

**Πανεπιστήμιο Αιγαίου
Τμήμα Επιστημών της Θάλασσας**

Τροφοδυναμική μελέτη της κοινότητας ψαριών και διαθεσιμότητα τροφής σε ένα ενδιαίτημα του χλωροφύκου *Caulerpa prolifera* στην ανατολική Μεσόγειο (Όρμος Ελούντας, Κρήτη)

Μαρία Μαϊδανού

Διδακτορική Διατριβή



2018

Μέλη τριμελούς συμβουλευτικής επιτροπής

Δρ. Δρόσος Κουτσούμπας (επιβλέπων)
Καθηγητής
Πανεπιστήμιο Αιγαίου

Δρ. Κωνσταντίνος Ντούνας
Ερευνητής Α΄
Ελληνικό Κέντρο Θαλασσίων Ερευνών

Δρ. Παναγιώτα Κουλούρη
Ερευνήτρια Β΄
Ελληνικό Κέντρο Θαλασσίων Ερευνών

Μέλη επταμελούς εξεταστικής επιτροπής

Δρ. ΜΑΡΙΟΣ-ΣΤΥΛΙΑΝΟΣ ΚΑΤΣΑΝΕΒΑΚΗΣ, Αναπλ. Καθηγητής, Τμήμα Επιστημών Θάλασσας,
Πανεπιστήμιο Αιγαίου

Δρ. ΙΩΑΝΝΗΣ ΜΠΑΤΖΑΚΑΣ, Επίκ. Καθηγητής, Τμήμα Επιστημών Θάλασσας, Πανεπιστήμιο
Αιγαίου

Δρ. ΒΑΣΙΛΕΙΟΣ ΜΠΑΚΟΠΟΥΛΟΣ, Αναπλ. Καθηγητής, Τμήμα Επιστημών Θάλασσας,
Πανεπιστήμιο Αιγαίου

Δρ. ΤΣΙΚΛΗΡΑΣ ΑΘΑΝΑΣΙΟΣ, Επίκουρος Καθηγητής, Τμήμα Βιολογίας, Αριστοτέλειο
Πανεπιστήμιο, Θεσσαλονίκης

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

1.Εισαγωγή	11
1.1. Στοιχεία βιολογίας - οικολογίας του μακροχλωροφύκου <i>Caulerpa prolifera</i> στη Μεσόγειο Θάλασσα.....	14
1.2. Τα λιβάδια του χλωροφύκου <i>C. prolifera</i> ως Μεσογειακό ενδιαίτημα.....	18
1.3. Μακροπανιδικές συναθροίσεις ασπονδύλων που σχετίζονται με το ενδιαίτημα της <i>C. prolifera</i>	19
1.4. Η ιχθυοπανίδα που σχετίζεται με το ενδιαίτημα της <i>C. prolifera</i>	21
1.5. Οι τροφικές σχέσεις μεταξύ θαλάσσιων ασπονδύλων και ιχθυοπανίδας στο ενδιαίτημα της <i>C. prolifera</i>	22
1.6. Στόχοι της διατριβής.....	24
2. Μεθοδολογία–Εργασίες Πεδίου	25
3. Αποτελέσματα – Συζήτηση	29
<u>Θεματική Ενότητα Α. Μακροπανιδικές βιοκοινότητες (συναθροίσεις) ασπονδύλων που σχετίζονται με το ενδιαίτημα της <i>C. prolifera</i>.</u>	31
A.1. Maidanou M., Koulouri P., Arvanitidis C., Koutsoubas D. & C. Dounas, 2017. Macrobenthic assemblages structure associated with a <i>Caulerpa prolifera</i> meadow in the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete island)	
<u>Θεματική Ενότητα Β. Η ιχθυοπανίδα που σχετίζεται με το ενδιαίτημα της <i>C. prolifera</i>.</u>	41
Υποκεφάλαιο 1. Koulouri P., Kalogirou S., Maidanou M., Koutsoubas D. & C. Dounas, 2016. Fish and cephalopod assemblage structure of green alga <i>Caulerpa prolifera</i> (Chlorophyta) meadow in the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete Island)......	42
Υποκεφάλαιο 2. Μαϊδανού Μ., Κουλούρη Π., Κρυσταλλάς Α., Κουτσούμπας Δ. & Κ. Ντούνας, 2013. Σύγκριση της δομής και δυναμικής της πανίδας των ψαριών και των κεφαλοπόδων λειμώνων του χλωροφύκου <i>Caulerpa prolifera</i> (Forsskål) J.V Lamouroux και του φανερόγαμου <i>Posidonia oceanica</i> (Linnaeus) Delile, 1813 στον κόλπο της Ελούντας (Κρήτη, Ν. Αιγαίο).....	49
<u>Θεματική ενότητα Γ. Οι τροφικές σχέσεις μεταξύ θαλάσσιων ασπονδύλων και ιχθυοπανίδας στο ενδιαίτημα της <i>C. prolifera</i>.</u>	52

Υποκεφάλαιο 1. Μαιδανου Μ., Koulouri P., Arbanitidis S., Koutsoubas D. & C. Dounas, 2018. Trophodynamics of the fish community associated with a <i>Caulerpa prolifera</i> (Forsskål) meadow and food availability in a shallow semi-enclosed embayment (Elounda Bay, Crete Island).....	53
Υποκεφάλαιο 2. Μαιδανου Μ., Koulouri P., Koutsoubas D. & C. Dounas, 2016. Trophodynamics of fish assemblages associated with <i>Caulerpa prolifera</i> and <i>Posidonia oceanica</i> meadows in a shallow semi-enclosed embayment of the eastern Mediterranean. 51st European Marine Biology Symposium (EMBS).....	65
4.Γενικά Συμπεράσματα.....	68
5.Βιβλιογραφία.....	72
6.Παράρτημα.....	86

Ευχαριστίες

Η εργασία αυτή πραγματοποιήθηκε στο εργαστήριο Θαλάσσιας Βιολογίας του Τμήματος Βιοποικιλότητας και Διαχείρισης Παράκτιων Οικοσυστημάτων, του Ινστιτούτου Θαλάσσιας Βιολογίας, Βιοτεχνολογίας και Υδατοκαλλιεργειών (ΙΘΑΒΒΥΚ) του ΕΛ.ΚΕ.Θ.Ε. Κρήτης. Για το λόγο αυτό θέλω να ευχαριστήσω πολύ τον διευθυντή του Ινστιτούτου Δρ. Αντώνιο Μαγουλά που μου έδωσε την δυνατότητα να χρησιμοποιήσω τον χώρο του εργαστηρίου του Ινστιτούτου για να πραγματοποιήσω την εργασία του διδακτορικού μου.

Θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Καθηγητή του Πανεπιστημίου Αιγαίου Δρόσο Κουτσούμπα και τους Ερευνητές του Ελληνικού Κέντρου Θαλασσίων Ερευνών Δρ. Κωνσταντίνο Ντούνα και Δρ. Γιολάντα Κουλούρη οι οποίοι μου έδωσαν την ευκαιρία να πραγματοποιήσω την εργασία αυτή στα πλαίσια του διδακτορικού μου. Η εργασία αυτή πορεύτηκε και ολοκληρώθηκε υπό την επίβλεψη και την καθοδήγηση τους.

Ευχαριστώ επίσης τον συνάδελφο Ερευνητή, του Ελληνικού Κέντρου Θαλασσίων Ερευνών, Δρ. Αρβανιτίδη Χρήστο, για την αμέριστη συμπαράσταση του αλλά και βοήθεια όσον αφορά στην ταξινόμια της ομάδας των Πολυχαίτων καθ' όλη τη διάρκεια της διδακτορικής διατριβής μου.

Με περισσή ευγνωμοσύνη η εργασία αυτή αφιερώνεται στη μαμά μου, Ευρυδίκη, η οποία με αγαπά και με στηρίζει στις αποφάσεις της ζωής μου. Χωρίς την πίστη της σε εμένα και την ενθάρρυνσή της να συνεχίσω, παρ' όλες τις δυσκολίες, σίγουρα δεν θα είχα καταφέρει να ολοκληρώσω το έργο αυτό.

Περίληψη

Η παρούσα μελέτη ερευνά τη δομή και την εποχιακή διακύμανση των βενθικών μακροπανιδικών κοινοτήτων που σχετίζονται με ένα πυκνό μονοειδικό λιβάδι του μακροχλωροφύκου *C. prolifera* σε ένα ρηχό ημίκλειστο παράκτιο θαλάσσιο οικοσύστημα της ανατολικής Μεσογείου (Κόλπος Ελούντας, Κρήτη). Τα δείγματα συλλέχθηκαν εποχιακά, (Μάιο, Σεπτέμβριο και Νοέμβριο του 2006, Φεβρουάριο και Απρίλιο του 2007) με τη χρήση ενός επιβενθικού ελκίθρου (με μέγεθος ματιού 0.5 mm). Η ανάλυση της μακροπανίδας έδειξε ότι υπάρχουν 319 τάξα με πυκνότητες που κυμαίνονται από 71-410 άτομα ανά m². Οι ομάδες ζώων που εμφάνισαν τη μεγαλύτερη ποικιλότητα ήταν οι πολύχαιτοι, τα γαστερόποδα και τα αμφίποδα. Τα καρκινοειδή ήταν η πιο άφθονη ομάδα, με την πυκνότητά τους να ανέρχεται στο 50% της συνολικής μακροπανιδικής αφθονίας κατά τη διάρκεια της περιόδου μελέτης. Τα κυρίαρχα είδη όσον αφορά στα αμφιπόδα είναι τα είδη: *Caprella acanthifera acanthifera*, *C. rapax* και *Microdeutopus stationis*, το γαστερόποδο *Pusillina lineolata*, το ταναϊδώδες *Leptochelia* sp. και το δίθυρο *Abra alba*. Τα αποτελέσματα της μελέτης έδειξαν μία σχετικά υψηλά ποικίλη αλλά και άφθονη βενθική πανίδα, η οποία υποστηρίζεται από την παρουσία του πυκνού και συνεχούς λιβαδιού της *C. prolifera* σε αυτή τη ρηχή προστατευμένη από τον κυματισμό περιοχή που χαρακτηρίζεται από την παρουσία υψηλών συγκεντρώσεων οργανικής ύλης.

Επίσης μελετήθηκε για πρώτη φορά στην ανατολική Μεσόγειο η σύσταση, η πυκνότητα, η υγρή βιομάζα και το σωματικό μέγεθος των πληθυσμών ψαριών και κεφαλόποδων που σχετίζονται με το λιβάδι του χλωροφύκου *Caulerpa prolifera* στο ρηχό, ημίκλειστο και παράκτιο οικοσύστημα της Ελούντας στην Κρήτη. Η δειγματοληψία των ψαριών με τη χρήση πεζότρατας ανέδειξε την παρουσία 34 ειδών ψαριών τα οποία ανήκουν σε 22 οικογένειες καθώς και 3 είδη κεφαλόποδων. Ο αριθμός και η πυκνότητα των ειδών εμφάνισε έντονη αύξηση κατά τη διάρκεια της θερινής δειγματοληπτικής περιόδου λόγω του υψηλού αριθμού νεαρών ατόμων, ενώ η υψηλότερη υγρή βιομάζα παρατηρήθηκε κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου. Τα είδη *Boops boops*, *Spicara smaris*, *Mullus barbatus* καθώς και το αλλόχθονο είδος *Siganus luridus* κυριάρχησαν, αποτελώντας το μεγαλύτερο ποσοστό της συνολικής ιχθυοπανίδας της περιοχής μελέτης. Όσον αφορά στα κεφαλόποδα, το είδος *Sepia officinalis* αποτέλεσε το κυρίαρχο συστατικό από άποψη τόσο πυκνότητας όσο και υγρής βιομάζας. Στη ίδια μελέτη πραγματοποιήθηκε η σύγκριση της δομής και της δυναμικής των ψαριών και κεφαλόποδων που σχετίζονται με την *Caulerpa prolifera* και με τα λιβάδια της *P. oceanica* στην

εξωτερική λεκάνη του κόλπου της Ελούντας. Η ανάλυση της ιχθυοπανίδας στην εξωτερική λεκάνη του Κόλπου ανέδειξε την παρουσία 39 ειδών ψαριών που σχετίζονται με τα λιβάδια της *P. oceanica*, καθώς και τα ίδια είδη κεφαλόποδων που βρέθηκαν και στην εσωτερική λεκάνη. Τα είδη *Boops boops* και *Spicara smaris* ήταν κυρίαρχα και στις δύο λεκάνες. Η κουτσομούρα και το κεφαλόποδο *Sepia officinalis*, καθώς και τα ψάρια *Pagellus acarne* και *Pagrus pagrus* ήταν επίσης κυρίαρχα στην εσωτερική και εξωτερική λεκάνη του Κόλπου αντίστοιχα. Η συνολική βιομάζα των ψαριών ήταν σχεδόν η ίδια και στις δύο λεκάνες (80 και 90 kg) καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης. Η χαμηλότερη πυκνότητα της υγρής βιομάζας των ψαριών που σχετίζονται με το λιβάδι της *P. oceanica* παρατηρήθηκε κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου και του χειμώνα. Τα αποτελέσματα της μελέτης έδειξαν ότι το παράκτιο οικοσύστημα της Ελούντας που καλύπτεται από ένα πυκνό, μονοειδικό λιβάδι της *C. prolifera* χαρακτηρίζεται από βιοτικούς και αβιοτικούς παράγοντες που μπορούν να θεωρηθούν σημαντικοί για διαφορετικά είδη ψαριών και κεφαλοπόδων, συμβάλλοντας έτσι καθοριστικά στη διατήρηση και τη συντήρηση των βιολογικών πόρων της περιοχής.

Η παρούσα μελέτη διερευνά επίσης, για πρώτη φορά στην ανατολική Μεσόγειο, τις διατροφικές συνήθειες της κοινότητας ψαριών που σχετίζονται με το λιβάδι της *Caulerpa prolifera* το ίδιο χρονικό διάστημα (Μάιος 2006, Ιούλιος 2006, Σεπτέμβριος 2006, Νοέμβριος 2006, Φεβρουάριος 2007 και Απρίλιος 2007) στο ημίκλειστο παράκτιο θαλάσσιο οικοσύστημα του όρμου της Ελούντας. Τα πρότυπα διατροφής που προέκυψαν από την ανάλυση του στομαχικού περιεχομένου των βενθοπελαγικών ψαριών στο σύνολο τους περιγράφονται με βάση τη σχετική αφθονία και τη συχνότητα εμφάνισης των ειδών λείας. Τα αποτελέσματα της μελέτης έδειξαν ότι τα ψάρια που εξετάστηκαν είχαν υψηλό ποσοστό πρόσληψης τροφής και το κάθε είδος ψαριού τρέφονταν με συγκεκριμένη ποικιλία ειδών τροφής. Πέντε διαφορετικές ομάδες ψαριών ανάλογα με τον τρόπο διατροφής τους διακρίθηκαν: τα βενθικά, τα πελαγικά, τα βενθοπελαγικά, τα φυτοφάγα και τα ιχθυοφάγα ψάρια. Στην ίδια μελέτη διερευνήθηκε και πραγματοποιήθηκε η σύγκριση των διατροφικών συνηθειών των ψαριών που ζουν στην εσωτερική λεκάνη με αυτών που βρέθηκαν στην εξωτερική λεκάνη του όρμου της Ελούντας η οποία καλύπτεται κατά ένα μεγάλο μέρος από το φανερόγαμο *Posidonia oceanica*. Η σύνθεση των ειδών, ως προς την αφθονία και τη συχνότητα εμφάνισης αυτών στη διατροφή των ψαριών έδειξε σημαντικές διαφορές μεταξύ των δύο λεκανών. Παρατηρήθηκαν επίσης και εποχικές διακυμάνσεις στη διατροφή των ψαριών. Τα πρότυπα τροφικής ποικιλίας των ειδών ψαριών που μελετήθηκαν συγκρίθηκαν επίσης με τα δείγματα της μακροπανίδας και του

μακροζωοπλαγκτού που συλλέχθηκαν με τη χρήση του επιβενθικού ελκήθρου και ενός πλαγκτονικού δικτυού αντίστοιχα στην ίδια περιοχή. Η παρουσία του λιβαδιού της *C. prolifera* σε αυτή την ρηχή προστατευμένη από τον κυματισμό περιοχή χαρακτηρίζεται από υψηλή παρουσία οργανικής ύλης, ευνόησε την παρουσία μιας ιδιαίτερα ποικίλης μακροπανιδικής κοινότητας που φαίνεται να αποτελεί ταυτόχρονα σημαντικό τροφικό συστατικό τόσο για τα μεγάλα όσο και για τα νεαρά είδη ψαριών που ζουν στον συγκεκριμένο βιότοπο. Η συνύπαρξη των διαφόρων ειδών ψαριών στον κόλπο της Ελούντας δείχνει ότι υπάρχει μια τροφική ευελιξία όσον αφορά στους διαθέσιμους τροφικούς πόρους. Το ευρύ φάσμα λείας, ωστόσο, αντικατοπτρίζει σε κάποιο βαθμό την ευκαιριακή συμπεριφορά των ψαριών, που αποτελεί πιθανότατα τον τρόπο επιβίωσης σε αυτό το ιδιαίτερο θαλάσσιο οικοσύστημα. Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης υποδηλώνουν την αξία προστασίας αυτού του συγκεκριμένου οικοτόπου, η οποία είναι απαραίτητη για την εφαρμογή μιας πολύπλευρης προσέγγισης όσον αφορά στη λήψη αποφάσεων αλλά και στη διαχείριση των αλιευτικών πόρων της ευρύτερης περιοχής.

Abstract

The present study investigates the influence of a dense monospecific *C. prolifera* meadow on the structure and seasonal variation of the associated benthic macrofaunal community in a shallow semi-enclosed coastal marine ecosystem of the eastern Mediterranean (Elounda Bay, Crete Island). Samples were collected on several seasonal occasions (June, September and November of 2006, February and April of 2007) by using an epibenthic sledge (0.5 mm mesh size). Analysis of the macrofauna revealed 319 taxa with densities ranging from 71 to 410 ind per m². The most diversified animal groups were polychaetes, gastropods and amphipods. Crustaceans were by far the most abundant group with densities exceeding 50% of the total macrofaunal abundance during the study period. The dominant species were the amphipods *Caprella acanthifera acanthifera*, *C. rapax* and *Microdeutopus stationis*, the gastropod *Pusillina lineolata*, the tanaid *Leptochelia* sp. and the bivalve *Abra alba*. Results of the present study showed that the presence of a dense and continuous canopy of *C. prolifera* in this shallow wave-sheltered area characterised by high organic matter input supports high abundances of benthic macrofauna, which constitute important food sources for demersal fish and cephalopod populations of the study area many of which are of high commercial importance. The present study also investigates for the first time in the eastern Mediterranean Sea species composition, density, wet biomass and body size of fish and cephalopod species associated with the *Caulerpa prolifera* meadow in the shallow semi-enclosed coastal marine ecosystem (Elounda Bay, Crete Island). Quantitative sampling with a local boat seine, revealed 34 fish species belonging to 22 families and three cephalopod taxa. The number and density of species peaked during the summer sampling period due to high numbers of juveniles, while the highest wet biomass was observed during the autumn sampling period. The fish species *Boops boops*, *Spicara smaris*, *Mullus barbatus* and the non-indigenous *Siganus luridus* were found to be dominant, making up a high proportion of the total fish fauna of the studied area. The cephalopod *Sepia officinalis* was the most important species, in terms of wet biomass. The study also focuses on the comparison of the structure and dynamics of the fish and cephalopod fauna associated with *C. prolifera* and *P. oceanica* meadows in the outer part of Elounda bay. Analysis of the fish fauna revealed 39 fish species associated with the *P. oceanica* meadows, as well as the same three cephalopods species found in *C. prolifera* meadow. The lowest density and wet biomass associated with *P. oceanica* meadows were observed during the autumn and

winter periods. The results of the study indicated that the semi-enclosed coastal marine ecosystem of Elounda Bay, characterized by the dense monospecific *C. prolifera* bed as well as specific abiotic and biotic features could be regarded as an important habitat for the growth of fish and cephalopod species, thus contributing to the conservation and maintenance of marine biological resources of the area.

The study also investigates for the first time in the eastern Mediterranean the feeding habits of the fish assemblage associated with the *Caulerpa prolifera* meadow on a temporal basis (May 2006, July 2006, September 2006, November 2006, February 2007 and April 2007) in the semi-enclosed coastal marine ecosystem of Elounda Bay. Feeding patterns derived from stomach content analysis of demersal fish species were described in terms of numerical abundance and frequency of occurrence of prey taxa. Results of the present study showed that fishes examined had high food intake while they fed on a specific range of food types. Five different feeding guilds could be distinguished: benthic, pelagic and benthopelagic feeders as well as herbivorous and piscivorous. Feeding habits of the fish assemblage associated with the *C. prolifera* meadow were also compared with the ones found in the outer part of Elounda bay covered by *P. oceanic* meadows. Differences were observed between the two biotopes. Temporal variations were also observed. Trophic diversity patterns of the fish species studied were also compared with those derived from macrofaunal samples collected by using an epibenthic sledge and a plankton net in the same area. The presence of the continuous meadow of *C. prolifera* in this shallow wave-sheltered area characterized by high organic matter input has allowed the settlement of a highly diversified macrofaunal community which seems to support an important feeding ground for the fish assemblage and its juveniles associated with this particular habitat. The coexistence of the different fish species implies their high trophic flexibility and their ability to partition available food resources. The wide range of possible interconnections between prey and predators, however, reflect some degree of opportunistic feeding, which is probably a fundamental aspect that allows survival in this particular habitat. Results of the present study could also provide evidence on the protection value of this particular habitat, which is essential for implementing a multispecies approach to decision making and management of fisheries resources of the local region.

