

Federico Riccato, Riccardo Fiorin, Daniele Curiel,  
Andrea Rismondo, Claudia Cerasuolo, Patrizia Torricelli

INTERAZIONE TRA IL POPOLAMENTO ITTICO E LE ALGHE BRUNE  
DEL GENERE *CYSTOSEIRA* IN UN AMBIENTE DI SCOGLIERA ARTIFICIALE  
DEL GOLFO DI VENEZIA

**Riassunto.** Uno studio integrato della comunità macroalgale e della fauna ittica di due scogliere artificiali antistanti il litorale di Pellestrina ha rilevato la presenza di 32 specie di pesci e 62 specie di macroalghe. E' stata osservata una significativa correlazione tra le specie ittiche *Symphodus roissali* e *Diplodus annularis* e le macroalghe brune *Cystoseira compressa* f. *compressa* e *Cystoseira barbata* v. *barbata* che costituiscono cinture sommerse nell'infralitorale fotofilo.

**Parole chiave:** *Cystoseira*, specie ittiche, Nord Adriatico, barriere artificiali.

**Summary.** *Interaction between fish and Cystoseira communities of artificial rocky shores in the Gulf of Venice.* Fish and macroalgal community associated with artificial hard substrates in front of Pellestrina littoral (North Adriatic Sea) were studied in order to evaluate existing correlation. 32 species of fish and 62 species of macroalgae were observed while two fish species (*Symphodus roissali* and *Diplodus annularis*) showed high correlation with *Cystoseira* spp.

**Keywords:** fish community, visual census, macroalgal community, *Cystoseira*, North Adriatic Sea.

## INTRODUZIONE

Gli habitat marini costieri sono ambienti estremamente produttivi in grado di sostenere elevate abbondanze di pesci ed invertebrati quali crostacei, molluschi e poriferi (BECK et al., 2001). Le aree costiere ospitano inoltre una grande varietà di specie ittiche, soprattutto negli stadi di sviluppo giovanili, che trovano riparo e nutrimento nelle acque poco profonde. Studi condotti in aree temperate del globo hanno dimostrato come nelle zone costiere la vegetazione sommersa svolga un ruolo chiave e determini un forte effetto sui pattern di distribuzione delle specie ittiche marine (DE MARTINI & ROBERTS, 1990; PIHL et al., 1994; DUFFY & BALZ, 1998) procurando in particolare maggiore disponibilità di cibo e rifugio (ROZAS & ODUM, 1998), sia per le specie erbivore che per quelle invertivore e onnivore che pascolano sull'epifauna associata alla vegetazione.

Il litorale antistante la laguna di Venezia è sostanzialmente costituito da fondali sabbiosilimosi e da limitati substrati rocciosi di origine antropica presenti alle foci dei principali fiumi e a protezione delle bocche di porto della laguna stessa. Queste scogliere artificiali, realizzate principalmente con lo scopo di difesa idraulica, ospitano attualmente comunità macroalgali e ittiche che si sono abbondantemente sviluppate.

La comunità macroalgale della laguna di Venezia e del litorale veneto è estremamente diversificata. La sola laguna, caratterizzata da un'estrema varietà di habitat (aree vallive, paludi e bassifondi, territori a barena, velme e piane di marea, aree di bocche di porto e substrati duri), presenta un livello di biodiversità macroalgale specifica molto elevato e una

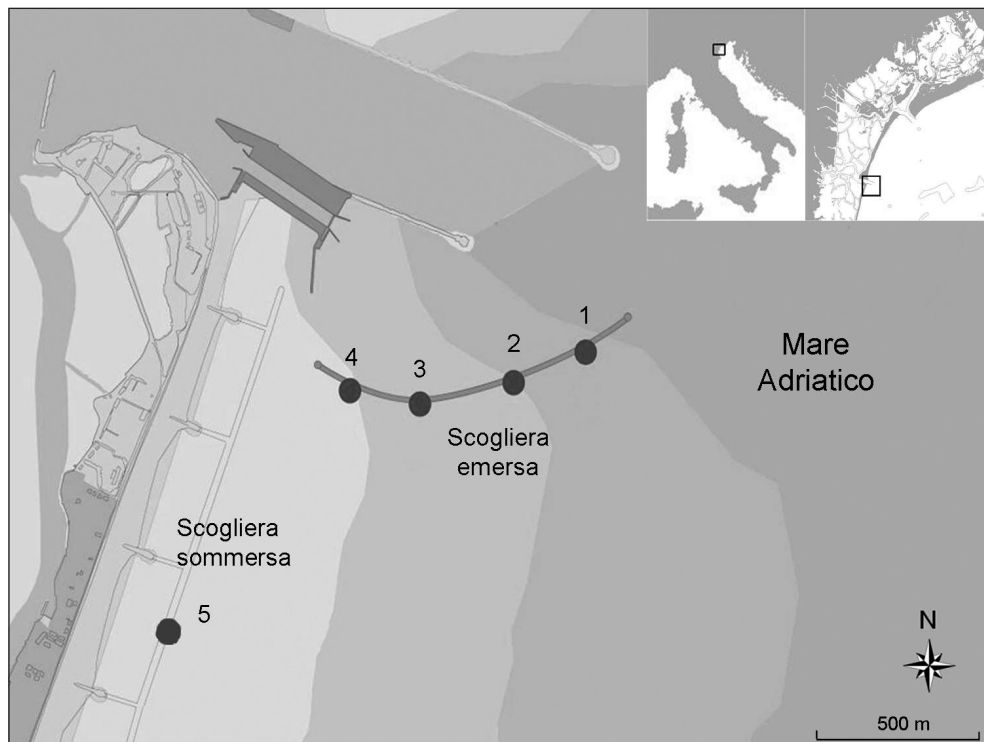


Fig. 1. Area di studio e stazioni di campionamento.

recente revisione delle macroalghe segnalate, dagli anni '80 ad oggi, ha stimato in oltre 270 le specie presenti (SFRISO & CURIEL, 2007).

Sui substrati duri della fascia costiera, dove le profondità sono maggiori, la comunità macroalgale è stata meno indagata, anche per le difficoltà collegate alla necessità di operare in immersione. I più recenti lavori rendono conto di una biodiversità dell'ordine di 60-70 specie sulle scogliere artificiali poste a difesa dei litorali e di circa 130 specie nei moli foranei delle tre bocche di porto (MIOTTI et al., 2006; CURIEL et al., 2009).

