Sintesi dei monitoraggi pluriennali condotti nella laguna aperta

di FRANCESCO SCARTON, DANIELE CURIEL, ANDREA RISMONDO, CHIARA MIOTTI, EMILIANO CHECCHIN, ANDREA PIERINI*

Introduzione

Da oltre vent'anni il Consorzio Venezia Nuova ha condotto estesi monitoraggi ambientali, finalizzati sia alla conoscenza dello stato ambientale che alla valutazione degli eventuali effetti che i numerosi interventi di salvaguardia avevano indotto sull'ecosistema. In particolare, per ciò che riguarda la fauna terrestre, quella acquatica e la vegetazione sono disponibili sia dati puntuali che serie pluriennali di ampia estensione.

Non è evidentemente possibile riassumere in poche pagine tutta la mole di dati acquisiti e le valutazioni che sono state fatte nel corso degli anni; tuttavia per alcune componenti si possono esprimere, con la necessaria sintesi, diverse considerazioni sulle caratteristiche dei popolamenti animali e vegetali e sulle loro variazioni osservate nell'arco di un esteso periodo temporale. Protraendosi per oltre due decadi, i monitoraggi di seguito presentati rientrano a buon diritto tra i pochi monitoraggi "a lungo termine" che siano tuttora operanti in Italia.

Tra le diverse componenti ambientali finora indagate ne sono state qui selezionate tre, vale a dire le fanerogame marine, il macro-

zoobenthos e l'avifauna delle barene naturali e artificiali. Per tutte queste è stato possibile acquisire dati fondamentali sulla struttura dei popolamenti, sulla loro diffusione nella laguna aperta e sui trend, sia spaziali (aumento o contrazione degli areali occupati in laguna) che dimensionali (incremento o riduzione del numero o della densità di individui). È stato quindi possibile, ad esempio, osservare le pulsazioni degli areali occupati dalle fanerogame marine, il discreto aumento di un mollusco di grandi dimensioni tutelato dalla Direttiva 92/43/CEE Habitat come la Pinna nobilis, l'arrivo in laguna di specie di uccelli acquatici che mai prima vi avevano nidificato.

Ne emerge un quadro ambientale certamente complesso, diversificato, che in nessun caso si presta a semplicistiche valutazioni, dato l'elevato numero di variabili causali in gioco e la necessità di integrare i risultati con i numerosi studi condotti da altri Enti pubblici. Resta tuttavia il valore oggettivo dei dati acquisiti, che permettono ai decisori di sapere con sufficiente precisione "dove stanno andando" alcune delle più importanti componenti biologiche dell'ecosistema lagunare.

* SELC soc. coop. Marghera (Venezia)

Le fanerogame marine

Negli ultimi 20-30 anni, è stata rivolta particolare attenzione alle fanerogame marine da parte del Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche per il Veneto, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia (ex Magistrato alle Acque di Venezia), tramite il suo concessionario Consorzio Venezia Nuova, sia a scala lagunare, sia a scala locale, nell'ambito dei numerosi interventi che potevano avere un effetto negativo sullo stato di questa componente biologica.

La vegetazione acquatica sommersa, che comprende sia le piante superiori acquatiche (le fanerogame marine) sia le macroalghe, da diversi anni, a livello nazionale ed europeo, oramai viene utilizzata come parametro per descrivere lo stato ambientale dei corpi idrici.

La Direttiva 2000/60/CE (WFD, 2000/06/EC; EC, 2000), recepita dallo Stato italiano con il D.Lgs. 152/2006, assegna alle macrofite acquatiche (macroalghe e fanerogame marine) la massima importanza come indicatore di livello integrato e riassuntivo delle condizioni dell'intero corpo lagunare. La regressione o l'estensione delle praterie vengono interpretate come un segnale negativo o positivo delle tendenze presenti nel corpo idrico.

Le fanerogame marine, ancor più delle macroalghe, svolgono una fondamentale funzione ecologica per la stretta interazione che hanno con il mezzo idrico e con i fondali, considerando come le radici e i rizomi possano penetrare nel sedimento per 20-30 centimetri. Le variazioni delle caratteristiche chimico-fisiche delle acque e dei sedimenti interessano quindi direttamente queste piante che, nell'arco di alcuni anni, in virtù della loro sensibilità agli stress e alla loro strategia di propagazione sia vegetativa, sia di diffusione con semi, possono variare l'estensione

delle praterie, in senso positivo o negativo, al variare delle condizioni ecologiche. La loro diffusione è fortemente correlata alle condizioni di trasparenza della colonna d'acqua, con l'apparato fogliare che ha la capacità di promuoverne la sedimentazione e l'apparato rizomiale-radicale quella di compattare il fondale (Orfanidis *et al.*, 2003; Viaroli *et al.*, 2008; Hemminga e Duarte, 2000).

Oltre al ruolo di indicatore ambientale, queste praterie sommerse costituiscono un fondamentale elemento della catena trofica. Al loro interno trova riparo e alimento una ricca fauna zoobentonica e ittica, sia legata all'interfaccia sedimento-acqua che all'apparato fogliare (Hemminga e Duarte, 2000; Duffy, 2006).

Per il loro ruolo ecologico e di sentinella, le fanerogame sono state incluse tra le specie marine e salmastre protette a livello nazionale e internazionale, come riportato nel "Protocollo sulle Aree Specialmente Protette e la Biodiversità in Mediterraneo" (ASPIM · Convenzione di Barcellona, 1995) e nella "Convenzione relativa alla conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale in Europa" (Convenzione di Berna, 23/06/1979). Sono inoltre inserite tra le specie di maggiore attenzione nei Piani di Azione per la Conservazione della Vegetazione Marina in Mediterraneo (RAC/SPA · Regional Activity Centre for Specially Protected Areas).

Nella Tabella 1 sono elencati fattori di pressione / disturbo che possono incidere sulle fanerogame marine, individuati e codificati nell'ambito dei lavori della DG Ambiente e dell'Agenzia europea dell'Ambiente (AEA) legati all'attuazione delle Direttive Europee 92/43/CEE e 2009/147/CE (Direttiva 92/43/CEE, 1992 e successivi aggiornamenti).

Il primo monitoraggio su scala lagunare relativo alla distribuzione della fanerogame ma-

Tabella 1. Fattori di pressione/disturbo a carico delle fanerogame marine

Cource	Descrizione
F02.02	Pesca professionale con attrezzi da pesca attivi
F02.02.05	Pesca con draga · rastrello
101	Specie alloctone invasive (vegetali e animali)
F01.03	Acquacoltura - allevamento sul fondo
G05.02	Abrasioni e danni meccanici sulla superficie dei fondali marini
H03	Inquinamento marino e delle acque di transizione
J02.02.02	Rimozione e dragaggio costiero e degli estuari
J02.05.01	Modifica dei flussi d'acqua mareali e delle correnti marine
J02.05.06	Modifica dell'esposizione al moto ondoso
J02.12.01	Opere di difesa dal mare, opere di protezione della costa, sbarramenti per la difesa e per la produzione di energia dalle maree
J02.11	Variazione dei sedimenti in sospensione, modifica del tasso di deposito delle sabbie, accumulo di sedimenti, scarico, deposito di materiali dragati

rine è stato realizzato nel 1990 dall'ex Magistrato alle Acque attraverso il suo concessionario Consorzio Venezia Nuova (MAG.ACQUE - CVN · SGS, 1991) permettendo di definire, per la prima volta, uno "stato zero" della loro distribuzione. I rilievi sono stati condotti su un potenziale ambito lagunare di circa 31.000 ettari, su fondali a libera navigazione sino a una batimetria di 3 · 4 metri, con esclusione delle aree vallive arginate e dei canali navigabili.

Descrizione

Codice

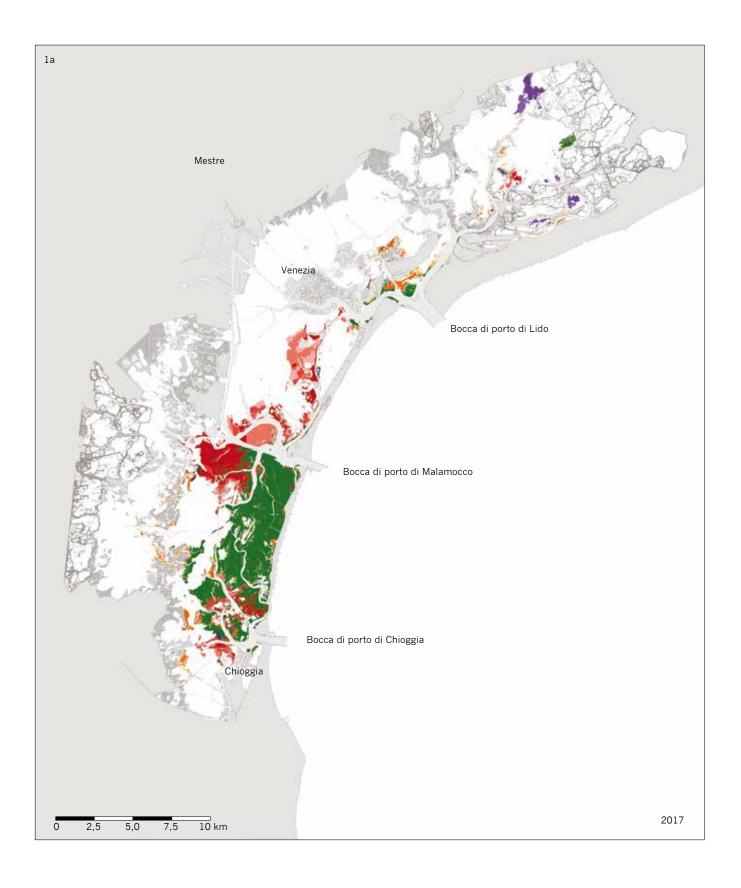
Tre successive cartografie delle fanerogame marine a scala lagunare sono state realizzate nell'ambito dei monitoraggi MELa (Monitoraggio Ecosistema Lagunare): quelle del 2002 e del 2004 (MELa2) hanno permesso di cogliere anche gli effetti di anomali andamenti meteoclimatici, mentre quella del 2010 (MELa5), ha permesso di definire un quadro della loro distribuzione quando gran parte delle opere fisse alle bocche di porto erano a uno stadio oramai avanzato (MAG. ACQUE · SELC, 2005a; MAG. ACQUE · SELC, 2011). Il più recente monitoraggio a scala lagunare di queste piante è relativo al 2017,

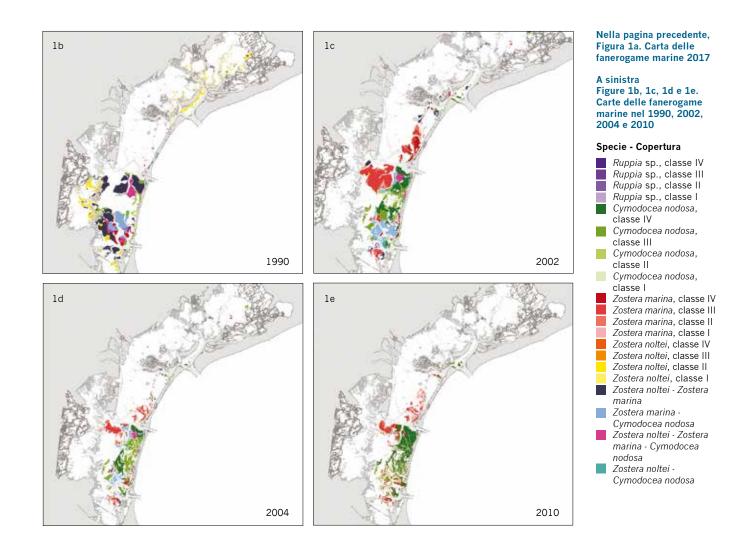
quando le opere fisse alle bocche di porto erano pressoché ultimate (MAG. ACQUE · KO-STRUTTIVA · SELC, 2018).