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Τα παράκτια οικοσυστήματα, όπως για παράδειγμα τα λιβάδια θαλάσσιων φανερογάμων ή μακροφυκών, οι εκβολές ποταμών, οι λιμνοθάλασσες και οι ημίκλειστοι κόλποι, συγκαταλέγονται μεταξύ των πλέον παραγωγικών, ποικιλόμορφων και ταυτόχρονα απειλούμενων οικοσυστημάτων παγκοσμίως καθώς προσφέρουν πολυάριθμες και ζωτικής σημασίας υπηρεσίες στις παράκτιες ανθρώπινες κοινωνίες (Lotze et al. 2006, Worm et al. 2006, Halpern et al. 2008). Τα συστήματα αυτά προσφέρουν τροφή και καταφύγιο σε πολυάριθμα είδη βενθικών και βενθοπελαγικών ψαριών και βενθικών ασπονδύλων ειδικότερα στα νεαρά στάδια ανάπτυξης τους (Orth et al. 1984, Beck et al. 2001, 2003). Εξαιτίας ακριβώς της αυξημένης παραγωγικότητάς τους, τα παράκτια οικοσυστήματα συχνά χαρακτηρίζονται ως «βρεφονηπιακοί σταθμοί» ή αλλιώς πεδία ανάπτυξης νεαρών οργανισμών (nursery grounds) για συγκεκριμένα είδη ψαριών, καρκινοειδών και μαλακίων (Beck et al. 2001). Σχετικά πρόσφατα, οι Dahlgren κ.α, (2006) εισήγαγαν τον όρο "Αποτελεσματικό Ενδιαίτημα Νεαρών Οργανισμών" (Effective Juvenile Habitat - EJH), με στόχο τη διάκριση συγκεκριμένων παράκτιων ενδιαιτημάτων ανάπτυξης πληθυσμών νεαρών ατόμων ψαριών τα οποία συμβάλλουν αποτελεσματικά στην αύξηση του αποθέματος των πληθυσμών των ενηλίκων. Η ιδιαίτερη σημασία των συγκεκριμένων οικοσυστημάτων στην ανάπτυξη των πληθυσμών πολυάριθμων ειδών νεαρών οργανισμών έχει οδηγήσει στην καθιέρωση του συγκεκριμένου οικολογικού όρου, ο οποίος είναι σήμερα κοινά αποδεκτός από επιστήμονες, διαχειριστές της αλιείας, περιβαλλοντικές οργανώσεις, αλλά και το ευρύ κοινό. Ο όρος αυτός χρησιμοποιείται συχνά ως η κύρια αιτιολόγηση της ανάγκης λήψης άμεσων μέτρων προστασίας και διατήρησης των παράκτιων περιοχών (Lotze et al. 2006).

Παρά τη γενικευμένη αποδοχή του σημαντικού ρόλου των παράκτιων οικοσυστημάτων ως περιοχών ανάπτυξης νεαρών ψαριών, ελάχιστες συγκριτικά μελέτες έχουν γίνει για την προστασία, διατήρηση, διαχείριση και αποκατάστασή τους (UNEP 2006, Waycott et al. 2009, Liqnete et al. 2013). Τα περισσότερα προγράμματα διαχείρισης των αλιευτικών πόρων μίας παράκτιας περιοχής δίνουν έμφαση στην εκτίμηση των ιχθυοαποθεμάτων μέσα από την μελέτη του πληθυσμού των ενήλικων ατόμων ή των νυμφικών τους σταδίων και ελάχιστα στη εκτίμηση του ρόλου τους ως πεδία ανάπτυξης πληθυσμών νεαρών ψαριών (nursery function) και ως διακριτή οικοσυστημική υπηρεσία (Liqnete et al. 2016). Ωστόσο, τα παράκτια οικοσυστήματα εξακολουθούν σε παγκόσμιο επίπεδο να υποβαθμίζονται και να αποτελούν σήμερα θαλάσσιες περιοχές που πλήττονται εντονότερα από τις ανθρώπινες δραστηριότητες (Deegan and Buchsbaum 2001, Gregg 2013). Δυστυχώς, οι περιορισμένες προσπάθειες προστασίας, διαχείρισης και διατήρησης των παράκτιων ενδιαιτημάτων εξακολουθούν να χαρακτηρίζονται ως αποσπασματικού χαρακτήρα καθώς δίνεται μικρή προτεραιότητα στη χρηματοδότηση των απαραίτητων μελετών και σχετικών ερευνητικών προγραμμάτων (Beck et al. 2001). Ένα μεγάλο πρόβλημα στη λήψη αποφάσεων για την κατά προτεραιότητα εφαρμογή στρατηγικών προστασίας και αλιευτικής διαχείρισης, είναι ότι η θεμελιώδης κατανόηση της έννοιας του ενδιαιτηματος ανάπτυξης νεαρών ψαριών (nursery habitat) δεν έχει διευκρινισθεί

επακριβώς στις περισσότερες περιπτώσεις εφαρμογής της. Όπως αναφέρθηκε και παραπάνω, σχετικά πρόσφατα, οι Dahlgren κ.α, (2006) εισήγαγαν τον όρο "Αποτελεσματικό Ενδιαίτημα Νεαρών Οργανισμών" (Effective Juvenile Habitat - EJH), με στόχο τη διάκριση συγκεκριμένων παράκτιων ενδιαιτημάτων ανάπτυξης πληθυσμών νεαρών ατόμων ψαριών τα οποία συμβάλλουν αποτελεσματικά στην αύξηση του αποθέματος των πληθυσμών των ενηλίκων. Η διάκριση αυτή στηρίζεται στη θέση ότι πολλοί παράκτιοι βιότοποι, στους οποίους περιλαμβάνονται ακόμη και περιοχές που καλύπτονται από σημαντικά λιβάδια θαλάσσιων φανερογάμων και μακροφυκών, δε φαίνεται να παίζουν τελικά κάποιο ιδιαίτερο ρόλο στην ανάπτυξη σημαντικών πληθυσμών νεαρών ατόμων ψαριών ή/και στην ανανέωση του αποθέματος τους στα πεδία διατροφής των ενηλίκων. Το θέμα παραμένει αντικείμενο επιστημονικής διαμάχης π.χ. Sheaves et al. (2006), Layman et al. (2006). Σήμερα ωστόσο είναι γενικά παραδεκτό ότι οι παραπάνω απόψεις δεν περιλαμβάνουν τις σύνθετες και δυναμικές διεργασίες που υποστηρίζουν τη λειτουργία των πεδίων ανάπτυξης νεαρών ψαριών (nursery function) και επομένως οποιαδήποτε απόπειρα κατάταξης των παράκτιων πεδίων ανάπτυξης νεαρών ψαριών κατά σειρά σπουδαιότητας είναι μάλλον επικίνδυνη και οπωσδήποτε αναποτελεσματική από πλευράς αλιευτικής και περιβαλλοντικής διαχείρισης (Sheaves et al. 2016).



Εικ. 1. Αποψη του μονοειδικού ενδιαιτήματος του χλωροφύκου *Caulerpa prolifera* στον όρμο της Ελούντας.

Η θαλάσσια περιοχή του όρμου της Ελούντας, που αποτελεί πεδίο διεξαγωγής της συγκεκριμένης μελέτης, είναι ένα ημίκλειστο, αβαθές και προστατευμένο από την κυματική δράση σύστημα έκτασης 6,5 τετραγωνικών χιλιομέτρων, που βρίσκεται στο ανατολικό τμήμα των βορείων ακτών της Κρήτης. Ο βυθός του όρμου καλύπτεται σχεδόν εξολοκλήρου από ένα πυκνό λιβάδι του υποτροπικού μακροχλωροφύκου *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux (Εικ. 1). Αποτελεί ένα παράκτιο οικοσύστημα που εξακολουθεί και σήμερα να αποτελεί ένα σημαντικό πεδίο στρατολόγησης και αύξησης νεαρών ψαριών (nursery ground), γεγονός που συμβάλλει σε μεγάλο βαθμό στον εμπλουτισμό και τη διατήρηση των αποθεμάτων εμπορικών ψαριών στην ευρύτερη θαλάσσια περιοχή του κόλπου Μεραμπέλλου (Koulouri et al. 2016). Από την άποψη αυτή, η προστασία του περιβάλλοντος του όρμου της Ελούντας έχει καθοριστική σημασία στη διατήρηση των θαλάσσιων βιολογικών πόρων και την αλιευτική παραγωγή στο επίπεδο του συνόλου των βορείων ακτών του νομού Λασιθίου. Οι επιστημονικές πληροφορίες, ωστόσο, σχετικά με την τρέχουσα περιβαλλοντική κατάσταση του Όρμου αλλά και σχετικά με τη δομή και λειτουργία του παράκτιου αυτού οικοσυστήματος ήταν μέχρι πρόσφατα ιδιαίτερα ελλιπείς. Σύμφωνα με τα αποτελέσματα σχετικής βιβλιογραφικής έρευνας, η μόνη μελέτη του θαλάσσιου περιβάλλοντος στην περιοχή του Όρμου της Ελούντας πραγματοποιήθηκε από το Πανεπιστήμιο Κρήτης το 1987 (Μελέτη Παν/μίου Κρήτης 1987).

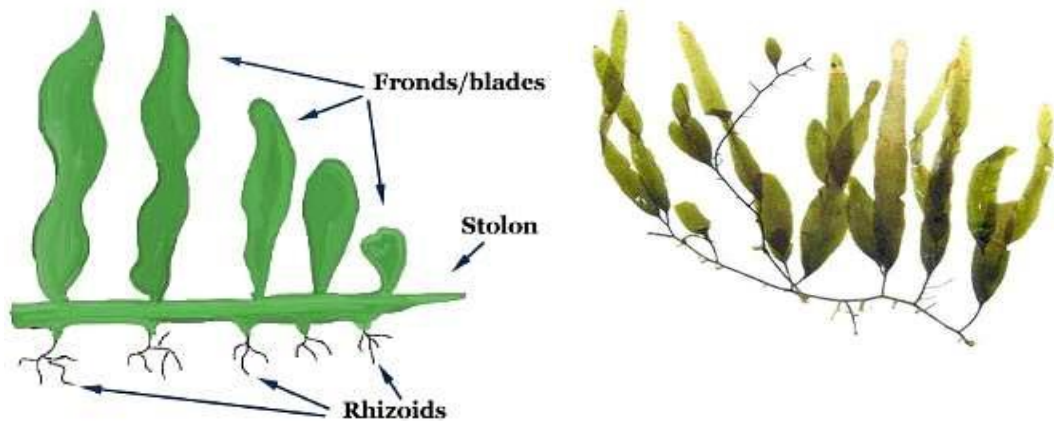
Η Αντιπεριφέρεια Λασιθίου (πρώην Νομαρχία Λασιθίου) στην προσπάθεια της να εισηγηθεί τη θέσπιση και εφαρμογή στην πράξη περιοριστικών και μακροχρόνιου χαρακτήρα διαχειριστικών μέτρων απαραίτητων για την περιβαλλοντική και αλιευτική διαχείριση του Όρμου της Ελούντας, χρηματοδότησε την περίοδο 2006-2007 την εκπόνηση μιας εμπειριστατωμένης μελέτης ώστε να δημιουργηθεί ένα τεκμηριωμένο, σύγχρονο και λεπτομερές πλαίσιο καταγραφής της δυναμικής των βιοτικών και αβιοτικών συνιστωσών του συγκεκριμένου παράκτιου οικοσυστήματος. Ο βασικός άξονας της μελέτης αυτής, που πραγματοποιήθηκε από το εργαστήριο Θαλάσσιας Βιολογίας του Τμήματος Βιοποικιλότητας και Διαχείρισης Παράκτιων Οικοσυστημάτων του Ινστιτούτου Θαλάσσιας Βιολογίας, Βιοτεχνολογίας και Υδατοκαλλιεργειών του ΕΛ.ΚΕ.Θ.Ε., ήταν η επικαιροποίηση όλων των επιστημονικών δεδομένων που υπάρχουν για την περιοχή ώστε να δημιουργηθεί το απαραίτητο υπόβαθρο για την υποστήριξη της ανάπτυξης και εφαρμογής στην πράξη ενός σύγχρονου και ολιστικού χαρακτήρα διαχειριστικού σχεδίου που θα επιτρέψει στο άμεσο μέλλον την προστασία και αναβάθμιση του θαλάσσιου περιβάλλοντος του όρμου της Ελούντας και ταυτόχρονα τη διατήρηση και προστασία των ιχθυοαποθεμάτων στην ευρύτερη περιοχή του κόλπου Μεραμπέλλου. Στους κύριους στόχους της μελέτης περιλαμβάνονταν η καταγραφή της εποχικής διακύμανσης των αβιοτικών και βιοτικών συνιστωσών του θαλάσσιου οικοσυστήματος, η εκτίμηση της τρέχουσας οικολογικής κατάστασης από άποψη χερσαίων ή θαλάσσιων ανθρωπογενών πιέσεων και τέλος η επιστημονική υποστήριξη με σύγχρονα δεδομένα των προτάσεων της Πολιτείας για την προστασία, διατήρηση και βιώσιμη ανάπτυξη των βιολογικών πόρων ενός ιδιαίτερου θαλάσσιου οικοσυστήματος των βορείων ακτών της Κρήτης.

Η μελέτη των σχέσεων θηρευτή - λείας σε ένα συγκεκριμένο αλιευτικό πεδίο έχει ζωτική σημασία για τη διερεύνηση της ανθεκτικότητας και βιωσιμότητας των βιολογικών πόρων μιας παράκτιας περιοχής, καθώς οι φυσικές και ανθρωπογενείς πιέσεις σε ένα παράκτιο οικοσύστημα προκαλούν μεταβολές στις αλληλοεπιδράσεις μεταξύ των βιολογικών ειδών που το συγκροτούν (Hunsicker et al. 2011). Από την άποψη αυτή η οικολογική πρόβλεψη, η διαχείριση και ο θαλάσσιος χωροταξικός σχεδιασμός απαιτούν μια σε βάθος γνώση των σχέσεων μεταξύ των βιοτικών συνιστωσών ενός δεδομένου τροφικού πλέγματος. Η συγκεκριμένη διατριβή επικεντρώνεται ακριβώς στη μελέτη των σχέσεων αυτών και συγκεκριμένα στις σχέσεις μεταξύ των πληθυσμών των βενθοπελαγικών ασπονδύλων και ψαριών ενός ενδιατήματος του μακροχλωροφύκου *C. prolifera* που καλύπτει υπό μορφή ενός μονοειδικού τάπητα το σύνολο σχεδόν του βυθού του εσωτερικού όρμου της Ελούντας.

1.1. Στοιχεία βιολογίας - οικολογίας του μακροχλωροφύκου *Caulerpa prolifera* στη Μεσόγειο Θάλασσα.

Το είδος *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux 1809, είναι ένα αυτόχθον για την Μεσόγειο μακροφύκος, που ανήκει στην κατηγορία των πράσινων φυκών (χλωροφύκη) και πιο συγκεκριμένα κατατάσσεται στην οικογένεια Caulerpaceae (ταξινομική κατάταξη: Chlorophyta > Ulvophyceae > Bryopsidales > Caulerpaceae > Caulerpa > *Caulerpa prolifera*) (Garcia-Sanchez et al. 2012). Είναι ένα ταχέως αναπτυσσόμενο μακροφύκος με τάση να σχηματίζει πυκνούς τάπητες (λειμώνες) βλάστησης σε ρηχές, λυώδεις - αμμολυώδεις θαλάσσιες περιοχές της Μεσογείου. Έχει αναφερθεί ότι η παρουσία του συγκεκριμένου χλωροφύκου συμβάλλει στη σταθεροποίηση του υποστρώματος του βυθού και βοηθά, ως έναν βαθμό, στην ανάπτυξη των λειμώνων διάφορων ειδών θαλάσσιων φανερογάμων που αναπτύσσονται και συνυπάρχουν στις περιοχές αυτές (Hendriks et al. 2010). Αντίθετα, τα αλλόχθονα και εισβολικά στη Μεσόγειο είδη του γένους *Caulerpa* όταν εισαχθούν, με ενεργητικό ή παθητικό τρόπο, σε συστήματα πέραν της φυσικής γεωγραφικής κατανομής τους, εμφανίζουν συνήθως συμπεριφορά «εισβολέα» και λειτουργούν ανταγωνιστικά ως προς τα ενδογενή είδη των μεσογειακών θαλάσσιων φανερογάμων (Picciotto et al. 2016). Στην περίπτωση αυτή εντάσσονται τα δύο τροπικά είδη *C. taxifolia* (M.Vahl) C. Agardh, 1817 και *C. racemosa* (Forsskål) J. Agardh, 1873 τα οποία καταλαμβάνουν περιοχές του βυθού που καλύπτονται από λιβάδια Φανερογάμων, κυρίως των ειδών *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile 1813 και *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson 1870, συνυπάρχοντας παράλληλα με το ενδογενές είδος *C. prolifera* (Verlaque et al. 2004). Σε περιοχές της δυτικής λεκάνης της Μεσογείου και κυρίως στις γαλλικές και ιταλικές ακτές στις οποίες έχουν καταγραφεί εκτεταμένες σε έκταση "εισβολές" των ειδών *C. taxifolia* και *C. racemosa* έχουν παρατηρηθεί σημαντικές αρνητικές επιπτώσεις στη θαλάσσια βιοποικιλότητα, στην παράκτια αλιεία και επίσης μια γενικότερη υποβάθμιση του παράκτιου οικοσυστήματος (Piazzi et al. 2005). Θα πρέπει να σημειωθεί ότι σύγχρονες έρευνες αναφέρονται επίσης στις καθαρά ανταγωνιστικές σχέσεις που αναπτύσσονται μεταξύ των θαλάσσιων φανερογάμων και του χλωροφύκου *C. prolifera*, και έχουν ως αποτέλεσμα τη ραγδαία υποχώρηση των λιβαδιών των φανερογάμων και αντίστοιχα

την επέκταση και κάλυψη μεγάλων περιοχών του βυθού από το είδος *C. prolifera* (Pérez-Ruzafa et al. 2012).



Εικ. 2. Σχηματική απεικόνιση των επιμέρους τμημάτων της εξωτερικής δομής του χλωροφύκου *Caulerpa prolifera*.

Όσον αφορά στη εξωτερική μορφολογία, το χλωροφύκος *C. prolifera* εμφανίζει μια χαρακτηριστική δομή που αποτελείται από έναν αριθμό υπέργειων ελασμάτων (fronds/blades) που ενώνονται με υπόγειες οριζόντιες ρίζες (stolons), που σταθεροποιούνται σε κινητό υπόστρωμα με τη βοήθεια πολυάριθμων ριζοειδών (rhizoids) (Εικ. 2). Το είδος χαρακτηρίζεται από έντονους ρυθμούς ανάπτυξης κατά τη διάρκεια της νύχτας κυρίως μέσω της επιμήκυνσης των ελασμάτων που αποτελούν τους αναπτυσσόμενους παραγωγικούς βλαστούς οι οποίοι βρίσκονται πλάγια ή και κάθετα προς την επιφάνεια του θαλάσσιου πυθμένα (Jacobs and Olson 1980). Το κύριο ριζικό σύστημα είναι διαγεωτροπικό και αναπτύσσεται οριζόντια ως προς το υπόστρωμα ενώ τα ριζοειδή αναπτύσσονται στην κάτω πλευρά του ριζικού συστήματος παρέχοντας περαιτέρω στήριξη στις κύριες ρίζες. Ο σχηματισμός των ελασμάτων δεν εμφανίζει αρνητικό γεωτροπισμό ή θετικό φωτοτροπισμό αλλά ουσιαστικά αποτελεί μια έμμοχη προέκταση της άνω-εξωτερικής πλευράς των ριζών (Jacobs and Olson 1980). Έχει αποδειχθεί ότι εξαιτίας της απουσίας μεμβρανών και εσωτερικών τοιχωμάτων το ριζικό σύστημα και τα ελάσματα είναι συνδεδεμένα μεταξύ τους, γεγονός που υποδηλώνει ότι το κυτταροπλασματικό υλικό μπορεί να μετακινείται από τη μια οργανική δομή στην άλλη (Jacobs and Olson 1980). Η συγκεκριμένη ιδιαιτερότητα έχει ως αποτέλεσμα την ελεύθερη μετακίνηση χλωροπλαστών στα διάφορα δομικά τμήματα της *C. prolifera*, ως ενεργητική ανταπόκριση στα εκάστοτε επίπεδα του φωτός. Η συγκεκριμένη προσαρμογή έχει ιδιαίτερο ενδιαφέρον καθώς έχει παρατηρηθεί ότι μεμονωμένα στελέχη του είδους εμφανίζουν μεταβλητότητα ως προς την μορφή τους, γεγονός που σχετίζεται με το επίπεδο της έντασης του φωτός που δέχονται ακόμη και αν βρίσκονται την ίδια περιοχή του βυθού. Έτσι, σε φωτεινότερα σημεία του βυθού,

τα συγκεκριμένα μακροφύκη εμφανίζονται ως συμπαγή, ιδιαίτερα διακλαδισμένα και πυκνά, ενώ αντίθετα σε περισσότερο σκιερά μέρη, οι θαλλοί των φυκών έχουν συνήθως μακρύτερα και λεπτότερα ελάσματα κάνοντας με τον τρόπο αυτό αποτελεσματικότερη χρήση του περιορισμένου διαθέσιμου φωτός (Dawes and Barilotti 1969).