Di particolare interesse per le aree lagunari prospicienti le bocche di porto, per i moli foranei e per le barriere a mare è la presenza di due macroalghe del genere *Cystoseira* [*Cystoseira compressa* (Esper) Gerloff et Nizamuddin f. *compressa* e *Cystoseira barbata* (Stachhouse) C. Agardh v. *barbata*] (CURIEL et al., 2002; MARZOCCHI et al., 2003) che in Mediterraneo svolgono il ruolo di habitat former negli ecosistemi del piano infralitorale fotofilo dei substrati duri (GIACCONE & BRUNI, 1971; CORMACI, 1995). E' noto infatti che le comunità a *Cystoseira* rappresentano lo stadio finale (climax) della successione fotofila delle comunità algali di substrato duro (PÈRÈS & PICARD, 1964). Dopo il declino subito negli anni '80 e '90 (CURIEL et al., 2009), queste due specie sono ora molto diffuse: *Cystoseira barbata* si distri-

buisce prevalentemente sui substrati duri della laguna di Venezia e in bocca di porto, mentre *Cystoseira compressa* colonizza preferibilmente i moli foranei e le scogliere a mare.

Sebbene esistano numerosi studi sul popolamento ittico della fascia costiera veneta, sia per quanto concerne la laguna (MALAVASI et al., 2004; FRANCO et al., 2006) sia per gli affioramenti rocciosi di origine naturale (tegnùe), pochi dati sono disponibili in letteratura, a tutt'oggi, sulla comunità ittica dei substrati rocciosi di origine antropica.

Lo scopo del presente lavoro è la descrizione della comunità ittica e macroalgale presente su alcuni substrati di origine antropica antistanti il litorale di Pellestrina; particolare attenzione è stata posta nel valutare eventuali relazioni tra la componente macroalgale e la fauna ittica, in particolare con le due macroalghe del genere *Cystoseira*.

#### AREA DI STUDIO

Il presente studio<sup>1</sup> è stato condotto in due scogliere artificiali (scogliera emersa di Malamocco e scogliera sommersa di Pellestrina) antistanti il litorale di Pellestrina (fig. 1) realizzate dal Magistrato alle Acque attraverso il suo concessionario Consorzio Venezia Nuova (CECCONI et al., 2008).

La scogliera emersa di Malamocco, realizzata tra il 2003 e il 2005, si estende per quasi 1,3 km con orientamento sud-ovest/nord-est. Emerge dall'acqua per 2-3 m ed è posta su fondali con batimetria compresa tra -4 m e -12 m, per una superficie complessiva esposta all'acqua superiore a 100.000 m<sup>2</sup>.

La scogliera sommersa di Pellestrina, realizzata tra il 1995 ed il 1998, si estende in mare per circa 9 km parallelamente al litorale di Pellestrina, ad una distanza di circa 300 m dalla linea di costa. È realizzata su fondali con batimetria di -4 m/-5 m e la sommità dell'opera si trova a 1 m circa sotto il livello medio del mare.

#### METODOLOGIA DI CAMPIONAMENTO

Le attività di campionamento sono state condotte complessivamente in 5 stazioni: 4 poste lungo il pendio della scogliera emersa ed una localizzata sulla scogliera sommersa. Tale approccio è stato scelto al fine di poter operare dei confronti spazio-temporali tra diverse realtà e meglio comprendere le eventuali relazioni presenti tra le comunità macroalgale ed ittica (fig. 1). Le stazioni della scogliera emersa di Malamocco (individuabili con i numeri da 1 a 4) sono ubicate sul lato S-E dell'opera verso il mare aperto, mentre la quinta stazione è stata posizionata sulla scogliera sommersa di Pellestrina in corrispondenza del terzo e quarto pennello.

Per poter effettuare stime quantitative del popolamento ittico e per non utilizzare tecniche di campionamento di tipo distruttivo si è utilizzata la metodologia del visual census (JANSSON

<sup>1</sup> Studio B.6.85 "Valorizzazione ambientale e innesco di processi insediativi della lunata di Malamocco" finanziato da Ministero delle Infrastrutture - Magistrato alle Acque di Venezia - tramite il suo concessionario Consorzio Venezia Nuova.

et al., 1985). Le operazioni di visual census sono state effettuate, con autorespiratore ad aria (ARA), da una coppia di sommozzatori. Il campionamento è stato condotto con la tecnica del percorso o transetto effettuando uscite a cadenza stagionale (autunno-primavera-estate) tra ottobre 2006 e luglio 2007. La metodologia "base" della tecnica impiegata prevede che due operatori prendano nota del numero di individui osservati lungo un percorso lineare prestabilito. Il transetto, della lunghezza di 50 metri, è stato percorso due volte (andata e ritorno) a differenti velocità. Il primo passaggio è stato compiuto ad una velocità abbastanza sostenuta (circa 2 km/h) ed è servito all'osservazione delle sole specie nectoniche (maggiormente soggette al disturbo indotto dalla presenza degli operatori dotati di autorespiratori ad aria). Al secondo passaggio l'andatura è stata più lenta e finalizzata all'individuazione di specie criptiche. Infatti mentre le specie bentoniche, all'avvicinarsi del sommozzatore, rimangono immobili o si spostano di pochi metri andando al più a rifugiarsi nelle proprie tane, al contrario le specie pelagiche tendono ad allontanarsi dall'area indagata (HARMELIN-VIVIEN et al., 1985).

Le abbondanze delle varie specie rinvenute sono state annotate in maniera puntuale per quanto possibile; nei casi in cui non si è potuto adottare tale metodologia (individui in gruppi molto numerosi) si è utilizzata una divisione in classi di abbondanza discrete come riportato in LA MESA & VACCHI (1999). Tutti gli individui osservati sono stati inoltre classificati, sulla base della taglia, in adulti e giovanili, in modo da poter valutare l'utilizzo delle strutture da parte delle diverse specie.

I campionamenti delle macroalghe sono stati eseguiti nelle cinque stazioni a differenti livelli in relazione alla profondità presente nelle due barriere (-1,5 m, -3 m, -5 m e -8 m). In ogni livello, utilizzando attrezzatura ARA, sono state asportate le macroalghe in tre repliche di 30x30 cm mediante grattaggio e sorbona in accordo con le metodiche riportate in GAMBI & DAPPIANO (2003) per un totale di 51 repliche. In laboratorio sono poi state determinate le macroalghe appartenenti alle Rhodophyta, alle Ochrophyta (=Phaeophyta) e alle Chlorophyta. Per ogni macroalga si è provveduto alla stima dell'abbondanza come ricoprimento in accordo con la metodica proposta da BOUDOURESQUE (1971) e della biomassa (peso umido e peso secco). L'analisi della comunità algale è stata eseguita anche sulla base dei gruppi morfologici quali encrusting forming (alghe incrostanti), turf forming (alghe inferiori a 10 mm) ed erect forming (alghe maggiori di 10 mm) o dei gruppi funzionali proposti da STENECK & DETHIER (1994) (articulated algae, laethery algae, corticate-terete algae, crustose algae, filamentous algae, foliose algae).

