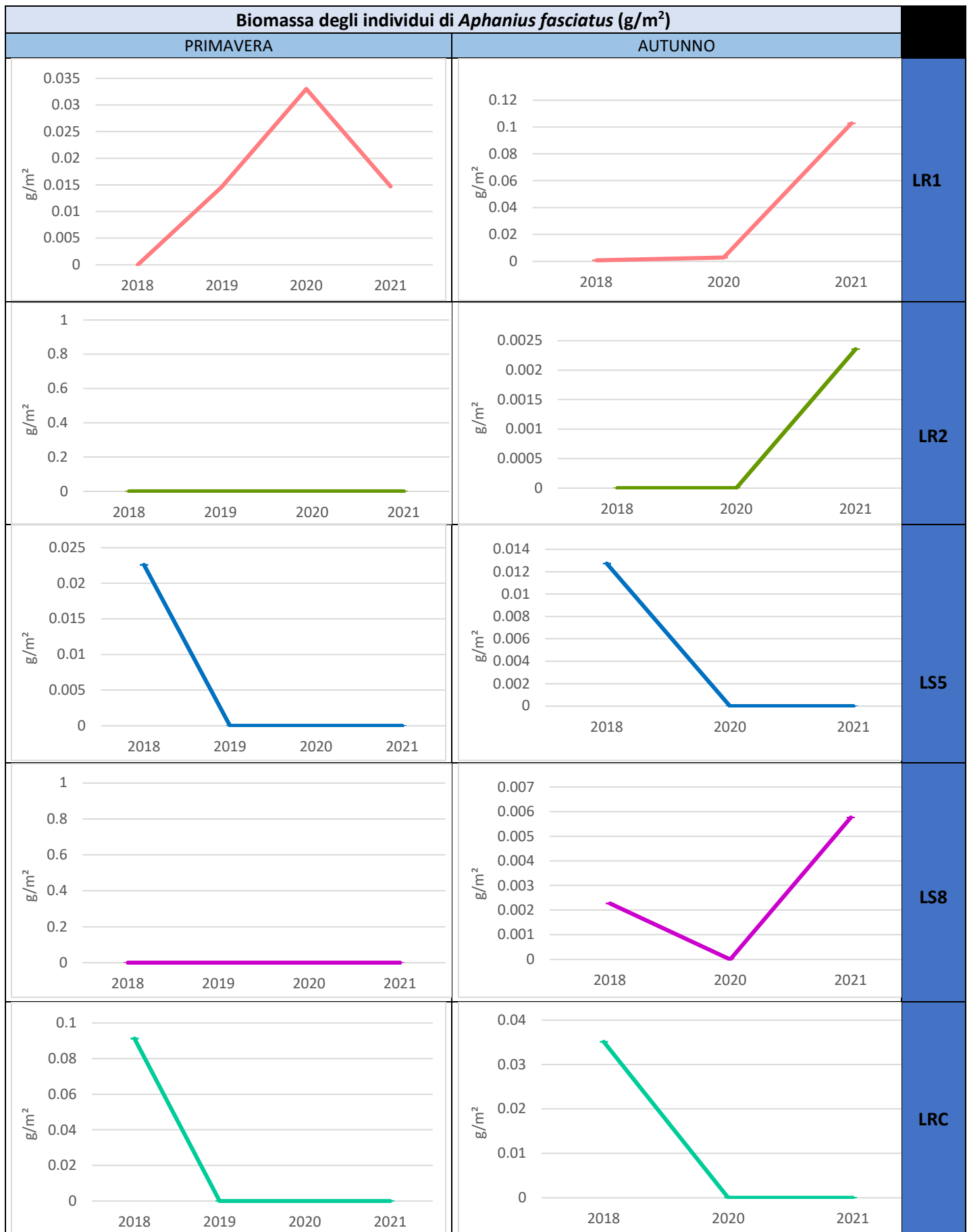


Figura 22: Andamento della biomassa di *Aphanius fasciatus* negli anni, per ogni stazione e stagione.



Figura 23: Andamento della biomassa di *Knipowitschia panizzae* negli anni, per ogni stazione e stagione.



Figura 24: Andamento della biomassa di *Pomatoschistus canestrinii* negli anni, per ogni stazione e stagione.

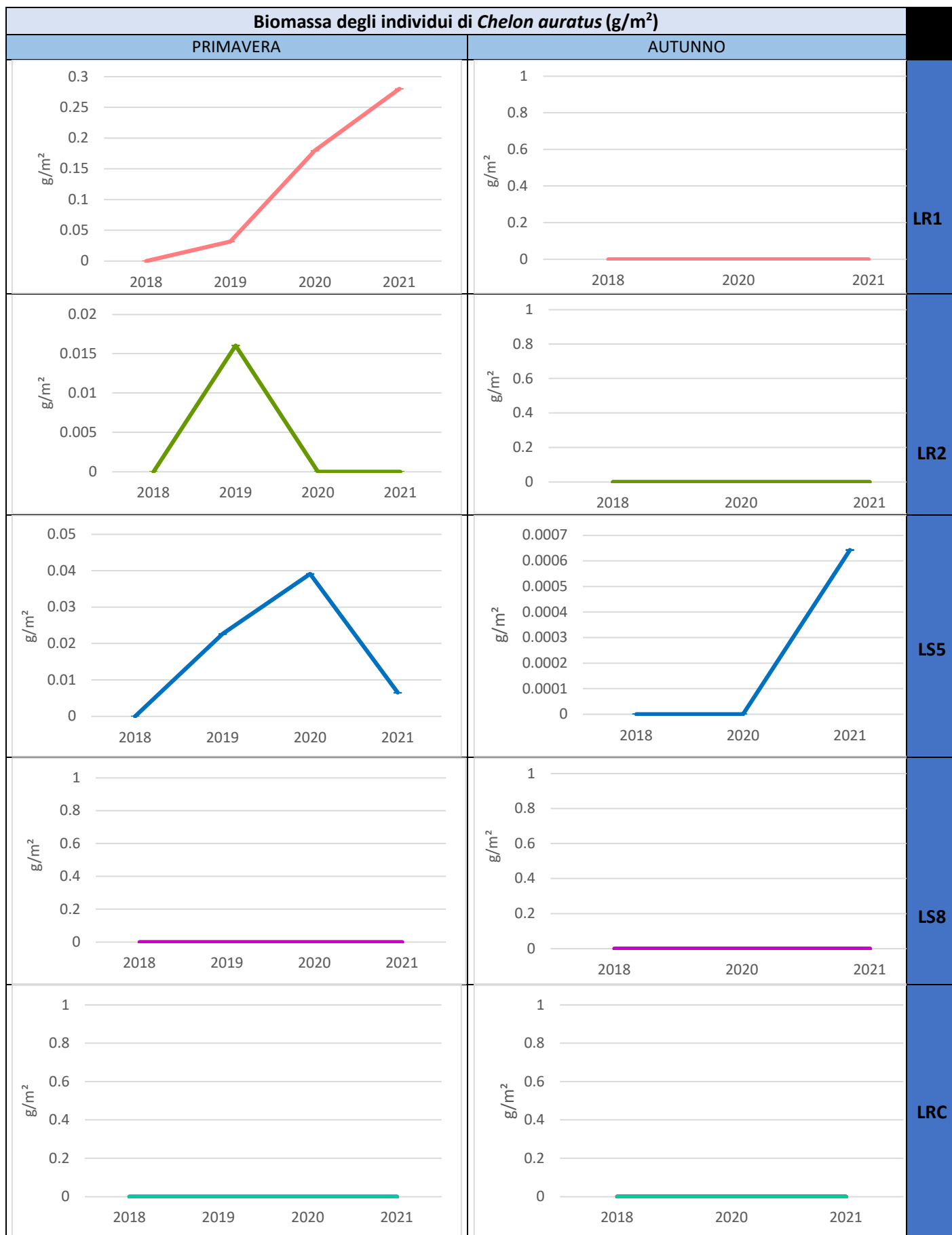


Figura 25: Andamento della biomassa di *Chelon auratus* negli anni, per stazione e stagione.