Όσον αφορά στη διαδικασία της αναπαραγωγής, ελάχιστα είναι γνωστά σχετικά με τον πολλαπλασιασμό του συγκεκριμένου είδους στη Μεσόγειο. Υπό κανονικές συνθήκες έχει παρατηρηθεί ότι η διατήρηση και η διασπορά της *C. prolifera* γίνεται με κλώνους (αγενής αναπαραγωγή) μέσω του κατακερματισμού του φύκου (Vergara et al. 2012). Πιο συγκεκριμένα, τεμάχια ιστού μεγέθους ακόμη και μερικών χιλιοστών είναι ικανά να αναπτύξουν και να δώσουν νέους φυτικούς απόγονους (Ceccherelli and Piazzini 2001). Σπανιότερα, το συγκεκριμένο μακροφύκος μπορεί να εμφανίσει σεξουαλική αναπαραγωγή με ολοκαρπία, γεγονός που συνεπάγεται ότι ολόκληρος ο θαλλός λειτουργεί ως ώριμο σώμα ή ως σποριάγγειο. Αυτό συνήθως χαρακτηρίζεται από σπάνιο έως στοχαστικό γεγονός και συμβαίνει κάτω από συγκεκριμένες συνθήκες, όπως για παράδειγμα έντονες καταστάσεις περιβαλλοντικού στρες και πραγματοποιείται με την πρόκληση γαμετογένεσης, με το μητρικό φυτό να λειτουργεί ως κέλυφος (Van Tussenbroeck et al. 2006). Παρόλα αυτά, πληροφορίες ακόμη και για τα βασικά χαρακτηριστικά του κύκλου ζωής απουσιάζουν από τη βιολογία όλων των *Bryopsidales* της Μεσογείου με αποτέλεσμα να μην είναι εύκολο να γίνουν υποθέσεις ακόμη και για τον τρόπο προέλευσης των ενδογενών ειδών (Varela-Alvarez et al. 2012). Πιο συγκεκριμένα υπάρχουν ορισμένες μελέτες που δείχνουν ότι είδη του συγκεκριμένου γένους που ζουν εκτός Μεσογείου, απαντώνται τόσο με απλοειδή όσο και διπλοειδή κύκλο ζωής και με ετερομορφική εναλλαγή γενεών (Karraun 1994), ενώ άλλες μελέτες τονίζουν ότι εμφανίζουν είτε διπλοειδή είτε απλοειδή κύκλο ζωής με γενεές οι οποίες είναι αντίστοιχα είτε αποκλειστικά απλοειδείς είτε διπλοειδείς και όχι ετερομορφικές (Ohba et al. 1992). Άλλες μελέτες εμφανίζουν τη *C. prolifera* ως δίοικο οργανισμό (Schussnig 1939) και άλλες αποκλειστικά ως μονόικο (Goldestein 1970). Μια πρόσφατη μελέτη των Varela-Alvarez et al. (2012) που εστιάστηκε στην εξέταση του πυρηνικού DNA της *C. prolifera* έδειξε ότι το συγκεκριμένο είδος στη Μεσόγειο μπορεί να αναπτύσσεται με ολοκαρπία όπου όλα τα κυτταρικά στοιχεία του κυτταροπλάσματος του θαλλού μετατρέπονται σε γαμέτες μέσα σε γαμετάγγεια τα οποία φέρουν τόσο τους αρσενικούς όσο και τους θηλυκούς γαμέτες. Επίσης ανιχνεύτηκαν τέσσερα επίπεδα πλοειδίας (τετραπλοειδία) με το είδος να μπορεί να εμφανίζει είτε απλοειδή φάση ζωής, όπου μπορεί να παράγει γαμέτες, είτε διπλοειδή όπου ωστόσο δεν σχηματίζει γαμετάγγεια. Συμπερασματικά, φαίνεται ότι ο κυρίαρχος κύκλος ζωής του είδους στη λεκάνη της Μεσογείου είναι διπλοφασικός στην οποία παρεμβάλλεται μια μόνο γενεά η οποία είναι τετραπλοειδής (Varela-Alvarez et al. 2012)

Η παρουσία της *C. prolifera* στη Μεσόγειο εμφανίζει ενδιαφέρον καθώς το συγκεκριμένο μακροφύκος αποτελεί ένα ευκαιριακό κοσμοπολίτικο είδος με ευρύτατη γεωγραφική κατανομή στις υποτροπικές περιοχές των ακτών της Μεσογείου και στα θερμά νερά των ανατολικών ακτών του Ατλαντικού ωκεανού καθώς και στις νότιο-ανατολικές ακτές των Ηνωμένων Πολιτειών, του Μεξικού και της Βραζιλίας. Όσον αφορά στη Μεσόγειο θεωρείται ενδογενές είδος τόσο της δυτικής όσο και της ανατολικής λεκάνης της όπου και

εμφανίζει ευρύτατη γεωγραφική κατανομή με εξαίρεση τις ψυχρότερες βόρειες περιοχές όπως ο κόλπος της Λυών, η Αδριατική Θάλασσα και το βόρειο Αιγαίο (Sánchez-Moyano et al. 2001a,b). Παρόλα αυτά, το συγκεκριμένο μακροφύκος υπερισχύει σε προστατευμένα από την κυματική δράση οικοσυστήματα με ιλυώδη ιζήματα όπου το βάθος δεν ξεπερνά τα 20 μέτρα (Sanchez-Moyano et al. 2001 a,b, Mateu-Vicens et al. 2010).

Αν και θεωρείται ενδογενές είδος στην Μεσόγειο μέχρι πρόσφατα ελάχιστες πληροφορίες ήταν μέχρι πρόσφατα γνωστές σχετικά με την παλαιογραφική προέλευση και εξάπλωση του είδους στην συγκεκριμένη περιοχή. Σε μια πρόσφατη συγκριτική μελέτη τους πάνω στα βιογεωγραφικά πρότυπα της γενετικής ποικιλότητας της *C. prolifera*, οι Varela-Alvarez et al. (2015) χρησιμοποίησαν δύο πυρηνικούς δείκτες (ITS rDNA και CaPr_J2) καθώς και έναν χλωροπλαστικό μοριακό δείκτη (ITS rDNA) σε νωπά δείγματα θαλλών που προέρχονταν από διάφορες περιοχές του Ατλαντικού, του Ειρηνικού και τη Μεσόγειο. Πιο συγκεκριμένα όσον αφορά στην παρουσία της *C. prolifera* στη Μεσόγειο έχουν διατυπωθεί δύο κύριες υποθέσεις (Varela-Alvarez et al. 2015). Η πρώτη υπόθεση υποστηρίζει ότι οι πληθυσμοί του είδους *C. prolifera* που βρίσκονται σήμερα στη Μεσόγειο είναι αποτέλεσμα εποίκησης από τις ανατολικές ακτές του Ατλαντικού. Τα αποτελέσματα της συγκεκριμένης έρευνας έδειξαν υψηλή γενετική συγγένεια με άτομα που προέρχονται από τις Ατλαντικές ακτές της Ιβηρικής χερσονήσου γεγονός που δείχνει ότι ενδεχομένως το είδος θα μπορούσε να έχει εισέλθει στη Μεσόγειο από τον Ατλαντικό. Η εποίκηση αυτή θα πρέπει να έχει συμβεί μετά την κρίση αλατότητας του Μεσσηνίου πριν από περίπου 6 εκατομμύρια χρόνια και μπορεί να θεωρηθεί ως ένδειξη μιας σχετικά πρόσφατης εποίκησης.

Η δεύτερη υπόθεση αφορά την πιθανή είσοδο του είδους στη Μεσόγειο μέσω της διώρυγας του Σουέζ (Λεσσεψιανή μετανάστευση), έχοντας ως αρχική προέλευση παράκτιες περιοχές του Ινδικού-Ειρηνικού ωκεανού. Η συγκεκριμένη εποίκηση μπορεί να θεωρηθεί ως αποτέλεσμα της κλιματικής αλλαγής και πιο συγκεκριμένα της αύξησης της θερμοκρασίας της θάλασσας, με το άνοιγμα της διώρυγας του Σουέζ να αποτελεί το μέσο φυσικής διασποράς του είδους στη Μεσόγειο. Αυτή η υπόθεση, σύμφωνα με τους ίδιους μελετητές, φαίνεται να είναι σήμερα και η επικρατέστερη καθώς δείγματα του είδους *C. prolifera* που συλλέχθηκαν από τις περιοχές του Ειρηνικού και του Ινδικού Ωκεανού έδειξαν γενετικές αλληλουχίες rDNA και cpDNA αντίστοιχες με τα δείγματα της Μεσογείου. Η υπόθεση αυτή υποστηρίζεται και από μελέτες που αναφέρουν ότι κατά τη διάρκεια της κρίσης αλατότητας του Μεσσηνίου, σχεδόν ολόκληρη η προϋπάρχουσα θαλάσσια πανίδα και χλωρίδα της αρχέγονης θάλασσας της Τηθύος εξαλείφθηκε με ελάχιστες εξαιρέσεις οργανισμών (Tethyan relicts) που κατάφεραν και επιβίωσαν σε κάποια απομονωμένα ρηχά συστήματα (Hrbek and Meyer 2003). Ένα χαρακτηριστικό είδος που επιβίωσε κατά τη συγκεκριμένη κρίση αλατότητας είναι και το φανερόγαμο *Posidonia oceanica* (Aguirre et al. 2006), που καταλαμβάνει παρόμοια ενδιαιτήματα με τη *C. prolifera*. Σύμφωνα με τους Varela-Alvarez et al. (2015) η συγκεκριμένη μορφή της *C. prolifera* της Μεσογείου θα πρέπει να θεωρηθεί ως απόγονος πληθυσμών του είδους που επιβίωσαν την κρίση του Μεσσηνίου και προέρχονται από κάποιον αρχέγονο Ινδο-Ειρηνικό πληθυσμό. Η συγκεκριμένη υπόθεση χρήζει ωστόσο περαιτέρω διερεύνησης καθώς απαιτεί περισσότερες πληροφορίες πάνω στη σύγχρονη γενετική δομή της *C. prolifera* με

εξέταση περισσότερων δειγμάτων κυρίως από τις περιοχές του Ινδο-Ειρηνικού Ωκεανού, ενδυναμώνεται ωστόσο από το γεγονός ότι τα περισσότερα τροπικά είδη που έχουν αποικήσει τη Μεσόγειο έχουν αντίστοιχη προέλευση (Galil 2009). Σύμφωνα με τα τελικά συμπεράσματα της μελέτης των Varela-Alvarez et al. (2015) παρατηρούνται τρεις διακριτές κατηγορίες απλοτύπων της *C. prolifera* και τρεις περιοχές κατανομής: η πρώτη περιοχή εστιάζεται στις δυτικές ακτές του Ατλαντικού, η δεύτερη στις ανατολικές ακτές του Ατλαντικού και η τρίτη στην περιοχή της Μεσογείου/Ινδο-Ειρηνικού. Εκείνο που ανέδειξε τελικά η γενετική ανάλυση των διαφόρων πληθυσμών *C. prolifera* είναι ότι υπάρχει μια μεταβατική ζώνη μεταξύ της δυτικής λεκάνης της Μεσογείου και του Ατλαντικού που λειτουργεί ως βιογεωγραφικό όριο μεταξύ των δύο άλλων περιοχών.

1.2. Τα λιβάδια του χλωροφύκου *C. prolifera* ως Μεσογειακό ενδιαίτημα

Σύμφωνα με το Ευρωπαϊκό Σύστημα Πληροφοριών για τη Φύση EUNIS (European Nature Information System), που περιλαμβάνει την ταξινόμηση των θαλάσσιων βενθικών ενδιαιτημάτων (οικοτόπων) στην Παλαιαρκτική Ζώνη το ενδιαίτημα του χλωροφύκου *C. prolifera*, που καλύπτει υπό μορφή ενός σχεδόν μονοειδικού τάπητα το εσωτερικό τμήμα του κόλπου της Ελούντας, ανήκει στον Μεσογειακό τύπο με κωδικό A5.282 "Μεσογειακές κοινότητες επιφανειακών ιλυωδών άμμων σε προφυλαγμένες περιοχές". Η συγκεκριμένη ταξινόμηση βασίζεται σε παλαιότερες προσεγγίσεις όπως εκείνη της Σύμβασης της Βαρκελώνης (τύπος III.2.3.6.) και επίσης ανήκει στον τύπο οικοτόπου 1160 σύμφωνα με την Κοινοτική Οδηγία 94/43/EEC (Davies et al. 2004). Ειδικότερα, το συγκεκριμένο ενδιαίτημα της Ελούντας φαίνεται να ανήκει στην επιμέρους "κοινότητα με *C. prolifera* σε επιφανειακή ιλυώδη άμμο σε προφυλαγμένα νερά" με κωδικό EUNIS - A5.282, που καλύπτει περιοχές σε βάθη περίπου ενός μέτρου και που σπάνια ξεπερνά τα 3 μέτρα. Ωστόσο, θα πρέπει να σημειωθεί ότι στον όρμο της Ελούντας το λιβάδι της *C. prolifera* καλύπτει συνεχώς το σύνολο της επιφάνειας του βυθού μέχρι το μεγαλύτερο βάθος του όρμου που προσεγγίζει τα 9 μέτρα. Θα πρέπει να σημειωθεί ότι το ενδιαίτημα της *C. prolifera* επεκτείνεται σε μεγάλης έκτασης περιοχές του βυθού κατά μήκος της παράκτιας ζώνης της Κρήτης σε βάθη από 15 με 20 μέχρι τα 35 με 40 μέτρα (αδημοσίευτα δεδομένα Ι.Θ.Α.Β.Β.Υ.Κ.). Μια παλαιότερη αναφορά από τη γειτονική θαλάσσια περιοχή του κόλπου Μεραμβέλλου αναφέρει την παρουσία ζωντανών θαλλών του συγκεκριμένου χλωροφύκου σε βάθη που φθάνουν μέχρι τα 110 μέτρα (Hottinger 1974). Στη δυτική Μεσόγειο και συγκεκριμένα σε παράκτιες περιοχές στις οποίες έχει πραγματοποιηθεί η χαρτογράφηση των μακροβενθικών συναθροίσεων, τα λιβάδια της *C. prolifera* καλύπτουν ήδη τεράστιες εκτάσεις του βυθού. Για παράδειγμα, στις Μεσογειακές Ισπανικές ακτές της Αυτόνομης Περιφέρειας της Μούρθια, σε ένα ανάπτυγμα ακτής 300 χιλιομέτρων και μέχρι την ισοβαθή των 50 μέτρων, τα λιβάδια της *C. prolifera* καλύπτουν μια έκταση του βυθού της τάξης των 126 περίπου τετραγωνικών χιλιομέτρων που ισοδυναμεί με το 22% της συνολικής έκτασης της παράκτιας ζώνης (Ballester Sabater 2003). Δεν υπάρχουν αντίστοιχες πληροφορίες για την ανατολική λεκάνη της Μεσογείου. Συμπερασματικά, η

περιγραφή του συγκεκριμένου ενδιαιτήματος από το σύστημα ταξινόμησης EUNIS για την Μεσόγειο καθώς και στοιχεία της χωρικής κατανομής του, ιδιαίτερα από την ανατολική της λεκάνη παραμένουν σήμερα ιδιαίτερα ελλιπή και η ανάγκη για περαιτέρω σχετική έρευνα θεωρείται απαραίτητη και έχει πρόσφατα επισημανθεί (Maidanou et al. 2017).

Η κατανομή των λιβαδιών της *C. prolifera* σύμφωνα με μελέτες που έχουν γίνει σε ορισμένες περιοχές της δυτικής Μεσογείου και των Ατλαντικών ακτών της Ιβηρικής έχει αποδειχθεί ότι συμβάλλει σημαντικά στην αύξηση της πρωτογενούς παραγωγικότητας των παράκτιων οικοσυστημάτων (Morris et al. 2008, Vergara et al. 2012). Η παρουσία πυκνών λιβαδιών της *C. prolifera* στις περιοχές αυτές επηρεάζει σημαντικά τα βιογεωχημικά χαρακτηριστικά των ιζημάτων ρηχών και αβαθών συστημάτων, καθώς και τις φυσικές διεργασίες όπως είναι η επαναιώρηση και η απόθεση λιθογενών και οργανικών σωματιδίων στην επιφάνεια του βυθού κυρίως εξαιτίας της μείωσης της έντασης του υδροδυναμισμού (Hendricks et al. 2009, Vergara et al. 2012). Οι Moγano et al. (2007) τονίζουν ότι οι εποχικές μεταβολές στη φυτοκάλυψη του πυθμένα με *C. prolifera* επηρεάζουν τη σταθερότητα και τη σύνθεση των φιλοξενούμενων μακροβενθικών συναθροίσεων με διακριτές διαφορές στις αφθονίες μεταξύ των πληθυσμών των επιβενθικών και των ενδοβενθικών οργανισμών. Συγκεκριμένα, οι επιβενθικοί οργανισμοί, σε αντίθεση με τους ενδοβενθικούς, εμφανίζουν αυξημένες παρουσίες στις περιοχές με υψηλή φυτοκάλυψη από θαλλούς της *C. prolifera*. Αντίθετα, οι πληθυσμοί των ενδοβενθικών οργανισμών φαίνεται να είναι περισσότερο σταθεροί και χωρίς ιδιαίτερη εποχικότητα, με εξαίρεση στις περιπτώσεις δημιουργίας ανοξικού στρώματος στην επιφάνεια του ιζήματος λόγω απόθεσης υψηλών συγκεντρώσεων οργανικού υλικού.

1.3. Μακροπανιδικές συναθροίσεις ασπονδύλων που σχετίζονται με το ενδιαίτημα της *C. prolifera*

Όπως αναφέρθηκε και προηγουμένως, η *C. prolifera* στη Μεσόγειο σχηματίζει τοπικά πυκνά λιβάδια σε ιζηματογενείς πυθμένες και σε βάθη από 1 έως 35-40 μέτρα. Το λιβάδι αποτελείται από ένα αρκετά συμπαγές δίκτυο κυρίων ριζών (στολώνων) από τις οποίες εκφύονται λεπτές ριζοειδείς απολήξεις που διαπερνούν τον πυθμένα και πολυάριθμα υπέργεια ελάσματα (blades) που μοιάζουν με φύλλα ανώτερων φυτών και σχηματίζουν έναν συνεχή και αρκετά πολύπλοκο σε δομή θόλο (canopy) ύψους μέχρι 20cm. Οι σχηματισμοί των λιβαδιών της *C. prolifera* που έχουν καταγραφεί στη Μεσόγειο, παρόλο που δεν είναι εξίσου πυκνά δομημένα συστήματα, όπως για παράδειγμα οι λειμώνες της ποσειδώνιας (*Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, 1813), επιτρέπουν την εγκατάσταση ενός σημαντικού αριθμού πληθυσμών ασπονδύλων ειδών, κυρίως σε περιβάλλοντα όπου παρατηρείται σχετικά μικρή ανανέωση νερού και αυξημένη εισροή οργανικού υλικού (Sánchez-Moγano et al. 2001a,b). Ο ιδιαίτερος βιολογικός κύκλος και η ομοιόμορφη κάλυψη του βυθού υπό μορφή ενός σχεδόν συνεχούς τάπητα, καθιστούν σχετικά εύκολη τη μελέτη και μάλιστα σε περιορισμένη χωρική κλίμακα του ρόλου του λιβαδιού της *C. prolifera* στη σύνθεση της μακροβενθικής συνάθροισης

(macrobenthic assemblage) που σχετίζεται με το συγκεκριμένο ενδιαίτημα (Sánchez-Moyano et al., 2001a,b). Παρόλα αυτά οι ελάχιστες πληροφορίες που αναφέρονται στην κατανομή, τις εποχικές μεταβολές και τα βιοτικά χαρακτηριστικά των πληθυσμών μακροβενθικών ειδών που εγκαθίστανται σε διάφορα ενδιαίτηματα με *Caulpera prolifera* στην περιοχή της Μεσογείου, προέρχονται από παράκτιες περιοχές της δυτικής της λεκάνης. Θα πρέπει να σημειωθεί ότι δεν υπάρχουν αντίστοιχες μελέτες από την ανατολική λεκάνη της Μεσογείου.

Ειδικότερα, μελέτες που έχουν εκπονηθεί και αφορούν αποκλειστικά τη δυτική λεκάνη της Μεσογείου και τις Ατλαντικές ακτές της Ιβηρικής χερσονήσου (Moyano et al. 2001a,b, 2007, Rueda et al. 2001, Rueda & Salas 2003, De la Rosa et al. 2006), έδειξαν ότι το ενδιαίτημα που σχηματίζει το συγκεκριμένο μακροφύκος παίζει σημαντικό ρόλο στη συγκέντρωση, κατανομή και αφθονία ενός σημαντικού αριθμού ειδών μακροβενθικών ασπονδύλων. Οι De La Rosa et al. (2006), μελετώντας τη βιοκοινότητα των δεκαπόδων καρκινοειδών, που σχετίζονται με εκτεταμένους λειμώνες του χλωροφύκου στον κόλπο του Cadiz (Ισπανία), συνέλεξαν πάνω από 32.000 άτομα τα οποία ανήκουν σε 35 είδη δεκαπόδων εκ των οποίων 6 είδη, που αντιπροσωπεύουν το 86% της συνολικής αφθονίας, σχετίζονται αποκλειστικά με την παρουσία του ενδιαίτηματος της *C. prolifera*. Στα πλαίσια του διετούς δειγματοληπτικού προγράμματος που πραγματοποίησαν, δεν παρατήρησαν ποιοτικές ή ποσοτικές διαφορές στη σύνθεση των ειδών στο εσωτερικό τμήμα του κόλπου σε αντίθεση με τις έντονες μεταβολές που εμφανίζονται στα εξωτερικά και περισσότερο εκτεθειμένα στην κυματική δράση τμήματα. Οι διαφορές αυτές απεδόθησαν στην παρουσία της πυκνής και σταθερής καθ' όλη την διάρκεια του έτους κάλυψη του εσωτερικού τμήματος του όρμου με *C. prolifera*, η οποία φαίνεται να λειτουργεί προστατευτικά για τη συνάθροιση των δεκαπόδων συγκριτικά με το εξωτερικό τμήμα (De la Rosa et al. 2006). Το συγκεκριμένο συμπέρασμα ενισχύεται από το γεγονός ότι παρά τις σημαντικές ανθρώπινες παρεμβάσεις στον κόλπο του Cadiz, όπως υδατοκαλλιεργητικές δραστηριότητες και οργανική ρύπανση από αστικά απόβλητα, οι τιμές των δεικτών ποικιλότητας και οι τιμές αφθονίας των δεκαπόδων καρκινοειδών και των μαλακίων παραμένουν διαχρονικά σταθερές και σε ορισμένες περιπτώσεις εμφανίζονται και με υψηλότερες τιμές, συγκρινόμενες με άλλα τμήματα του Κόλπου όπου το συγκεκριμένο μακροφύκος απουσιάζει (Rueda et al. 2001, Rueda and Salas 2003, De la Rosa et al. 2006). Οι Rueda and Salas (2003), που μελέτησαν τους πληθυσμούς των μαλακίων που ζουν στο ενδιαίτημα της *C. prolifera*, αναφέρουν ότι η αύξηση της διαθέσιμης τροφής μέσω της κατακράτησης οργανικής ύλης στην επιφάνεια του ιζήματος εξαιτίας της παρεμβολής των θαλλών του μακροφύκου, αποτελεί τον σημαντικότερο παράγοντα ελέγχου της ποικιλότητας, της αφθονίας και της δυναμικής των φιλοξενούμενων πληθυσμών για το σύνολο της συνάθροισης των μαλακίων. Από την άλλη μεριά, η παρουσία ιδιαίτερα πυκνών λειμώνων *C. prolifera* μπορεί να έχει αρνητική επίδραση στην βενθική ενδοπανίδα, κυρίως στους πληθυσμούς των δίθυρων, κυρίως εξαιτίας της επικράτησης ανοξικών συνθηκών στα επιφανειακά ιζήματα (Sánchez-Moyano et al., 2001b).