L'analisi cartografica e delle estensioni delle praterie (Figure 1a · 1e e Tabella 2 nelle pagine seguenti) rileva come, dal 1990 al 2017, siano avvenute significative variazioni nella distribuzione, meno visibili nel bacino sud, ma ben evidenti nei bacini nord e centrale e così sintetizzate:

- relativa stabilità a livello lagunare tra il 1990 e il 2002;
- marcata regressione tra il 2002 e il 2004 per tutti i bacini;
- complessiva stabilità con segnali di ricolonizzazione tra il 2004 e il 2010;
- ricolonizzazione nel 2017 di siti già colonizzati nel 1990 e di nuovi mai segnalati.

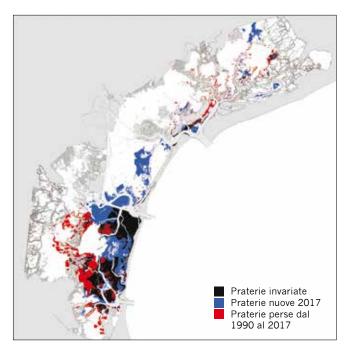
La cartografia del 2017, se confrontata con quelle del 1990 e del 2002, segna un incremento delle praterie pari a +1.303 ettari rispetto alla prima e di +1.365 ettari rispetto alla seconda. Molto più marcato e significativo, per il valore ecologico che comporta, è invece l'incremento di praterie nei confronti dei

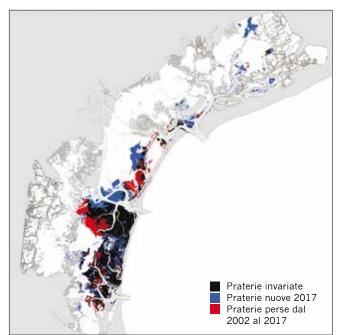


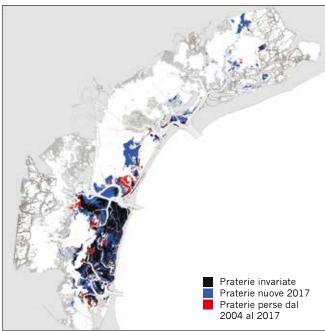


Laguna di Venezia (estensioni in ha) 1990 2002 2004 2010 2017 Popolamenti puri a Cymodocea nodosa 392 1.777 1.718 2.276 3.421 Popolamenti puri a Zostera marina 265 2.195 1.130 1.404 2.464 1.436 58 485 Popolamenti puri a Zostera noltei 70 20 0 0 0 281 Popolamenti puri Ruppia spp. 0 Popolamenti misti a Z. noltei - C. nodosa 23 142 68 19 17 2.157 220 75 27 107 Popolamenti misti a Z. noltei - Z. marina 825 15 Popolamenti misti a Z. marina - C. nodosa 692 527 12 528 202 136 12 6 Popolamenti misti a Z. noltei - Z. marina - C. nodosa Totale 5.493 5.431 3.674 3.808 6.796

Tabella 2. Fanerogame marine - Confronti tra le coperture dei taxa tra gli anni 1990 e 2017







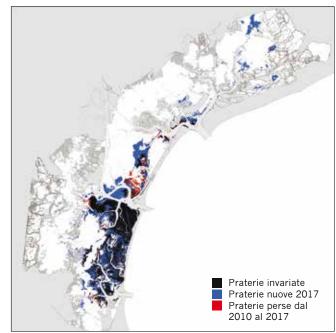


Figura 2. Variazioni delle praterie a fanerogame marine tra il 1990 e il 2017







rilievi più recenti, con +3.122 ettari rispetto al 2004 e +2.988 ettari rispetto al 2010. L'analisi degli incrementi degli areali a scala lagunare denota come l'inversione di tendenza dei trend delle praterie a fanerogame si sia verificata principalmente tra la mappatura del 2010 e quella del 2017, con segnali positivi proprio nelle aree prossime al centro storico di Venezia e nel bacino centrale, in virtù del miglioramento ambientale e della qualità delle acque in atto. Nella Figura 2 sono evidenziate graficamente le variazioni delle praterie a fanerogame tra il 1990 e il 2017, mentre nelle Figure 3, 4 e 5 sono riportate immagini relative a tipici organismi associati.

Dopo il forte arretramento delle praterie avvenuto tra il 2002 e il 2004 (-1.757 ettari), prevalentemente per cause meteoclimatiche piuttosto che antropiche (elevate temperature estive nel 2014 che hanno inciso sulla specie più sensibile, Zostera marina), dal 2010 si è avuto un primo segnale di inversione del trend negativo, da un lato con la ricolonizzazione delle praterie perdute e, dall'altro, con la colonizzazione anche di fondali mai caratterizzati dal 1990 dalla presenza di fanerogame, in particolare per il bacino centrale e quello nord. I rilievi del 2017 indicano un netto trend positivo per le tre specie lagunari storicamente più diffuse, Cymodocea nodosa, Zostera marina e Zostera noltei, che complessivamente, nella sola tipologia pura, incrementano di +2.632 ettari rispetto al 2010. Cymodocea nodosa denota un incremento delle praterie nella tipologia pura di +1.145 ettari, evidenti soprattutto nella laguna sud e nelle tre bocche di porto. Zostera marina, rispetto al 2010, in tutti i bacini fa registrare incrementi nella tipologia pura per +1.060 ettari, in particolare in quello centrale e in quello nord. Zostera noltei, che denota incrementi delle praterie inferiori a quelli delle altre due specie (+427 ettari rispetto al 2010), A sinistra, dall'alto al basso Figura 3. Esemplari del mollusco bivalve Pinna nobilis tra le praterie della fanerogama marina Zostera noltei, fotografati durante una fase di bassa marea

Figura 4. Ciuffi della fanerogama Cymodocea nodosa, dove sono visibili coppie di semi all'apice dei rizomi ortotropi

Figura 5. Esempio di comunità bentonica associata a una prateria di Cymodoeca nodosa: esemplare di cavalluccio di mare (Hippocampus ssp.)

Tabella 3. Confronto tra i valori di copertura normalizzati delle praterie a fanerogame marine per le tre bocche di porto tra il rilievo ante operam del 2003 e l'ultimo monitoraggio del 2017

ha ricolonizzato molti fondali da cui era scomparsa dopo il 1990, in particolare quelli dei canali e dei ghebi delle barene della laguna sud da Porto di San Leonardo sino alla gronda lagunare di Chioggia e della laguna nord (Palude Maggiore), con nuove colonizzazioni nei settori di Lio Piccolo e Sant'Erasmo. Il monitoraggio del 2017 ha permesso di segnalare un'estesa presenza (281 ettari) di una quarta rizofita, Ruppia spp., nota da tempo nelle aree di gronda lagunare in prossimità delle valli arginate o al loro interno, ma mai in estensioni cartografabili. Le praterie di questa pianta, presente in laguna con due specie relativamente simili (Ruppia cirrhosa e Ruppia maritima), sono state rinvenute nella laguna nord nella Palude Maggiore e nelle valli aperte alla navigazione del settore lagunare a est di Treporti-Lio Piccolo. Recenti rilievi del 2019, realizzati nell'ambito degli interventi di Ripristino Morfologico e Ambientale da parte del Provveditorato Interregionale 00.PP., hanno messo in evidenza diffuse praterie di Ruppia spp. anche all'interno di barene artificiali recentemente realizzate nella laguna sud.

Sempre per il ruolo ecologico e morfologico che le fanerogame marine svolgono in lagu-

na e per la loro importanza riconosciuta dai protocolli internazionali sulla conservazione, queste sono state scelte anche per monitorare gli effetti dei cantieri per la realizzazione del Mose alle bocche di porto (MAG.AC-QUE · CORILA, 2006 · 2013; PROVV.OO.PP. · CORILA, 2014 · 2018; Curiel et al., 2017). Il principale obiettivo di questo specifico monitoraggio condotto dal 2005 al 2018 nelle tre bocche di porto, consisteva nel valutare eventuali scostamenti dalle condizioni di riferimento osservate in fase ante operam nel 2003/04, indotti dalle attività di cantiere o delle opere fisse del Mose (Tabella 3).

Tale obiettivo è stato raggiunto attraverso la mappatura della vegetazione radicata nelle tre bocche e il monitoraggio stagionale delle caratteristiche fenologiche e di crescita delle piante su una rete di 18 stazioni di misura equamente distribuite fra le tre bocche.

La mappatura delle praterie di fanerogame marine ha riguardato i fondali in prossimità e all'interno delle bocche di porto e quelli più profondi, vicini alle opere in realizzazione, sino alle profondità di 3.4 metri corrispondenti ai limiti della presenza di fanerogame marine nelle acque lagunari. Il rilievo della distribuzione delle fanerogame marine è sempre

Estensione delle praterie a fanerogame marine (ha)	Bocca di porto di Lido		Bocca di porto di Malamocco		Bocca di porto di Chioggia	
	2003	2017	2003	2017	2003	2017
Popolamenti puri a <i>Cymodocea nodosa</i>	32,2	95,6	302,7	582,7	75,5	210,0
Popolamenti puri a Zostera marina	0,0	3,9	49,0	179,1	73,5	144,7
Popolamenti puri a Zostera noltei	7,2	96,8	0,5	2,0	0,5	10,1
Popolamenti misti a Z. noltei - C. nodosa	10,6	10,6	11,2	2,8	40,7	1,1
Popolamenti misti a Z. noltei - Z. marina	6,2	5,8	12,0	5,1	22,1	10,8
Popolamenti misti a Z. marina - C. nodosa	0,0	0,2	61,7	2,7	97,8	1,1
Popolamenti misti a Z. noltei - Z. marina - C. nodosa	18,5	1,2	84,6	0,0	4,5	2,7
Totali	74,7	214,1	521,7	774,4	314,6	380,5

stato eseguito da giugno a settembre, per poter apprezzare al meglio le coperture delle tre specie, considerata la loro differente stagionalità. Lo stato delle praterie alle 18 stazioni di controllo è stato valutato utilizzando indicatori strutturali e funzionali sufficientemente sensibili e stabili nel tempo, per permettere di cogliere le possibili variazioni in atto:

- il grado di copertura e la densità della prateria (n. ciuffi/m²);
- le dimensioni dei ciuffi, la quantificazione dei ciuffi germinativi o degli eventi gamici;
- la quantificazione dei fenomeni di necrosi fogliare;
- la determinazione degli organismi epifiti, algali e animali.