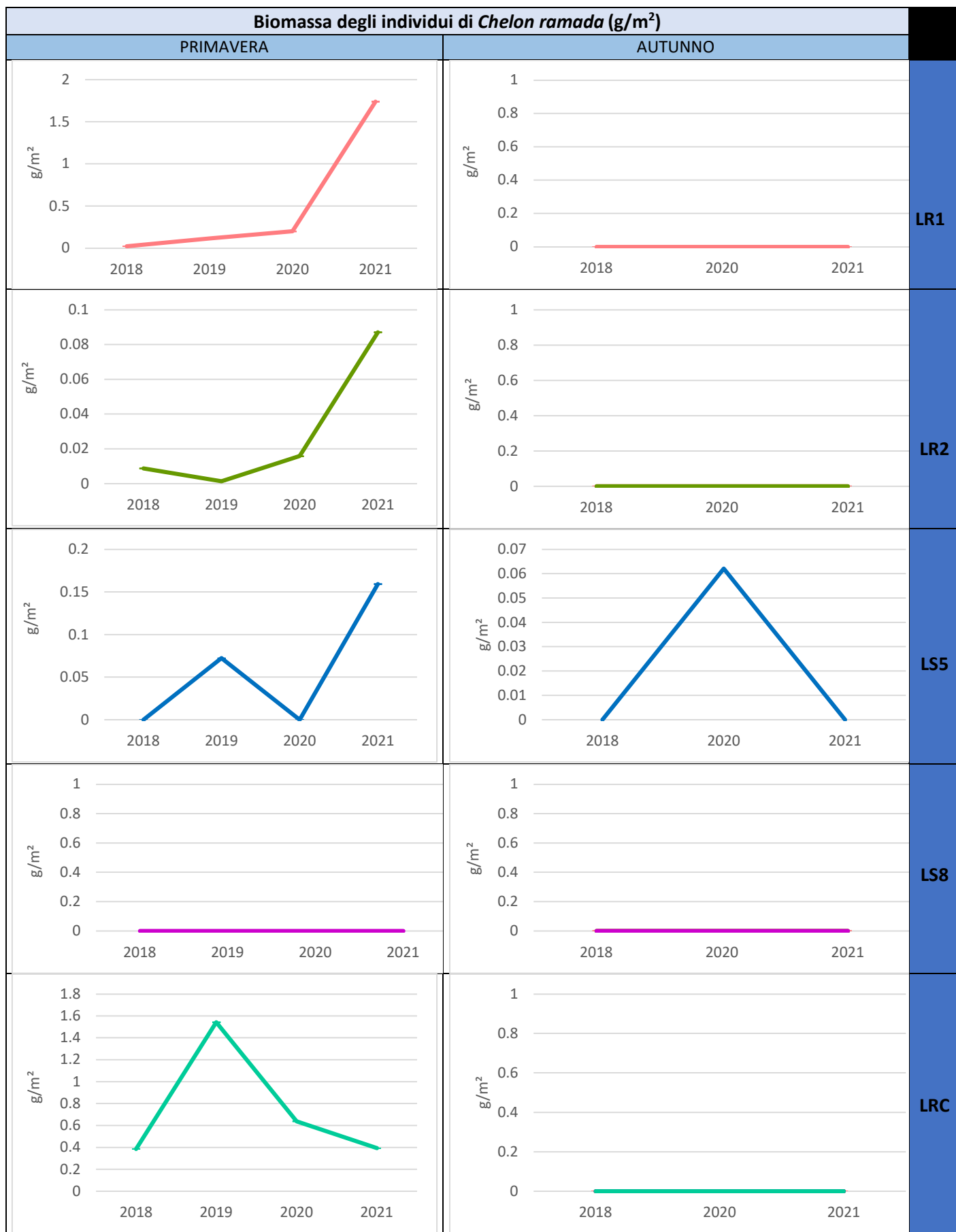


Figura 26: Andamento della biomassa di *Chelon ramada* negli anni, per stazione e stagione.



Figura 27: Andamento della biomassa di *Sparus aurata* negli anni, per stazione e stagione.