Οι Sanchez-Moyano et al. (2007), οι οποίοι μελέτησαν την επίδραση της κάλυψης (cover) που προσφέρουν τα λιβάδια της *C. prolifera* στους πληθυσμούς των βενθικών καρκινοειδών στον κόλπο Algeciras των Ισπανικών ακτών, κατέγραψαν την παρουσία ενός

σημαντικού συνολικά αριθμού ειδών που διαφέρει σημαντικά μεταξύ των σημείων που εμφανίζουν υψηλή έναντι ήπιας ή και ελάχιστης παρουσίας της *C. prolifera*. Οι διαφορές αυτές στην ποιοτική και ποσοτική σύνθεση των μακροβενθικών συναθροίσεων των καρκινοειδών αποδόθηκαν στον διαφορετικό βαθμό κάλυψης του βυθού από θαλλούς της *C. prolifera* και επομένως στις διαφορές κατανομής της φυτικής βιομάζας καθώς και στις μεταβολές των συγκεντρώσεων οργανικού άνθρακα στα επιφανειακά ιζήματα που υπό μορφή κυρίως οργανικών θρυμμάτων (detritus) εμφανίζονται τοπικά αυξημένες. Όπως έδειξαν, το διαφορετικό πρότυπο κατανομής των θαλλών της *C. prolifera* σε συστάδες συντελεί στη αύξηση του βαθμού χωρικής ετερογένειας που φαίνεται να επηρεάζει τη ποικιλότητα και αφθονία των πληθυσμών των καρκινοειδών. Στη συγκεκριμένη μελέτη φάνηκε ότι επικρατεί το γενικό πρότυπο που έχει περιγραφεί από τους Heck & Orth (1980) για τα λιβάδια των θαλάσσιων φανερογάμων, σύμφωνα με το οποίο η αφθονία των επιπανιδικών ειδών, κυρίως των μετακινούμενων ασπόνδυλων καθώς και των νεαρών ιχθυδίων, αυξάνεται προοδευτικά όσο αυξάνεται η φυτική πυκνότητα, φτάνοντας σε μια ασυμπτωματική τιμή πέραν της οποίας η υψηλή φυτική πυκνότητα δημιουργεί ανεπιθύμητες συνθήκες, όπως ανοξία και έλλειψη χώρου, με αποτέλεσμα την απότομη μείωση των τιμών της αφθονίας. Παρόμοιο πρότυπο φαίνεται να επικρατεί στην κατανομή της αφθονίας των πληθυσμών μαλακίων και ιδιαίτερα των πληθυσμών συγκεκριμένων ειδών προσοβραγχίων που εμφανίζουν ραγδαία μείωση των τιμών της αφθονίας όσο η πυκνότητα των λιβαδιών της *C. prolifera* αυξάνεται (Sánchez-Moγano et al. 2001b). Αντίθετα, σε περιοχές με μειωμένη πυκνότητα θαλλών της *C. prolifera* φαίνεται να ευνοείται η ανάπτυξη ομάδων μακροβενθικών πληθυσμών που χαρακτηρίζονται από μειωμένη κινητικότητα, όπως τα δίθυρα, κυρίως λόγω της παρουσίας χώρου και άρα υποστρώματος ανάπτυξης των μακροβενθικών κοινοτήτων.

1.4. Η ιχθυοπανίδα που σχετίζεται με το ενδιαίτημα της *C. prolifera*

Η επισκόπηση της σχετικής βιβλιογραφίας έδειξε ότι στη Μεσόγειο ο μεγαλύτερος αριθμός σχετικών εργασιών επικεντρώνεται στην μελέτη της ιχθυοπανίδας που συνδέεται με τα λιβάδια του ενδημικού θαλάσσιου φανερόγαμου *Posidonia oceanica* (π.χ. Francour 1997, Deudero et al. 2008, Kalogirou et al. 2010). Οι μελέτες της δομής και της δυναμικής των κοινοτήτων των ψαριών που συνδέονται με άλλα λιγότερο κοινά είδη θαλάσσιας βλάστησης, όπως τα φανερόγαμα *Cymodocea nodosa* και *Zostera noltii*, καθώς και με τα ενδιαίτηματα των φωτόφιλων φυκών σε υποπαραλιακό βραχώδες υπόστρωμα και των αμμωδών βυθών χωρίς βλάστηση, είναι περιορισμένες (e.g. Guidetti 2000, Guidetti and Bussotti 2002, Kalogirou et al. 2012). Ελάχιστες εργασίες έχουν πραγματοποιηθεί σχετικά με την ιχθυοπανίδα των ενδιαιτημάτων μακροφυκών σε κινητό υπόστρωμα, που έδειξαν παράλληλα ότι τα συγκεκριμένα ενδιαιτήματα μπορούν να αποτελέσουν σημαντικά πεδία ανάπτυξης πληθυσμών νεαρών ατόμων παράκτιων ψαριών, στα οποία συμπεριλαμβάνονται και είδη υψηλού εμπορικού ενδιαφέροντος (Franco et al. 2012, Cheminée et al. 2013).

Οι μελέτες στα παράκτια οικοσυστήματα της Μεσογείου που σχετίζονται με το ρόλο του ενδιαιτηματος της *C. prolifera* στη σύνθεση, ποιοτική και ποσοτική, και στη δυναμική της

ιχθυοπανίδας που φιλοξενούν είναι ιδιαίτερα περιορισμένες. Πιο συγκεκριμένα οι Verdiell-Cubedo et al. (2007), σε μια μοναδική μελέτη που πραγματοποίησαν στη λιμνοθάλασσα Mar Menor (ακτές Ισπανίας), κατέγραψαν τις μορφομετρικές παραμέτρους των πληθυσμών κυρίως νεαρών ιχθυδίων, που σχετίζονται άμεσα με το ενδιαίτημα του μακροφύκου *C. prolifera*. Τα αποτελέσματά τους τα αντιπαρέβαλαν με αντίστοιχα που έχουν καταγραφεί στην ίδια περιοχή σχετικά με το ρόλο του φανερόγαμου *Cymodocea nodosa* στην κατανομή της τοπικής ιχθυοπανίδας. Στα λιβάδια του είδους *C. nodosa* αναφέρονται μεγαλύτεροι αριθμοί ειδών ψαριών και αντίστοιχα υψηλότερες τιμές αφθονίας και βιομάζας συγκριτικά με περιοχές του βυθού που καλύπτονται από *C. prolifera*. Ωστόσο, η εξέταση των τιμών άλλων συμπληρωματικών δεικτών σε επίπεδο ιχθυοκοινότητας όπως π.χ. δείκτες ποικιλότητας και ομοιομορφίας δεν εμφάνισε σημαντικές διαφορές μεταξύ των δύο ενδιαιτημάτων. Στην ίδια μελέτη, οι Verdiell-Cubedo et al. (2007) τονίζουν ότι η παρουσία της *C. prolifera* είναι αναμφισβήτητα σημαντική για την ιχθυοπανίδα της λιμνοθάλασσας Mar Menor και κυρίως για την εγκατάσταση των πληθυσμών νεαρών ατόμων, που ανήκουν σε είδη με μεγάλη εμπορική αξία για την τοπική αλιεία. Θα πρέπει στο σημείο αυτό να τονισθεί ότι η ιχθυοπανίδα των ενδιαιτημάτων με *C. prolifera*, ενός μακροχλωροφύκου με ευρεία εξάπλωση στην παράκτια ζώνη των θερμότερων νότιων περιοχών της ανατολικής λεκάνης της Μεσογείου παραμένει άγνωστη.

1.5. Οι τροφικές σχέσεις μεταξύ θαλάσσιων ασπονδύλων και ιχθυοπανίδας στο ενδιαίτημα της *C. prolifera*

Η διατροφή, που περιλαμβάνει την εύρεση, κατανάλωση και αφομοίωση της τροφής, αποτελεί μια σύνθετη διεργασία των σχέσεων μεταξύ της συμπεριφοράς, της μορφολογίας, της φυσιολογίας και της πληθυσμιακής δυναμικής των θαλάσσιων οργανισμών καθώς και των αλληλεπιδράσεων μεταξύ θηρευτών - θηραμάτων. Η διατροφή διεξάγεται μέσα σε ένα οικολογικό πλαίσιο, επηρεάζοντας όχι μόνο τη μεταφορά ενέργειας και την επακόλουθη ανάπτυξη και επιβίωση των οργανισμών που ζουν σε ένα συγκεκριμένο ενδιαίτημα, αλλά παράλληλα τη διανομή, την αφθονία και τη δυναμική των πληθυσμών τους. Οι διαδικασίες αυτές είναι εξαιρετικά δυναμικές και προκαλούν μεταβολές στην παραγωγικότητα και τη δομή των πληθυσμών σε οικολογική ή εξελικτική κλίμακα. Η οικολογία διατροφής και η τροφική δυναμική αποτελούν ένα ευρύ και πολυδιάστατο διεπιστημονικό πεδίο που εκτείνεται από το οργανισμικό έως το οικοσυστημικό επίπεδο οργάνωσης της ζωής (Brodeur et al. 2017).

Η οικολογία διατροφής των ψαριών αποτελεί ένα σημαντικό ερευνητικό αντικείμενο με ιδιαίτερη σημασία για τη μελέτη του θαλάσσιου οικοσυστήματος. Ο βαθμός επίδρασης της επιλεκτικής εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων από τον άνθρωπο, τα οποία υπό φυσιολογικές συνθήκες και μετά από μια μακροχρόνια εξελικτική πορεία βρίσκονται σε μια δυναμικά σταθερή κατάσταση, μπορεί πιο εύκολα να εκτιμηθεί, όταν γίνουν κατανοητές οι τροφικές σχέσεις μεταξύ των εκμεταλλεόμενων και μη φυσικών πληθυσμών σε ένα δεδομένο αλιευτικό πεδίο (Lambropoulou et al. 1995).

Στα θαλάσσια συστήματα, οι αλληλεπιδράσεις μεταξύ θηρευτή - θηράματος είναι δύσκολο να παρατηρηθούν άμεσα στο περιβάλλον. Παραδοσιακά, οι επιστήμονες αντιμετώπισαν παρόμοιες προκλήσεις συλλέγοντας άτομα από το πεδίο και εξετάζοντας στη συνέχεια οπτικά το περιεχόμενο του στομάχου τους (Hyslop 1980, Gerking 1994). Διάφορες σύγχρονες τεχνολογικές καινοτομίες επέκτειναν τις τελευταίες δεκαετίες τη σχετική μεθοδολογική εργαλειοθήκη, ιδιαίτερα με εφαρμογή μοριακών μεθόδων, όπως η ανάλυση λιπαρών οξέων, σταθερών ισotόπων ή του γενετικού κώδικα (Brodeur et al. 2017). Μια σειρά από ολιστικά εργαλεία μοντελοποίησης οικοσυστημάτων, όπως τα μοντέλα προσομοίωσης τροφικών πλεγμάτων ECOPATH, ATLANTIS και τα παράγωγά τους, επέτρεψαν την ανάλυση παρόμοιων δεδομένων (Christensen and Pauly 1992, Pauly et al. 2000, Christensen and Walters 2000, Fulton et al. 2004, Gaichas et al. 2009, Fulton 2011). Η διαρκώς αυξανόμενη ανάγκη άμεσης αντιμετώπισης των σύγχρονων προβλημάτων αλιευτικής διαχείρισης φαίνεται να έχει επηρεάσει αρνητικά την τάση εφαρμογής κλασσικού τύπου μεθοδολογιών στη μελέτη της διατροφικής οικολογίας και της τροφικής δυναμικής των ψαριών, καθώς οι διαχειριστές της αλιείας υιοθετούν γενικού χαρακτήρα μεγάλης κλίμακας εφαρμογές με βάση τα οικοσυστήματα (Ecosystem Based Fisheries Management - EBFM) ως κύρια κατευθυντήρια αρχή για μια περισσότερο ολιστική και γενικευμένη προσέγγιση στη διαχείριση των αλιευτικών πόρων (Pikitch et al. 2004, Link, 2010). Ωστόσο, δεδομένης της πολυπλοκότητας των θαλάσσιων συστημάτων, στις περισσότερες περιπτώσεις δε διαθέτουμε ακόμη και τις βασικές γνώσεις σχετικά με τις τροφικές αλληλεπιδράσεις που είναι κρίσιμες για την κατανόηση της δομής, της λειτουργίας και της παραγωγικότητας ενός δεδομένου συστήματος ή για την εφαρμογή αυτών των γνώσεων σε ένα επόμενο ευρύτερο πλαίσιο ανάλυσης. Το γεγονός αυτό μπορεί δυνητικά να οδηγήσει σε εσφαλμένες αποφάσεις αλιευτικής διαχείρισης (Brodeur et al. 2017).

Στη Μεσόγειο θάλασσα, έχουν πραγματοποιηθεί αρκετές μελέτες σχετικά με τη τροφική συμπεριφορά ή τις τροφικές προτιμήσεις συγκεκριμένων ειδών θαλάσσιων ψαριών (π.χ. Stergiou 1988, Ben-Eliahu and Golani 1990, Golani and Galil 1991, Lundberg and Golani 1995, Tuset et al. 1996, Labropoulou and Eleftheriou 1997, Labropoulou et al. 1997, 1998, 1999, Darnaude et al. 2001, Karachle and Stergiou 2014a,b). Ωστόσο, ελάχιστες εργασίες αναφέρονται στις τροφικές σχέσεις και τις εποχικές τους μεταβολές στο επίπεδο της κοινότητας των ψαριών ενός συγκεκριμένου θαλάσσιου ενδιαιτήματος και ιδιαίτερα σχετικά με τις διατροφικές προτιμήσεις ή τις διατροφικές συνήθειες των ψαριών σε βιότοπους με βλάστηση (Bell and Harmelin-Vivien 1983, Fasola et al. 1997, Labropoulou and Papadopoulou-Smith 1999, Zupo and Stübing 2010, Koulouri et al. 2015). Ειδικότερα και όσον αφορά στα παράκτια συστήματα κινητού υποστρώματος στα οποία κυριαρχούν βενθικά μακροφύκη μέχρι σήμερα δεν υπάρχουν μελέτες σχετικά με τις τροφικές σχέσεις των πληθυσμών των βενθοπελαγικών ψαριών που τα κατοικούν. Συμπερασματικά, οι τροφικές σχέσεις μεταξύ βενθικών ασπονδύλων και ιχθυοπανίδας στο ενδιαίτημα της *C. prolifera* στη Μεσόγειο παραμένουν μέχρι σήμερα άγνωστες.

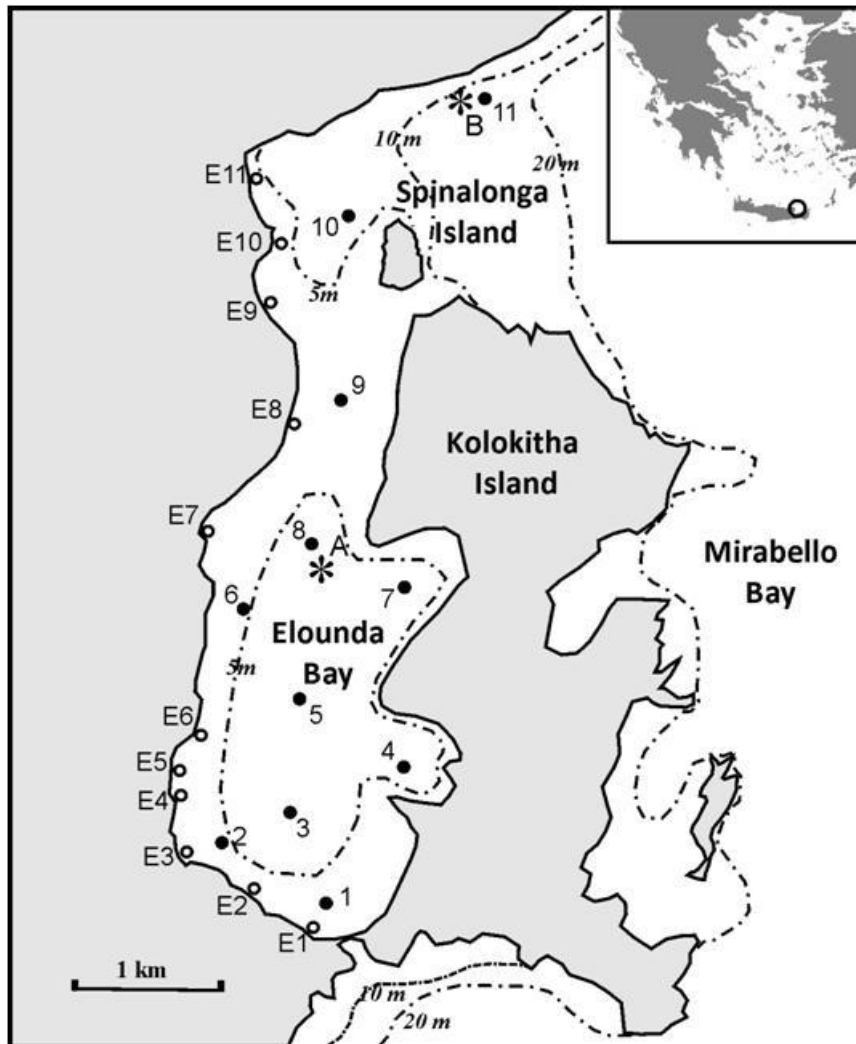
1.6. ΣΤΟΧΟΙ ΤΗΣ ΔΙΑΤΡΙΒΗΣ

Η συγκεκριμένη μελέτη εστιάζει στη πρωτότυπη διερεύνηση των τροφικών σχέσεων και των εποχικών μεταβολών των πληθυσμών βενθοπελαγικών ειδών ασπονδύλων και ψαριών σε ένα τυπικό βιότοπο του χλωροφύκου *C. prolifera* στον όρμο της Ελούντας, στις βορειο-ανατολικές ακτές της Κρήτης. Η μελέτη έχει ως κύριο στόχο να συμβάλλει στην απόκτηση νέων γνώσεων στο γνωστικό αντικείμενο της περιβαλλοντικής και αλιευτικής διαχείρισης ενός ενδιαιτήματος με ευρύτατη εξάπλωση στην παράκτια ζώνη των υποτροπικών νοτίων ακτών της Μεσογείου. Επιμέρους στόχοι της μελέτης είναι:

- Η διερεύνηση της ποιοτικής και ποσοτικής σύνθεσης και των εποχικών μεταβολών των μακροπανιδικών πληθυσμών που εντοπίζονται στο ενδιαίτημα της *Caulerpa prolifera*
- Η διερεύνηση της ποιοτικής και ποσοτικής σύνθεσης και των εποχικών μεταβολών της ιχθυοπανίδας του συγκεκριμένου βιοτόπου
- Η περιγραφή των προτύπων διατροφής και των τροφικών τύπων του συνόλου των ειδών ψαριών του συγκεκριμένου βιοτόπου
- Η διερεύνηση των εποχικών μεταβολών στην σύνθεση της τροφής σε σχέση με οντογενετικές μεταβολές και τη διαθεσιμότητα τροφής επιλεγμένων ειδών ψαριών καθώς και η σύγκριση της δίαιτας των ψαριών με τις δυνητικά διαθέσιμες πηγές τροφής
- Γενικές προτάσεις για την αειφόρο αλιευτική διαχείριση του συγκεκριμένου ενδιαιτήματος

2. ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ – ΕΡΓΑΣΙΕΣ ΠΕΔΙΟΥ

Προκειμένου να επιτευχθούν οι στόχοι της μελέτης πραγματοποιήθηκαν έξι συνολικά επισκέψεις στο πεδίο κατά την περίοδο 2006-2007 για τη μέτρηση και ανάλυση μιας σειράς βιοτικών και αβιοτικών παραμέτρων. Οι δειγματοληψίες πραγματοποιήθηκαν στις περιόδους: 31 Μαΐου με 1 Ιουνίου 2006, 27 με 28 Ιουλίου 2006, 21 με 27 Σεπτεμβρίου 2006, 7 και 8 Δεκεμβρίου 2006, 1 με 17 Φεβρουαρίου 2007, 24 με 26 Απριλίου 2007 (Εικ. 3).



Εικ. 3. Πλέγμα σταθμών δειγματοληψίας στον όρμο της Ελούντας.