Trattandosi inoltre di un monitoraggio di sorveglianza, è stata fissata anche una "soglia di attenzione", individuata sulla base della letteratura, e pari a una riduzione del 10-20% dei principali parametri rispetto ai valori dello stato ante operam. Considerando la sensibilità che le fanerogame marine hanno alle variazioni ambientali, nel monitoraggio si è tenuto conto dell'andamento dei parametri meteoclimatici più incidenti sulle loro dinamiche stagionali, come la temperatura dell'aria, dell'acqua e la radiazione solare. La stagionalità di queste piante ha suggerito Iun monitoraggio ripartito in quattro periodi dell'anno (febbraio, maggio, luglio, novembre) e il confronto dei valori è avvenuto solo tra periodi omologhi (Figure 6, 7 e 8).

Gli esiti del monitoraggio analizzati su una scala temporale di oltre quindici anni, pur con delle variazioni nel corso dei vari anni, hanno evidenziano come, nella **bocca di porto di Lido**, le praterie a fanerogame siano variate da 74,7 ettari nel 2005 a 214,1 ettari nel 2017, pari a un incremento di +139,4 ettari, avvenuto soprattutto negli ultimi 5-6 anni, con l'espansione delle praterie di *Cymodocea nodosa* e di *Zostera noltei* sui fondali a est



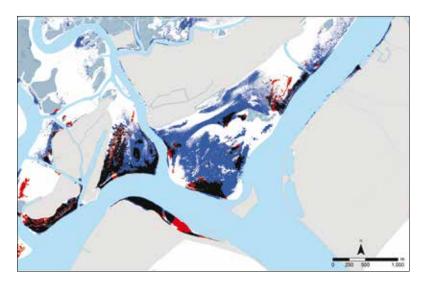


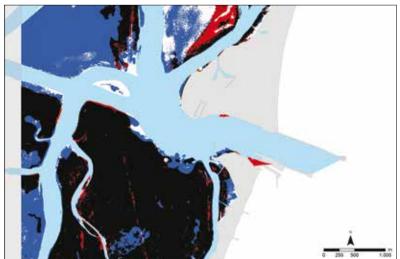
A lato
Figura 6. Fasi
di monitoraggio,
in immersione, dei
parametri descrittivi
della prateria (come
grado di copertura,
densità dei ciuffi, altezza
dei ciuffi e crescita
dei rizomi)

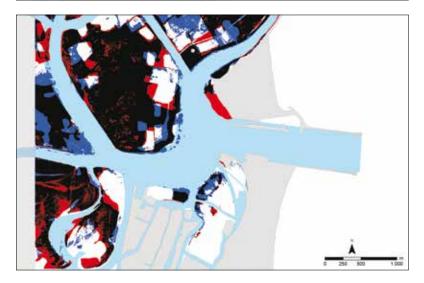
Al centro
Figura 7. Fase
di campionamento
di zolle di fanerogame
marine mediante un
carotatore manuale.
Successivamente la zolla
sarà setacciata per
allontanare la frazione
del sedimento

In basso
Figura 8. Esempio
di ciuffi fogliari di
Cymodocea nodosa
campionati al termine
dell'estate ed epifitati
in prevalenza da alghe
rosse (Rhodophyta).









e a nord-est della nuova isola artificiale posta al centro della bocca di porto (Figura 9).

Nella bocca di porto di Malamocco, pur con gli andamenti oscillanti delle praterie a Zostera marina, specie più sensibile delle altre alle sempre più frequenti elevate temperature estive, si è registrato comunque un bilancio positivo delle praterie rispetto alla fase ante operam (+252,7 ettari) essendo variate da 521,7 ettari nel 2003 a 774,4 ettari nel 2017. Le praterie pure a Cymodocea nodosa e a Zostera marina, che rappresentano oltre il 95% delle coperture della bocca e che sono quindi le più significative per comprendere le dinamiche avvenute negli anni, sono risultate in forte incremento rispetto al 2003, con +280,0 ettari la prima e +130,1 ettari la seconda. Il monitoraggio pluriennale delle diverse specie ha permesso di rilevare come l'incremento di Cymodocea nodosa sia in gran parte dovuto alla trasformazione delle praterie miste in praterie pure, mentre per Zostera marina, sia riconducibile alla colonizzazione di nuovi fondali (Figura 10).

Nella **bocca di porto di Chioggia** si è evidenziato un incremento di praterie rispetto alla fase *ante operam* pari a +65,9 ettari, essendo variate da 314,6 ettari nel 2003 a 380,5 ettari nel 2017. Sin dall'inizio del monitoraggio, le dinamiche delle praterie di questa bocca sono apparse per la maggior parte correlate alle attività di allevamento delle vongole (*Ruditapes* spp.) nelle concessioni che, in relazione al loro stato di attivazione negli anni, hanno determinato, nelle loro vicinanze, fasi regressive e di ricolonizzazione da parte delle fanerogame (Figura 11).

I monitoraggi alle 18 stazioni di controllo, distribuite nel numero di sei per ogni bocca di porto, hanno evidenziato per la maggior parte degli indicatori strutturali e funzionali utilizzati (copertura, densità, dimensioni delle foglie, necrosi, ecc.) valori all'interno degli intervalli del controllo avvenuto in fase ante operam nel 2003 - 2004, confermando sempre un ottimale stato delle praterie. I limitati valori sotto soglia talvolta rilevati, sono spesso rientrati nei limiti nel successivo controllo stagionale e comunque non hanno mai raggiunto livelli di criticità tali da incidere sulla capacità di resilienza e non hanno mai reso necessario l'avvio di una procedura di attenzione con ulteriori approfondimenti.

Il solo indicatore che ha sempre mostrato scostamenti inferiori rispetto alla fase ante operam è stato l'epifitismo (presenza sulle foglie di organismi animali e algali), marcati nella bocca di Chioggia e più limitati in quella di Lido. L'epifitismo, se pur complesso nelle sue dinamiche, è un indicatore utile per valutare la biodiversità che una prateria può esprimere.

Negli ultimi anni e soprattutto nell'ultimo monitoraggio del 2018, questo scostamento si è attenuato per tutte e tre le bocche di porto, segnando un minor numero di casi non in linea con quelli di riferimento del 2003. I valori anomali di questo parametro ricorrenti dall'inizio del monitoraggio sono stati investigati anche con specifici approfondimenti che hanno visto il contributo dell'Università di Padova (ICEA - UNIPD) per esaminare aspetti relativi all'idrodinamica e alla torbidità quali possibili cause.

I monitoraggi eseguiti negli ultimi 15-20 anni, sia su scala lagunare che su scala locale, sulla distribuzione delle fanerogame marine e sulle variazioni fenologiche stagionali e annuali delle singole specie, hanno permesso di differenziare, per quanto possibile, gli effetti dei lavori alle bocche di porto dalle variazioni naturali che avvengono nel tempo nelle comunità bentoniche o da localizzati eventi antropici (per esempio attività alieutiche, scavi) o meteoclimatici (per esempio anomale temperature estive o invernali).

II macrozoobenthos

Con il termine benthos si intende la comunità di organismi acquatici che hanno un rapporto diretto con il fondale e vivono prevalentemente entro i primi 20-30 centimetri del sedimento o al di sopra di guesto. Le comunità bentoniche di substrato molle o mobile di ambienti lagunari, estuariali o costieri hanno la capacità di registrare le alterazioni che interessano l'ambiente in cui vivono (sedimenti e colonna d'acqua) sia direttamente che indirettamente (Figura 12). Valutare l'entità delle perturbazioni attraverso la risposta di questi organismi rappresenta, pertanto, un corretto approccio metodologico per monitorare l'ambiente, perché la comunità bentonica riflette non solo e non tanto la situazione al momento del campionamento, ma soprattutto quella di un periodo prolungato precedente, che è possibile stimare, per la laguna di Venezia, nell'ordine di circa sei mesi (MAG.ACQUE - SELC, 2005b).

La comunità macrozoobentonica è divenuta, quindi, uno dei principali "elementi biologici di qualità" di classificazione per la valutazione dello stato di salute degli ambienti costieri utilizzati dalla Water Framework Directive (Direttiva 2000/60/CE).

Nella pagina di sinistra, dall'alto al basso Figura 9. Bocca di porto di Lido: variazioni delle coperture a fanerogame marine tra il 2003 e il 2017

Figura 10. Bocca di porto di Malamocco: variazioni delle coperture a fanerogame marine tra il 2003 e il 2017

Al centro Figura 11. Bocca di porto di Chioggia: variazioni delle coperture a fanerogame marine tra il 2003 e il 2017

Praterie stabili
Praterie perdute
Praterie nuove

Sotto
Figura 12. Esempio
di comunità bentonica
associata a praterie
a fanerogame
e, in particolare,
il mollusco bivalve
Pinna nobilis





Sopra Figura 13. Particolare di uno degli strumenti (sorbona) solitamente utilizzati per il prelievo di campioni di macrozoobenthos

A lato
Figura 14. Prelievo
di un campione di
macrozoobenthos
mediante sorbona dove
sono presenti praterie
a fanerogame

Sotto
Figura 15. Dettaglio
di campionamento
di macrozoobenthos
tramite sorbona:
il posizionamento di una
retina intorno alla corona
per limitare l'aspirazione
di individui bentonici
non facenti parte del
campione



A destra
Figura 16.
Campionamento
di macrozoobenthos:
fase di lavaggio
del campione
dai residui di sedimento

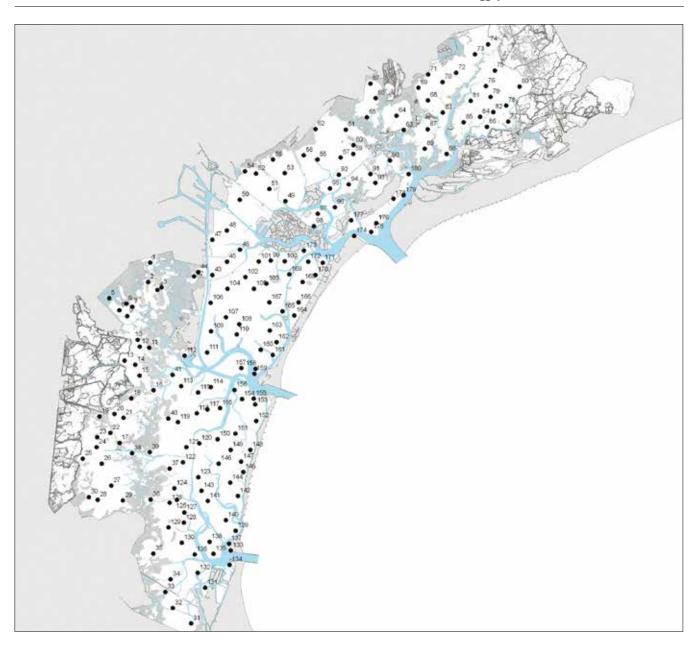


Negli ultimi 15-20 anni, il Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche per il Veneto, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia) ha permesso la conduzione di studi sulle comunità bentoniche sull'intera superficie lagunare, in particolare negli anni 2002-2003 e nel 2007 (MAG.ACQUE - SELC, 2005b; MAG. ACQUE - CNR/ISMAR, 2009) nell'ambito dei monitoraggi MELa (Monitoraggio Ecosistema Lagunare), e le aree in prossimità delle tre bocche di porto. In questo caso, i monitoraggi hanno avuto lo scopo di rilevare eventuali scostamenti significativi dalle condizioni di riferimento rilevate nello studio della fase ante operam (2003/2004) e verificare se fossero conseguenza di impatti o forzanti provenienti dalle attività di cantiere per la costruzione delle opere del Mose (MAG.ACQUE - SELC, 2004; MAG.ACQUE - CORILA, 2010 - 2013; PROVV.OO.PP. - CORILA, 2014 - 2019). Nelle Figure 13, 14, 15 e 16 sono illustrate alcune fasi delle operazioni di campionamento del macrozoobenthos.