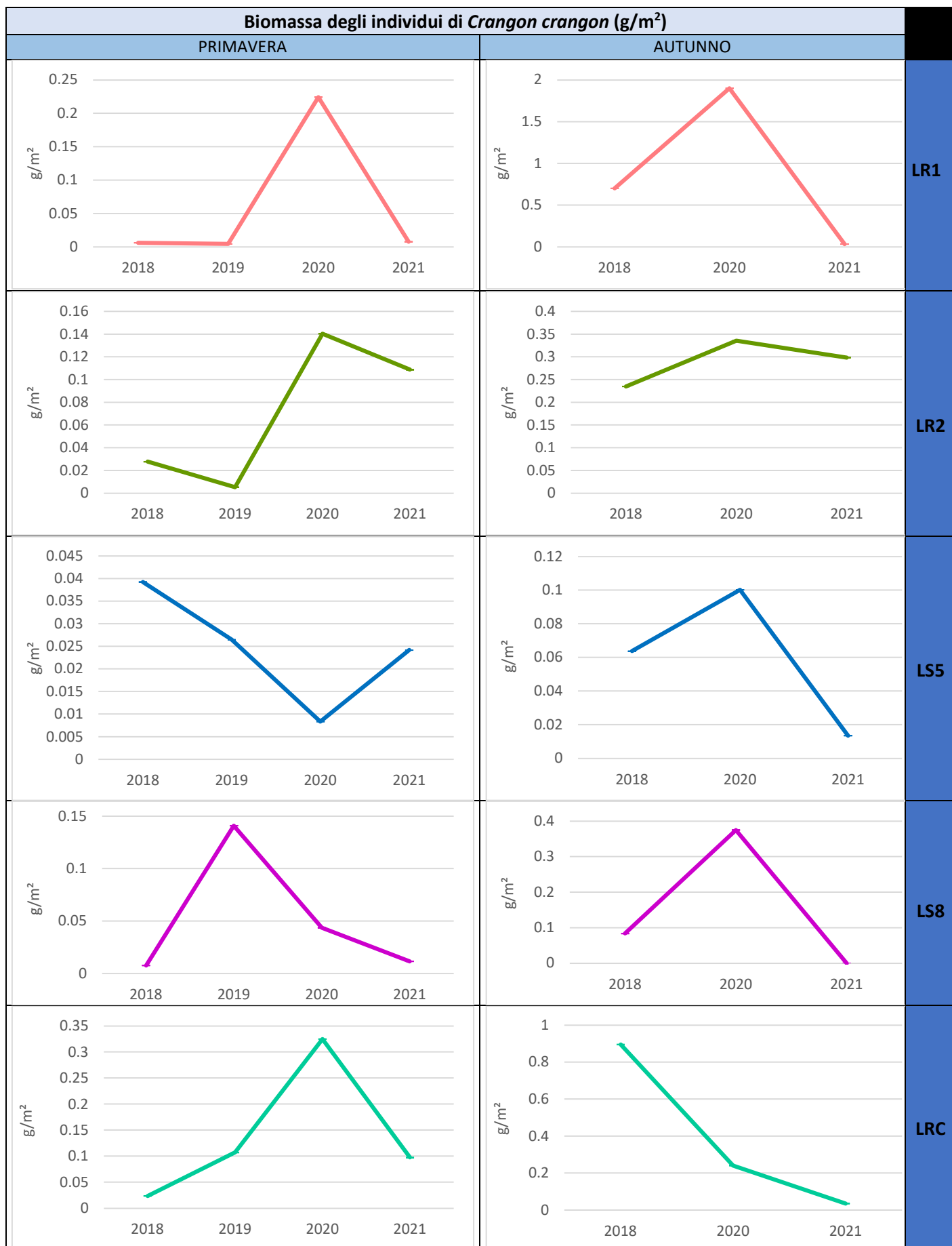


Figura 28: Andamento della biomassa di *Crangon crangon* negli anni, per stazione e stagione.

Struttura di popolazione di *P. canestrinii*

Nel caso di *P. canestrinii* è stata analizzata anche la struttura per taglia della popolazione, cumulando assieme i dati di lunghezza (LS) degli esemplari catturati in tutte le stazioni di monitoraggio per campagna di campionamento. In Figura 31 sono mostrate le distribuzioni di frequenza delle lunghezze di *P. canestrinii* per anno di monitoraggio. Nel 2018 la distribuzione degli individui in primavera presentava solo esemplari di lunghezza sopra i 2,5 cm, mentre in autunno la popolazione comprendeva individui di lunghezza standard inferiore ai 3 cm (Fig. 29). Nella primavera del 2019, come per l'anno precedente, gli individui campionati presentavano una lunghezza standard superiore ai 2,75 cm. Nella primavera del 2020 la popolazione di *P. canestrinii* ha presentato due picchi, uno intorno al valore di LS di 1,75 cm e il secondo intorno ai 3,3 cm. Il primo picco era costituito da un numero d'individui quantitativamente maggiore rispetto al secondo. In autunno 2020 è stato evidenziato un picco intorno al valore di 2,6 cm di lunghezza standard (Fig. 29). Nella primavera del 2021 gli individui di *P. canestrinii* erano distribuiti attorno a due mode: una di 1,75 cm e una di 3,6 cm. Nell'autunno dello stesso anno gli individui erano prevalentemente di lunghezza standard inferiore ai 3 cm con un picco attorno a 2.3 cm (Fig. 29).

Nel complesso, nella popolazione di *P. canestrinii* dell'area di indagine è stata osservata la presenza di due coorti: quella degli adulti (corte 1) caratterizzata da individui di LS superiore a 2,7 cm, presente soprattutto nei campioni primaverili; e quella dei nati nell'anno, o coorte 0, presente nei campioni autunnali e nel 2021 anche in quelli primaverili, caratterizzata da individui di LS inferiore a circa 3,5 cm in autunno e a circa 2,5 cm nella primavera 2021 (Fig. 29). Nel complesso, la popolazione di *P. canestrinii* appare maggiormente strutturata, con una maggiore presenza di adulti riproduttivi, nel periodo *post operam* rispetto a quello *pre operam*.

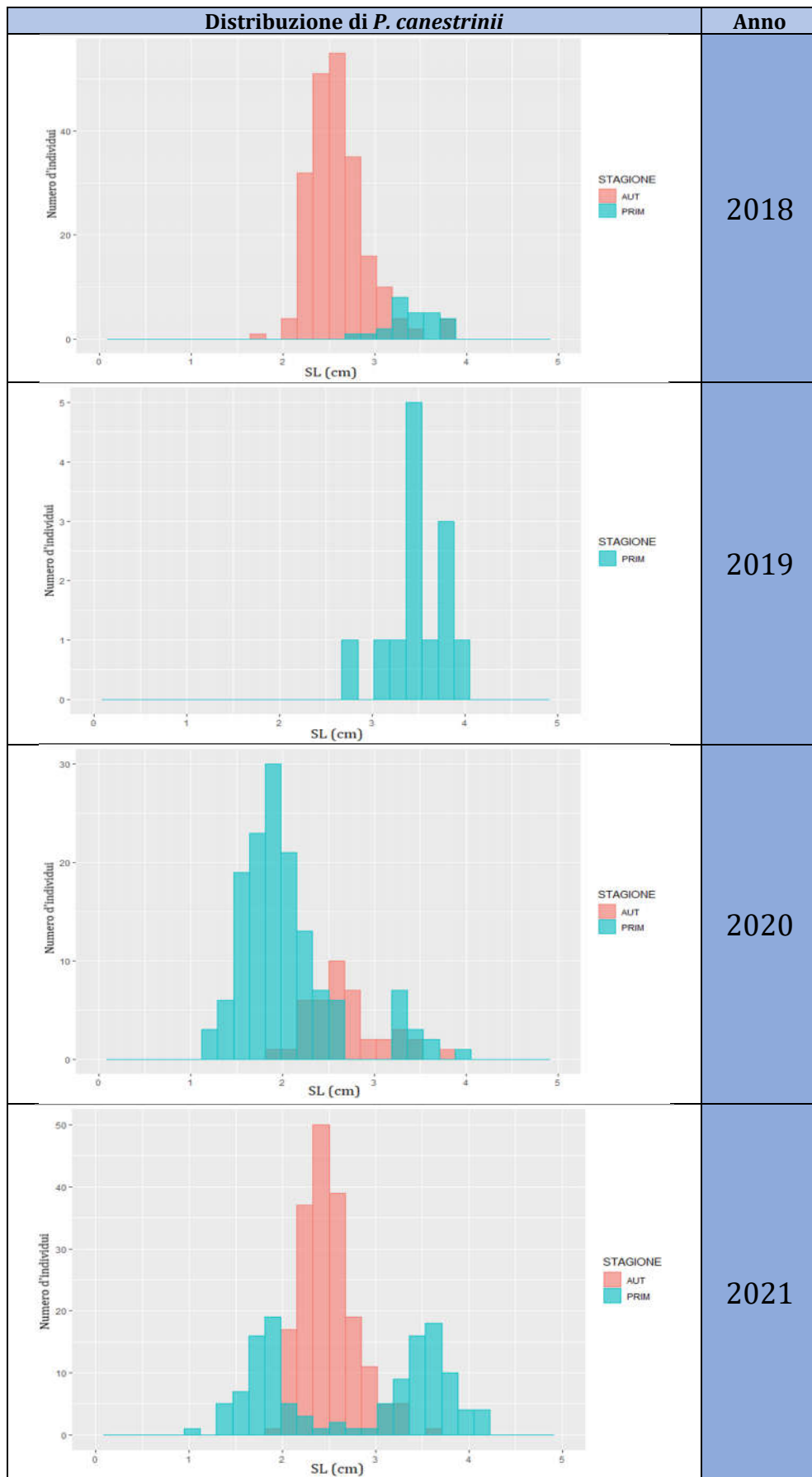


Figura 29: Distribuzione del numero d'individui di *P. canestrinii* per lunghezza standard degli individui stessi divisi per i campionamenti primaverili ed autunnali negli anni.