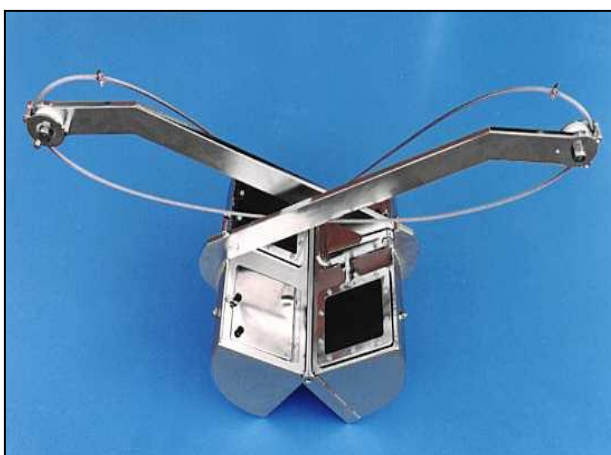
Αναλυτικότερα, πραγματοποιήθηκε μία προκαταρκτική χαρτογράφηση των φυτικών διαπλάσεων (μακροφύκη, φανερόγαμα) του Όρμου με χρήση άμεσης (από την επιφάνεια του νερού) και υποβρύχιας παρατήρησης με αυτόνομη κατάδυση σε συνδυασμό με ακριβή καταγραφή της θέσης με χρήση GPS. Για την μελέτη των υδρογραφικών παραμέτρων της περιοχής μελέτης και σε κάθε δειγματοληπτική περίοδο πραγματοποιήθηκαν κατακόρυφες μετρήσεις θερμοκρασίας, αλατότητας, χλωροφύλλης α και φωτοσυνθετικά ενεργής ακτινοβολίας στη στήλη του νερού. Οι μετρήσεις έγιναν με αυτόματο καταγραφικό όργανο

CTD (Seabird SBE-25)(Εικ. 4.). Παράλληλα, λαμβάνονταν δείγματα νερού με τη χρήση ειδικού δειγματολήπτη νερού τύπου NISKIN των 5L (Εικ. 4), με στόχο τον προσδιορισμό των συγκεντρώσεων σωματιδιακού οργανικού άνθρακα (POC), χλωροφύλλης α (Chl-a) και φαιοχρωστικών καθώς επίσης και των συγκεντρώσεων ανόργανων θρεπτικών αλάτων (νιτρώδη, νιτρικά, πυριτικά, αμμωνιακά και φωσφορικά) που πραγματοποιήθηκε με χρήση φασματοφωτόμετρου τύπου Beckmann DU65 και σύμφωνα με τους Strickland and Parsons (1972). Οι συγκεντρώσεις των χλωροπλαστικών χρωστικών στο νερό και το ίζημα πραγματοποιηθήκαν αντίστοιχα με χρήση φθοριόμετρου τύπου Turner 112 και σύμφωνα με την μέθοδο των Yentsch and Menzel (1963). Δείγματα επιφανειακού ιζήματος συλλέχθηκαν επίσης με χρήση ενός ειδικού δειγματολήπτη τύπου αρπάγης (Ponar grab) με στόχο τον προσδιορισμό των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης α και των φαιοχρωστικών καθώς και για την μέτρηση του σωματιδιακού οργανικού άνθρακα (Εικ. 5). Παράλληλα λαμβάνονταν δείγματα ιζήματος για την διερεύνηση της σύστασης των επιφανειακών ιζημάτων με κοκκομετρική ανάλυση σύμφωνα με τον Buchanan (1984)(Εικ. 6).

Για τη μελέτη της ποιοτικής και ποσοτικής σύνθεσης των μακροπανιδικών συναθροίσεων ελήφθησαν δείγματα με χρήση δειγματολήπτη τύπου ελκήθρου εφοδιασμένου με δίχτυ συλλογής ανοίγματος ματιού 0.5mm και με ένα πλαγκτονικό δίχτυ (άνοιγμα ματιού 0.5 mm) σε κάθε δειγματοληπτική περίοδο από μια αντιπροσωπευτική περιοχή εσωτερικά και εξωτερικά του Όρμου (Εικ. 7). Τα δείγματα κοσκινίστηκαν με κόσκινα ανοίγματος ματιού 0.5mm και συντηρήθηκαν σε διάλυμα φορμόλης 10%. Για την μελέτη των πληθυσμών των ψαριών πραγματοποιήθηκαν δειγματοληψίες πειραματικής αλιείας με επαγγελματική πεζότρατα σε κάθε δειγματοληπτική περίοδο στην εσωτερική και εξωτερική λεκάνη του Κόλπου (Εικ. 8, 9). Αμέσως μετά τη συλλογή, το αλίευμα τοποθετήθηκε σε δοχεία με διάλυμα φορμόλης 10% και μεταφέρθηκε στο εργαστήριο. Στη συνέχεια καταγράφηκαν όλα τα είδη των ψαριών και έγινε καταμέτρηση του αριθμού ατόμων και της βιομάζας για κάθε είδος. Για την μελέτη του στομαχικού περιεχομένου των σημαντικότερων, όσον αφορά στην αφθονία και στη βιομάζα, βενθοπελαγικών ψαριών έγινε η εξέταση του περιεχομένου του στομάχου 30 ατόμων από κάθε είδος (όπου ήταν διαθέσιμα). Η ανάλυση των πρωτογενών δεδομένων έγινε ως εξής: για κάθε άτομο από κάθε είδος και για κάθε δειγματοληψία μετρήθηκε το ολικό μήκος (mm) και το ολικό βάρος (g). Στην συνέχεια γινόταν μια τομή κατά μήκος της σπλαχνικής κοιλότητας και αφαιρούνταν ο οισοφάγος, το στομάχι και το έντερο και ακολουθούσε η καταγραφή του συνολικού στομαχικού βάρους. Τα στομάχια που ήταν άδεια καταγράφονταν επίσης. Η εξέταση του στομαχικού περιεχομένου έγινε με τη χρήση στερεοσκοπίου. Τα είδη λείας διαχωρίστηκαν σε κύριες ταξινομικές ομάδες και τα άτομα κάθε ομάδας μετρήθηκαν. Στην συνέχεια τα άτομα των ομάδων προσδιορίστηκαν στο επίπεδο του είδους, όπου ήταν δυνατόν (της εσωτερικής λεκάνης του Κόλπου). Η εργαστηριακή εξέταση περιλάμβανε επίσης διαλογή των δειγμάτων της μακροβενθικής πανίδας και του μακρο-ζωοπλαγκτού, σε κύριες ταξινομικές ομάδες. Ακολούθησε ο προσδιορισμός των οργανισμών σε επίπεδο πλησιέστερης του είδους ταξινομικής ομάδος (της εσωτερικής λεκάνης του Κόλπου). Η επεξεργασία των αποτελεσμάτων έγινε με χρήση πρότυπων στατιστικών πακέτων και μεθόδων που δίνονται αναλυτικά στα επιμέρους κεφάλαια που ακολουθούν.



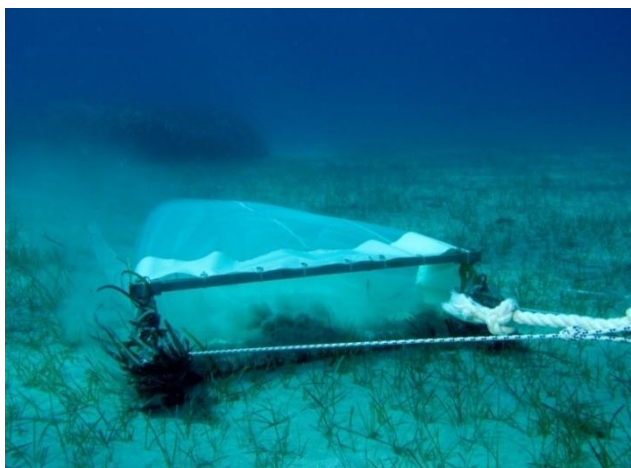
Εικ. 4. Καταγραφή υδρογραφικών παραμέτρων στην στήλη του νερού με χρήση CTD (αριστερά). Λήψη δειγμάτων νερού για την μελέτη φυσικοχημικών παραμέτρων (δεξιά).



Εικ. 5. Δειγματολήπτης τύπου αρπάγης (Ponar grab)



Εικ. 6. Δειγματοληψία για την μελέτη φυσικοχημικών παραμέτρων των επιφανειακών ιζημάτων του Όρμου της Ελούντας



Εικ. 7. Δειγματολήπτης τύπου ελκήθρου (sledge) που χρησιμοποιήθηκε για την συλλογή των μακροβενθικών οργανισμών.



Εικ. 8. Πειραματική αλιεία με χρήση πεζότρατας στον Όρμο της Ελούντας (αριστερά). Δείγμα του αλιεύματος από την εσωτερική καλάδα (δεξιά)



Εικ. 9. Καλάδα με χρήση πεζότρατας στον Όρμο της Ελούντας. Διακρίνεται το σμήνος των νεαρών ψαριών διάφορων ειδών που αποτελούν και το μεγαλύτερο τμήμα του αλιεύματος ιδίως κατά τη θερινή περίοδο.

3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ – ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Τα αποτελέσματα και τα επιμέρους συμπεράσματα της συγκεκριμένης μελέτης παρουσιάζονται ανά θεματική ενότητα και υπό μορφή εκτεταμένων περιλήψεων των πρωτότυπων εργασιών που έχουν ήδη δημοσιευτεί ή βρίσκονται σε τελικό στάδιο δημοσίευσης σε διεθνή επιστημονικά περιοδικά. Τα αποτελέσματα της μελέτης παρουσιάστηκαν επίσης και δημοσιεύτηκαν στα Πρακτικά διάφορων Διεθνών ή Πανελλήνιων Συνεδρίων. Τα πλήρη πρωτότυπα κείμενα των δημοσιεύσεων αυτών δίνονται σε ειδικό Παράρτημα που ακολουθεί στο τέλος αυτής της μελέτης. Συνοπτικά, οι πρωτότυπες επιστημονικές δημοσιεύσεις και ανακοινώσεις που πραγματοποιήθηκαν στο πλαίσιο της συγκεκριμένης μελέτης είναι:

Θεματική Ενότητα Α. Μακροπανιδικές βιοκοινότητες (συναθροίσεις) ασπονδύλων που σχετίζονται με το ενδιαίτημα της *C. prolifera*

A.1. Maidanou M., Koulouri P., Arvanitidis C., Koutsoubas D. & C. Dounas, 2017. Macrobenthic assemblages structure associated with a *Caulerpa prolifera* meadow in the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete island). *Regional Studies in Marine Science*, 14: 1-14.

A.2. Diliberto S., Κουλούρη Π., **Μαϊδανού Μ.,** Κουτσούμπας Δ. & Κ. Ντούνας, 2009. Εποχική μελέτη της μακροπανίδας των μαλακίων στον Όρμο της Ελούντας (Κρήτη, Α. Μεσόγειος). 9ο Πανελλήνιο Συμπόσιο Ωκεανογραφίας και Αλιείας, 13-16 Μαΐου 2009, Πάτρα.

Θεματική Ενότητα Β. Η ιχθυοπανίδα που σχετίζεται με το ενδιαίτημα της *C. prolifera*

B.1. Koulouri P., Kalogirou S., **Maidanou M.,** Koutsoubas D. & C. Dounas, 2016. Fish and cephalopod assemblage structure of green alga *Caulerpa prolifera* (Chlorophyta) meadow in the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete Island). *Regional Studies in Marine Science*, 3: 33-41.

B.2. Μαϊδανού Μ., Κουλούρη Π., Κρυσταλλάς Α., Κουτσούμπας Δ. & Κ. Ντούνας, 2013. Σύγκριση της δομής και δυναμικής της πανίδας των ψαριών και των κεφαλοπόδων λειμώνων του χλωροφύκου *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V Lamouroux και του φανερόγαμου *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, 1813 στον κόλπο της Ελούντας (Κρήτη, Ν. Αιγαίο). 15ο Πανελλήνιο Συνέδριο Ιχθυολόγων, 10-13 Οκτωβρίου 2013, Θεσσαλονίκη.

B.3. Κουλούρη Π., Καλογήρου Σ., **Μαϊδανού Μ.,** Ψόχιου Ε. & Κ. Ντούνας, 2015. Νέες πληροφορίες σχετικά με την εμφάνιση, κατανομή και αφθονία νεο-εισαχθέντων ειδών ψαριών στις ακτές της Κρήτης. 11ο Πανελλήνιο Συμπόσιο Ωκεανογραφίας και Αλιείας, 13-17 Μαΐου 2015, Μυτιλήνη.

Θεματική ενότητα Γ. Οι τροφικές σχέσεις μεταξύ θαλάσσιων ασπονδύλων και ιχθυοπανίδας στο ενδιαίτημα της *C. prolifera*

Γ.1. Maidanou M., Koulouri P., Arbanitidis S., Koutsoubas D. & C. Dounas, 2018. Trophodynamics of the fish community associated with a *Caulerpa prolifera* (Forsskål) meadow and food availability in a shallow semi-enclosed embayment (Elounda Bay, Crete Island), submitted for publication.

Γ.2. Maidanou M., Koulouri P., Koutsoubas D. & C. Dounas, 2011. Trophodynamics of fish assemblages associated with a *Caulerpa prolifera* (Forsskål) meadow in a shallow semi-enclosed embayment: preliminary results. 5th European Coastal Lagoons Symposium (EUROLAG), 25-30 July 2011, University of Aveiro, Portugal, p. 143.

Γ.3. Μαϊδανού Μ., Κουλούρη Π., Ντούνας Κ., Καλογήρου Σ. & Δ. Κουτσούμπας, 2014. Εποχιακή μελέτη των τροφικών συνηθειών βενθοπελαγικών ψαριών λειμώνων Ποσειδώνιας στον Όρμο της Ελούντας, Κρήτη. 7ο Πανελλήνιο Συνέδριο Οικολογίας, 9-12 Οκτωβρίου 2014, Μυτιλήνη.

Γ.4. Maidanou M., Koulouri P., Koutsoubas D. & C. Dounas, 2016. Trophodynamics of fish assemblages associated with *Caulerpa prolifera* and *Posidonia oceanica* meadows in a shallow semi-enclosed embayment of the eastern Mediterranean. 51st European Marine Biology Symposium (EMBS), 26-30 September 2016, Rhodes, Greece, p. 4

Θεματική Ενότητα Α. Μακροπανιδικές βιοκοινότητες
(συναθροίσεις) ασπονδύλων που σχετίζονται με το ενδιαίτημα της *C. prolifer*

Εισαγωγή

Η υδρόβια βλάστηση αποτελεί ένα σημαντικό συστατικό πολλών θαλάσσιων βιοκοινοτήτων που ζουν στο κινητό υπόστρωμα (π.χ. Everett, 1994; Bostrom *et al.*, 2006). Οι βιότοποι με βλάστηση μπορούν να επηρεάσουν τις σχετιζόμενες με αυτά μακροβενθικές συναθροίσεις μέσω μιας πολύπλοκης σειράς φυσικών και βιοτικών διεργασιών. Η πολυπλοκότητα της δομής αυτών των οικοσυστημάτων παρέχει προστασία από τους θηρευτές, διαθεσιμότητα τροφής, εναπόθεση οργανικής ύλης, σταθεροποίηση των ιζημάτων και χαμηλό υδροδυναμισμό (Orth *et al.*, 1984; Everett, 1994; Bostrom *et al.*, 2006). Πολλοί ερευνητές έχουν τονίσει την επιρροή κάθε ενός από αυτούς τους παράγοντες σαν την κύρια αιτία για τη σημασία της βλάστησης στην υψηλή ποικιλότητα αλλά και την αφθονία των μακροβενθικών οργανισμών, (Heck *et al.*, 2003; Sánchez-Moyano *et al.*, 2001α και οι συγγραφείς που υπάρχουν σε αυτά). Οι περισσότεροι από αυτούς συμφωνούν ότι η πολυπλοκότητα της δομής της βλάστησης και όχι ο τύπος αυτής είναι ο πιο σημαντικός παράγοντας για την αφθονία και την ποικιλότητα των οργανισμών, αν και υπάρχουν διαφορετικές απόψεις.

Οι λειμώνες των φανερογάμων των παράκτιων θαλάσσιων οικοσυστημάτων είναι ένα καλό παράδειγμα για τη διαμόρφωση ενός βέλτιστου βιότοπου για τη βενθική πανίδα (Orth *et al.*, 1984; Bostrom *et al.*, 2006). Πολλές μελέτες έχουν δείξει τον υποστηρικτικό ρόλο ενός από τα πιο κοινά και διαδεδομένα είδη θαλάσσιας βλάστησης στη Μεσόγειο Θάλασσα, όπως είναι τα λιβάδια της *Posidonia oceanica* και της *Cymodocea nodosa*, από την άποψη του εποικισμού και την αύξηση της ποικιλότητας των βενθικών συναθροίσεων (π.χ. Gambi *et al.*, 1995; Buia *et al.*, 2000; Tuyu *et al.*, 2001; Sfriso *et al.*, 2001; Brito *et al.*, 2005). Τα μακροφύκη είναι επίσης κοινά συστατικά σε παράκτια θαλάσσια περιβάλλοντα και μπορούν να έχουν σημαντικές φυσικές και βιολογικές επιδράσεις στις μακροβενθικές συναθροίσεις (π.χ. Everett, 1994; Pereira *et al.*, 2006; Guerra-García *et al.*, 2011). Ωστόσο, η επίδραση των οικοτόπων αυτών, στη δομή και τη δυναμική των μακροβενθικών οργανισμών των κινητών υποστρωμάτων έχει μελετηθεί ελάχιστα, και επικεντρώνεται κυρίως στους βιοτόπους των θαλάσσιων φανερογάμων (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2012; Png-González *et al.*, 2014; Tuyu *et al.*, 2014).

Το χλωροφύκος *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux είναι ένα υποτροπικό πράσινο μακροφύκος που σχηματίζει μόνιμα πυκνά λιβάδια συνήθως σε λασπώδη άμμο σε προστατευόμενες περιοχές και σε βάθη από 1 έως 40 μ. (Davies *et al.*, 2004). Παρά το γεγονός ότι η *C. prolifera* έχει καταγραφεί σε πολλές παράκτιες περιοχές της Μεσογείου, υπάρχουν λίγες μελέτες που ασχολούνται με τη μακροπανίδα που αναπτύσσεται σε αυτήν (Sánchez-Moyano *et al.*, 2001α;β; 2007; Rueda *et al.*, 2001; Rueda and Salas, 2003; De la Rosa *et al.*, 2006; Vergara *et al.*, 2012).

Ο κόλπος της Ελούντας είναι ένας ημί-κλειστός κόλπος, που βρίσκεται στο βόρειο-ανατολικό τμήμα του νησιού της Κρήτης (Ν. Αιγαίο, ανατολική Μεσογείος) και καλύπτεται από ένα πυκνό μονοειδικό λιμώνα της *C. prolifera*. Αυτός ο ρηχός Όρμος θεωρείται σημαντικός για την αύξηση νεαρών ατόμων ειδών ψαριών και κεφαλόποδων, συμβάλλοντας έτσι στη διατήρηση και συντήρηση των τοπικών θαλάσσιων βιολογικών πόρων (Koulouri *et al.*, 2016).

Οι στόχοι της παρούσας εργασίας ήταν: α) να περιγράψει τη δομή και τη δυναμική των βενθικών μακροπανιδικών συναθροίσεων που σχετίζονται με την *C. prolifera* για πρώτη φορά στην ανατολική λεκάνη της Μεσογείου σε σχέση με τους περιβαλλοντικούς παράγοντες που εξετάστηκαν, β) τη σύγκριση των αποτελεσμάτων με εκείνα που διατίθενται από παρόμοιες μελέτες που πραγματοποιήθηκαν στη δυτική Μεσόγειο.

Υλικά και μέθοδοι

2.1. Περιοχή μελέτης και σχεδιασμός δειγματοληψίας

Ο κόλπος της Ελούντας έχει έκταση 6,5 km², ενώ η εσωτερική λεκάνη του είναι προστατευμένη από τον κυματισμό και καταλαμβάνει έκταση 4,7 km². Η μελέτη διεξήχθη στην εσωτερική λεκάνη του Κόλπου, η οποία είναι ρηχή περιοχή με μέγιστο βάθος 8,7 m και καλύπτεται από ένα πυκνό λειμώνα της *C. prolifera* ο οποίος εμφανίστηκε σχεδόν ομοιογενής σε όλη τη διάρκεια της μελέτης με βάση τις οπτικές παρατηρήσεις που έγιναν από καταδύσεις. Αυτό το ρηχό τμήμα του Κόλπου (~ βάθους 2-9 μ) θεωρείται ότι είναι ένας σημαντικός βιότοπος για την αύξηση πολλών νεαρών ατόμων ειδών ψαριών, συμβάλλοντας έτσι στη διατήρηση και τη συντήρηση των τοπικών θαλάσσιων βιολογικών πόρων (Koulourgi et al., 2016). Στα πλαίσια της μελέτης πραγματοποιήθηκαν τακτικές δειγματοληψίες κάθε δύο με τρεις μήνες για ένα χρόνο (2006-2007), χρησιμοποιώντας ένα τοπικό αλιευτικό σκάφος(βιντσότρατα): Μάιος 2006 (τέλος Μαΐου-αρχές Ιουνίου, αρχές καλοκαιριού), Σεπτέμβριος 2006 (αρχές φθινοπώρου), Νοέμβριος 2006 (τέλη Νοεμβρίου-αρχές Δεκεμβρίου, αρχές χειμώνα), Φεβρουάριος 2007 (τέλη Φεβρουαρίου-αρχές Μαρτίου, αρχές άνοιξης) και Απρίλιος του 2007 (άνοιξη).