Le attività del monitoraggio **MELa2** (2001-2005) (MAG.ACQUE - SELC, 2005b) erano volte a ottenere un quadro aggiornato e ap-

profondito delle principali comunità bentoniche presenti in laguna, articolandosi in una fase iniziale di pianificazione e preparazione, in una fase di esecuzione delle campagne di prelievi con metodologie diverse per le tre componenti esaminate (macrozoobenthos ma anche macrofitobenthos e meiozoobenthos) e una fase conclusiva di elaborazione dei risultati. In quest'ultima fase, le informazioni strutturali sulle comunità studiate sono servite per indicare lo "stato di salute" dell'ecosistema lagunare e, in particolare, delle diverse aree del bacino, verificando se tali ambienti fossero caratterizzati, o meno, dalla presenza di comunità bentoniche tipiche di condizioni indisturbate. I campionamenti del macrozoobenthos sono stati eseguiti in due campagne (nel 2002 e nel 2003), rispettivamente su una rete di 180 stazioni il primo anno (Figura 17) e di 60 stazioni il secondo. I risultati di tali monitoraggi hanno permesso di evidenziare come, per le comunità bentoniche della laguna di Venezia, esistessero due chiari gradienti: il primo tradizionale gradiente corrispondente a un crescente confinamento lungo la direttrice mare-terra con popolamenti via via più poveri e meno diver-





sificati procedendo dalle bocche di porto verso la gronda; il secondo gradiente che rifletteva l'aumento della ricchezza e della diversità procedendo da nord verso sud nelle aree di laguna aperta. In particolare, nelle fasce prossime ai lidi, le alte abbondanze coincidevano con un'alta diversità, mentre, nelle zone più interne, le alte abbondanze erano relazionabili con la dominanza di poche specie.

I popolamenti zoobentonici sono notoriamente influenzati dalla presenza di macroalghe e fanerogame e, confrontando le spazializzazioni cartografiche degli indici di diversità specifica con la carta della distribuzione 2002 delle fanerogame marine lagunari, si era osservata una discreta corrispondenza dei popolamenti zoobentonici a maggior diversità specifica con la distribuzione di *Zostera marina* e *Cymodocea nodosa* (in particolare le aree della laguna sud).

Nella valutazione dell'abbondanza, composizione e struttura delle comunità bentoniche non erano emerse criticità diffuse, ovvero particolari condizioni di svantaggio e di stress degli organismi campionati (ad esempio, condizioni fortemente anossiche in seguito alla degradazione di materiale macroalgale). Situazioni di alterate condizioni della comunità bentonica (numero estremamente ridotto di *taxa* e presenza di specie tolleran-

Figura 17. Progetto MELa2, localizzazione dell'intera serie di 180 stazioni di campionamento del benthos nel primo anno di attività (modificato da MAG. ACQUE-CNR/ISMAR, 2009)

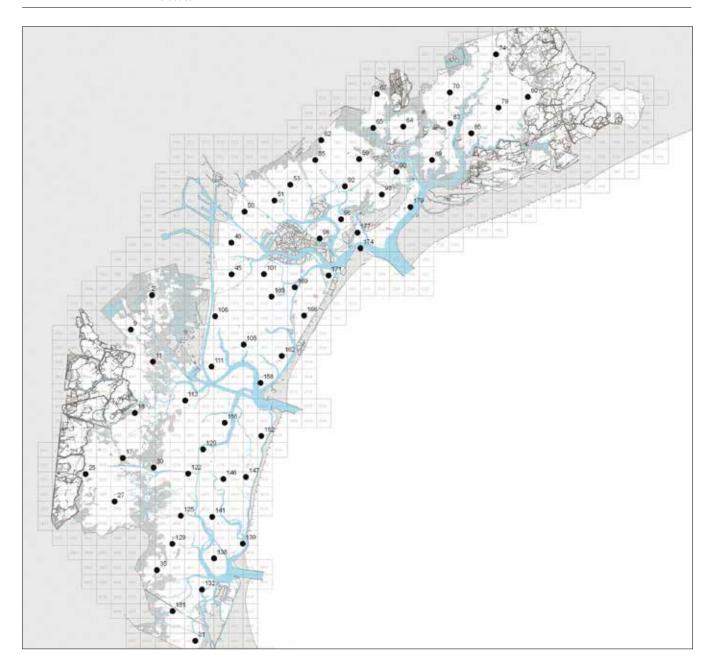
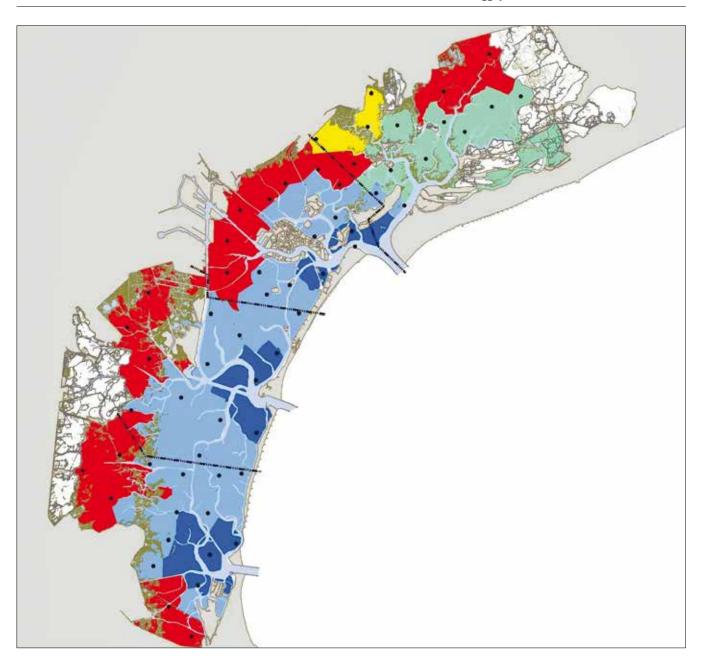


Figura 18. Progetto MELa4, localizzazione dell'intera serie di 60 stazioni di campionamento del benthos (modificato da MAG.ACQUE-CNR/ ISMAR, 2009)

ti) erano state osservate solamente in modo puntuale in alcune stazioni, soprattutto quelle in aree ad elevato confinamento.

Tra il 2002 e il 2003, era stata registrata una diminuzione nella biomassa media degli individui ascrivibile alla scomparsa degli individui più vecchi, in particolare per i molluschi bivalvi, come probabile conseguenza delle condizioni climatiche che avevano caratterizzato il 2002, anno estremamente piovoso e dall'andamento termico nettamente differente rispetto agli anni precedenti, segnato dalle temperature più basse negli anni di indagine. Nel 2003, però, era stata segna-

lata, per rilevanza e diffusione, la presenza di giovanili nella gran parte delle stazioni e, in generale, il grande aumento del numero di individui per le specie pluriennali non era apparso legato a una variazione naturale della dinamica di popolazione, bensì a un aumento degli spazi ecologici lasciati liberi dagli individui adulti persi nel periodo trascorso tra un campionamento e l'altro (2002 - 2003). Lo scopo delle attività relative al monitoraggio **MELa4** (2007 - 2009) (MAG.ACQUE - CNR/ISMAR, 2009) era quello di condurre un'analisi sulle comunità bentoniche di substrato mobile rilevate in laguna di Venezia,



producendo una specifica cartografia sulla loro distribuzione e confrontando i risultati con quelli del progetto MELa2. In questo modo, si sarebbe così mantenuta nel tempo una base conoscitiva dello stato di tali comunità e delle loro variabilità spazio-temporale, utile alla ricerca dei trend evolutivi e allo studio ecologico a lungo termine e nel promuovere l'applicazione della Direttiva Quadro Comunitaria sulle Acque (2000/60/CE, Water Framework Directive, WFD; European Community, 2000) alla laguna di Venezia.

Le attività di campo e di laboratorio sono state condotte a partire da novembre 2006 in 60 stazioni di campionamento (Figura 18) e la loro localizzazione precisa è stata individuata rimanendo, per quanto possibile, in corrispondenza con la rete di 60 stazioni MELa2. La variabilità ambientale propria della laguna è stata investigata tramite l'utilizzo di "Tipologie ambientali lagunari" (Delta Mareale, Laguna Marinizzata, Laguna protetta, Laguna confinata ed Estuario - Figura 19) (Tagliapietra et al., 2006).

In generale, il trend temporale, dedotto comparando gli studi MELa2 e MELa4, mostrava un complessivo aumento dei valori di tutti i descrittori della comunità zoobentonica.

Figura 19. Tipologie lagunari (da MAG. ACQUE-CNR/ISMAR, 2009)



- Delta marino
 Estuario
 - Laguna aperta marinizzata
- Laguna aperta protetta
 Laguna confinata
- Stazioni

1 Il numero doppio delle stazioni al Lido è giustificato dal fatto che essa convoglia le acque di due sottobacini lagunari, quello del Lido e quello di Treporti

Negli anni tra i due studi, si era verificato un diffuso incremento del numero di specie lungo tutto il gradiente di transizione dal Delta Mareale alle zone di Estuario, sia riguardo al numero totale di specie che al numero medio di specie per ogni stazione. Il numero totale di individui ha evidenziato una generale crescita in tutte le tipologie nel 2003 rispetto al 2002, e in particolar modo nelle aree di Laguna Protetta. Questo aumento è continuato nel 2007 solo per il Delta Mareale e la Laguna Confinata, mentre per le altre tipologie vi è stata una leggera flessione. Le abbondanze sono generalmente risultate dominate da policheti sedentari e crostacei anfipodi. In particolare, la relativa abbondanza di policheti erranti nel 2002 e di gasteropodi nel 2007 deve probabilmente essere messa in relazione alla presenza della componente fanerogame marine. Il 2002 è stato infatti connotato dalla presenza di specie tipiche di situazioni più "confinate" o "saprobiche" (caratterizzate dalla presenza di organismi che si alimentano mediante materia organica non vivente o in decomposizione) mentre il 2007 è risultato caratterizzato da specie più marine.