Stato ecologico

I risultati per l'indice di qualità Habitat Fish Bio-Indicator (HFBI) sono illustrati nella figura. 33 per il 2018, il 2020 e il 2021. Nel 2019, primavera essendo stata effettuata soltanto la campagna di campionamento primaverile, non è stato possibile effettuare la classificazione di stato ecologico (Catalano et al., 2017). Per l'interpretazione dei risultati bisogna considerare che i lavori relativi all'opera idraulica sono stati completati soltanto nel maggio del 2020 e che l'opera è entrata a regime nel 2021.

Nella stazione più vicina dell'opera di presa si osserva un miglioramento dello stato ecologico, con il passaggio da una condizione di qualità moderata, nel 2018 e nel 2020, ad una di qualità buona nel 2021. In LR2, la qualità risulta buona nel 2018, per poi diminuire ad uno stato moderato nel 2020 e salire poi fino allo stato elevato nell'ultimo anno di indagine. Nella stazione LS5 si osserva invece il pattern inverso, con uno stato buono nel 2018 e nel 2020, ed una diminuzione allo stato moderato nel 2021. Nella stazione LS8 è stato osservato uno stato ecologico buono in tutti e tre gli anni considerati (Fig. 30).

Nella stazione di controllo, lo stato ecologico è passato da buono a moderato e poi da nuovo a buono nei tre anni considerati (Fig. 30).

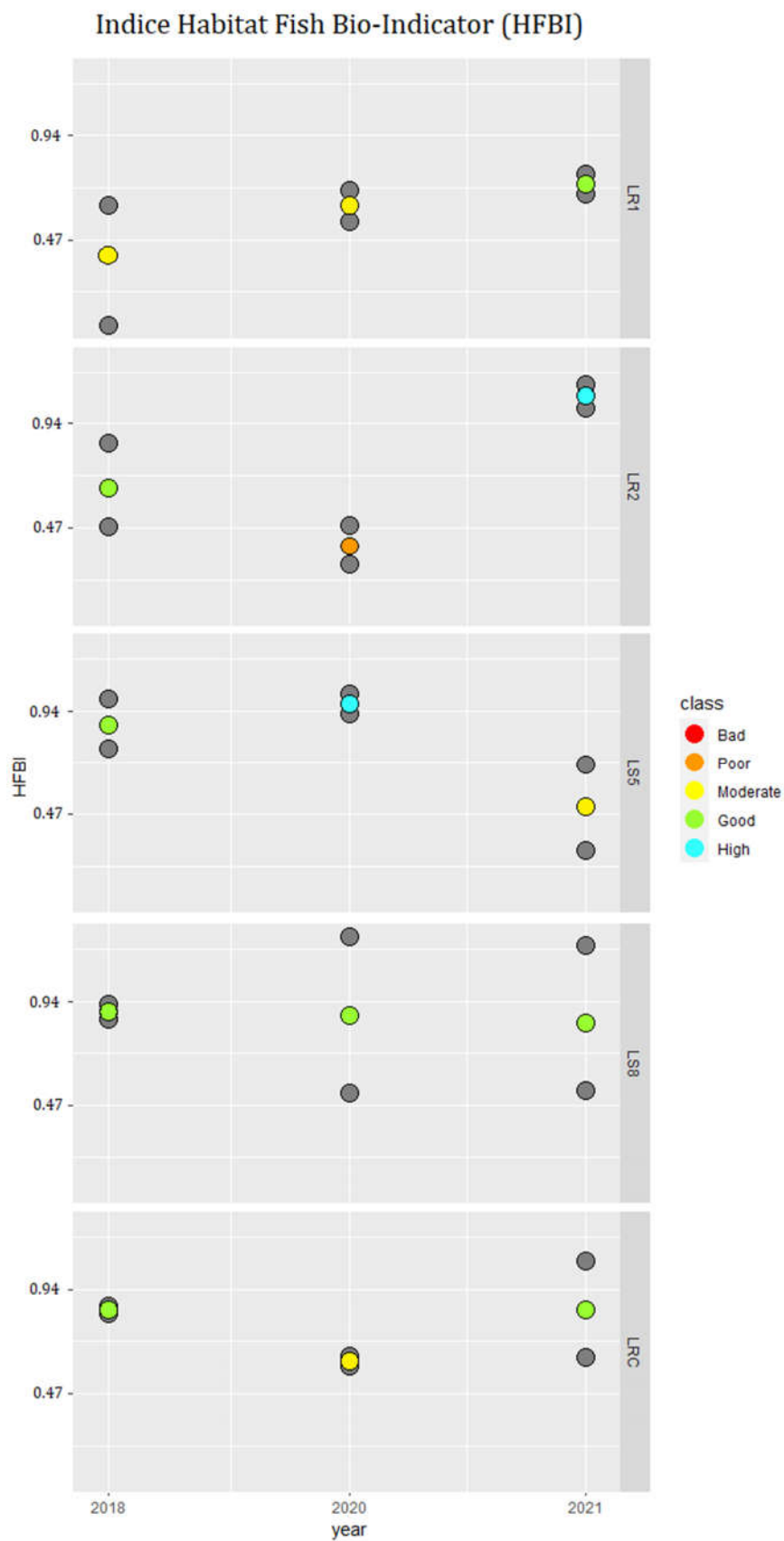


Figura 30: Misure di HFBI divise tra le diverse stazioni per anno. I punti colorati in grigio rappresentano i valori stagionali mentre quelli colorati rappresentano la media annuale.