#### ANALISI STATISTICHE

L'analisi della composizione tassonomica della comunità è stata basata sul contributo percentuale delle abbondanze degli individui appartenenti alle diverse specie. Le stazioni sono state raggruppate su base spaziale, accorpando i dati provenienti dalle 4 stazioni sulla scogliera emersa e confrontandoli con quelli ottenuti dalla stazione posta sulla scogliera sommersa.

Le eventuali variazioni spazio-temporali presenti nel popolamento ittico sono state indagate usando il pacchetto software Primer™ 6.0, rappresentando dapprima i dati mediante MDS (multi-dimensional scaling) e quindi analizzandone i risultati con il test ANOSIM ad

una via. Il contributo di ciascuna specie alla similarità osservata è stato stimato con l'algoritmo SIMPER. I dati sono stati standardizzati, trasformando le abbondanze reali tramite radice quadrata, in modo tale da far risaltare anche il contributo fornito alla comunità dalle specie campionate con basse numerosità, e quindi riordinati in una matrice di similarità mediante l'indice di Bray-Curtis.

Il contributo dato dalla presenza di individui allo stadio giovanile o subadulto (non sessualmente maturi), fattore di estrema importanza nel valutare il grado di colonizzazione di opere sommerse neofornate, è stato vagliato e confrontato con quello degli individui adulti.

Le relazioni tra la copertura macroalgale e l'abbondanza delle singole specie ittiche sono state valutate mediante la correlazione non parametrica di Spearman. La copertura algale (*Cystoseira* spp., altre alghe, totale) è stata messa in relazione con il numero totale di individui delle sole specie di pesci presenti durante l'intero periodo di campionamenti.

## RISULTATI

### La comunità ittica

Il campionamento ha portato all'identificazione complessiva nei due ambienti indagati di 5622 esemplari appartenenti a 32 specie di pesci ossei ascrivibili ad 11 famiglie (tab. 1). La famiglia rappresentata dal maggior numero di specie è risultata essere quella degli Sparidae (8 specie), seguita da Blennidae (7), Labridae (5), Gobidae (4), Mugilidae (2). Le rimanenti famiglie sono risultate rappresentate da un'unica specie.

L'analisi della composizione tassonomica delle comunità censite sulle due scogliere (figg. 2-3) ha rivelato come in entrambi i casi il popolamento ittico risulti dominato, in termini di abbondanza numerica, dalle stesse specie (*Atherina boyeri* e *Diplodus annularis*) che contribuiscono per oltre il 75% dell'abbondanza complessiva.

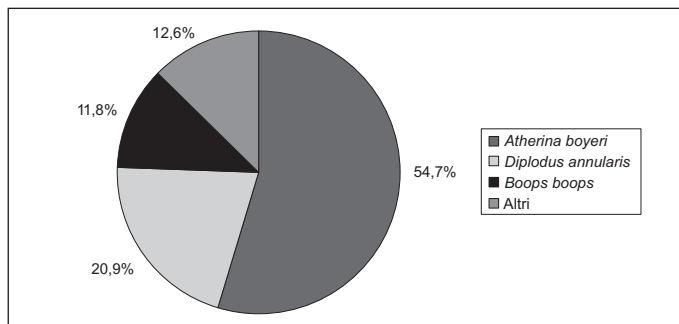
La terza specie in ordine di abbondanza è invece risultata la boga (*Boops boops*) nel caso della scogliera emersa e il tordo verde (*Symphodus roissali*) nel caso della scogliera sommersa.

L'ordinamento multidimensionale (MDS) delle stazioni di campionamento nelle diverse campagne (fig. 4) ha evidenziato l'esistenza di due raggruppamenti distinti: la comunità ittica delle stazioni di campionamento della prima campagna (autunno 2006) mostra di separarsi in maniera netta dalle altre due campagne di censimento. I dati relativi alla seconda campagna (primavera 2007) risultano relativamente dispersi, tanto da non permettere una separazione netta dai dati relativi alla terza campagna di campionamento (estate 2007). Dall'ordinamento non risultano invece similitudini tra stazioni di campionamento, a dimostrare come il fattore stagionale sia molto più importante del fattore spaziale in questo tipo di ambiente.