2.2. Περιβαλλοντικές παράμετροι

Μετρήσεις και δειγματοληψίες για τις περιβαλλοντικές παραμέτρους διεξήχθησαν σε έξι σταθμούς, προκειμένου να καλύψουν το μεγαλύτερο μέρος της επιφάνειας του Κόλπου. Κατακόρυφες μετρήσεις της θερμοκρασίας, αλατότητας και της φωτοσυνθετικά ενεργής ακτινοβολία (PAR) πραγματοποιήθηκαν χρησιμοποιώντας ένα Seabird SBE-25 CTD. Για την ανάλυση των χημικών παραμέτρων της στήλης του νερού, συλλέχθηκαν δείγματα από ένα μέτρο κάτω από την επιφάνεια του νερού με χρήση φιαλών Niskin (5 L). Για τον προσδιορισμό των χλωροπλαστικών χρωστικών (χλωροφύλλη-α και φαιοχρωστικές) καθώς και του σωματιδιακού οργανικού άνθρακα (POC), δείγματα νερού διηθήθηκαν μέσω φίλτρων από ίνες υάλου Whatman GF / F. Υπο-δείγματα (200 ml) συλλέχθηκαν από το διήθημα για ανάλυση θρεπτικών αλάτων (PO₄, SiO₂, NH₄, NO₂, NO₃). Όλα τα δείγματα καταψύχθηκαν και αποθηκεύτηκαν στους -20°C μέχρι την ανάλυσή τους στο εργαστήριο. Δείγματα επιφανειακών ιζημάτων (0-0,01 m βάθος) συλλέχθηκαν χρησιμοποιώντας ένα δειγματολήπτη τύπου αρπάγης Ponar (δειγματοληψία επιφάνειας 0.229 x 0.229 m) για τον προσδιορισμό των χλωροπλαστικών χρωστικών, των συγκεντρώσεων POC και την κοκκομετρική ανάλυση του ιζήματος, και αποθηκεύτηκαν και αυτά στους -20°C μέχρι την εργαστηριακή ανάλυση που ακολούθησε. Η κοκκομετρική ανάλυση πραγματοποιήθηκε σύμφωνα με τη μέθοδο Buchanan

(1984). Οι συγκεντρώσεις χλωροπλαστικών χρωστικών στα δείγματα νερού και ιζήματος προσδιορίστηκαν σύμφωνα με τη μέθοδο φθορισμού των Yentsch and Menzel (1963) χρησιμοποιώντας ένα φθοριόμετρο Turner 112, ενώ ο οργανικός άνθρακας προσδιορίστηκε χρησιμοποιώντας ένα CHN στοιχειακό αναλυτή Perkin Elmer μοντέλο 2400 σύμφωνα με τους Hedges and Stern (1984). Οι συγκεντρώσεις των θρεπτικών αλάτων σε δείγματα νερού εκτιμήθηκαν χρησιμοποιώντας ένα φασματοφωτόμετρο Beckmann DU65 και το τυπικό εγχειρίδιο ωκεανογραφικής χρωματομετρικής μεθόδου (Strickland and Parsons, 1972).

2.3. Μακροζωοβένθος

Για τη μελέτη της μακροπανίδας, πραγματοποιηθήκαν πέντε εποχικές δειγματοληψίες (Μάιος 2006, Σεπτέμβριος 2006, Νοέμβριος 2006, Φεβρουάριος 2007, Απρίλιος 2007) στην περιοχή μελέτης. Η τελική επιλογή της θέσης δειγματοληψίας έγινε με βάση την αντιπροσωπευτική πυκνότητα του λιβάδιού της *C. prolifera*, μέσω των οπτικών παρατηρήσεων από τις καταδύσεις. Αυτή η περιοχή είχε αρχικά επιλεγεί για την περιγραφή της δομής των συναθροίσεων των ψαριών που σχετίζονται με το λιβάδι της *C. prolifera* στην περιοχή (Koulouri et al., 2016) καθώς ήταν παραδοσιακά η μόνη περιοχή του Κόλπου που γινόταν η αλιεία με το παραδοσιακό αλιευτικό σκάφος της βιντσότρατας. Η δειγματοληψία της μακροπανίδας πραγματοποιήθηκε χρησιμοποιώντας ένα επιβενθικό έλκηθρο εξοπλισμένο με ένα δίχτυ, με μέγεθος ματιού 0,5 mm. Τρία επαναληπτικά δείγματα (περίπου 30 m μήκος η κάθε σύρση) συλλέχθηκαν κατά μήκος της περιοχής μελέτης κατά τη διάρκεια κάθε δειγματοληψίας. Το μήκος της σύρσης αρχικά εκτιμήθηκε με χρήση συστήματος γεωγραφικής θέσης (GPS). Τα δείγματα πανίδας κοσκινίστηκαν σε θαλασσινό νερό (άμειγμα ματιού 0,5 mm) και σταθεροποιήθηκαν με 10% διάλυμα φορμόλης πάνω στο σκάφος, αμέσως μετά τη συλλογή τους. Οι μακροπανιδικοί οργανισμοί ταξινομήθηκαν στο εργαστήριο στις κύριες ταξινομικές ομάδες και ταυτοποιήθηκαν σε επίπεδο είδους, όπου ήταν δυνατόν, και μετρήθηκαν. Όλα τα είδη ταξινομήθηκαν σε πέντε διαφορετικές κατηγορίες ανάλογα με την κινητικότητά τους και την εξάρτησή τους από τον πυθμένα, δηλαδή: ενδοβένθος, επιβένθος, υπερβένθος, ζωοπλαγκτόν και νηκτόν. Πιο συγκεκριμένα, οι περισσότερες ομάδες των καρκινοειδών (μυσιδώδη, κουμώδη, ταναιδώδη και τα περισσότερα από τα ισόποδα και αμφίποδα) συμπεριλήφθηκαν στην ομάδα του υπερβένθους (Brunel et al., 1978; Dauvin and Vallet, 2006). Τα άτομα που δεν μπορούσαν να ταξινομηθούν σε επίπεδο είδους συμπεριλήφθηκαν στην ανώτερη κατηγορία κάθε ταξινομικής ομάδας.

2.4. Ανάλυση δεδομένων

Οι μονο-παραμετρικές μετρήσεις για την ανάλυση της δομής των συναθροίσεων της βενθικής μακροπανίδας που χρησιμοποιήθηκαν ήταν, η ποικιλότητα των ειδών (S), ο αναμενόμενος αριθμός ειδών για ένα θεωρητικό δείγμα 100 ατόμων ES (100), η ποικιλότητα των ειδών με βάση τον δείκτη του Margalef, του Shannon, του Pielou και η πυκνότητα (αριθμός ατόμων ανά τετραγωνικό μέτρο). Οι συναθροίσεις της βενθικής μακροπανίδας αναλύθηκαν επίσης με πολύ-παραμετρικές μεθόδους χρησιμοποιώντας το στατιστικό πακέτο PRIMER (έκδοση 6) από το Plymouth Marine Laboratory, UK.

3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

3.1. Το αβιοτικό περιβάλλον

Η θερμοκρασία θαλασσινού νερού κυμάνθηκε μεταξύ 13°C τον Φεβρουάριο του 2007 και 25 °C τον Σεπτέμβριο του 2006. Γενικά, η θερμοκρασία ήταν ομοιογενής σε σχέση με το βάθος λόγω της ρηχότητας της περιοχής μελέτης. Η αλατότητα παρέμεινε σχετικά σταθερή σε όλη την υδάτινη στήλη με τιμές που κυμαίνονταν μεταξύ 37,95 έως 39,24 PSU. Η φωτοσυνθετικά ενεργή ακτινοβολία (PAR) ήταν σχετικά χαμηλή το Νοέμβριο του 2006, τον Φεβρουάριο και τον Απρίλιο του 2007. Ωστόσο, τον Μάιο 2006, οι τιμές του PAR ήταν υψηλές με μικρές αποκλίσεις μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας. Οι συγκεντρώσεις των θρεπτικών αλάτων, χλωροπλαστικών χρωστικών (χλωροφύλλη α και φαιοχρωστικές) και του σωματιδιακού οργανικού άνθρακα (POC) στη στήλη του νερού έδειξαν μικρές διαφορές μεταξύ των σταθμών και σχετικά μικρές εποχιακές διακυμάνσεις. Πιο συγκεκριμένα, οι συγκεντρώσεις νιτρικών ήταν σχετικά χαμηλές τον Μάιο και τον Σεπτέμβριο του 2006 (0,70 και 1,16 μM, αντίστοιχα) και υψηλότερες από τον Νοέμβριο 2006 έως τον Απρίλιο 2007 (1,94 έως 2,44 μM). Οι υψηλότερες συγκεντρώσεις της αμμωνίας παρατηρήθηκαν τον Νοέμβριο του 2006 (0,90 μM). Τα πυριτικά έφθασαν τις μέγιστες τιμές τον Σεπτέμβριο (4,29 μM) και τον Νοέμβριο του 2006 (3,48 μM). Οι συγκεντρώσεις των φωσφορικών παρέμειναν εξαιρετικά χαμηλές καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης, δεδομένου ότι τα φωσφορικά άλατα θεωρείται ότι είναι ο περιοριστικός παράγοντας για την πρωτογενή παραγωγικότητα στην περιοχή μελέτης. Οι συγκεντρώσεις των χρωστικών χλωροπλαστικών στη στήλη του νερού ήταν σχετικά χαμηλές (Chl α: 0,27 μg / l, φαιοχρωστικές: 0.5 μg / l) τον Νοέμβριο του 2006 ως τον Απρίλιο του 2007 ενώ έφθασαν τις μέγιστες τιμές τους (Chl α: 0,57 μg / l, φαιοχρωστικές: 0.12 μg / l) τον Σεπτέμβριο του 2006. Τέλος, οι συγκεντρώσεις του οργανικού άνθρακα στη στήλη του νερού ήταν επίσης σχετικά χαμηλές, κυμαινόμενες από 0,55 mg / l (Νοέμβριος 2006) έως 0.90 mg / l (Μάιος 2006).

Τα επιφανειακά ιζήματα (0-0,01 m βάθος) που χρησιμοποιήθηκαν για την κοκκομετρική ανάλυση έχουν ταξινομηθεί ως επί το πλείστον ως λάσπη με το κλάσμα της ιλύος και αργίλου (<63 μm) να κυμαίνεται από 39% έως 67% στο σύνολο των δειγμάτων. Τα χονδρόκοκκα συστατικά (14-33%) ήταν κυρίως κελύφη και οργανικά υπολείμματα. Οι συγκεντρώσεις των ιζηματογενών χλωροπλαστικών χρωστικών και κυρίως της χλωροφύλλης α είχαν τις μέγιστες τιμές τον Νοέμβριο του 2006 (24,70 μg / g), ενώ οι συγκεντρώσεις την υπόλοιπη περίοδο της μελέτης ήταν επίσης σχετικά υψηλές και κυμάνθηκαν από 9,74 μg / g (Σεπτέμβριος 2006) έως 15,48 μg/g (Απρίλιος 2007) που υποδηλώνει την αυξημένη συγκέντρωση βενθικών διατόμων. Οι συγκεντρώσεις του οργανικού άνθρακα στα επιφανειακά δείγματα ιζήματος ήταν υψηλές καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης, με τις μέγιστες τιμές τον Σεπτέμβριο (28,18 mg / g) και τον Νοέμβριο 2006 (27.21 mg / g) και τις χαμηλότερες τον Φεβρουάριο του 2007 (19.93 mg / g).

3.2. Μακροβενθική σύνθεση και εποχιακές αλλαγές

Η δομή των μακροπανιδικών κοινοτήτων είχε αλλαγές σε σχέση με τις εποχές. Ένα σύνολο 58.503 ατόμων της μακροπανίδας συλλέχθηκε και ταυτοποιήθηκε σε 319 taxa που ανήκουν σε

24 κύριες ταξινομικές ομάδες ζώων. Η πιο ποικίλη ομάδα ζώων ήταν τα Μαλάκια (81 είδη γαστερόποδων, 23 είδη των Δίθυρων, δύο είδη Πολυπλακοφόρων και ένα είδος Σκαφόποδων) οι Πολύχαιτοι (101 είδη) ακολουθούμενοι από Καρκινοειδή (40 Αμφίποδα, 29 Δεκάποδα, 8 Κουμώδη, 7 Ισόποδα, 4 Μυσιδώδη, 3 Ταναειδώδη) και ψάρια (5 είδη). Γενικά, ο πλούτος των ειδών ήταν σχετικά υψηλός καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης φθάνοντας τη μέγιστη τιμή τον Σεπτέμβριο του 2006 (224 είδη), ενώ η χαμηλότερη τιμή παρατηρήθηκε τον Νοέμβριο του 2006 (130 είδη). Τα γαστερόποδα και οι πολύχαιτοι ακολούθησαν το ίδιο πρότυπο της συνολικής βενθικής μακροπανίδας δηλαδή, σχετικά μεγάλο αριθμό ειδών σε όλη τη διάρκεια της μελέτης με μέγιστο τον Σεπτέμβριο και ελάχιστο τον Νοέμβριο του 2006. Τα δίθυρα παρουσίασαν την υψηλότερη ποικιλότητα σε είδη τον Μάιο του 2006. Ο αριθμός των ειδών στα αμφίποδα μειώθηκε σταδιακά από τον Μάιο έως τον Νοέμβριο του 2006 και στη συνέχεια αυξήθηκε και πάλι από τον Φεβρουάριο έως τον Απρίλιο του 2007. Τέλος, όσον αφορά στα είδη των δεκαπόδων ο αριθμός ήταν υψηλότερος τον Σεπτέμβριο του 2006, ενώ την υπόλοιπη περίοδο η πικιλότητα των ειδών κατά τη διάρκεια της μελέτης παρέμεινε σχετικά χαμηλή. Σε γενικές γραμμές, οι τιμές των δεικτών ποικιλότητας παρέμειναν σχετικά σταθερές καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης με ελάχιστες τιμές τον Νοέμβριο του 2006.

Η συνολική πυκνότητα της μακροπανίδας κυμαινόταν από 71-410 άτομα ανά τετραγωνικό μέτρο καθ' όλη τη διάρκεια της περιόδου μελέτης. Σε γενικές γραμμές, η συνολική πυκνότητα μειώθηκε από τον Μάιο έως τον Νοέμβριο του 2006 (71 άτομα ανά m^2), φθάνοντας τη μέγιστη τιμή τον Φεβρουάριο του 2007 (410 άτομα ανά m^2), ενώ τέλος μειώθηκε τον Απρίλιο του 2007. Οι πιο άφθονες ταξινομικές ομάδες ζώων ήταν: τα αμφίποδα (35-182 άτομα ανά m^2), τα γαστερόποδα, τα δίθυρα, τα ταναειδώδη (2-65, 1-57, 14-45 άτομα ανά m^2 αντίστοιχα) ακολουθούμενες από τους πολύχαιτους (4-24 άτομα ανά m^2) και τα κουμώδη (2-17 άτομα ανά m^2). Αυτές οι ομάδες ζώων, παρουσιάζουν εποχιακή κατανομή πυκνότητας παρόμοια με αυτή που παρατηρήθηκε για το σύνολο της βενθικής μακροπανίδας φθάνοντας τις μέγιστες τιμές τους τον Φεβρουάριο του 2007. Σε ότι αφορά τους πολύχαιτους, η πυκνότητά τους έφτασε τη μέγιστη τιμή τον Σεπτέμβριο του 2006, ενώ κατά το υπόλοιπο της μελέτης οι τιμές των πυκνοτήτων παρέμειναν σε χαμηλά επίπεδα.

Αν και το επιβενθικό έλκνηθρο συλλέγει ως επί το πλείστον επιβενθικούς και υπερβενθικούς οργανισμούς (185 και 56 taxa, αντίστοιχα), συλλέχθηκαν επίσης πολλοί ενδοβενθικοί οργανισμοί (65 taxa) στην περιοχή μελέτης. Μεταξύ των taxa των μαλακίων τα γαστερόποδα, τα πολυπλακοφόρα και τα σκαφόποδα ήταν επιβενθικά (84), ενώ τα περισσότερα από τα δίθυρα ήταν ενδοβενθικά (13 από 23). Οι πολύχαιτοι ήταν είτε επιβενθικοί (54 taxa) ή ενδοβενθικοί (46). Τα περισσότερα από τα δεκάποδα ταξινομήθηκαν ως επιβενθικά (25 taxa), ενώ τα περισσότερα από τα peracarids ήταν υπερβενθικά (56 taxa). Από άποψη πυκνότητας, το υπερβένθος ήταν το πιο άφθονο μακροπανιδικό συστατικό της πανίδας (653,11 άτομα ανά m^2) ακολουθούμενο από το επιβένθος (235,02 άτομα ανά m^2) και το ενδοβένθος (160,07 άτομα ανά m^2) καθ' όλη τη διάρκεια της περιόδου μελέτης.

Τα κυρίαρχα είδη ήταν τα υπερβενθικά αμφίποδα *Caprella acanthifera acanthifera*, *C. rapax* και *Microdeutopus stationis*, το επιβενθικό γαστερόποδο *Pusillina lineolata*, το ενδοβενθικό δίθυρο *Abra alba* και το υπερβενθικό ταναϊδώδες *Leptocheilia sp.* Επιπλέον, τα υπερβενθικά

αμφίποδα *C. discrepans acanthifera*, *Microdeutopus anomalus*, *M. bifidus*, *M. versiculatus*, *Quadrimaera inaequipes*, *Phtisica marina*, *Perioculodes longimanus longimanus* και το ταναϊδώδες *Leptocheirus bispinosus* ήταν επίσης άφθονα κατά τη διάρκεια ορισμένων περιόδων δειγματοληψίας. Τα επιβενθικά γαστερόποδα *Retusa umbilicata* και *Bittium reticulatum* ήταν άφθονα τον Φεβρουάριο του 2007 και τον Μάιο-Σεπτέμβριο του 2006, αντίστοιχα. Το ενδοβενθικό μαλάκιο *Parvicardium exiguum* ήταν πάρα πολύ άφθονο τον Φεβρουάριο του 2007. Τα υπερβενθικά κουμώδη *Iphinoe trispinosa*, *I. serrata* και *Cumella limicola* παρουσίασαν τις υψηλότερες τιμές πυκνότητας τον Φεβρουάριο του 2007. Αν και η ποικιλότητα των ειδών για τους πολύχαιτους ήταν πολύ υψηλή, οι τιμές πυκνότητας παρέμειναν εξαιρετικά χαμηλές καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης.

Το δενδρόγραμμα που προέρχεται από την ανάλυση διασποράς έδειξε σαφή διαχωρισμό μεταξύ των εποχών δειγματοληψίας σε τέσσερις διαφορετικές ομάδες (επίπεδο ομοιότητας 58%): 1) Μάιος 2006 (αρχές του καλοκαιριού), 2) Σεπτέμβριος 2006 (αρχές φθινοπώρου), 3) Νοέμβριος του 2006 (αρχές του χειμώνα), και 4) Φεβρουάριος και Απρίλιος 2007 (άνοιξη). Η δοκιμή ANOSIM ανέδειξε σημαντικές στατιστικά διαφορές μεταξύ των προαναφερθέντων ομάδων ($R = 0.9$, $p < 0,001$). Η εφαρμογή SIMPER έδειξε ότι τα κυρίαρχα είδη τον Μάιο του 2006 (~ 60% ομοιότητα των δειγμάτων) ήταν: τα υπερβενθικά αμφίποδα *C. rapax*, *C. acanthifera acanthifera*, *C. discrepans acanthifera*, *M. stationis*, *Quadrimaera inaequipes*, *Phtisica marina*, τα επιβενθικά γαστερόποδα *P. lineolata*, *Bittium reticulatum*, το υπερβενθικό ταναϊδώδες *Leptochelia sp.*, το επιβενθικό μαλάκιο *A. alba* και το επιβενθικό ισόποδο *G. dentate* (40% συμβολή στην ομοιότητα των δειγμάτων). Η πανίδα ήταν διαφορετική (ανομοιότητα των δειγμάτων 45%) τον Μάιο και τον Σεπτέμβριο του 2006, κυρίως λόγω των υψηλότερων αφθονιών των υπερβενθικών αμφιπόδων *C. acanthifera acanthifera*, *C. discrepans acanthifera*, *C. rapax*, *Lysianassa pilicornis*, *P. marina*, *M. stationis*, και των μαλακίων *A. alba*, *P. lineolata* κατά τη διάρκεια της πρώτης περιόδου δειγματοληψίας. Υψηλότερες αφθονίες του επιβενθικού γαστερόποδου *B. reticulatum*, των υπερβενθικών ζωικών οργανισμών όπως τα *Diamysis sp.*, *Q. inaequipes*, *Aora spinicornis* και *Leptochelia sp.*, βρέθηκαν στη δεύτερη ομάδα. Τον Νοέμβριο του 2006, η πυκνότητα της μακροβενθικής πανίδας ήταν η χαμηλότερη και χαρακτηρίζεται από τα υπερβενθικά καρκινοειδή *Microdeutopus bifidus*, *M. versiculatus*, *M. stationis*, *M. anomalus*, *A. spinicornis*, *P. marina*, *Erichthonius punctatus*, *Microjassa sp.*, *Dexamine spinosa*, *Q. inaequipes*, *C. acanthifera acanthifera*, *Leptochelia sp.* και *Diamysis sp.* (~ 61% ομοιότητα των δειγμάτων). Όσον αφορά στην τελευταία ομάδα (Φεβρουάριος και Απρίλιος 2007), τα είδη τα οποία ήταν κυρίως υπεύθυνα για την ομοιότητα των δειγμάτων (65%) ήταν: το ενδοβενθικό μαλάκιο *A. alba*, τα υπερβενθικά είδη *Leptochelia sp.*, *M. stationis*, *M. bifidus*, *M. anomalus*, *M. versiculatus*, *A. spinicornis*, *C. acanthifera acanthifera*, *C. rapax*, *P. marina*, *Perioculodes longimanus longimanus*, *I. trispinosa*, *Diamysis sp.* και τα επιβενθικά γαστερόποδα *P. lineolata*, *Retusa umbilicata* (50% ομοιότητα). Η υψηλότερη τιμή (ρ) που προκύπτει από την ανάλυση BIOENV βρέθηκε να είναι 0,82 ($P < 0,1$), υποδηλώνοντας μία θετική συσχέτιση μεταξύ της δομής της μακροπανιδικής κοινότητας, της χλωροφύλλης α και των συγκεντρώσεων του σωματιδιακού

οργανικού άνθρακα και του PAR και ως εκ τούτου υποδηλώνει ότι υπάρχει συσχέτιση με τη διαθεσιμότητα της τροφής και την κάλυψη της περιοχής από βλάστηση.