4.3 Discussione

Con questa tesi ci si è proposti di caratterizzare il popolamento nectonico dell'area interessata dal progetto LIFE Lagoon Refresh nei quattro anni di attività, analizzando sia la fase *ante operam* che quella *post operam*. Con l'inaugurazione dell'opera idraulica l'immissione iniziale di acqua dolce era di 300 l/s, successivamente di 500 l/s e infine di 1000 l/s. Durante questi anni, grazie alla realizzazione delle azioni del progetto, si è ottenuto un cambiamento nella salinità media dell'area. Da una situazione *ante operam* dove tutta l'area in analisi aveva valori intorno ai 25-30 PSU si è instaurato un gradiente salino. Attraverso il modello idrodinamico di ISPRA è stato possibile apprezzare l'estensione delle aree a diversi livelli di salinità. Con l'ottenimento di 8 ettari con salinità media inferiore ai 5 PSU, 38 ettari con una salinità media inferiore ai 15 PSU e 90 ettari con una salinità media inferiore ai 25 PSU, si può confermare di aver raggiunto uno dei punti prefissati dal progetto. Da ciò, analizzando le stazioni di monitoraggio per la fauna nectonica, si nota che la stazione LR1 ha esibito la maggiore riduzione di salinità rispetto alle altre stazioni, passando da una media di 30 PSU a 8 PSU tra fase *ante* e *post operam*. La seconda stazione ad aver avuto maggiori cambiamenti in termini di salinità media è LR2, che è passata da una media iniziale di 30 PSU in fase *ante operam* a 22 PSU in *post operam*. Le altre due stazioni, dopo l'apertura dell'opera idraulica, sono sempre rimaste sopra i 25 PSU di salinità. Tali variazioni sono in linea con le aspettative e l'obiettivo del progetto. Per la caratterizzazione della fauna nectonica, quindi, sono stati analizzati i risultati di tre campagne di monitoraggio della fauna nectonica *ante operam* (primavera e autunno 2018; primavera 2019) e quattro *post operam* (primavera e autunno 2020; primavera e autunno 2021). In seguito all'apertura dell'opera idraulica, due dei monitoraggi *post operam* della fauna nectonica sono stati effettuati con immissione di 300 l/s d'acqua dolce (primavera e autunno 2020) e i restanti con immissione di 1000 l/s (primavera e autunno 2021). Nel complesso, quattro campagne sono state condotte nella stagione primaverile e tre in quella autunnale. Ciò ha permesso di mettere in luce le differenze della composizione e struttura della fauna nectonica con l'immissione di acqua dolce e di ipotizzare il ruolo che le variazioni di salinità possono avere conseguito nella distribuzione dei popolamenti nectonici. La caratterizzazione della fauna nectonica è stata svolta anche in termini di funzionalità ecologica e rete trofica. Si sono potute, inoltre,

evidenziare le differenze della componente neotonica tra le quattro stazioni di monitoraggio, in funzione del diverso impatto che il ripristino ha avuto su di esse.

Tra gli altri obiettivi, il progetto ha preso in esame anche specie target per valutare gli effetti del ripristino del gradiente salino. Come target sono state considerate sia specie di migratori marini giovanili, di interesse alieutico (Feola et al., 2018), sia specie di residenti lagunari, di interesse conservazionistico perché incluse nell'allegato II della Direttiva Habitat (Dir.92/43/CEE).

Si è notato che l'abbondanza neotonica totale è aumentata nella stagione primaverile già nel 2020 in coincidenza con le prime immissioni d'acqua dolce dell'opera idraulica a portata ridotta (300 l/s). Nelle stazioni più prossime all'opera idraulica, quindi con una salinità *post operam* al di sotto dei 22 PSU, sono stati osservati valori di abbondanza neotonica totale nella primavera del 2021 del tutto confrontabili con quelli registrati nella stazione di controllo. La stazione di controllo è stata scelta nei pressi della foce del canale Siloncello, in una area interessata da apporti di acqua dolce e quindi caratterizzata da valori di salinità confrontabili con quelli dell'area di progetto con l'opera idraulica a regime.

Durante i monitoraggi autunnali invece non si sono osservati trend evidenti in aumento nel numero d'individui e di biomassa come per la stagione primaverile. Presumibilmente ciò è dato dal fatto che le specie che hanno risentito maggiormente della nuova condizione di salinità sono quelle migratrici, che entrano in laguna soprattutto durante i mesi primaverili (Franzoi et al., 2010).

Infatti, guardando le guild ecologiche (Potter et al., 2013), si è constatato che in generale tutte le stazioni, nei monitoraggi primaverili, hanno una presenza ragguardevole di specie neotoniche migratrici (categoria ME-D) piuttosto che nella stagione autunnale dove tendenzialmente prevalgono le specie residenti (ES). Questo è in accordo con quanto osservato in laguna di Venezia in studi precedenti (Franco et al., 2006; Franzoi et al., 2010; Scapin et al., 2019b). In LR1 e in LR2 nei monitoraggi primaverili si è riscontrato un aumento della categoria ME-D in fase *post operam*, in particolare per le stazioni con salinità più bassa (LR1: 2 g/m² e LR2: 0.5 g/m²). Per le stazioni LS5 e LS8 non si sono verificati aumenti di nota. Quindi i migratori hanno risposto di più delle altre categorie, in quanto influenzati dal gradiente durante la loro migrazione dal mare in laguna.

Un altro cambiamento di nota è stato riscontrato per la categoria ESs nei monitoraggi primaverili in LR1. Da valori di biomassa di 0.06-0.07g/m² presenti in fase *ante operam* questa guild è passata valori attorno a 2g/m², diventando la seconda categoria per abbondanza nel monitoraggio della primavera 2021 in tale stazione. Essendo LR1 la stazione con i valori di salinità media più bassi si può dire che tale categoria, per avere un considerevole aumento di biomassa, ha bisogno di condizioni di salinità inferiori ai 10 PSU. Ciò, infatti era stato teorizzato in uno studio precedente (Scapin et al., 2019b).

Guardando i monitoraggi autunnali si nota che in fase *post operam*, nell'autunno 2021, la stazione LR1 mostra valori di densità di biomassa, nelle varie categorie, analoghi ai valori di biomassa riscontrati nella stazione di controllo LRC.

Guardando le categorie trofiche (Franco et al., 2008) si sono verificate differenze in relazione con i cambi di salinità, particolarmente nelle stagioni primaverili.

Le categorie dei detritivori, microbentivori, iperbentivori/zooplanctivori e onnivori hanno riscontrato aumenti nei valori di biomassa in fase *post operam* nella stazione LR1, caratterizzata da una più bassa salinità (circa 8 PSU) rispetto alle altre stazioni (con valori uguali o superiori ai 22 PSU). La stazione LR1 ha presentato anche le più alte densità di biomassa in tali categorie rispetto alle altre stazioni. La stazione LR2 ha presentato aumenti di biomassa nella primavera del 2021 nelle categorie dei microbentivori e iperbentivori/zooplanctivori. La stazione LS5 ha presentato diminuzioni nei valori delle categorie microbentivori e iperbentivori/zooplanctivori mentre LS8 ha avuto aumenti per la categoria HZ.