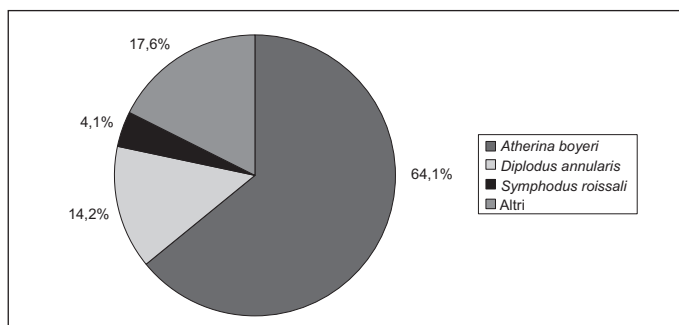
| Famiglia        | Specie                             | Stadio vitale | Campagna 1 Autunno | Campagna 2 Primavera | Campagna 3 Estate | Totale |
|-----------------|------------------------------------|---------------|--------------------|----------------------|-------------------|--------|
| Atherinidae     | <i>Atherina boyeri</i>             | A/J           | 0                  | 1850                 | 1304              | 3154   |
| Blennidae       | <i>Aidablennius sphinx</i>         | A             | 2                  | 8                    | 0                 | 10     |
|                 | <i>Lipophrys dalmatinus</i>        | J             | 0                  | 0                    | 2                 | 2      |
|                 | <i>Parablennius gattorugine</i>    | J             | 2                  | 0                    | 0                 | 2      |
|                 | <i>Parablennius rouxi</i>          | A             | 5                  | 0                    | 0                 | 5      |
|                 | <i>Parablennius sanguinolentus</i> | A             | 16                 | 17                   | 6                 | 39     |
|                 | <i>Parablennius tentacularis</i>   | A             | 15                 | 18                   | 0                 | 33     |
|                 | <i>Salaria pavo</i>                | A             | 0                  | 11                   | 1                 | 12     |
| Centracanthidae | <i>Spicara smaris</i>              | J             | 1                  | 0                    | 0                 | 1      |
| Gobidae         | <i>Gobius cobitis</i>              | A             | 5                  | 13                   | 0                 | 18     |
|                 | <i>Gobius niger</i>                | A/J           | 16                 | 12                   | 6                 | 34     |
|                 | <i>Gobius paganellus</i>           | A             | 5                  | 2                    | 0                 | 7      |
|                 | <i>Zosterisessor ophiocephalus</i> | J             | 0                  | 0                    | 1                 | 1      |
| Labridae        | <i>Labrus viridis</i>              | J             | 0                  | 1                    | 0                 | 1      |
|                 | <i>Symphodus mediterraneus</i>     | A/J           | 12                 | 25                   | 4                 | 41     |
|                 | <i>Symphodus roissali</i>          | A/J           | 66                 | 67                   | 28                | 161    |
|                 | <i>Symphodus rostratus</i>         | A             | 1                  | 0                    | 0                 | 1      |
|                 | <i>Symphodus tinca</i>             | A             | 20                 | 14                   | 14                | 48     |
| Mugilidae       | <i>Chelon labrosus</i>             | A             | 0                  | 14                   | 0                 | 14     |
|                 | <i>Liza aurata</i>                 | A/J           | 0                  | 40                   | 0                 | 40     |
| Mullidae        | <i>Mullus surmuletus</i>           | J             | 0                  | 19                   | 32                | 51     |
| Pomacentridae   | <i>Chromis chromis</i>             | A             | 12                 | 0                    | 0                 | 12     |
| Serranidae      | <i>Serranus scriba</i>             | A             | 0                  | 1                    | 0                 | 1      |
| Sparidae        | <i>Boops boops</i>                 | A/J           | 90                 | 400                  | 92                | 582    |
|                 | <i>Diplodus annularis</i>          | A/J           | 194                | 332                  | 592               | 1118   |
|                 | <i>Diplodus vulgaris</i>           | J             | 3                  | 33                   | 111               | 147    |
|                 | <i>Diplodus sargus</i>             | J             | 1                  | 0                    | 9                 | 10     |
|                 | <i>Lithognathus mormyrus</i>       | J             | 0                  | 9                    | 0                 | 9      |
|                 | <i>Oblada melanura</i>             | J             | 0                  | 21                   | 5                 | 26     |
|                 | <i>Sarpa salpa</i>                 | J             | 0                  | 25                   | 0                 | 25     |
|                 | <i>Spondyliosoma cantharus</i>     | J             | 0                  | 0                    | 16                | 16     |
| Syngnathidae    | <i>Hippocampus guttulatus</i>      | A             | 0                  | 0                    | 1                 | 1      |

**Tab. 1.** Lista delle specie rinvenute e relativo stadio vitale (A=adulto; J=giovanile). Per ciascuna campagna di campionamento viene riportato il numero di esemplari censiti.

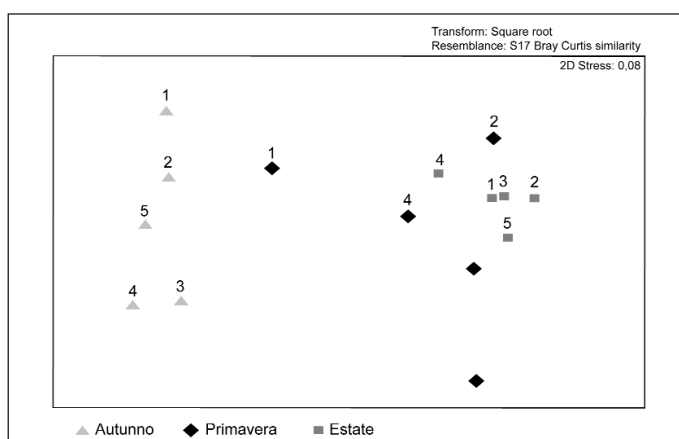
L'analisi della similarità condotta usando come variabile la campagna di campionamento ha evidenziato come la separazione messa in luce nel plot risulti statisticamente significativa (Global R: 0,73;  $p < 0,01$ ). Le specie che maggiormente contribuiscono alla dissimilarità tra la campagna autunnale e la campagna primaverile sono risultate essere *Atherina boyeri* (35,8%), *Boops boops* (11,1%), *Diplodus annularis* (6,4%) rinvenute con maggiori abbondanze nella campagna primaverile. Nel confronto a coppie, tra il popolamento estivo e quello autunnale, tre specie sono risultate fondamentali nello spiegare la dissimilarità fra campioni: *Atherina boyeri* (34,7%), *Diplodus annularis* (10%), *Diplodus vulgaris* (9%), tutte e tre a dominare il campione estivo. Nessun risultato è invece emerso dall'analisi della varianza condotta tra stazioni di campionamento.



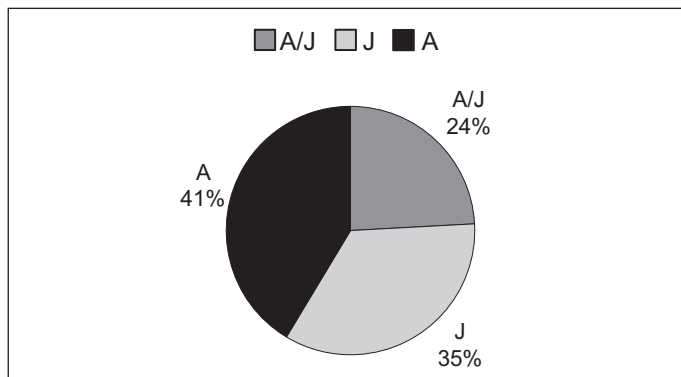
**Fig. 2.** Composizione del popolamento ittico della scogliera emersa in termini di abbondanza totale secondo il raggruppamento tassonomico. Vengono riportate le percentuali relative all'abbondanza delle tre specie più frequenti.



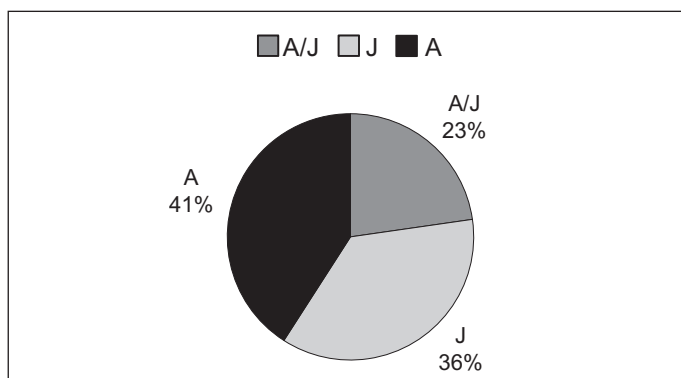
**Fig. 3.** Composizione del popolamento ittico della scogliera sommersa in termini di abbondanza totale secondo il raggruppamento tassonomico. Vengono riportate le percentuali relative all'abbondanza delle tre specie più frequenti.