Συζήτηση

Ο κόλπος της Ελούντας είναι ένα ημίκλειστο και ρηχό παράκτιο θαλάσσιο οικοσύστημα που χαρακτηρίζεται από σχετική απομόνωσή από τον Κόλπο του Μεραμβέλου. Λόγω αυτών των ιδιαίτερων χαρακτηριστικών, τα κινητά υποστρώματα με λασπώδεις πυθμένες κυριαρχούν και εκτείνονται σε ολόκληρη την κεντρική περιοχή του Κόλπου καθώς και τα ρηχότερα τμήματα με χαμηλό υδροδυναμισμό. Η εποχική εκτίμηση των θρεπτικών συστατικών στη στήλη του νερού υποδηλώνει ολιγοτροφικές έως μεσοτροφικές περιβαλλοντικές συνθήκες (Karydis, 2009) με τα φωσφορικά να είναι ο περιοριστικός παράγοντας. Οι χαμηλές εποχικές διακυμάνσεις της Chl-a υποδηλώνουν τη σταθερή παρουσία φωτοσυνθετικά ενεργών χρωστικών καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης. Σύμφωνα με την οδηγία πλαίσιο για τα ύδατα (οδηγία 2000/60 / ΕΚ), ο Κόλπος κατατάσσεται σε μεσοτροφικό επίπεδο και σε μέτρια έως καλή κατάσταση οικολογικής ποιότητας (Simboura *et al.*, 2005, Karydis, 2009).

Επί του παρόντος, ένα μονοειδικό στρώμα της *C. prolifera* καλύπτει το μεγαλύτερο μέρος του θαλάσσιου πυθμένα του Κόλπου της Ελούντας, ενώ η κατανομή του φανερόγαμου *Cymodocea nodosa* περιορίζεται σε πολύ μικρές ρηχές περιοχές. Η μελέτη αυτή είναι η πρώτη προσπάθεια να περιγραφεί η δομή των μακροβενθικών συναθροίσεων που σχετίζονται με λειμώνες της *C. prolifera* στην ανατολική Μεσόγειο. Ελάχιστες παρόμοιες μελέτες επικεντρώνονται είτε στη βενθική μακροπανίδα είτε σε συγκεκριμένα μακροβενθικά taxa που σχετίζονται με την *C. prolifera* κατά μήκος των ακτών της νότιας Ισπανίας (Algeciras Bay, Sanchez-Moyano *et al.*, 2001a; b; 2007; Cádiz Bay, Rueda *et al.*, 2001; Rueda and Salas, 2003; De la Rosa *et al.*, 2006).

Σύμφωνα με τους Sanchez-Moyano *et al.* (2001a; 2007), τα λιβάδια της *C. prolifera*, αν και δεν είναι συστήματα πλούσια και δομημένα όπως τα λιβάδια των θαλάσσιων φανερογάμων, παρουσιάζουν ετερογενή περιβάλλοντα με μεγάλη δομική πολυπλοκότητα, πλούτο ειδών και πυκνότητα ζωικών οργανισμών. Σε ορισμένες περιπτώσεις, οι σχηματισμοί της *Caulerpa* μπορεί να εμφανίζουν πλουσιότερες κοινότητες των ειδών πανίδας από τα θαλάσσια λιβάδια φανερογάμων (Monterroso *et al.*, 2012). Το φαινόμενο αυτό είναι πιο εμφανές σε περιβάλλοντα που χαρακτηρίζονται από μικρή ανταλλαγή νερού και με σημαντικές εισροές οργανικής ύλης (Sanchez-Moyano *et al.*, 2001a). Παρά το διαφορετικό σχεδιασμό και τις διαφορετικές μεθόδους δειγματοληψίας, ο συνολικός αριθμός των 319 τάξα που καταγράφηκαν κατά τη διάρκεια αυτής της μελέτης είναι υψηλός σε σύγκριση με τη συνολική μακροβενθική ποικιλομορφία που καταγράφηκε σε άλλους οικοτόπους. με κινητό υπόστρωμα που καλύπτονται από *C. prolifera* στη δυτική Μεσόγειο και στον ανατολικό Ατλαντικό, π.χ. 170 μακροπανιδικά είδη βρέθηκαν στον κόλπο του Algeciras (Sánchez-Moyano *et al.*, 2001a), 53 είδη στη λιμνοθάλασσα του Mar Menor (Lloret and Marín, 2009) και 58-62 taxa στις Κανάριες Νήσους (PngGonzález *et al.*, 2014). Ο αυξημένος πλούτος ειδών που προσδιορίστηκε στην παρούσα μελέτη φαίνεται επίσης να είναι συγκρίσιμος (αν και λόγω μεθοδολογικών διαφορών δεν μπορούν να γίνουν άμεσες συγκρίσεις) με αυτόν των λιβαδιών της *Posidonia*

oceanica από τη δυτική λεκάνη της Μεσογείου (π.χ. 212 είδη στον κόλπο της Νάπολης, Gambi *et al.*, 1992).

Τα καρκινοειδή βρέθηκαν να είναι η κυρίαρχη ταξινομική μονάδα που σχετίζεται με το λειμώνα της *C. prolifera* στον κόλπο της Ελούντας. Αυτή η ταξινομική ομάδα είναι συνήθως η πιο άφθονη στις θαλάσσιες περιοχές που καλύπτονται από μακροφύκη αλλά και από φανερόγαμα (Sánchez-Moyano *et al.*, 2001a; Fredriksen *et al.*, 2005; Guerra-García *et al.*, 2011; Png-González *et al.*, 2014) και έχει θεωρηθεί ως η πλέον ευαίσθητη στις αλλαγές των περιβαλλοντικών συνθηκών (Sánchez-Moyano and García-Gomez, 1998). Συνολικά 96 είδη καρκινοειδών εντοπίστηκαν στην περιοχή μελέτης, αριθμός που είναι σχετικά υψηλός σε σύγκριση με τα αποτελέσματα άλλων παρόμοιων μελετών σε υποπαριακτικές περιοχές που καλύπτονται από μακροφύκη (Sánchez-Moyano *et al.*, 2007 και αναφορές σε αυτό). Τα υπερβενθικά αμφίποδα ήταν η πιο άφθονη ομάδα καρκινοειδών που έφθασε σε δύο μέγιστα πυκνότητας, το πρώτο τον μήνα Μάιο (129 άτομα / m²) και το δεύτερο τον μήνα Φεβρουάριο (182 άτομα/m²). Αυτή η εποχική διακύμανση παρατηρήθηκε επίσης σε περιοχές με *C. prolifera* στη νοτιοανατολική Ισπανία (Vázquez-Luis *et al.*, 2009) και οφείλεται στη συνεχή συσσώρευση ιζήματος στον βυθό της θάλασσας, μια διαδικασία η οποία διεξάγεται καθ' όλη τη διάρκεια του έτους σε ρηγά συστήματα προστατευμένα από το κυματισμό. Τα είδη του γένους *Caprella* βρέθηκαν να είναι η πιο άφθονη ομάδα αμφιπόδων με χρονικές διακυμάνσεις που κυμαίνονται από 11 έως 54% της συνολικής αφθονίας των αμφιπόδων. Ανάμεσά τους δυο *C. acanthifera acanthifera* Leach, 1814 και *C. acanthifera discrepans* Mayer, 1890 ήταν μακράν τα πιο άφθονα είδη αμφιπόδων σχεδόν καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης. Το είδος *Caprella acanthifera acanthifera* συνδέεται κυρίως με σκληρά υποστρώματα που καλύπτονται από φωτοφιλά φύκη (Vázquez-Luis *et al.*, 2009; Bedini *et al.*, 2014). Σύμφωνα με τους Krapp-Schickel and Vader (1998), το είδος αυτό δείχνει μια προτίμηση σε ρηχές περιοχές που χαρακτηρίζονται από μικρή μετακίνηση νερού και πλούσιες αποθέσεις ιζήματος, περιβάλλον που είναι παρόμοιο με την περιοχή μελέτης. Ένα άλλο είδος, το *C. garax*, το οποίο αναφέρεται κυρίως σε βραχώδεις φωτόφιλες κοινότητες στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα (π.χ., Sezgin *et al.*, 2001; Kirkim *et al.*, 2005; Antoniadou and Chintiroglou 2005; Bedini *et al.*, 2011) βρέθηκε επίσης σε υψηλές αφθονίες στην περιοχή μελέτης. Τα είδη *Microdeutopus stationis* και *A. Spinicornis* καταγράφηκαν επίσης αποκλειστικά σε περιοχές που καλύπτονται από *Caulerpa prolifera* (Png-González *et al.*, 2014) και συλλέχθηκαν επίσης σε σχετικά υψηλές αφθονίες.

Η συγκέντρωση της ομάδας των μαλακίων στο λιβάδι της *Caulerpa prolifera* στην περιοχή μελέτης κυριάρχησε, σε αριθμό ειδών, με τα γαστερόποδα (81 είδη) ακολουθούμενα από τα δίθυρα (23 είδη). Η κυριαρχία των επιπανιδικών γαστερόποδων σε σχέση με τα ενδοπανιδικά δίθυρα έχει αποδοθεί στο λειμώνα της *Caulerpa* που ευνοεί τις ανοξικές συνθήκες των ιζημάτων και επηρεάζει αρνητικά πολλές υπερβενθικές ομάδες (Sánchez-Moyano *et al.*, 2001a; Rueda and Salas, 2003). Προηγούμενες έρευνες έδειξαν ότι η αύξηση της οργανικής ύλης σε κοιλότητες μέσα στα λιβάδια της *Caulerpa prolifera* μπορεί να οδηγήσει σε ανοξικές συνθήκες ακόμη και στην επιφάνεια των ιζημάτων παρόμοιες με εκείνες που παρατηρούνται από την οργανική ρύπανση στα παράκτια ιζήματα (Holmer *et al.*, 2009). Κατ' εξαίρεση, το δίθυρο *A.*

alba παρουσίασε μέτρια αφθονία σε όλη τη διάρκεια της μελέτης. Αυτό το είδος έχει επίσης αναφερθεί σε μεγάλες αφθονίες σε λειμώνες της *C. prolifera* από τον κόλπο Algeciras, νότια της Ισπανίας (Sánchez Moyano *et al.*, 2001a).

Οι Πολύχαιτοι ήταν η ταξινομική ομάδα με τη μεγαλύτερη ποικιλότητα στον Κόλπο της Ελούντας (101 είδη), αν και βρέθηκαν σε εξαιρετικά χαμηλές αφθονίες καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης. Η ποικιλότητα αυτή και η αφθονία των ειδών έρχεται σε αντίθεση με τις προηγούμενες μελέτες σε λειμώνες της *C. prolifera* από τη νότια Ισπανία, οι οποίες ανέφεραν πολύ χαμηλότερη ποικιλομορφία καθώς και υψηλότερες αφθονίες, τουλάχιστον ορισμένων κυρίαρχων ειδών (Sánchez-Moyano *et al.*, 2001a; 2007). Συμπερασματικά, οι χαμηλές αφθονίες πολυχαίτων και διθύρων που παρατηρούνται σε όλες σχεδόν τις περιπτώσεις δειγματοληψίας μπορούν να αποδοθούν στην απομάκρυνση αυτών των οργανισμών στα κάτω από την επιφάνεια τμήματα του ιζήματος που είναι πλούσια σε οργανική ύλη και είναι ανοξικά (Sánchez-Moyano *et al.*, 2001a; Sánchez -Moyano and García-Asencio, 2009).

Ο λειμώνας της *Caulerpa prolifera* στον κόλπο της Ελούντας αντιστοιχεί στον τύπο ενδαιτημάτων EUNIS που περιγράφεται για τη Μεσόγειο Θάλασσα με τον κωδικό A5.28 "Μεσογειακές κοινότητες επιφανειακής λασπώδους άμμου σε προστατευόμενα ύδατα" βάση της σύμβασης της Βαρκελώνης (τύπος III.2.3.6). Στον κόλπο της Ελούντας ο λειμώνας της *Caulerpa prolifera* καλύπτει ακόμη και τα βαθύτερα τμήματα της περιοχής σε βάθη έως 9 μέτρα και επεκτείνεται επίσης έξω από τον Κόλπο καταλαμβάνοντας μεγάλα τμήματα της παράκτιας ζώνης σε βάθη μέχρι 50 μέτρα (IMBBC - μη δημοσιευμένα δεδομένα). Μέχρι σήμερα, αυτός ο συγκεκριμένος οικοτόπος δεν έχει περιγραφεί με λεπτομέρειες από το σύστημα ταξινόμησης ενδαιτημάτων EUNIS και θα ήταν απαραίτητη η διεξαγωγή περαιτέρω μελετών που θα διερευνούν λεπτομερώς τις συναφείς μακροβενθικές ομάδες.

Ο κόλπος της Ελούντας έχει βρεθεί ότι διαδραματίζει σημαντικό ρόλο στα αρχικά στάδια πολλών ειδών ψαριών και κεφαλόποδων της ευρύτερης περιοχής (Kouliouri *et al.*, 2016). Το εν λόγω ημίκλειστο παράκτιο θαλάσσιο οικοσύστημα που χαρακτηρίζεται από την παρουσία του λειμώνα της *C. prolifera* θα μπορούσε επομένως να θεωρηθεί ως σημαντικός οικοτόπος όχι μόνο για την ανάπτυξη νεαρών ψαριών και κεφαλόποδων αλλά και για άλλα ασπόνδυλα, συμβάλλοντας έτσι στη διατήρηση και συντήρηση των θαλάσσιων βιολογικών πόρων της περιοχής. Εντούτοις, εξακολουθεί να απαιτείται περαιτέρω έρευνα με επίκεντρο τον λειτουργικό ρόλο του λειμώνα της *C. prolifera*, καθώς και η πραγματοποίηση συγκρίσεων με ενδαιτήματα θαλάσσιων φανερόγαμων και άλλα ενδαιτήματα που καλύπτονται από άλλου είδους φυτική βλάστηση.

**Θεματική Ενότητα Β. Η ιχθυοπανίδα που σχετίζεται με το
ενδιαίτημα της *C. prolifera***

Υποκεφάλαιο 1. Καταγραφή της δομής και δυναμικής της πανίδας ψαριών και κεφαλοπόδων λειμώνων του χλωροφύκου *Caulerpa prolifera* στην Ανατολική Μεσόγειο (κόλπος Ελούντας, Κρήτη)

1. Εισαγωγή

Η παρουσία βλάστησης έχει αναφερθεί συχνά ότι υποστηρίζει τη μεγάλη ποικιλομορφία των ιχθυοπανιδικών συναθροίσεων που συναντώνται στα Μεσογειακά παράκτια οικοσυστήματα καθώς και υψηλότερους αριθμούς ενήλικων και νεαρών ατόμων ψαριών. Αυτή η παρατήρηση προκύπτει μετά από σύγκριση οικοσυστημάτων με βλάστηση και χωρίς βλάστηση (Paterson and Whitfield, 2000; Guidetti, 2000). Τέτοιου είδους διαφορές μπορούν να εξηγηθούν λαμβάνοντας υπόψη την υψηλή δομική πολυπλοκότητα αλλά και την παραγωγικότητα των οικοσυστημάτων που καλύπτονται από θαλάσσια βλάστηση, όπως είναι για παράδειγμα τα θαλάσσια φανερόγαμα, τα οποία παρέχουν τροφή αλλά και καταφύγιο από τους θηρευτές σε μεγάλο αριθμό παράκτιων ψαριών (Guidetti, 2000; Short *et al.*, 2007). Ωστόσο, αυτή η παρατήρηση δεν αντιστοιχεί αποκλειστικά σε ένα συγκεκριμένο τύπο ενδιαιτήματος αλλά τονίζει ότι η δομή του ίδιου του ενδιαιτήματος είναι ο παράγοντας εκείνος που κάνει τους πυθμένες με θαλάσσια βλάστηση να διαδραματίζουν σημαντικό ρόλο στη δημιουργία ενδιαιτημάτων κατάλληλων για την ανάπτυξη νεαρών ατόμων ψαριών (nursery grounds). Έτσι, συγκρίσεις που γίνονται μεταξύ λειμώνων με θαλάσσια φανερόγαμα και με μακροφύκη, εμφανίζουν πολύ μικρές διαφορές όσον αφορά την αφθονία, την ανάπτυξη ή την επιβίωση των νεαρών ατόμων ψαριών. (Heck *et al.*, 2003).

Οι περισσότερες έρευνες στη Μεσόγειο επικεντρώνονται στην ιχθυοπανίδα που ουσιαστικά σχετίζεται με το πιο διαδεδομένο ενδημικό είδος θαλάσσιου φανερόγαμου, τη *Posidonia oceanica* (Francour, 1997; Deudero *et al.*, 2008; Kalogirou *et al.*, 2010). Παρόλα αυτά εξίσου σημαντικές μελέτες έχουν γίνει πάνω στη δομή και τη δυναμική των ιχθυοκοινοτήτων που σχετίζονται με άλλα λιγότερο κοινά είδη θαλάσσιων φανερόγαμων, όπως είναι η *Cymodocea nodosa* και η *Zostera noltii* καθώς και σε υποπαράλιους βραχώδεις πυθμένες αλλά και σε αμμώδη ενδιαιτήματα όπου απουσιάζει τελείως η βλάστηση (Guidetti, 2000; Guidetti and Buscotti, 2002; Kalogirou *et al.*, 2012). Αντίθετα, σχετικές μελέτες σε οικοσυστήματα τα οποία εμφανίζουν κινητό υπόστρωμα και κυριαρχούνται από μακροφύκη είναι περιορισμένες. (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007a,b; Franco *et al.*, 2012; Cheminée *et al.*, 2013).

Το χλωροφύκος *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux 1809, αποτελεί ένα υποτροπικό πράσινο φύκος που σχηματίζει πυκνούς και μόνιμους λειμώνες συνήθως σε προστατευόμενες περιοχές με αμμο-ιλώδη υποστρώματα και σε βάθη που κυμαίνονται από 1 έως 20 μέτρα (Davies *et al.*, 2004). Το χλωροφύκος *Caulerpa prolifera* αποτελεί ένα υποτροπικό πράσινο φύκος που σχηματίζει πυκνούς και μόνιμους λειμώνες συνήθως σε προστατευόμενες περιοχές με αμμο-ιλυώδη υποστρώματα και σε βάθη που κυμαίνονται από 1 έως 20 μέτρα.

Παρόλο που πυθμένες με *C. prolifera* έχουν παρατηρηθεί σε πολλές πειροχές της Μεσογείου ελάχιστες μελέτες έχουν εστιάσει στη δομή, στην κατανομή, στη δυναμική αλλά και στη σχετιζόμενη ιχθυοπανίδα τέτοιων οικοσυστημάτων (Sánchez-Moyano et al., 2001; Pérez-Ruzafa et al., 2012). Πιο συγκεκριμένα, οι δομές των ιχθυοκοινοτήτων που σχετίζονται με την *C. prolifera*, έχουν μελετηθεί μόνο στην παράκτια λιμνοθάλασσα Mar Menor στα νοτιοανατολικά της Ιβηρικής χερσονήσου (Verdiell-Cubedo et al., 2007a,b; Franco et al., 2012).

Ο κόλπος της Ελούντας είναι μια ημίκλειστη περιοχή βορειο-ανατολικά της Κρήτης που καλύπτεται από πυκνούς λειμώνες *C. prolifera*. Είναι ένας ρηχός κόλπος και θεωρείται από τους τοπικούς ψαράδες ως ένα σημαντικό ενδιαίτημα που συμβάλλει στη διατήρηση και στη συντήρηση των βιολογικών πόρων της περιοχής. Στα πλαίσια της παρούσας μελέτης πραγματοποιήθηκε α) η ποσοτική και ποιοτική περιγραφή των ιχθυοκοινοτήτων που σχετίζονται με τον λειμώνα *C. prolifera* στον κόλπο της Ελούντας, β) ο χαρακτηρισμός της ιχθυοπανίδας με τη χρήση οικολογικών τύπων, γ) ο καθορισμός του ρόλου και της σημασίας που έχει το συγκεκριμένο ενδιαίτημα στην ανάπτυξη τους. Τέλος, τα αποτελέσματα συγκρίθηκαν με αντίστοιχα διαθέσιμα από άλλες περιοχές της Μεσογείου.

2. Υλικά και Μέθοδοι

2.1 Περιοχή μελέτης

Ο κόλπος της Ελούντας καλύπτει μια επιφάνεια 6.5 km² ενώ η εσωτερική λεκάνη (4.7 km²) είναι προστατευμένη από τον κυματισμό και καλύπτεται από έναν λιβάδι του χλωροφύκου *C. prolifera*. Το πιο ρηχό τμήμα της περιοχής (2-9 μέτρα βάθος) θεωρείται παραδοσιακά ένα σημαντικό πεδίο για την αλιεία της ευρύτερης περιοχής. Ο κόλπος του Μεραμβέλου συνδέεται με την εξωτερική λεκάνη του κόλπου της Ελούντας μέσω τριών στενών: το βορειότερο στενό βρίσκεται μεταξύ της βόρειας πλευράς του κόλπου του Μεραμβέλου και του νησιού της Σπιναλόγκας με ένα συνολικό πλάτος 750 μέτρων ενώ ένα άλλο βόρειο στενό βρίσκεται μεταξύ των νησιών Κολοκύθας και Σπιναλόγκας με ένα συνολικό πλάτος 150 μέτρων και βάθος 1.5 μέτρου. Το νότιο στενό είναι τεχνητό και δημιουργήθηκε το 1897 με ένα ολικό πλάτος 3.5 μέτρων και βάθος ενός μέτρου.

Οι περιβαλλοντικές παράμετροι της υδάτινης στήλης και των επιφανειακών ιζημάτων της περιοχής καταγράφηκαν στα πλαίσια ενός προγράμματος που χρηματοδοτήθηκε από τις τοπικές αρχές του νομού Λασιθίου και περιγράφεται λεπτομερώς στην τεχνική έκθεση του σχετικού προγράμματος. Η θερμοκρασία χαρακτηρίζεται από έντονη εποχικότητα και κυμαίνεται από 13.3°C κατά τη διάρκεια του χειμώνα έως 24.9°C κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού. Η αλατότητα παραμένει σταθερή σε όλη την υδάτινη στήλη με τιμές που κυμαίνονται από 37.9 έως 40. Οι συγκεντρώσεις των χλωροπλαστικών χρωστικών (χλωροφύλλη α και φαιοχρωστικές) και οι τιμές του σωματιδιακού οργανικού άνθρακα (POC) στη στήλη του νερού είναι σχετικά χαμηλές. Στην περιοχή βρέθηκαν 25 μακροβενθικές και 15 μακροζωοπλαγκτονικές ομάδες με αφθονίες από 72-447 άτομα/m² και 10-1463 άτομα ανά m³ αντίστοιχα. Τα επιφανειακά ιζήματα χαρακτηρίζονται από ιλύ με το κλάσμα μεγέθους < 63μm

να αποτελεί το μεγαλύτερο μέρος (40%-70%) του ιζήματος. Τα αδρά σωματίδια (20%-30%) είναι κυρίως θρύμματα από κελύφη. Οι μετρήσεις των χλωροπλαστικών χρωστικών στα ιζήματα και κυρίως της χλωροφύλλης α εμφάνισαν μέγιστες τιμές το φθινόπωρο ενώ οι συγκεντρώσεις κατά την υπόλοιπη δειγματοληπτική περίοδο παρέμειναν εξίσου υψηλές. Οι συγκεντρώσεις του οργανικού άνθρακα στο ιζημα ήταν επίσης υψηλές.