Le biomasse sono risultate dominate dai molluschi bivalvi seguiti dai crostacei decapodi, con i primi che hanno mostrato una flessione percentuale nel 2003 a favore dei policheti sedentari. Rispetto al 2002, nel 2003 vi è stato un aumento della biomassa e delle abbondanze presso le zone più vicine alle bocche di porto, mentre le zone di Laguna Protetta, Confinata ed Estuario hanno registrato una perdita per entrambi i parametri.

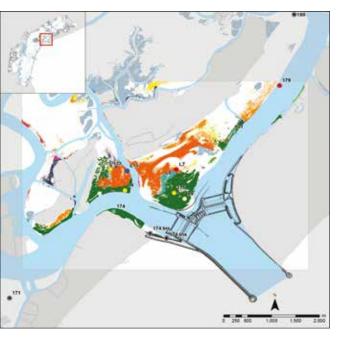
Nel 2007, il panorama generale indicava un aumento di diversità in tutta la laguna al quale però non si è accompagnato un aumento di abbondanza e biomassa in tutti i settori: nella Laguna Protetta sono state mantenute entrambe mentre, nella Laguna Marinizzata, si è registrata una riduzione sensibile sia del-

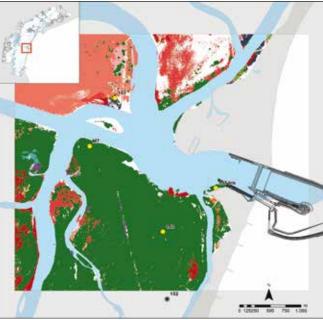
la abbondanze che delle biomasse, pur rimanendo su valori maggiori del 2002.

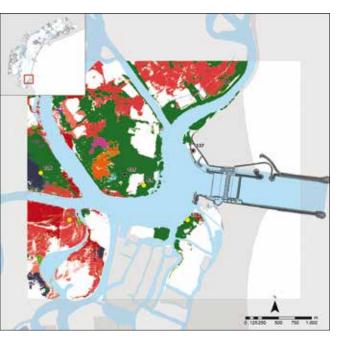
Come ricordato precedentemente, la comunità macrozoobentonica può essere ritenuta uno dei principali indicatori dello stato di salute complessivo di un sistema acquatico e questo, unitamente, all'importanza in seno alla Water Framework Directive ne hanno fatto una componente chiave anche nel monitoraggio ambientale dei cantieri per la costruzione delle dighe mobili del Mose.

Nel 2003, in vista dell'avvio dei cantieri, era stata eseguita una caratterizzazione delle comunità bentoniche *ante operam*, utilizzata come condizione di riferimento (MAG.ACQUE - SELC, 2004). I monitoraggi delle comunità macrozoobentoniche sono iniziati nel 2008 e proseguiti fino al 2018 con il principale obiettivo di individuare possibili modificazioni qualitative e quantitative nella composizione delle comunità bentoniche, confrontandole con il 2003 (MAG.ACQUE - CORILA, 2010-2013; PROVV.OO.PP. - CORILA, 2014-2019; Tagliapietra *et al.*, 2017).

La serie temporale di dati così ottenuta ha fornito un quadro pluriennale e costantemente aggiornato dell'evoluzione di tali comunità in prossimità delle bocche di porto. Le indagini sono state condotte in 16 stazioni (8 alla Bocca di Lido¹, 4 a Malamocco e 4 a Chioggia) tra il 2008 e il 2016 e in 12 stazioni (4 in ciascuna bocca di porto) tra il 2017 e il 2018; questi siti erano in parte sovrapponibili con quelli dello studio ante operam e in parte ricollocati a causa di modificazioni dei siti intervenute nel frattempo (stazioni originali occupate dalle opere del Mose, distanze troppo elevate dalle possibili sorgenti di impatto, localizzazione ai margini o all'interno di concessioni per la coltivazione delle vongole). Tutti i siti di campionamento erano rappresentativi di aree di velma, aree emergenti durante le basse maree, o di bas-







so fondale, aree sempre sommerse benché con bassa profondità, in prossimità delle tre bocche di porto o soggette comunque alla loro influenza diretta (Figure 20, 21 e 22).

Una delle principali evidenze emerse anche nel corre dei manitareggi à l'importante.

che nel corso dei monitoraggi è l'importante ruolo delle fanerogame marine, ecosistemi complessi e molto produttivi, nel modificare l'ambiente in cui si inseriscono e la struttura delle comunità bentoniche. Come già accennato, la loro presenza o assenza, come anche variazioni di densità o composizione, possono infatti influenzare la presenza e l'abbondanza di talune specie. Proprio in corrispondenza delle stazioni all'interno di praterie, sono stati solitamente trovati i più alti valori del numero di specie e di individui bentonici e valori buoni degli indici di ricchezza specifica e di diversità. Per comprendere al meglio le dinamiche nelle differenti stazioni, quindi, i dati sono stati analizzati dividendo i siti di campionamento in 5 gruppi in base all'habitat (vegetato o meno) e alla bocca di porto di appartenenza: stazioni a fanerogame marine di Lido, di Malamocco e di Chioggia e stazioni avegetate di Lido e di Malamocco.

I dati raccolti evidenziano la presenza di una comunità tipica di ambienti lagunari, soggetti a notevole influenza marina, caratterizzata da ingente ricchezza specifica e abbondanza, che si riflette in un buon livello di diversità e limitata saprobicità. L'elevato idrodinamismo delle aree prospicienti le bocche di porto, infatti, riduce il tasso di sedimentazione di sostanza organica al fondo e consente la coesistenza di specie tipicamente marine con altre proprie invece di ambienti di transizione. L'analisi dei dati ha mostrato, comunque, chiare differenze spaziali determinate, da un lato, dalla presenza di due habitat diversi (fanerogame e avegetato), seppur ascrivibili al medesimo macrohabitat, e, dall'altro, dalle diverse condizioni idrodinaDall'alto al basso Figure 20, 21 e 22. Localizzazione delle stazioni di campionamento dei monitoraggi B.6.85/II, B.6.72 B/5-B/13 (PROVV.00.PP. -CORILA, 2019) Dall'alto verso il basso, le immagini si riferiscono alle bocche di porto di Lido, Malamocco e Chioggia

- Stazioni macrozoobenthos (B.6.72 B/10·B/12)
- Stazioni macrozoobenthos (B.6.72 B/10-B/13)
- Stazioni macrozoobenthos (B.6.85/II - B.6.72 B/5-B/9)
- Stazioni macrozoobenthos (B.6.72 B/5-B/12)
- Stazioni macrozoobenthos (B.6.85/II - B.6.72 B/5-B/13)
- Stazioni macrozoobenthos sostituite (MELa2 · B.6.78/I)

miche e dalla diversa morfologia del fondale alle tre bocche di porto. È poi interessante notare come questi elementi agiscano in modo sinergico nel modellare la comunità; basti pensare, ad esempio, alle differenze rilevate tra l'habitat a prateria di Lido in confronto a quello di Malamocco e Chioggia.

Nel corso dei monitoraggi, il numero medio di specie ha presentato i valori più alti per le stazioni a fanerogame marine di Chioggia e Malamocco; i valori più bassi, invece, sono stati quasi sempre registrati nelle stazioni avegetate di Lido e/o in quella avegetata di Malamocco. Anche per l'abbondanza (intesa come numero medio di individui) e la biomassa, i valori maggiori sono stati calcolati per le stazioni a fanerogame marine, quelli inferiori per le stazioni avegetate di Malamocco e di Lido.

Nei siti a fanerogame marine, mentre il numero medio di specie è risultato più stabile nel tempo, alcuni tra i principali gruppi tassonomici hanno registrato trend altalenanti di abbondanza e biomassa, con valori spesso molto diversi negli anni.

In generale, i gruppi tassonomici più rappresentati sono risultati nel tempo, seppur con percentuali diverse nei cinque gruppi di stazioni, i policheti, i crostacei anfipodi, i molluschi bivalvi e i molluschi gasteropodi. Queste specie sono principalmente sospensivori, filtratori e detritivori, legati quindi alla presenza di particellato organico in sospensione o depositato sul sedimento.

I cambiamenti che si registrano nel tempo nella composizione e nella struttura di tali comunità non sono quindi sempre direttamente collegabili ad attività antropiche; le variazioni sono una caratteristica della loro naturale evoluzione che si riflette sulla presenza o l'assenza delle specie e anche sul loro numero, come riportato in letteratura.

In generale, le maggiori variazioni intercor-

se tra il 2003 e i monitoraggi successivi (in particolare per l'abbondanza e la biomassa) sono associate ai siti a fanerogame marine; è quindi probabile che parte di tale variabilità sia correlata anche a parametri descrittori di queste rizofite (grado di copertura, densità e lunghezza dei ciuffi fogliari) che manifestano naturali variazioni negli anni (ad esempio con ritardi o anticipi nella ripresa del ciclo vegetativo), influenzando di conseguenza struttura e composizione degli organismi che vivono sulla superficie e/o in stretto contatto con le lamine fogliari delle fanerogame.

Nel complesso, la biodiversità delle campagne del 2008-2018 è paragonabile a quella del 2003 anche se sono state registrate variazioni, talvolta significative, e più o meno marcate, di alcuni parametri (soprattutto abbondanza e biomassa); queste variazioni hanno ancora una volta interessato principalmente specie appartenenti ai crostacei anfipodi, ai molluschi bivalvi e gasteropodi e ai policheti. Non va dimenticato, però, come tali variazioni di densità possano essere influenzate da fattori contingenti ed esterni; ad esempio, esplosioni demografiche di erbivori possono essere la conseguenza dello sviluppo massivo e repentino di macroalghe, a sua volta legato a un aumento di disponibilità di nutrienti. La diversità biologica è risultata ancora strettamente associata alla differenza di habitat, poiché quella associata alle stazioni a fanerogame marine è risultata mediamente maggiore rispetto a quella relativa ai siti localizzati su suolo avegetato. La presenza di rizofite è la principale forzante, talora in concerto con la variabilità temporale, nel differenziare le comunità zoobentoniche. Il confronto con la "condizione di riferimento" ha evidenziato quindi differenze, come un generale aumento della ricchezza specifica, dell'abbondanza e della biomassa totali e gli indici di diversità, che, tuttavia, vanno in di-

rezione opposta a quella che ci si potrebbe attendere in caso di impatto dei cantieri. In generale, si tratta di modificazioni che si potrebbero ricondurre a un miglioramento delle condizioni della comunità macrozoobentonica in tutte le bocche. Questo fenomeno, tuttavia, potrebbe essere interpretato come una tendenza verso la marinizzazione, con attenuazione delle condizioni tipicamente lagunari, quali ad esempio elevate condizioni saprobiche. Va comunque sottolineato come il 2003 rappresenti un anno caratterizzato da condizioni meteorologiche particolari come primavera siccitosa ed estate calda, che si sono sicuramente ripercosse sull'ecologia lagunare, come ha evidenziato la forte contrazione di Zostera marina nel biennio 2003-2004. In conclusione, quindi, si può affermare che la comunità macrozoobentonica ha mostrato una sostanziale stabilità nella scala temporale analizzata (2008-2018), pur con l'evidenza di leggeri trend; tuttavia, a parità di habitat, le variazioni osservate all'interno di una stessa bocca si sono spesso rivelate inferiori alle differenze rilevate tra bocche. In termini temporali, si evidenziano delle variazioni che sono difficilmente associabili al disturbo provocato dai lavori dei cantieri per la costruzione del Mose, ragione del monitoraggio.