Quindi le categorie che sembrano aver avuto un'associazione negativa con la salinità sono state quelle dei detritivori, microbentivori, iperbentivori/zooplanctivori e onnivori. Prendiamo ora in esame gli andamenti delle popolazioni delle specie target. Per *Pomatoschistus canestrinii* si nota che il maggiore aumento della densità di biomassa si è verificato in primavera nella stazione LR1 passando da una densità di biomassa iniziale di 0 g/m² a 0,23 g/m². Anche in autunno vi è stato un aumento da 0,007 g/m² a 0,04 g/m². In LR2 si è riscontrato un aumento solo nella stagione primaverile, ma nettamente inferiore rispetto a LR1 (da 0 a 0,002g/m²). Questo conferma l'andamento teorizzato da lavori precedenti (Scapin et al., 2019b) dove la specie avrebbe presentato aumenti nella densità di biomassa al diminuire della salinità. Oltre a ciò la popolazione di

Pomatoschistus canestrinii ha instaurato, a partire dal 2021, una struttura più complessa, costituita da individui giovanili (SL < 2cm) e individui adulti (SL > 3cm) nella stagione primaverile, in linea con le popolazioni di habitat naturali in laguna di Venezia (Franco et al., 2012).

Altre specie migratrici che sembra abbiano un'associazione negativa con la salinità, come *Pomatoschistus canestrinii*, sono *Chelon auratus* e *Chelon ramada*. *Chelon auratus* in fase *post operam* nei monitoraggi primaverili ha presentato continui aumenti nella densità di biomassa solo nella stazione con salinità più bassa (LR1). *Chelon ramada* ha riscontrato aumenti nelle primavere delle stazioni LR1 e LR2.

Per le specie *Sparus aurata* e *Crangon crangon* non sono state riscontrate variazioni significative durante le fasi di progetto, non presentando, quindi, associazioni significative con la salinità.

Andando infine ad analizzare lo stato ecologico delle quattro stazioni si è notato come il miglioramento si è presentato nelle stazioni che sono state maggiormente influenzate dal ripristino: LR1 e LR2. LR1 da uno stato "sufficiente" è passata a "buono" e LR2 da "buono" a "elevato". Quindi, le stazioni che hanno avuto un abbassamento più accentuato della salinità hanno portato ad un miglioramento complessivo delle condizioni della comunità ittica.

Come molti studi hanno precedentemente sottolineato, la risposta del necton al ripristino ambientale può dipendere, oltre che dalla salinità, anche da altri fattori non presi in esame, ad esempio: tipo di substrato, condizioni trofiche, cicli di marea, tempo atmosferico, sia a livello di specie che di categorie (Pavoni et al., 1992; Franzoi et al., 2010, Zucchetta et al., 2016). Questa tesi non prende in considerazione ad esempio le conseguenze dei cambiamenti climatici sulla fauna neotonica, che potrebbero costituire un ulteriore minaccia per questa componente dell'ecosistema lagunare nei prossimi decenni. Cambiamenti importanti nei modelli di temperatura e precipitazioni, assieme all'atteso innalzamento del livello del mare, potrebbero portare a periodi più lunghi nei quali i livelli di salinità sarebbero elevati con condizioni che diventano più simili a quelle marine (D'alpaos et al., 2010b; D'alpaos e Carniello, 2010).

5 Conclusioni

Il territorio di Venezia è stato sfruttato e modificato dall'uomo sin da tempi lontani. Le attività umane hanno alterato l'ecosistema la laguna di Venezia con continue modifiche: la deviazione degli affluenti, l'aumento dell'urbanizzazione e delle bonifiche per l'agricoltura e la realizzazione della zona industriale (D'alpaos et al., 2010a). Tutto ciò ha creato effetti diretti e indiretti sull'ecosistema lagunare veneziano che hanno portato alla modifica dei fondali con perdite di zone intertidali, con alterazioni della salinità, con riduzione di aree con condizioni oligo e meso-aline, con riduzione degli habitat di basso fondale e delle specie che utilizzano tali ambienti (Elliot et al., 2007; Solidoro et al., 2010; Cardone et al., 2014). Il Progetto LIFE Lagoon REFRESH, mediante l'apertura di un ingresso di acqua dolce, ha ristabilito un gradiente salino da 0 a 30 PSU, che in origine era molto diffuso lungo la gronda lagunare (Feola et al., 2018).

Sarebbe auspicabile continuare con il monitoraggio della fauna neotonica nell'area di progetto e in una o più stazioni di controllo anche negli anni a venire, in modo tale da confermare gli andamenti specie evidenziati nella presente tesi e verificare, eventualmente, se altre specie in futuro mostreranno benefici dagli interventi di ripristino del gradiente salino e degli habitat lagunari. In particolare, sarebbe importante monitorare le risposte della fauna ittica in seguito alla futura colonizzazione ed espansione dell'habitat a canneto.

6 Bibliografia

- Able, K.W. (2005) *A re-examination of fish estuarine dependence: evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 64, pp. 5–17.
- Arias, A.M.; Drake, P. *Estados alevines y juveniles de la ictiofauna en los canos de las Salinas de la bahia de Cadiz*; Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía, Junta de Andalucía, 1990;
- Cardone F., Corriero G., Fianchini A., Gravina M. F., & Nonnis Marzano C. (2014). *Biodiversity of transitional waters: Species composition and comparative analysis of hard bottom communities from the south-eastern Italian coast*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 94(1), pp. 25–34. <https://doi.org/10.1017/S0025315413001306>
- Catalano B., Penna M., Riccato F., Fiorin R., Franceschini G., Antonini C., Zucchetta M., Cicero A.M., Franzoi P.; *Manuale per la classificazione dell'Elemento di Qualità Biologica "Fauna Ittica" nelle lagune costiere italiane. Applicazione dell'indice nazionale HFBI (Habitat Fish Bio-Indicator) ai sensi del D.Lgs 152/2006*, ISPRA:Roma, Italy, 2017, ISBN 9788844808716.
- Cloern J. E., (2001). *Our evolving conceptual model for the coastal eutrophication problem*, Mar. Ecol. Prog. Ser. 210, pp. 223–253.
- CORILA – ISMAR. 2008. Linea 3.12. Utilizzo delle comunità planctoniche per una valutazione della qualità delle acque della laguna di Venezia (Responsabile Scientifico A. Pugnetti). Rapporto Attività 2007.
- D'Alpaos L., Martini, P., (2005). *The influence of inlet configuration on sediment loss in the Venice Lagoon*, in: "Flooding and Environmental Challenges for Venice and its Lagoon: State of Knowledge", C.A. Fletcher and T. Spencer (eds), Cambridge University Press.
- D'Alpaos A., Lanzoni, S., Marani, M., Rinaldo, A., (2007a). *Landscape evolution of tidal embayments: modeling the interplay of erosion, sedimentation and vegetation dynamics*, J. Geophys. Res., 112, F01008, doi:10.1029/2006JF000537
- D'Alpaos A., Lanzoni S., Marani M., Bonometto A., Cecconi G., Rinaldo A., (2007b). *Spontaneous tidal network formation within a constructed salt marsh: observations and morphodynamic modelling*, Geomorphology, 91, Issues 3-4, pp. 186-197