**Fig 4.** Rappresentazione multidimensionale dei dati relativi alle campagne di visual census effettuate. Vengono riportate le tre differenti campagne e le 5 stazioni di campionamento.



**Fig. 5.** Composizione del popolamento ittico della scogliera emersa in funzione dello stadio vitale degli esemplari censiti.



**Fig. 6.** Composizione del popolamento ittico della scogliera sommersa in funzione dello stadio vitale degli esemplari censiti.

L'analisi della componente giovanile della comunità ha rivelato come, sia sulla scogliera emersa, sia sulla scogliera sommersa, mediamente il 35% delle specie fosse costituito esclusivamente da esemplari non sessualmente maturi, a fronte di percentuali superiori al 40 per quanto riguarda le specie censite nella sola fase adulta (figg. 5-6).

### La comunità macroalgale

Nelle stazioni della scogliera emersa sono state rinvenute 62 macroalghe appartenenti 35 alle Rhodophyta, 12 alle Ochrophyta e 15 alle Chlorophyta (MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA - SELC, 2007). Il ricoprimento, che misura lo spazio occupato dalle macroalghe sul substrato, denota una marcata dominanza delle Ochrophyta (83%) i cui maggiori ricoprimenti sono dati principalmente dalle alghe brune del genere *Cystoseira* (*Cystoseira compressa* e



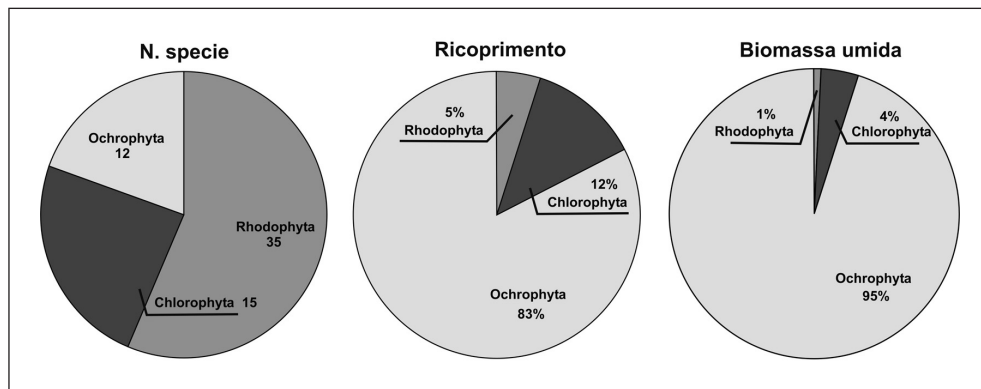


Fig. 7. Numero di specie e abbondanza (ricoprimento e biomassa) delle tre categorie macroalgali.

*Cystoseira barbata*) tra 2 e 4 metri di profondità e da *Dictyopteris polypodioides* tra 4 e 6 metri di profondità. Solo secondariamente contribuiscono anche le Rhodophyta calcaree *Lithophyllum pustulatum* e *Corallina elongata* e nei livelli più superficiali (1-2 m) anche la Chlorophyta *Ulva laetevirens*. La biomassa conferma ancor di più la dominanza delle Ochrophyta (95%) con *Cystoseira barbata*, *Cystoseira compressa* e *Dictyopteris polypodioides*, la sola *Ulva laetevirens* per le Chlorophyta e le alghe calcaree *Lithophyllum pustulatum* e *Corallina elongata* per le Rhodophyta (fig. 7).

Le specie algali più frequenti per fedeltà statistica (specie esclusive ed elettive) sono le Rhodophyta *Antithamnion cruciatum*, *Bangia atropurpurea*, *Lithophyllum pustulatum*, *Radicilingua thysanorizhans*, le Ochrophyta *Dictyopteris polypodioides*, *Cystoseira compressa* e *Dictyota* spp. e le Chlorophyta di un'ampia tolleranza alle condizioni ambientali quali *Chaetomorpha linum* e *Ulva laetevirens*.

La suddivisione dell'abbondanza delle specie sulla base delle caratteristiche ecologiche (alghe fotofile e alghe sciafile) e dei gruppi funzionali (struttura e complessità dei talli – articulated algae, laethery algae, corticate-terete algae, crustose algae, filamentous algae, foliose algae) e dei gruppi morfologici (encrusting layer, turf layer, erect layer) permette di cogliere alcune caratteristiche della comunità macrolagale.

Considerando le limitate profondità dell'area, le macroalghe fotofile risultano nettamente dominanti (90%) sulle sciafile per la cospicua presenza di *Cystoseira* spp. La componente sciafila, pur essendo costituita da un significativo numero di specie, risulta limitata in ricoprimento dove si segnalano solamente l'Ochrophyta *Dictyopteris polypodioides* e la Rhodophyta *Lithophyllum pustulatum*.

La suddivisione per gruppi morfologici denota uno scarso ricoprimento dei substrati delle specie di minore dimensione (turf layer <10 mm) e delle encrusting layer, queste ultime limitate anche per il relativo breve periodo di immersione dei substrati. A ricoprire i substrati sono quindi quasi esclusivamente le erect layer, riconducibili essenzialmente alle alghe brune *Cystoseira* spp. e *Dictyopteris polypodioides* e all'alga verde *Ulva laetevirens*. *Cystoseira* spp.