Vengono infine confrontati i trend osservati per le comunità macrozoobentoniche delle bocche di porto nel decennio di monitoraggio con l'evoluzione delle comunità bentoniche a livello dell'intera laguna di Venezia.

A scala lagunare, i popolamenti bentonici, rispetto a quanto accade presso le bocche di porto, nel complesso circoscritte per estensione, si susseguono con modalità più accentuate lungo un gradiente spaziale mare-gronda, caratterizzato da condizioni sempre più selettive. Come per le tre bocche di porto, i cambiamenti naturali che le comunità manifestano negli anni si confondono con quelli

indotti dalle pressioni esterne di natura antropica, rendendone più complessa l'interpretazione e l'espressione sotto forma di un giudizio di qualità finale che valuti in senso positivo o negativo l'evoluzione in atto. Per gli ambienti di transizione, rispetto a quello marino, il concetto di qualità è quindi di più difficile interpretazione, per il sovrapporsi simultaneamente e con più accentuata variabilità spaziale, di un maggior numero di disturbi antropici e naturali, originati da vari processi a diversa scala.

L'analisi storica dell'evoluzione dei popolamenti lagunari, eseguita a partire dai dati di riferimento dei primi anni 2000 (MAG.AC-QUE - CNR/ISMAR, 2009) e approfonditi anche da altri autori (Tagliapietra et al., 2010; Sigovini, 2011), ha evidenziato una progressiva sostituzione dei popolamenti lagunari con una tipologia decisamente più marina, sia in termini di numero di specie che di composizione tassonomica della comunità. I primi anni 2000, infatti, erano caratterizzati dalla presenza di specie rappresentative di situazioni più "confinate" o "saprobiche", mentre il 2007, pur con differenziazioni tra le diverse aree lagunari (Delta Marino, Laguna Marinizzata, Laguna Protetta, Laguna Confinata, Estuario), è caratterizzato da specie più marine, segnando anche un aumento generale degli indicatori di base specie, abbondanza e biomassa. Questa trasformazione, in atto oramai da anni a scala lagunare, è stata da più autori messa in relazione con l'insieme delle modificazioni di carattere batimetrico, morfologico e idrodinamico che hanno interessato la laguna più intensamente a partire almeno dagli anni Settanta del secolo scorso (Sigovini, 2011; Molinaroli et al., 2009).

L'avifauna delle barene naturali e artificiali

L'importanza della laguna di Venezia per l'avifauna, in particolare per quella acquatica, è

A lato Figura 23. Esemplare di avocetta Recurvirostra avosetta

² II CORILA (COnsorzio per il coordinamento delle Ricerche inerenti al sistema LAgunare di Venezia) è un'associazione tra Università Ca' Foscari di Venezia, Università IUAV di Venezia, Università di Padova, Consiglio Nazionale delle Ricerche e Istituto Nazionale di Oceanografia e Geofisica Sperimentale, vigilata dal Ministero dell'Istruzione Università e Ricerca.

ormai così nota che non sembra il caso di entrare in dettagli, più volte riportati anche in opere di sintesi (Bon e Scarton, 2009; Scarton, 2017a). Basti qui ricordare che si tratta della maggior area di svernamento del Mediterraneo, con circa 480.000 uccelli acquatici censiti in media negli ultimi cinque anni (Basso e Bon, 2019); oppure che vi nidificano numerose specie tutelate dalla Direttiva 2009/147/CE Uccelli, con popolazioni di dimensioni tali da poter essere definite di importanza nazionale o internazionale (Scarton, 2017b).

Di seguito ci si vuole soffermare sui risultati dei monitoraggi condotti su un particolare gruppo di specie acquatiche, le cosiddette coloniali, e sull'avifauna di ambienti artificiali realizzati fino dalla fine degli anni Ottanta del secolo scorso, vale a dire quelle strutture che qui per semplicità si indicheranno con il termine di "barene artificiali".

Le colonie sono insiemi di coppie, che possono variare da poche unità fino a migliaia, che ogni anno si insediano in alcune barene naturali ed artificiali della laguna di Venezia, oltre che nelle valli da pesca. La nidificazione in colonie presenta il vantaggio di aumentare la difesa contro i possibili predatori, uccelli o mammiferi che siano, e di sincronizzare la nidificazione nel periodo più opportuno per quanto riguarda la disponibilità alimentare. Tuttavia vi è anche un evidente svantaggio, rispetto alla nidificazione non coloniale: infatti eventi meteorologici avversi, come alte maree molto sostenute o tempeste estive, possono portare alla totale perdita di tutte le covate, azzerando quindi il successo riproduttivo di quell'anno.

Le specie coloniali presenti in laguna sono piuttosto numerose: vi sono diverse specie di gabbiani e di sterne, oltre all'avocetta *Recurvirostra avosetta* (Figura 23), al cavaliere d'Italia *Himantopus himantopus* (Figura 24),



alla pettegola *Tringa totanus* (Figura 25). Alcune di queste sono censite fin dal 1989, quando alcuni giovani ornitologi veneziani iniziarono a raccogliere i primi dati; successivamente e fino al 2018 il censimento si è ripetuto ogni anno, spesso per conto del Consorzio Venezia Nuova o del CORILA², focalizzando l'attenzione su alcune specie di elevato interesse conservazionistico appartenenti alle famiglie degli Sternidi (si tratta di sterna comune *Sterna hirundo* - Figura 26, fraticello *Sternula albifrons*, beccapesci *Sterna sandvicensis*) e dei Laridi (gabbiano comune *Chrocoicephalus ridibundus* e gabbiano corallino *Larus melanocephalus*).

Con la sola eccezione del gabbiano comune, sono tutte specie che si nutrono esclusivamente di pesce, talvolta anche di piccoli Invertebrati, che catturano tuffandosi nelle acque lagunari e marine; si trovano quindi al vertice della catena alimentare, e possono essere utilizzate come "indicatori ambientali" della salute di un particolare ecosistema.

È anche per questo motivo che monitoraggi a lungo termine di questi uccelli acquatici sono in corso in numerosi Paesi europei ed extraeuropei (Scarton et al., 2018).

Le colonie dei Laridi e degli Sternidi si insediano sulle barene naturali quasi esclusivamente su cumuli di vegetazione spiaggiata, di legname e più raramente di conchiglie, che si rinvengono ai margini delle barene o sporadicamente al loro interno. Ciò permette agli animali di deporre le uova, il nido è in pratica poco più che una semplice fossetta, ad altezza maggiore rispetto al terreno barenale; in tal modo si riduce il rischio che le uova o i pulcini vengano sommersi dalle alte maree.

La presenza degli ammassi di materiale spiaggiato è pertanto di fondamentale importanza e condiziona pesantemente l'insediamento delle colonie; barene sprovviste di tali cumuli raramente vengono scelte dagli uccelli per nidificarvi. Nelle barene artificiali la deposizione delle uova avviene invece direttamente sul suolo nudo, o su cumuli di conchiglie, sempre però in posizione più rilevata rispetto alle aree circostanti.

I censimenti delle colonie sono stati effettuati secondo i metodi comunemente utilizzati in questo campo di indagine faunistica. Tutta la laguna aperta è stata quindi percorsa





mediante piccole imbarcazioni, da due rilevatori esperti, alla ricerca delle colonie. La presenza di colonie di Laridi e Sternidi è indicata dall'andirivieni di adulti da e verso il sito di nidificazione, o dal volo continuo di adulti al disopra del sito stesso. Questo peculiare comportamento facilita l'individuazione a distanza delle colonie medio-grandi; le colonie più piccole, indicativamente con meno di dieci coppie, possono invece facilmente sfuggire all'osservazione a distanza e pertanto servono visite ripetute, anche nelle aree lagunari più interne. Negli ultimi anni sono stati effettuati anche voli aerei, per verificare la presenza di colonie eventualmente non rilevate in precedenza. Una volta accertata la presenza di una colonia, i rilevatori sbarcavano sul sito e procedevano ad effettuare un veloce conteggio dei nidi contenenti uova e/o pulcini. Le visite si protraevano sempre per non più di 30 minuti, per ridurre il disturbo alle coppie nidificanti; ogni colonia è stata visitata almeno due volte nel periodo maggio-luglio.

I risultati dei censimenti condotti nel periodo 1989-2018 nella laguna aperta e nei litoraIn alto Figura 24. Il cavaliere d'Italia in prossimità della colonia vola ripetutamente sopra gli intrusi, lanciando caratteristici richiami di allarme

Sopra
Figura 25. La pettegola
nidifica quasi
esclusivamente sulle
barene naturali e
artificiali della laguna
aperta. Per questa
specie la laguna di
Venezia costituisce
il più importante sito
di nidificazione
nell'intero Mediterraneo

A sinistra
Figura 26. Colonia di
sterne comuni, in primo
piano, con un'avocetta
su una barena artificiale;
le due specie spesso
si associano nei siti
di nidificazione

Figura 27.
Le cinque specie
di Laridi e Sternidi
di maggior interesse
conservazionistico
nidificanti in laguna
aperta e lungo i
litorali: coppie censite
nel periodo 1989-2018

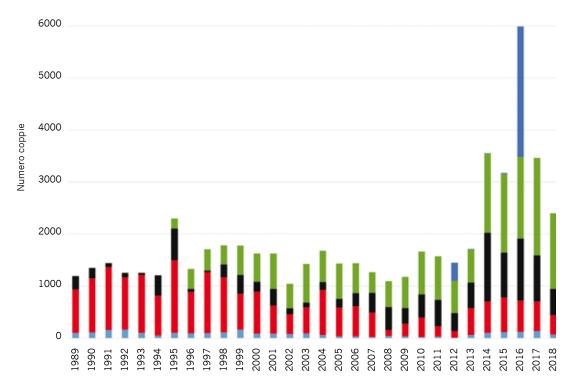
Gabbiano comune
Sterna comune
Fraticello
Beccapesci
Gabbiano corallino

li, escluse quindi le sole valli da pesca, sono presentati nel grafico della Figura 27. Si può osservare che le cinque specie più comuni presentano evidenti fluttuazioni interannuali, con una periodicità di 6-7 anni fino al 2013; a partire dal 2014 si evidenzia un netto incremento, dovuto principalmente al beccapesci e al fraticello.

Il beccapesci ha iniziato a nidificare in laguna solo dal 1996, divenendo in breve una delle specie più abbondanti; benché le sue colonie si trovino all'interno della laguna aperta, preferisce catturare i pesci di cui si nutre nelle acque marine, fino a 10-15 chilometri dalla costa. Gli adulti arrivati in laguna negli ultimi anni probabilmente provenivano dal Delta del Danubio, dove la specie sembra in diminuzione nello stesso periodo (Figure 28 e 29).