- D'Alpaos L.; *Fatti e Misfatti di Idraulica Lagunare, La Laguna di Venezia dalla Deversione dei Fiumi alle Nuove Opere delle Bocche di Porto*, Istituto Veneto di Scienze Lettere ed Arti. Venice, Italy, (2010a), pp. 3-96, ISBN: 978-88-959-9621-9
- D'alpaos L; *L'evoluzione morfologica della Laguna di Venezia attraverso la lettura di alcune mappe storiche e delle sue carte idrografiche*, Istituzione Centro Previsioni e Segnalazioni Maree. Venice, Italy, (2010b), pp. 11-95
- D'Alpaos L., Carniello L. (2010). *Sulla reintroduzione di acque dolci nella laguna di Venezia*, in *Salvaguardia di Venezia e della sua Laguna*. Atti dei Convegni Lincei ACL, 255, XXVI Giornata dell'Ambiente, in Ricordo di Enrico Marchi. pp. 113-146, ISBN: 978-88-218-1021-3
- D'Ancona, U., Lo Bianco, S. (1931-1933). *Fauna e flora del Golfo di Napoli*. Stazione Zoologica. Monografia No. 38.
- Elliott M., Burdon D., Hemingway K.L., Apitz, S.E.; *Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: Confusing management and science – A revision of concepts*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 2007, 74, pp. 349–366.
- Feola A., Bonometto A., Ponis E., Cacciatore F., Oselladore F., Matticchio B., Canesso D., Sponga S., Volpe V., Lizier M., et al.; *LIFE LAGOON REFRESH, Ecological restoration in Venice Lagoon (Italy): Concrete actions supported by numerical modeling and stakeholder involvement*. In Proceedings of the Citizen Observatories for natural hazards and Water Management, 2nd International Conference, Venice, Italy, (2018), pp. 27-30.
- Fisher, W., M.L. Bauchot, and Schneider (Eds.). 1987. *Fiches FAO d'Identification des especes pour les besoins de la peche. Mediterranee and Mer Noie*. Vol. II Vertebres. FAO, Rome.
- Franco A., Franzoi P., Malavasi S., Riccato F., Torricelli P., Mainardi D.; *Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon*, Estuar. Coast. Shelf Sci. 2006, 66, pp. 67-83. [CrossRef]
- Franco A., Elliot M., Franzoi P., Torricelli P.; *Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach*, Marine Ecology Progress Series, 2008, 354, pp. 219-228.
- Franco, A.; Fiorin, R.; Zucchetta, M.; Torricelli, P.; Franzoi, P. Flounder growth and production as indicators of the nursery value of marsh habitats in a Mediterranean lagoon. Journal of Sea Research 2010, 64, 457-464.

- Franco, A., Franzoi, P., Malavasi, S., Zucchetta, M., & Torricelli, P. (2012). Population and habitat status of two endemic sand gobies in lagoon marshes - Implications for conservation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 114, 31–40. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.08.021>
- Franzoi P., Trisolini R., Carrieri A., Rossi R.; Caratteristiche ecologiche del popolamento ittico ripario della sacca di Scardovari (Delta de Po), *Nova Thalassia*, 1989, 10, 399-405.
- Franzoi P., Franco A., Torricelli P.; *Fish assemblage diversity and dynamics in the Venice lagoon*, *Rendiconti Lincei*, 2010, 21, pp. 269-281.
- Froese, R. and Pauly, D., 2015. FishBase No. 24 June 2015: World Wide Web Electronic Publication.
- Gandolfi G., Zerunian S., Torricelli P., Marconato A.; Gobiidae, In: Gandolfi G., Zerunian S., Torricelli P., Marconato A. (eds); *I pesci delle acque interne italiane. Parte 3—riconoscimento, biologia, distribuzione e status delle specie*, Ministero dell'ambiente-Servizio Conservazione Natura, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, 1991, 487-553.
- Gatto P., (1981). *Il cordone litoraneo della laguna di Venezia e le cause del suo degrado*. Istituto Veneto di SS.LL. e AA., *Rapporti e Studi VIII* (in press).
- Gatto P., & Carbognin L. (1981). *The lagoon of venice: Natural environmental trend and man-induced modification*. *Hydrological Sciences Bulletin*, 26(4), pp. 379–391. <https://doi.org/10.1080/02626668109490902>
- Ginneken V.J.T. and Maes G.E. (2005), *The European eel (Anguilla anguilla, Linnaeus), its lifecycle, evolution and reproduction: a literature review*. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15, pp. 367–398.
- Giordani Soika, A. and G. Perin. (1974). *L'inquinamento della laguna di Venezia: studio delle modificazioni chimiche e del popolamento sottobasale dei sedimenti lagunari negli ultimi vent'anni*. *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia* 26, pp. 25–68.
- Guerzoni S., Tagliapietra D.; *Atlante della laguna. Venezia tra terra e mare*. Marsilio Editori, Venezia, (2006).
- Hardisty M.W. and Potter I.C. (1971), *The general biology of adult lampreys*. In: *The Biology of Lampreys*, Vol. 1. (eds M.W. Hardisty and I.C. Potter). Academic Press, London, pp. 127–206.

- Krebs C. J., 1999. *Ecological Methodology*. Benjamin/Cummings, 620 pp.
- Lenanton R. C. J., & Potter I. C. (1987). *Contribution of Estuaries to Commercial Fisheries in Temperate Western Australia and the Concept of Estuarine Dependence* (Vol. 10, Issue 1). <https://about.jstor.org/terms>
- Malavasi S., Fiorin R., Franco A., Franzoi P., Granzotto A., Riccato F., Mainardi D., (2004). *Fish assemblages of Venice lagoon shallow waters: an analysis based on species, families and functional guilds*. *J Mar Syst* 51, pp.19-31.
- Milke, J., Gałczyńska, M., & Wróbel, J. (2020). *The importance of biological and ecological properties of Phragmites Australis (Cav.) Trin. Ex steud., in phytoremediation of aquatic ecosystems-The review*. In *Water (Switzerland)* (Vol. 12, Issue 6). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/w12061770>
- Molinaroli E., Guerzoni S., Sarretta A., Cucco A., Umgiesser G.; *Links between hydrology and sedimentology in the Lagoon of Venice, Italy*, *J. Mar. Syst*, 2007, 68, pp. 303-317. [CrossRef]
- McLusky D.S., and Elliott M. 2004. *The estuarine ecosystem: ecology, threats and management, 3rd edn*. Oxford University Press, Oxford.
- Pavoni, B., A. Marcomini, A. Sfriso, R. Donazzolo, and A. A. Orio. (1992), *Changes in an estuarine ecosystem. The Lagoon of Venice as a case-study*. In: D. A. Dunnette and R. J. O'Brien (eds.), *The Science of Global Change*. ACS Symposium Series No 483. Washington, D.C.: American Chemical Society
- Potter I.C. and Hyndes, G.A. (1999) *Characteristics of the ichthyofaunas of southwestern Australian estuaries, including comparisons with holarctic estuaries and estuaries elsewhere in temperate Australia: a review*. *Austral Ecology* 24, pp. 395–421.
- Potter I.C., Tweedley J.R., Elliott M., Whitfield A.K.; *The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach*, *Fish and Fisheries*, 2013, 16, 230-239.
- Pranovi F., Da Ponte F., Raicevich S., Giovanardi O., 2004. *A multidisciplinary study of the immediate effects of mechanical clam-harvesting in the Venice Lagoon*. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 43-52.
- Ravera O., (2000). *The Lagoon of Venice: The result of both natural factors and human influence*. *J. Limnol.* 59, pp. 19–30.