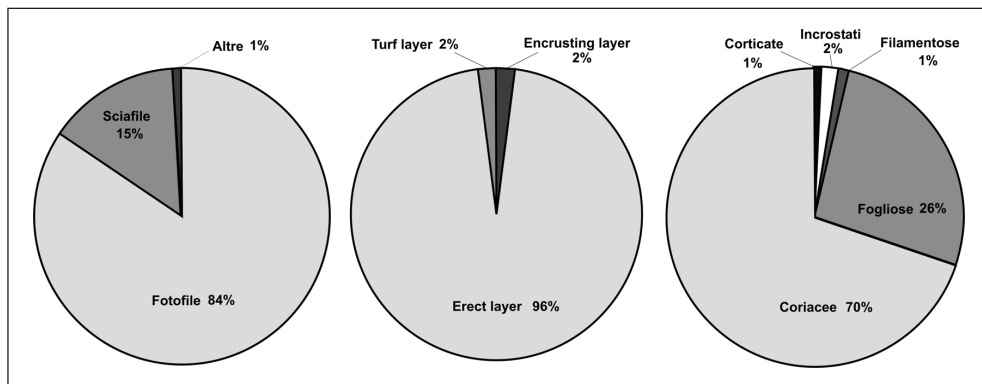


Fig. 8. Ripartizione dell'abbondanza delle macroalghe sulla base dello stato ecologico (sciafile/fotofile) e dei gruppi morfologici e funzionali.

|                                    | Copertura <i>Cystoseira</i> sp. | Copertura altre alghe | Copertura totale |
|------------------------------------|---------------------------------|-----------------------|------------------|
| <i>Boops boops</i>                 | -0,200000                       | -0,500000             | -0,200000        |
| <i>Diplodus annularis</i>          | <b>0,900000</b>                 | 0,400000              | <b>0,900000</b>  |
| <i>Diplodus vulgaris</i>           | -0,800000                       | -0,200000             | -0,800000        |
| <i>Gobius niger</i>                | 0,359092                        | -0,718185             | 0,359092         |
| <i>Parablennius sanguinolentus</i> | -0,051299                       | 0,666886              | -0,051299        |
| <i>Symphodus mediterraneus</i>     | -0,564288                       | -0,666886             | -0,564288        |
| <i>Symphodus roissali</i>          | <b>0,974679</b>                 | 0,359092              | <b>0,974679</b>  |
| <i>Symphodus tinca</i>             | 0,100000                        | -0,100000             | 0,100000         |

Tab. 2. Correlazioni di Spearman tra le abbondanze delle 8 specie ittiche rinvenute durante l'intero ciclo di campionamento e le coperture algali. In grassetto sono evidenziati i risultati statisticamente significativi.

ed *Ulva laetevirens* si rinvencono più in superficie essendo specie fotofile, mentre *Dictyopteris polypodioides* si trova soprattutto in profondità, essendo specie sciafila (fig. 8).

In relazione ai gruppi funzionali si osserva che sono abbondanti per ricoprimento le laethery algae (*Cystoseira* spp.) di "pregio ecologico" e le foliose algae il cui contributo è dato quasi esclusivamente dall'Ochrophyta *Dictyopteris polypodioides* (indicatrice di torbidità) e dall'alga verde *Ulva laetevirens* (specie eutrofica).

L'analisi della comunità bentonica per caratteristiche morfo-funzionali e adattamento alla qualità delle acque è in accordo con le caratteristiche del sito e l'età di immersione dei massi. La dominanza della componente fotofila è riconducibile al fatto che la scogliera emersa si trova su un battente relativamente modesto e che solo pochi rilievi sono stati eseguiti oltre i 5 m di profondità. Infatti, negli affioramenti rocciosi denominati "tegne", dove le profondità sono superiori ai 10 m, i rapporti di abbondanza si invertono: le alghe sciafile prevalgono su quelle fotofile e scompaiono le specie a tallo eretto (ARPAV, 2006).

Nella scogliera emersa i substrati rocciosi sono quindi colonizzati prevalentemente dall'alga verde a tallo eretto e foglioso (*Ulva laetevirens*) in superficie e dalle Ochrophyta a tallo eretto e coriaceo che costituiscono una cintura sommersa a *Cystoseira* spp. sino a 4-5 m di profondità. Va segnalato che l'associazione *Cystoseira compressa* è inserita nell'elenco delle biocenosi bentoniche del Mediterraneo da proteggere secondo il RAC/SPA (Regional Activity Center for Special Protected Areas) di Tunisi.

### **Correlazione tra la comunità ittica e la comunità macroalgale**

I risultati delle correlazioni tra la copertura macroalgale e le abbondanze delle specie ittiche nelle stazioni di campionamento sono risultati significativi in due casi. Le specie *Symphodus roissali* (tordo verde) e *Diplodus annularis* (sarago sparaglione) sono risultate positivamente e significativamente correlate con la copertura algale di *Cystoseira* spp. e la copertura algale totale (tab. 2). Considerando che oltre l'80% della copertura dei substrati e il 90% della biomassa umida è data dalle due specie del genere *Cystoseira*, appare evidente che la correlazione tra le specie ittiche e la comunità macroalgale è prevalentemente da correlare a queste due Ochrophyta a tallo arborescente. Questa valutazione è ulteriormente avvalorata dal fatto che nei rilievi di visual census le specie ittiche in oggetto non sono state osservate nella parte inferiore della scogliera dove sono assenti le coperture a *Cystoseira*.

### **DISCUSSIONE E CONCLUSIONI**

Lo studio condotto ha evidenziato come, nelle scogliere artificiali poste nelle vicinanze della bocca di porto di Malamocco, sia presente una comunità ittica diversificata e abbondante. La dispersione passiva di larve planctoniche legata al costante flusso mareale, le migrazioni attive da e per la laguna compiute da molte specie, unite alla posizione di passaggio obbligato nella quale si trovano queste scogliere, hanno sicuramente favorito un così rapido processo di colonizzazione.

L'analisi della varianza ha rivelato come il popolamento ittico della scogliera emersa di Malamocco non risulti statisticamente differente da quello rilevato sulla scogliera sommersa di Pellestrina. Per quanto questo risultato sia il frutto di un campionamento effettuato su tre soli intervalli temporali, il dato ricavato induce comunque a pensare che sulla scogliera emersa, messa in posa da soli due anni, sia presente una comunità ittica abbastanza ben strutturata e stabile, non facilmente distinguibile dal popolamento presente sulla scogliera sommersa, messa in posa da oramai 10 anni.

La presenza, in un determinato ambiente, dei soli individui giovanili (che risultano quindi separati temporalmente o fisicamente dagli adulti della medesima specie) è un fattore indicativo del possibile ruolo di nursery (DEEGAN et al., 2000).

Questa condizione è stata osservata in entrambe le scogliere indagate, dove oltre un terzo delle specie è stato censito esclusivamente allo stadio giovanile.

Confrontando il numero di specie censite con quanto osservato in diversi studi condotti in altri ambienti mediterranei, è possibile notare come il dato ottenuto per le scogliere sommerse

del litorale veneziano (32 specie per 11 famiglie) rientri nel range riportato in letteratura relativamente a comunità ittiche di habitat roccioso in ambiente mediterraneo. Tale intervallo risulta compreso tra le 21 specie registrate da GUIDETTI (2000) ad Otranto e le 45 (16 famiglie) rinvenute in ambienti rocciosi della costa francese (RUITTON et al., 2000). Per quanto riguarda i popolamenti ittici di substrati duri artificiali, un dato interessante è riportato per un'area della costa ligure dove, a distanza di oltre 10 anni, si è rilevata una comunità composta da 44 specie ascrivibili a 16 famiglie (RELINI et al., 2002).