Il fraticello è invece la più piccola delle specie monitorate; si nutre di pesci e piccoli Invertebrati, che ricerca a brevi distanze dalle colonie. Il monitoraggio pluriennale ha permesso di identificare tre fasi nella distribuzione delle colonie di questa specie: nei primi anni venivano di gran lunga preferiti i litorali di Pellestrina e del Lido, mentre in seguito e fino alla metà degli anni Duemila le colonie si trovavano quasi soltanto sulle barene naturali. In seguito le colonie si sono di nuovo spostate, occupando esclusivamente alcune barene artificiali, come avviene tuttora. È molto probabile che ciò sia dovuto al tentativo di scegliere siti più elevati, per sfuggire alla sommersione dei nidi dovuta alle sempre più frequenti alte maree, che si osservano da alcuni anni anche nei mesi di giugno e luglio (Figura 30).

Dal grafico di Figura 27 si può osservare anche il calo della sterna comune fino al 2012, quando stava per scomparire dalla laguna aperta; in seguito si osserva fortunatamente un recupero, tuttora in atto. I due gabbiani evidenziano andamenti molto diversi: il gabbiano comune ha utilizzato sempre barene naturali, con una popolazione modesta. Inve-











Da sinistra a destra e dall'alto al basso Figura 28. Per due anni il beccapesci, la più grande delle sterne presenti in laguna, ha nidificato su di una barena naturale posta in prossimità dell'isola di Murano

Figura 29. I nidi di beccapesci si trovano spesso su cumuli di materiale spiaggiato, a brevissima distanza uno dall'altro

Figura 30. Pulcini di fraticello da poco schiusi, su una barena artificiale

Figura 31. Più di duemila coppie di gabbiano corallino hanno nidificato nel 2016 in una barena naturale della laguna sud

ce il gabbiano corallino si è insediato da pochi anni, arrivando a formare nel 2016 un'eccezionale colonia di oltre duemila coppie in una barena della laguna sud, purtroppo distrutta in seguito a una violenta mareggiata estiva. Successivamente la specie ha abbandonato la laguna aperta, per andare a nidificare all'interno di alcune valli da pesca della laguna settentrionale (Figura 31).

Grazie ai dati acquisiti si può confermare l'importanza della laguna aperta come sito di nidificazione per le specie monitorate: in base ai dati disponibili per l'Italia, non sempre aggiornati, dal 10% (gabbiano comune) al 90% (beccapesci) della popolazione nazionale si riproduce nella laguna aperta (Tabella 4, nella pagina seguente).

Inoltre, è possibile esprimere valutazioni sugli andamenti temporali delle specie monitorate. Sul lungo periodo (1989-2018) la popolazione di Laridi e Sternidi nel suo complesso presenta un trend che possiamo definire, con l'utilizzo di software dedicati all'analisi degli andamenti di popolazione, di moderato incremento, con un tasso annuo prossimo al 3%. Tuttavia le varie specie presentano andamenti divergenti: moderato decremento sia per il gabbiano comune che per la sterna comune, forte incremento per fraticello e beccapesci.

Molto diverso il quadro che si ottiene esaminando solo gli ultimi dieci anni (2009-2018) della serie disponibile: tutte le quattro specie risultano infatti in forte incremento, con tassi di crescita annui compresi tra l'11% e il 24%. Nel complesso la popolazione di Laridi e Sternidi nidificanti in laguna aperta denota un'interessante tendenza all'aumento, che

Tabella 4.
Valore minimo
di coppie censite
nel 2018 su barene
artificiali, naturali (valori
stimati in corsivo) e
confronto con le stime
più recenti disponibili
per l'Italia. I valori
percentuali sono
da ritenersi indicativi,
per la diversa scansione
temporale dei dati

	Barene artificiali	Barene naturali	Totale barene	Italia	Barene naturali + artificali / Italia %
Volpoca	30	20	50	440	11
Cavaliere d'Italia	164	80	244	3400	7
Avocetta	248	20	268	1420	20
Fratino	57	0	57	579	10
Gabbiano comune	0	69	69	600	12
Beccapesci	522	934	1456	1600	90
Fraticello	502	0	502	2000	25
Sterna comune	316	58	374	4000	9

conferma l'elevata idoneità di questo ampio settore lagunare per le specie ittiofaghe. Le cause dell'aumento possono essere ricercate nell'arrivo da altre zone umide, italiane e più probabilmente extra nazionali, di consistenti gruppi di individui adulti, che hanno trovato soprattutto nelle barene artificiali siti idonei per la nidificazione. Nonostante questo positivo risultato, occorre sottolineare che gli effetti negativi delle sempre più frequenti mareggiate estive potrebbero portare nel medio-lungo periodo all'abbandono degli attuali siti di nidificazione (Scarton et al., 2018).

Un'altra linea di monitoraggio ha consentito di caratterizzare in dettaglio l'avifauna che nidifica nelle barene artificiali e di seguirne l'evoluzione nel tempo. Realizzate a partire dalla fine degli anni Ottanta del secolo scorso (Scarton et al., 2013a), attualmente sono presenti in laguna di Venezia circa 130 barene artificiali, per un'estensione di oltre 1300 ettari. Si è quindi venuta a creare una ragguardevole estensione di aree intertidali che, lasciate alla spontanea evoluzione, ha originato un'articolata serie di ambienti alofili, velocemente utilizzati dall'avifauna (Scarton et al., 2011).

Il monitoraggio nelle barene artificiali, dopo qualche parziale censimento effettuato già all'inizio degli anni Novanta del secolo scorso, si è svolto in modo sistematico ed esaustivo dal 2006 ed è proseguito, con poche eccezioni, fino al 2018. Sono state selezionate le specie di particolare interesse conservazionistico, quindi oltre a quelle viste in precedenza anche alcune altre come volpoca Tadorna tadorna (Figura 32), cavaliere d'Italia, avocetta, fratino Charadrius alexandrinus (Figura 33). Tutte le barene artificiali sono state visitate almeno due volte nel corso del periodo maggio-luglio, con metodologia di indagine del tutto analoga a quella impiegata per il censimento delle colonie su barene naturali. Nella Figura 34 si riportano i risultati ottenuti nel 2006-2018; si può osservare come numerose specie nidifichino regolarmente in questi ambienti di neoformazione, con un trend di incremento fino al 2014, anno in cui si sono sfiorate le 3000 coppie nidificanti. L'aumento dei nidificanti segue piuttosto bene il contemporaneo aumento dell'estensione delle barene artificiali. A partire dal 2014 la popolazione nidificante si stabilizza attorno alle 2000 coppie, con fluttuazioni interannuali anche piuttosto marcate. Le specie che maggiormente utilizzano le barene artificiali sono risultate il fraticello, il beccapesci e l'avocetta.

L'importanza delle barene artificiali per la nidificazione appare chiaramente dalla Tabel-





A sinistra Figura 32. Volpoche e beccacce di mare si alimentano regolarmente sulle superfici prive di vegetazione delle barene artificiali

A lato Figura 33. Un esemplare di fratino

In basso Figura 34. Specie di interesse conservazionistico: numero minimo di coppie nidificanti sulle barene artificiali

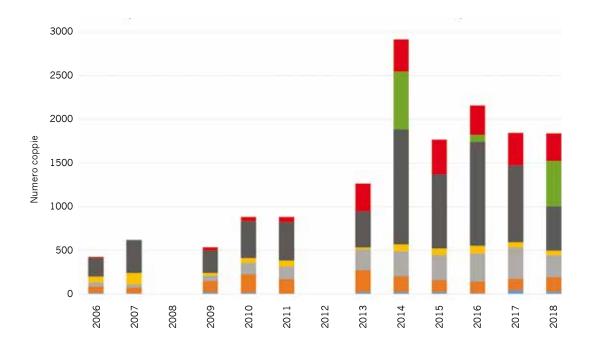
Volpoca

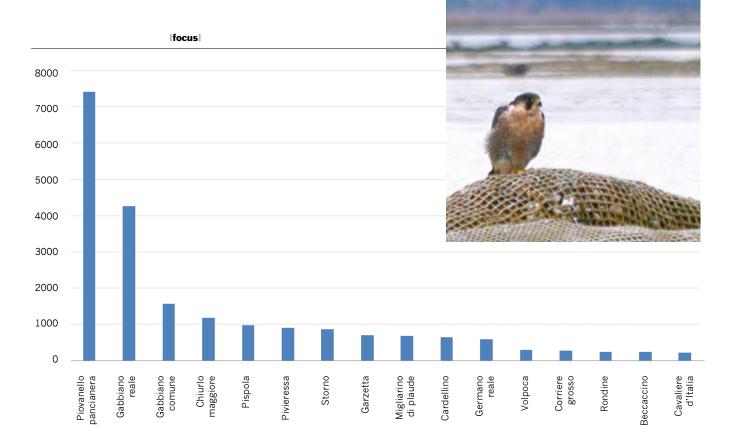
za di questi siti per specie molto rare o localizzate è quindi consolidata.

Cavaliere d'Italia
Avocetta
Avocetta
Fratino
Fraticello
Senza
Beccapesci
Sterna comune

la 4, dove si confrontano i risultati del 2018 con l'intera popolazione nazionale; quest'ultimo valore è stato desunto da recenti pubblicazioni o rapporti tecnici inediti. Si può affermare che le percentuali per le diverse specie varino da un minimo del 5% (cavaliere d'Italia) fino al 33% (beccapesci); da sottolineare come due specie rare in tutta Italia, come la volpoca e il fratino, nidifichino sulle barene artificiali con percentuali prossime al 10% della popolazione italiana. L'importan-

I risultati del monitoraggio hanno anche evidenziato alcune criticità, come la presenza di numerose colonie di gabbiano reale *Larus michahellis*, specie che tende a proliferare anche a discapito di altre ritenute maggiormente meritevoli di tutela; oppure il progressivo abbandono di alcuni siti, dovuto all'aumento della copertura vegetale che li rende meno attraenti per alcuni laro-limicoli.







In alto
Figura 35. Grafico
relativo al numero
di individui osservati
in diciotto mesi, in sei
barene artificiali visitate
con frequenza
quindicinale; sono
riportate solo le specie
più abbondanti

Sopra Figura 36. Il piovanello pancianera forma branchi che possono arrivare a contare migliaia di esemplari Una terza linea di monitoraggio è stata dedicata all'acquisizione di dati relativi alle presenze di avifauna lungo l'intero ciclo annuale, per alcuni anni consecutivi. Sono state in questo caso considerate tutte le specie osservate almeno una volta, durante uscite condotte con frequenza quindicinale, allo scopo di acquisire dati dettagliati sull'utilizzo delle barene artificiali e, più in particolare, dei diversi ambienti che le compongono. Tra questi si possono citare le aree a fitta copertura di vegetazione alofila perenne, gli stagni e i canali di marea ("chiari" e "ghebi"), le aree a debole copertura vegetale di sali-

cornia, le estensioni limo-argillose del tutto prive di copertura vegetale (Figura 35).