- Ré P., Meneses I. 2009. *Early Stages of Marine Fishes Occuring in The Iberian Peninsula*. IPIMAR/IMAR, Portugal.
- Regione del Veneto (Venetian Regional Government). Piano per la prevenzione dell'inquinamento e il risanamento delle acque del bacino idrografico immediatamente sversante nella laguna di Venezia. Piano Direttore 2000, pp. 188 – 93 [chapter B8.2].
- Salviato, S. (2000). *Vegetazione alofila e morfologia delle barene*. Tesi di Dottorato, pag. 1-10.
- Scapin L., Redolfi Bristol S., Cavraro F., Zucchetta M., Franzoi P.; *Fish fauna in the Venice lagoon: updating the species list and reviewing the functional classification*, Italian Journal of Freshwater Ichthyology, 2019a, 5, pp. 271–277
- Scapin L., Zucchetta M., Bonometto A., Feola A., Boscolo Brusà R., Sfriso A., Franzoi P. 2019b. *Expected Shifts in Nekton Community Following Salinity Reduction: Insights into Restoration and Management of Transitional Water Habitats*, Water, 11, 1354.
- Sfriso A., B. Pavoni, A. Marcomini, and A. A. Orio. (1992). *Macroalgae, nutrient cycles and pollutants in the lagoon of Venice*. Estuaries 15, pp. 517–528.
- Sfriso A., and P.F. Ghetti. (1998). *Seasonal variation in biomass, morphometric parameters and production of seagrasses in the lagoon of Venice*. Aquatic Botany 61 (3), pp. 207–223. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(98\)00064-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(98)00064-3).
- Sfriso, A., C. Facca, S. Ceoldo, S. Silvestri, and P. F. Ghetti. 2003. *Role of macroalgal biomass and clam fishing on spatial and temporal changes in N and P sedimentary pools in the central part of the Venice Lagoon*. Oceanol. Acta 26: 3–13
- Sfriso A., Facca C., Marcomini A. 2005. Sedimentation rates and erosion processes in the lagoon of Venice in ENVIRONMENT INTERNATIONAL, vol. 31 (7), pp. 983-992.
- Sfriso A. & Facca C., (2007). *Distribution and production of macrophytes and phytoplankton in the lagoon of Venice: comparison of actual and past situation*. In Lagoons and Coastal Wetlands in the Global Change Context: Impacts and Management Issues Springer, Netherlands, pp. 71-85.
- Sfriso A. and D. Curiel. (2007). *Check-list of marine seaweeds recorded in the last 20 years in Venice lagoon and a comparison with the previous records*. Bot. Mar. 50, pp. 22–58

- Sfriso A., Buosi A., Facca C., Sfriso A.A., Tomio Y., Juhmani A.-S., Wolf M.A., Franzoi P., Scapin L., Ponis E., Cornello M., Rampazzo F., Berto D., Gion C., Oselladore F., Boscolo Brusa R., Bonometto A. 2021. Environmental restoration by aquatic angiosperm transplants in transitional water systems: The Venice Lagoon as a case study in *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, vol. 795, pp. 148859 (ISSN 0048-9697)
- Shannon C. E. e Wiener W., (1949). *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press. Urbana: 117.
- Simpson, E. H. (1949). *Measurement of diversity*. *Nature*
- Solidoro C., Melaku Canu D., Cucco A., Umgiesser G. A.; *Partition of the Venice Lagoon based on physical properties and analysis of general circulation*, *J. Mar. Syst.* 2004, 51, 147–160. [CrossRef]
- Solidoro C., Bandelj V., Bernardi F., Camatti E., Ciavatta S., Cossarini G., Facca C., Franzoi P., Libralato S., Canu D., Pastres R., Pranovi F., Raicevich S., Socal G., Sfriso A., Sigovini M., Tagliapietra D., Torricelli P., (2010). *Response of the Venice Lagoon Ecosystem to Natural and Anthropogenic Pressures over the Last 50 Years* (pp. 483–511). <https://doi.org/10.1201/ebk1420088304-c19>
- Thorstad, E.B., Whoriskey, F., Rikardsen, A.H. and Aarestrup, K. (2010) *Aquatic nomads: the life and migrations of the Atlantic Salmon*. In *Atlantic Salmon Ecology* (eds Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen and J. Skurdal). Wiley-Blackwell, Oxford, pp. 1–32.
- Tortonese, Enrico. 10: **Osteichthyes (pesci Ossei) Parte Prima*. Bologna: Calderini, 1970. Print.
- Tortonese, Enrico. 11: **Osteichthyes (pesci Ossei) Parte Seconda*. Bologna: Calderini, 1975. Print.
- Whitehead P.J.P.; Bauchot, M.-L.; Hureau, J.-C.; Nielsen, J.; Tortonese, E. *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*; UNESCO, Paris, I(1984), II(1986), III (1986), 1984;
- Whitfield A. K., (2017). *The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries*. In *Reviews in Fish Biology and Fisheries* (Vol. 27, Issue 1, pp. 75–110). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9454-x>

- Zerunian, S. Pesci delle acque interne d'Italia. In Quad. Cons. Natura, Min. Ambiente; Ist. Naz. Fauna Selvatica: Roma, Italia, 2004; Volume 20, p. 257.
- Zonta, R., Costa, F., Collavini, F., & Zaggia, L. (2005a). *Objectives and structure of the DRAIN project: An extensive study of the delivery from the drainage basin of the Venice Lagoon (Italy)*. *Environment International*, 31(7 SPEC. ISS.), pp. 923–928. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.05.002>
- Zonta, R., Collavini, F., Zaggia, L., & Zuliani, A. (2005b). *The effect of floods on the transport of suspended sediments and contaminants: A case study from the estuary of the Dese River (Venice Lagoon, Italy)*. *Environment International*, 31(7 SPEC. ISS.), pp. 948–958. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.05.005>
- Zucchetta M., Scapin L., Cavarero F., Pranovi F., Franco A, Franzoi P.; *Can the effects of anthropogenic pressures and environmental variability on nekton fauna be detected in fishery data? Insights from the monitoring of the artisanal fishery within the Venice lagoon, Estuaries and Coasts*, (2016), pp. 1164-1182.
- Zucchetta, Matteo, Luca Scapin, Anita Franco, and Piero Franzoi. "Uncertainty in Developing Fish Based Multi-metric Indices." *Ecological Indicators* 108 (2020): 105768. Web.
- Zucchetta, Matteo, Fabrizio Capoccioni, Piero Franzoi, Eleonora Ciccotti, and Chiara Leone. "Fish Response to Multiple Anthropogenic Stressors in Mediterranean Coastal Lagoons: A Comparative Study of the Role of Different Management Strategies." *Water (Basel)* 13.2 (2021): 130. Web.

Sitografia

- 'www.fishbase.org, consultazione effettuata il 16/02/2022
- <http://www.lifelagoonrefresh.eu/download-1/newsletter>, consultazione effettuata il 04/02/2022