Come rilevato in altri studi (RELINI et al., 1996, 2002; SINIS et al., 2000) anche la comunità ittica delle scogliere artificiali del litorale veneto è soggetta a variazioni temporali, sia in termini di specie, sia in termini di abbondanza. Periodo riproduttivo, innalzamento della temperatura delle acque (MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA - DIPARTIMENTO SCIENZE AMBIENTALI, 2007), in accordo con le migrazioni naturalmente compiute da e per le aree costiere di determinate specie, sono le cause principali delle fluttuazioni riscontrate nella composizione della comunità ittica. La stessa fluttuazione che manifestano i popolamenti a *Cystoseira* nell'arco dell'anno (CORMACI, 1995) in termini di dimensioni dei talli e di epifiti che sono in grado di supportare, incidendo sulla funzione di protezione e fonte di nutrimento, può indurre variazioni sul numero e sull'abbondanza delle specie ittiche.

La messa in posa di substrati rocciosi artificiali ha fornito un nuovo substrato per l'inse-diamento di una comunità bentonica ed ha conseguentemente aumentato la capacità portante complessiva dell'area. In particolare, la presenza di una tra le più uniformi e continue cinture a *Cystoseira* presente sulle coste italiane del Nord Adriatico ha probabilmente accelerato le dinamiche di colonizzazione da parte della fauna vagile. Le alghe del genere *Cystoseira* possono infatti modulare lo sviluppo delle comunità bentonica e neotonica incidendo sul reclutamento degli epibionti e sull'efficacia dei predatori o agendo sulle caratteristiche chimico-fisiche della colonna d'acqua (luce, sedimentazione, ecc.) (MENGE, 1978), svolgendo un ruolo di canopy algae forming per diverse specie, sia bentoniche, sia neotoniche (BENEDETTI-CECCHI & CINELLI, 1992; BULLERI et al., 2002; FALACE & BRESSAN, 2004). L'accentuato sviluppo in altezza e l'ampia ramificazione permette ai talli di svolgere la funzione di rifugio dai predatori per pesci di piccola/media taglia e di nutrimento per una comunità macrobentonica varia ed abbondante (TURK et al., 2007). Quanto rilevato da TURK et al. (2007) per le coste della Slovenia circa l'importanza delle comunità a *Cystoseira* per la fauna ittica, nelle barriere oggetto del nostro studio è ulteriormente accentuato dal fatto che la torbidità media dell'acqua ha semplificato e ridotto il numero di specie che possono svolgere tale ruolo ecologico (le Chlorophyta *Padina pavonia*, *Halimeda tuna*, *Flabellia petiolata* e *Valonia utricularis*, le Ochrophyta *Sphacelaria cirrhosa* e *Halopteris scoparia* e la Rhodophyta *Wrangelia penicillata*). Le interazioni positive riscontrate tra le coperture di *Cystoseira* spp. e le abbondanze di *Diplodus annularis* e *Symphodus roissali* possono venir quindi interpretate alla luce del ruolo di canopy algae forming svolto da questa Ochrophyta.

La funzione di protezione ed, al contempo, di nutrimento fornito dalla cintura a *Cystoseira* spp., si è probabilmente rilevata fondamentale per la formazione di popolazioni stabili (entrambe le specie sono state censite sia allo stadio adulto sia allo stadio giovanile, tab. 1) di *Diplodus annularis* e *Symphodus roissali*.

Lo studio ha messo in evidenza l'importante ruolo svolto dalla comunità a *Cystoseira* nell'incrementare l'eterogeneità spaziale e favorire la realizzazione di nuove e diversificate nicchie ecologiche colonizzabili da diverse comunità di organismi, sia vegetali che animali. Il popolamento ittico, in particolare, appare la componente che ha saputo in misura maggiore beneficiare della presenza di *Cystoseira* spp., avendo raggiunto, in pochi anni, un elevato livello di diversificazione qualitativo e quantitativo.

### Bibliografia

- ARPAV, 2006. Fornitura di servizi tecnico scientifici, analitici e informativi per attività di studio e monitoraggio ambientale in acque marino – costiere del Veneto (tegnue). Rapporto tecnico periodico n. 3. Esecutori Thetis-SELC.
- BECK M.W., HECK JR K.L., ABLE K.W., CHILDERS D.L., EGGLESTON D.B., GILLANDERS B.M., HALPERN B., HAYS C.G., HOSHINO K., MINELLO T.J., ORTH R.J., SHERIDAN P.F., WEINSTEIN M.P., 2001. The identification, conservation and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience*, 51: 633–641.
- BENEDETTI-CECCHI L., CINELLI F., 1992. Effects of canopy cover, herbivores and substratum type on patterns of *Cystoseira* spp. settlement and recruitment in littoral rockpools. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 90: 183–191.
- BOUDOURSQUE C.F., 1971. Méthods d'étude qualitative et quantitative du benthos (en particulier phytobenthos). *Tethys*, 3 (1): 79–104.
- BULLERI F., BENEDETTI-CECCHI L., ACUNTO S., CINELLI F., HAWKINS S.J., 2002. The influence of canopy algae on vertical patterns of distribution of low-shore assemblages on rocky coasts in the northwest Mediterranean. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 267: 89–106.
- CECCONI G., CERASUOLO C., CURIEL D., RICCATO F., RISMONDO A., ROSA SALVA P., TORRICELLI P., 2008. Nuovi habitat costieri dalle opere per la difesa dal mare. Gli ambienti sommersi delle scogliere di Pellestrina e Malamocco. *Quaderni Trimestrali Consorzio Venezia Nuova*, XVI (1): 11–35.
- CORMACI M., 1995. Struttura e periodismo dei popolamenti a *Cystoseira* (Fucophyceae, Fucales) del Mediterraneo. *Giorn. Bot. Ital.*, 129: 357–366.
- CURIEL D., DRI C., MARIO S., MARZOCCHI M., 2002. Area minima di campionamento per lo studio qualitativo di un popolamento di *Cystoseira barbata* (Stackhouse) C. Agardh var. *barbata* e *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar in Laguna di Venezia. *Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia*, 53: 23–31.
- CURIEL D., MIOTTI C., MARZOCCHI M., 2009. Distribuzione quali-quantitativa delle macroalghe dei moli foranei della Laguna di Venezia. *Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia*, 59 (2008): 3–18.
- DE MARTINI E.E., ROBERTS D.A., 1990. Effects of giant kelp (*Macrocystis*) on the density and abundance of fishes in a cobble-bottom kelp forest. *Bull. Mar. Sci.*, 46: 287–300.
- DEEGAN L.A., HUGHES J.E., ROUNTREE R.A., 2000. Salt marsh ecosystem support of marine transient species. In: Weinstein M.P., Kreeger D.A. (eds.), Concepts and controversies in tidal marsh ecology. *Kluwer Academic Publishers*, Dordrecht, The Netherlands: 333–365.
- DUFFY K.C., BALTZ D.M., 1998. Comparison of fish assemblages associated with native and exotic submerged macrophytes in the Lake Pontchartrain estuary, USA. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 223: 199–221.
- FALACE A., BRESSAN G., 2004. Intervento pilota di restauro biologico mediante tecniche di trapianto algale. *Biol. Mar. Medit.*, 11: 499–503.
- FRANCO A., FRANZOI P., MALAVASI S., RICCATO F., TORRICELLI P., 2006. Fish assemblages in different shallow water habitats of the Venice Lagoon. *Hydrobiologia*, 555: 159–174.
- GAMBI M.C., DAPPIANO M. (eds.), 2003. Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.*, 10 (Suppl.), 637 pp.
- GIACCONE G., BRUNI A., 1971. Le Cistoseire delle coste Italiane. *Ann. Univ. Ferrara (N.S.) Ser. IV Bot.* 4: 45–70.
- GUIDETTI P., 2000. Differences among fish assemblages associated with nearshore *Posidonia oceanica* seagrass beds, rocky algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea. *Est. Coast. And Shelf Science*, 50: 515–529.
- HARMELIN-VIVIEN M.L., HARMELIN J.G., CHAUVET C., DUVAL C., GALZIN R., LAJEUNE P., BARNABE G., BLANC F., CHEVALIER L., DUCLERC J., LASSERRE G., 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: méthodes et problèmes. *Revue d'Ecologie. La Terre et la Vie*, 40: 467–539.