Nei siti oggetto di monitoraggio sono state contattate oltre 100 specie, di cui le più abbondanti sono risultate alcuni uccelli acquatici come il piovanello pancianera Calidris alpina (Figura 36), il gabbiano comune e il gabbiano reale, la pivieressa Pluvialis squatarola. Oltre a queste, erano presenti anche piccoli Passeriformi come storno Sturnus vulgaris, migliarino di palude Emberiza schoeniclus, cardellino Carduelis carduelis e rapaci diurni, soprattutto falco di palude Circus aeruginosus e falco pellegrino Falco peregrinus (Figura 37). I periodi con le maggiori presenze sono risultati il tardo autunno e l'inverno, quando centinaia, talvolta migliaia, di limicoli sostavano sulle barene artificiali durante le fasi di alta marea. Il numero di specie era invece più elevato durante la migrazione autunnale e secondariamente quella primaveri-





le, quando alle specie acquatiche si univano numerosi piccoli Passeriformi, che vi sostavano probabilmente per pochi giorni (Scarton e Montanari, 2015).

Il monitoraggio ha permesso di quantificare con precisione il diverso utilizzo che viene fatto degli ambienti che si possono osservare nelle barene artificiali: le ampie distese prive di vegetazione, spesso allagate, sono aree utili per l'alimentazione quando risultano emerse o coperte da pochi centimetri d'acqua; le estensioni con fitta copertura di salicornie sono habitat preferiti da specie elusive come il beccaccino, mentre i chiari sono utilizzati tutto l'anno da numerosi limicoli e, secondariamente, da anatre di superficie. Del tutto inaspettata è stata l'osservazione che, frequentemente, le palificate che delimitano le barene artificiali e le burghe di contenimento sono utilizzate da alcuni limicoli come posatoi durante le alte maree o da altre specie, come in particolare il raro voltapietre Arenaria interpres (Figura 38), per la cattura dei piccoli Invertebrati che vi proliferano.

Monitoraggi analoghi compiuti successivamente su altre barene artificiali hanno confermato le indicazioni già emerse e hanno permesso di verificare la presenza di specie mai



osservate prima in questi siti di neoformazione: si tratta del fenicottero *Phoenicopterus roseus* (Figura 39) e dell'ibis sacro *Threskiornis aethiopicus* (Figura 40). La prima specie, molto rara in laguna fino all'inizio degli anni Duemila, attualmente è presente tutto l'anno con alcune migliaia di individui; nelle barene artificiali viene ora osservata, in piccoli gruppi, alimentarsi nei chiari salmastri. Ancor più recente è l'utilizzo delle barene artificiali da parte dell'ibis sacro: si tratta di una specie non europea, invasiva e che negli ultimi anni si sta riproducendo sempre più diffusamente in svariati Paesi europei.

Nella pagina di sinistra, in alto Figura 37. Uno splendido esemplare di falco pellegrino in sosta su una barena artificiale, lungo il Canale Piovego. Da alcuni anni questa specie viene regolarmente osservata nella laguna aperta, dove in inverno caccia piccoli limicoli

Nella pagina di sinistra, in basso Figura 38. Il voltapietre utilizza regolarmente le palificate di contenimento delle barene artificiali per la ricerca del cibo

In alto Figura 39. Fenicotteri in un chiaro di una barena artificiale, prossima al terminal di Fusina

A lato Figura 40. Gli ibis sacri da alcuni anni sono comparsi in laguna di Venezia, lasciandosi avvicinare fino a breve distanza



Esemplare di garzetta (Egretta garzetta) in laguna nord. Sullo sfondo l'isola di Burano

Riferimenti bibliografici

Basso M., Bon M., 2019. Censimento degli uccelli acquatici svernanti in provincia di Venezia (gennaio 2019), Associazione Faunisti Veneti, www.faunistiveneti.it.

Bon M., Scarton F., 2009. *Vertebrati terrestri*, in Minelli A. (ed.), Lagune ed estuari. Quaderni Habitat. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio · Museo Friulano di Storia Naturale di Udine: 113-133.

Curiel D., Miotti C., Zucchetta M., Rismondo A., 2017. Le dinamiche distributive delle praterie a fanerogame marine delle bocche di porto. In "Il controllo ambientale della costruzione del Mose. 10 anni di monitoraggi tra mare e Laguna di Venezia", P. Campostrini, C. Dabalà, P. Del Negro, L. Tosi (editors), CORILA, pp. 311-350.

Duffy J.E., 2006. *Biodiversity and the functioning of seagrass ecosystems*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 311: 233–250.

Hemminga M.A., Duarte C.M., 2000. *Seagrass ecology*. Cambridge University Press, New York, 298 pp.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche per il Veneto, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia) - SGS ECOLOGIA, 1991. Nuovi interventi per la salvaguardia di Venezia. Composizione delle comunità biologiche. 1a Fase. Rilievi sui popolamenti delle barene ed aree circostanti e sulla vegetazione dei bassifondi. Studio A.3.16. Rapporto Finale. Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbli-

che per il Veneto, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia) · SELC, 2004. Studio B.6.78/I · Attività di monitoraggio alle bocche di porto controllo delle comunità biologiche lagunari e marine. Rilievo del macrozoobenthos in Laguna in corrispondenza delle aree di bocca. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - SELC, 2005a. Attività di monitoraggio ambientale della laguna di Venezia. Esecutivo del 2° stralcio triennale (MELa2). Rilievo delle fanerogame marine in laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe. Attività A - Resocontazione finale della distribuzione della vegetazione acquatica sommersa (fanerogame marine e macroalghe) in laguna di Venezia (2002-2003-2004). Rapporto finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche per il Veneto, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia) - SELC, 2005b. Monitoraggio dell'Ecosistema Lagunare (MELa2) - 2° stralcio triennale (2002-2005). Linea C. Rilievo della distribuzione delle comunità bentoniche di substrato molle (macro e meiozoobenthos e macrofitobenthos) in Laguna di Venezia - Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - SELC, 2011. *Monitoraggio di mantenimento delle conoscenze sullo stato delle acque e del-*

le macrofite. MELA 5 (2009-2011). Linea B - Macrofite. Rilievo della distribuzione e della copertura della vegetazione acquatica sommersa (mappatura). Rapporto Tecnico 2 (Rilievo del 2010). Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche per il Veneto, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia) - CORILA. 2006-2013. Studio B.6.72 B/1-B/8 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame. Rapporti Finali. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche per il Veneto, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia) - CORILA - CNR-ISMAR, 2009. OP/416. Monitoraggio di mantenimento delle conoscenze sullo stato delle acque e del macrobenthos. Relazione Finale - Attività C.8. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche per il Veneto, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia) - CORILA, 2010-2013. Studio B.6.72 B/5-B/8 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Macrozoobenthos. Rapporti Finali. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Molinaroli E., Guerzoni S., Sarretta A., Masiol M., Pistolato M., 2009. *Thirty-year changes* (1970 to 2000) in bathymetry and sediment

texture recorded in the Lagoon of Venice sub-basins, Italy. Marine Geology 258: 115-125.

Orfanidis S., Panayotidis P., Stamatis N., 2003. *An insight to the ecological evaluation index (EEI)*. Ecological Indicators, 3 (1), 27-33.

Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche per il Veneto, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia - CORILA. 2014-2018. Studio B.6.72 B/13 – Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche per il Veneto, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia - CORILA. 2014-2019. Studio B.6.72 B/9-B/13 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Macrozoobenthos. Rapporti Finali. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche per il Veneto, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia) - KOSTRUTTIVA - SELC, 2018. OP 578 - Controllo dei processi idromorfologici e biologici dell'ecosistema intertidale della Laguna di Venezia ai sensi della Direttiva 2000/60/CE E DEL D.M. 260/2010. Attività B - Mappatura della vegetazione sommersa: aggiornamento della distribuzione delle praterie di fanerogame marine. Rapporto finale sulla vegetazione acquatica sommersa della laguna di venezia: rilievo 2016-2017 (Art. E.P. 5). Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Scarton F., 2017a. Le specie di interesse conservazionistico nidificanti nella laguna aperta, in "Il controllo ambientale della costruzione del Mose. 10 anni di monitoraggi tra mare e Laguna di Venezia", P. Campostrini, C. Dabalà, P. Del Negro, L. Tosi (editors), CO-RILA, Venezia. Stampa Nuova Jolly, Padova: 67-86.

Scarton F., 2017b. Long-term trend of the waterbird community breeding in a heavily man-modified coastal lagoon: the case of the Important Bird Area "Lagoon of Venice", Journal of Coastal Conservation, 21: 35-45.

Scarton F., Baldin M., Montanari M., Cecconi G., Dal Monte L., 2011. *La comunità ornitica presente in sei barene ricostituite della Laguna di Venezia*, Bollettino del Museo di Storia Naturale di Venezia, 62: 157-180.

Scarton F., Montanari M., 2015. Use Of Artificial Intertidal Sites By Birds In A Mediterranean Lagoon And Their Importance For Wintering And Migrating Waders, Journal of Coastal Conservation, 19: 321-334.

Scarton F., Verza E., Guzzon C., Utmar P., Sgorlon G., Valle R., 2018. Laro-limicoli (Charadriiformes) nidificanti nel litorale nord adriatico (Veneto e Friuli-Venezia Giulia) nel periodo 2008-2014: consistenza, trend e problematiche di conservazione, RIO - Research in Ornithology, 88: 33-41.

Sigovini M., 2011. Multiscale dynamics of zoobenthic communities and relationships with environmental factors in the Lagoon of Venice. Tesi di dottorato, Università Ca' Foscari.

Tagliapietra D., Zanon V., Frangipane G., 2006. *Modello di Zonazione gerarchica dei bassofondali della laguna di Venezia, WP1, Tipolo-*

gie ambientali lagunari (Habitat Acquatici Lagunari), in "Relazione finale del Programma di ricerca CORILA, 2004-2006, Linea 3.11: Indicatori e indici di qualità ambientale per la Laguna di Venezia".

Tagliapietra D., Keppel E., Pessa G., Rismondo A., Sigovini M., 2010. *Changes in benthic macroinvertebrate community in the Venetian Lagoon (Italy)* 2002-2007. 39th CIESM Congress, Venezia, 10-14/05/2010. Rapp. Comm. Int. Mer Medit. 39: 673.

Tagliapietra D., Anelli Monti M., Checchin E., Curiel D., Miotti C., Pranovi P., Sigovini M., 2017. La comunità bentonica: breve storia alle bocche di porto. In "Il controllo ambientale della costruzione del Mose: 10 anni di monitoraggi tra mare e Laguna di Venezia". Editors P. Campostrini, C. Dabalà, P. Del Negro, L. Tosi Pp. 353-372.

Viaroli P., Bartoli M., Giordani G., Naldi M., Orfanidis S., Zaldívar J.M., 2008. *Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feed-backs in eutrophic coastal lagoons: a brief overview*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 18: 105–117.

WATER FRAMEWORK DIRECTIVE, 2000. Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000.