- JANSSON B.O., ANEER G., NELLBRING S., 1985. Spatial and temporal distribution of the demersal fish fauna in a Baltic archipelago as estimated by SCUBA census. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 23: 31–43.
- LA MESA G., VACCHI M., 1999. An analysis of the coastal fish assemblage of the Ustica Island marine riserve (Mediterranean Sea). *Mar. Ecol.*, 20: 147-165.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA – DIPARTIMENTO SCIENZE AMBIENTALI, 2007. Studio B.6.85 - Valorizzazione ambientale ed innesco di processi insediativi della lunata di Malamocco. 2° Rapporto intermedio. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA – SELC, 2007. Studio B.6.85, “Valorizzazione ambientale e innesco di processi insediativi della lunata di Malamocco. Controlli e valutazioni dei processi insediativi delle comunità di substrato duro”, *Rapporto finale*. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- 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. *Journal of Marine Systems*, 51: 19-31.
- MARZOCCHI M., CURIEL D., DRI C., SCATTOLIN M., 2003. Fenologia morfologica e riproduttiva di *Cystoseira barbata* (Stackhouse) C. Agardh var. *barbata* (Fucales, Fucophyceae) nella Laguna di Venezia (Nord Adriatico). *Lavori Soc. Ven. Sc. Nat.*, 28: 21-23.
- MENGE B.A., 1978. Predation intensity in a rocky intertidal community. Relation between predator foraging activity and environmental harshness. *Oecologia*, 34: 1–16.
- MIOTTI C., CHECCHIN E., DRI C., GENTILIN S., PESSA G., RISMONDO A., CURIEL D., CECCONI G., CERASUOLO C., 2006. Biodiversità fito-zoobentonica della barriera sommersa di Pellestrina (Nord Adriatico). *Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia*, 57: 45-52.
- PÉRÈS J.M., PICARD J., 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stn. Mar. Endoume*, 31 (47): 1(5)-137.
- PIHL L., WENNHAGE H., NILSSON S., 1994. Fish assemblage structure in relation to macrophytes and filamentous epiphytes in shallow non-tidal rocky- and soft-bottom habitats, *Environmental Biology of Fishes*, 39: 271–288.
- RELINI G., RELINI M., TORCHIA G., PALANDRI G., 2002. Ten years of censuses of fish fauna on the Loano artificial reef. *ICES J. of Mar. Sci.* 59: 132-137.
- RELINI M., TORCHIA G., RELINI G., 1996. Evoluzione del popolamento ittico sulla barriera artificiale di Lavagna. *Biol. Mar. Medit.*, 3 (1): 230-236.
- ROZAS L.P., ODUM W.E., 1988. Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: testing the roles of food and refuge. *Oecologia*, 77: 101-106.
- RUITTON S., FRANCOUR P., BOUDOURESQUE C.F., 2000. Relationship between algae, benthic herbivorous invertebrates and Fishes in rocky sublittoral communities of a temperate sea (Mediterranean). *Est. Coast. Shelf Science* 50: 217-230.
- SFRISO A., CURIEL D., 2007. Check-list of marine seaweeds recorded in the last 20 years in the Venice lagoon and comparison with the previous records. *Bot. Mar.*, 50: 22-58.
- SINIS A.I., CHINTIROGLOU C.C., STERGIUO K.I., 2000. Preliminary results from the establishment of experimental artificial reefs in the N. Aegean Sea (Chalkidiki, Greece). *Belg. J. Zool.*, 130 (1): 139-143.
- STENECK R.S., DETHIER M.N., 1994. A functional group approach to the structure of algal dominated communities. *Oikos*, 69:476-498.
- TURK R., ORLANDO-BONACA M., DOBRAJC Z., LIPEJ L. 2007. *Cystoseira* communities in the Slovenian coast and their importance for fish fauna. Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Marseille, 27-29 March 2007), 300 pp.

#### **Indirizzo degli autori:**

Federico Riccato, Riccardo Fiorin, Patrizia Torricelli – Università Ca’ Foscari Venezia, Dipartimento di Scienze Ambientali, Castello 2737/b, I-30122 Venezia, Italia; e-mail: frederik@unive.it  
Daniele Curiel, Andrea Rismondo - SELC Soc. Coop., Via dell’Elettricità 3d, I-30175 Marghera-Venezia, Italia  
Claudia Cerasuolo - Consorzio Venezia Nuova, Servizio Ingegneria, S. Marco 2803, I-30124 Venezia, Italia