2.2 Δειγματοληψίες

Διμηνιαίες πρωινές δειγματοληψίες έγιναν στην περιοχή μελέτης κατά τις περιόδους Μαΐου 2006, Ιουλίου 2006, Σεπτεμβρίου 2006, Νοεμβρίου 2007 και Απριλίου 2007. Η επιλογή της συγκεκριμένης δειγματοληπτικής περιοχής έγινε λόγω της αντιπροσωπευτικής παρουσίας του λειμώνα της *C. prolifera* που επισημάνθηκε μετά από παρατηρήσεις της καταδυτικής ομάδας του Ελληνικού Κέντρου Θαλασσίων Ερευνών (ΕΛΚΕΘΕ). Η συγκεκριμένη περιοχή (βάθος 8 μέτρα) αποτελεί την μοναδική περιοχή όπου παραδοσιακά πραγματοποιείται αλιεία με βιντσότρατα. Ο συγκεκριμένος τρόπος αλιείας αποτελεί μια πολύ αποτελεσματική τεχνική προκαλώντας όμως επιπτώσεις στους βιολογικούς πόρους μέσω των μικρών «ματιών» στο τελείωμα του σάκου γεγονός που μπορεί να προκαλέσει, τη συλλογή ψαριών των οποίων το μέγεθος είναι κάτω από το όριο αλίευσης αλλά και τη συλλογή μη επιθυμητών ειδών. Εξαιτίας αυτών των φαινομένων, η χρήση του απαγορεύτηκε στα ελληνικά νερά από την 1 Απριλίου έως τις 31 Σεπτεμβρίου μέχρι το 2010. Έκτοτε σύμφωνα με τον Ευρωπαϊκό Κανονισμό EC 1967/2006 έχει απαγορευτεί καθ' όλη τη διάρκεια του χρόνου. Το δίχτυ του σάκου της βιντσότρατας που χρησιμοποιήθηκε για τη συλλογή της ιχθυοπανίδας σάρωσε μια περιοχή $6 \times 10^3 \text{ m}^2$. Ο σχεδιασμός της δειγματοληψίας περιγράφεται με λεπτομέρειες στη μελέτη των Kalogirou *et al.* (2010). Όλα τα ψάρια που συλλέχθηκαν αναγνωρίστηκαν σε επίπεδο είδους, μετρήθηκαν και ζυγίστηκαν. Το υλικό συντηρήθηκε σε διάλυμα φορμόλης 10% πάνω στη βάρκα και εν συνεχεία μεταφέρθηκε στο εργαστήριο για περαιτέρω ανάλυση.

2.3 Ανάλυση δεδομένων

Για τη στατιστική επεξεργασία και ανάλυση των αποτελεσμάτων που προέκυψαν στα πλαίσια της μελέτης, χρησιμοποιήθηκε το στατιστικό πακέτο PRIMER v6.

2.4 Οικολογικοί τύποι (functional guilds)

Στα πλαίσια της μελέτης καταγράφηκαν παράμετροι όπως η πυκνότητα, η βιομάζα, το μέσο μέγεθος όπως και το μέγεθος κατά την ωρίμανση προκειμένου να διεξαχθούν αποτελέσματα για τα είδη των ψαριών και κεφαλοπόδων. Τα μεγέθη κατά την ωριμότητα και οι πληροφορίες σχετικά με το σεξουαλικό διμορφισμό και τον ερμαφροδιτισμό ελήφθησαν από τους Froese και Pauly (2013) για τα ψάρια και από τους Pierce *et al.* (2010) για τα κεφαλόποδα. Σύμφωνα με τους Elliot and Dewailly (1995) και τους Kalogirou *et al.* (2010) και

βάσει των αναγκών του συγκεκριμένου οικοσυστήματος και της οικολογίας των συγκεκριμένων ειδών τα είδη διακρίθηκαν σε τρεις οικολογικούς τύπους (functional guilds) προκειμένου να περιγραφεί η χρήση του ενδιαιτήματος από κάθε είδος:

CPR- (*Caulerpa prolifera* residents): αφορά στα είδη που φαίνεται να έχουν σταθερή παρουσία και που εξαρτώνται από τους λειμώνες *C. prolifera*. Στην ομάδα αυτή, τόσο τα νεαρά όσο και τα ενήλικα άτομα συνυπάρχουν

JM- (Juvenile migrants): αφορά είδη που φαίνεται ότι νεαρά άτομα χρησιμοποιούν τη *C. prolifera* ως βιότοπο κατάλληλο για την ανάπτυξη τους και

OV- (Occasional visitors): αφορά είδη που συλλέχθηκαν σε λειμώνες *C. prolifera* αλλά εμφανίζουν ελάχιστες αφθονίες

Κατά τη διάρκεια της μελέτης το μικρό μέσο μήκος των ψαριών, σε συνδυασμό με τις υψηλές αφθονίες αυτών, ήταν ένα στοιχείο που υποδήλωσε ότι υπήρχαν πολλά νεαρά άτομα, ενώ το μεγάλο μέσο μήκος έδειχνε επίσης την παρουσία ενήλικων ατόμων. Επιπλέον, υπολογίστηκε για κάθε είδος η ποσοστιαία συμμετοχή των νεαρών ατόμων επί του συνόλου των ατόμων που συλλέχθηκαν καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης.

3. Αποτελέσματα

3.1 Δομή της ιχθυοκοινότητας

Στα πλαίσια της εργασίας συλλέχθηκαν συνολικά 12621 άτομα που ανήκαν σε 22 οικογένειες και 34 είδη. Οι οικογένειες Sparidae, Centracanthidae, Mullidae και Siganidae αποτελέσαν το 84% της ιχθυοκοινότητας όσον αφορά στη βιομάζα και στην αφθονία. Το είδος *Boops boops* αποτέλεσε το 29% της συνολικής αφθονίας, ενώ τα είδη *Spicara smaris* και *Mullus barbatus* αποτέλεσαν το 20% και 17%, αντίστοιχα. Τρία από τα 34 είδη ψαριών που συλλέχθηκαν ήταν αλλόχθονα με προέλευση από τον Ινδο-Ειρηνικό (*Siganus luridus*, *Stephanolepis diaspros* και *Lagocephalus sceleratus*) και αποτέλεσαν το 10% και 11% αντίστοιχα της αφθονίας και της υγρής βιομάζας. Στην περιοχή συλλέχθηκαν επίσης και τρία διαφορετικά είδη κεφαλόποδων (328 άτομα και 28 κιλά ανά επιφάνεια σύρσης) με το είδος *Sepia officinalis* να είναι το κυρίαρχο τόσο σε επίπεδο αφθονίας (99%) όσο και σε επίπεδο υγρής βιομάζας (89%).

Ο αριθμός των ειδών κυμάνθηκε από 14 έως 27. Ο αριθμός των ατόμων που συλλέχθηκαν ανα σύρση κυμάνθηκε κατά μέσο όρο από 600 έως περίπου 5000 κυρίως λόγω της μεγάλης αφθονίας σε *Boops boops*, *Spicara smaris* και *Mullus barbatus*. Η συνολική υγρή βιομάζα που συλλέχθηκε συνολικά από ψάρια και κεφαλόποδα σε όλη τη διάρκεια της μελέτης ήταν περίπου 80 κιλά. Η βιομάζα των ψαριών κυμάνθηκε μεταξύ 2 και 18 κιλών/σύρση.

Η μη παραμετρικές πολυμεταβλητές αναλύσεις που εφαρμόστηκαν σε μήτρες αφθονίας και βιομάζας έδειξαν ότι τα εποχιακά δείγματα των ψαριών και κεφαλοπόδων χωρίζονται σε τέσσερις διακριτές ομάδες: Ιούλιος 2006 (1), Σεπτέμβριος 2006 (2), Νοέμβριος 2006 και Φεβρουάριος 2007 (3) Μάιος 2006 και Απρίλιος 2007 (4). Επίσης, εφαρμόστηκε η

δοκιμή ANOSIM, τα αποτελέσματα της οποίας έδειξαν στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ των παραπάνω τεσσάρων ομάδων με βάση την αφθονία ($R = 1$; $p < 0.05$) και την βιομάζα ($R = 0.85$; $p < 0.05$). Τέλος η ανάλυση SIMPER έδειξε υψηλή ομοιότητα (70% σε αφθονία και 65% σε βιομάζα) μεταξύ των δύο εαρινών δειγματοληπτικών περιόδων (Μάιος 2006 και Απρίλιος 2007). Τα κυρίαρχα είδη ψαριών από άποψη αφθονίας και βιομάζας ήταν τα είδη *Serranus hepatus*, *Pagellus acarne*, *Gobius niger*, *Parablennius tentacularis*, *S. smaris* και το κεφαλόποδο *S. officinalis*. Ανομοιότητα εμφανίστηκε μεταξύ της εαρινής και της θερινής δειγματοληψίας και οφειλόταν κυρίως στην έντονη παρουσία των ειδών *B. boops*, *S. smaris*, *M. barbatus* και *M. surmuletus* κατά την περίοδο του καλοκαιριού. Η χαμηλή ομοιότητα που παρατηρήθηκε στην ιχθυοκοινότητα μεταξύ Ιουλίου και Σεπτεμβρίου 2006 αποδόθηκε στην κυριαρχία του αλλόχθονου είδους *S. luridus* κατά τον Σεπτέμβριο του 2006. Η ανομοιότητα μεταξύ των συλλεχθέντων ιχθυοκοινοτήτων του φθινοπώρου και του χειμώνα αποδόθηκε κυρίως στις υψηλές αφθονίες του είδους *S. luridus* τον Σεπτέμβριο του 2006 και των ειδών *Spicara maena*, *Atherina boyeri*, *G. niger*, *B. boops*, *Diplodus annularis*, και του κεφαλόπουδου *S. officinalis* τον Νοέμβριο 2006 και τον Φεβρουάριο 2007. Η υψηλή βιομάζα των κεφαλόποδων *Octopus vulgaris* και *S. officinalis* και των ψαριών *S. maena* κατά τη χειμερινή δειγματοληπτική περίοδο καθώς και των ειδών *S. luridus*, *M. barbatus*, *Pagrus pagrus* τη φθινοπωρινή περίοδο συνεισέφερε στην ανομοιότητα των συγκεκριμένων δειγματοληπτικών περιόδων.

3.2 Οικολογικοί τύποι

Η δομή των ιχθυοκοινοτήτων και των κεφαλοπόδων περιελάμβανε 5 είδη τα οποία εμφανίζονται μόνιμα σε λειμώνες *C. prolifera* (CPR), 11 είδη που φαίνεται ότι τα νεαρά άτομα τους χρησιμοποιούν τη *C. prolifera* ως ενδιαίτημα κατάλληλο για την ανάπτυξη τους (JM) και 21 είδη που συλλέχθηκαν από λειμώνες *C. prolifera* αλλά εμφανίζουν μικρές αφθονίες (OV). Τα 16 είδη τα οποία ανήκουν στις δυο πρώτες ομάδες αποτελούν το 99% του συνολικού αριθμού ψαριών και κεφαλοπόδων που συλλέχθηκαν. Τα είδη που εμφανίζονται μόνιμα σε *Caulerpa prolifera* ανήκαν στις οικογένειες Blenniidae, Gobiidae, Labriidae και Mullidae όσον αφορά στα ψάρια, και στην οικογένεια Serpiidae όσον αφορά στα κεφαλόποδα.

Ένας μεγάλος αριθμός νεαρών ατόμων του είδους *M. barbatus* συλλέχθηκε τον Ιούλιο και το Σεπτέμβριο 2006 (485 και 678 άτομα, αντίστοιχα) με ένα μέσο ολικό μήκος που κυμαινόταν μεταξύ 5.0 και 7.0 εκατοστά. Επίσης κατά την ίδια δειγματοληπτική περίοδο συλλέχθηκε ένας σχετικά μεγάλος αριθμός νεαρών ατόμων *S. officinalis* (88 και 52 άτομα, αντίστοιχα) με ένα μέσο ολικό μήκος που κυμαινόταν μεταξύ 5.5 και 6.5 εκατοστά. Ένας μεγάλος αριθμός νεαρών ατόμων *B. boops* και *S. smaris* συλλέχθηκε τον Ιούλιο. Επίσης ένας σχετικά μεγάλος αριθμός νεαρών ατόμων *M. surmuletus* συλλέχθηκε τον Ιούλιο ενώ νεαρά άτομα *P. acarne* και *S. hepatus* συλλέχθηκαν τον Μάιο.

4. Συζήτηση

Η παρούσα μελέτη αποτέλεσε μια πρώτη προσπάθεια περιγραφής της δομής και της δυναμικής ψαριών που σχετίζονται με λειμώνες *C. prolifera* στην ανατολική Μεσόγειο.

Παρόμοια μελέτη στη Μεσόγειο έχει γίνει στην παράκτια λιμνοθάλασσα Mar Menor στην νοτιοανατολική Ιβηρική χερσόνησο (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007a,b; Franco *et al.*, 2012). Το χλωροφύκος *C. prolifera* ανταποκρίνεται στον βióτοπο που αναφέρεται στη Συνθήκη της Βαρκελώνης (III.2.3.6) «μια βιοκοινότητα των αμμο-ιλυδών πυθμένων σε προστατευμένες περιοχές» και ως ενδιαίτημα τύπου 1160 των ρηχών περιοχών σύμφωνα με τη συνθήκη της Βαρκελώνης 92/43/EEC. (Davies *et al.*, 2004).

Ο παράκτιος και ημίκλειστος όρμος της Ελούντας είναι μια αβαθής περιοχή, σχετικά απομονωμένη από την περιοχή του Κόλπου του Μεραμβέλλου. Ο Όρμος δέχεται επαρκή ηλιακή ακτινοβολία ενώ οι υδροδυναμικές συνθήκες και ο κυματισμός, ελέγχουν κυρίως την τοπογραφία του πυθμένα, γεγονός που ευνοεί τη συγκέντρωση ανόργανου και οργανικού υλικού αλλά και τη διατήρηση των λεπτόκοκκων ιλυδών επιφανειακών ιζημάτων που παρατηρούνται στην περιοχή. Επίσης, η παρουσία πυκνών μονοειδικών λιβαδιών *C. prolifera*, στον Όρμο ευνοεί την «παγίδευση» σωματιδίων ενώ μειώνει παράλληλα τις υδροδυναμικές πιέσεις προς τα επιφανειακά ιζήματα. Το γεγονός αυτό δείχνει ότι η *C. prolifera* μπορεί να παρέχει παρόμοια λειτουργία συγκριτικά με τους λειμώνες που σχηματίζουν διαφόρα φανερόγαμα (Paterson & Whitfield, 2000; Guidetti, 2000; Hendriks *et al.*, 2010).

Η περιοχή που πραγματοποιήθηκε η μελέτη καλύπτεται από ένα συνεχόμενο λειμώνα *C. prolifera* ο οποίος και συντηρεί μια ποικίλη ιχθυοκοινωνία που περιλαμβάνει 34 είδη. (μέση ιχθυοπυκνότητα 35 άτομα /100 m²), και τα οποία αντιστοιχούν σε 22 οικογένειες. Αυτός ο αριθμός είναι σχετικά υψηλός δεδομένης της ήπιας αλιευτικής προσπάθειας και του ολιγοτροφικού χαρακτήρα που έχει το συγκεκριμένο παράκτιο οικοσύστημα. Η συγκεκριμένη παρατήρηση ενδυναμώνεται συγκρινόμενη με άλλα μεσογειακά παράκτια οικοσυστήματα που φέρουν βλάστηση, όπως για παράδειγμα το νησί της Ischia (31 είδη, 10–40 άτομα/100 m²) που χαρακτηρίζεται από *P. oceanica* (Harmelin-Vivien and Francour, 1992), ο κόλπος της Όμπια στην βοριοανατολική Σαρδηνία (23 είδη, 94 άτομα/ 100 m²) που φέρει *C. nodosa* και *Z. noltii*, (Guidetti and Bussotti, 2002), ο κόλπος του Ερντέκ στη Θάλασσα του Μαρμαρά (51 είδη, 143 άτομα/100 m²) με λειμώνες *C. nodosa* και *Z. marina* (Keskin, 2007) και η λιμνοθάλασσα Mar Menor (18 είδη 88 άτομα/100 m²) με παρουσία λιβαδιών *C. nodosa* και *C. prolifera* (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007a) αντίστοιχα. Οι σχετικά υψηλές τιμές που καταγράφηκαν στον κόλπο της Ελούντας, σε επίπεδο ειδών και βιομάζας υποστηρίζουν την υπόθεση ότι η ίδια η φυσική δομή του οικοσυστήματος αποτελεί έναν κύριο παράγοντα που επηρεάζει και καθορίζει την παρουσία των παράκτιων ιχθυοκοινοτήτων (Guidetti, 2000; Heck *et al.*, 2003).

Η θερμοκρασία του νερού θεωρείται συνήθως ως μια άμεση και σημαντική παράμετρος που επηρεάζει την κατανομή των ψαριών σε ενδιαίτηματα που καλύπτονται από φανερόγαμα, με τις θερμές εποχές να αποτελούν τις περιόδους όπου καταγράφονται οι μέγιστες αφθονίες και ποικιλότητες βενθικών ψαριών (Guidetti and Bussoti, 2002). Στον κόλπο της Ελούντας οι μεγαλύτερες τιμές ιχθυοπυκνότητας παρατηρήθηκαν τον Ιούλιο και αποδίδονται στον αυξημένο αριθμό ψαριών και κυρίως στην ιδιαίτερα υψηλή συμμετοχή των νεαρών ατόμων που αποτέλεσαν σχεδόν το 99% της παρατηρούμενης ιχθυοπυκνότητας εκείνης της περιόδου. Αντίστοιχο πρότυπο έχει παρατηρηθεί σε ενδιαίτηματα *P. oceanica* στην ανατολική (Kalogirou *et al.*, 2010) και δυτική Μεσόγειο, αντίστοιχα (Deudero *et al.*, 2008). Επίσης,

χαμηλότερες μέσες τιμές υγρής βιομάζας ανά άτομο παρατηρήθηκαν την ίδια περίοδο γεγονός που υποδηλώνει τη στρατολόγηση (recruitment) νεαρών ατόμων από διάφορα είδη ψαριών. Αρκετοί συγγραφείς αναφέρουν τη σημασία που έχουν οι λειμώνες φανερογάμων (Bell and Harmelin-Vivien, 1982; Francour, 1997; Deudero *et al.*, 2008) και λιβαδιών με *Cystoseira* στη δημιουργία κατάλληλων χώρων αύξησης νεαρών ατόμων (nursery ground), διαφόρων ειδών βενθικών ψαριών καθώς και ψαριών που διαβιώνουν σε βραχώδη υποστρώματα (Cheminée *et al.*, 2013).

Τα εμπορικά είδη *M. barbatus* και *S. officinalis* φαίνεται να είναι τα πιο σημαντικά είδη που διαβιώνουν συστηματικά στους λειμώνες *C. prolifera* ενώ άτομα που ανήκουν στα είδη *G. niger*, *P. tentacularis* και *Symphodus cinereus* αποτέλεσαν μεγάλο ποσοστό ψαριών μικρού μεγέθους που ανιχνεύτηκαν στην περιοχή. Επίσης, υψηλή είναι και η αναλογία των ειδών που φαίνεται ότι τα νεαρά τους άτομα χρησιμοποιούν τη *C. prolifera* ως ενδιαίτημα κατάλληλο για την ανάπτυξη τους (JM), ενώ μεταξύ αυτών, είδη όπως *B. boops*, *S. smaris*, *M. surmuletus*, *P. acarne*, *S. maena* και *A. boyeri*, αποτελούν μέρος της εμπορικής αλιείας της Κρήτης (Kallianiotis *et al.*, 2000). Ο πολύ υψηλός αριθμός νεαρών ατόμων που βρέθηκαν στο συγκεκριμένο αβαθές και προστατευμένο οικοσύστημα (98% επί της συνολικής αφθονίας), έχει παρατηρηθεί επίσης και σε αντίστοιχες περιοχές με φανερόγαμα (Guidetti and Bussotti, 2002; Keskin, 2007), υποδεικνύοντας ότι οι λειμώνες *C. prolifera* στον όρμο της Ελούντας, αποτελούν ένα σημαντικό ενδιαίτημα για νεαρά άτομα ψαριών στην ευρύτερη περιοχή. Τα είδη που συλλέχθηκαν σε λειμώνες *C. prolifera* αλλά εμφανίζουν μικρές αφθονίες (OV) αποτέλεσαν μια μεγάλη ομάδα σε αριθμό ειδών, παρόλο που αυτά, αποτέλεσαν μόνο ένα μικρό μέρος στην υπο μελέτη περιοχή (<1% επί της συνολικής αφθονίας βιομάζας). Αν και υπήρχε μεγάλη επάρκεια σύλληψης ψαριών ανά καλάδα, η απουσία επαναληπτικών δειγμάτων (replicates) κατά τη διάρκεια των δειγματοληπτικών περιόδων καθώς και η απουσία πληροφοριών για τον κύκλο ζωής πολλών ειδών ψαριών, τα οποία δεν χαρακτηρίζονται από συμπεριφορές όπως η δημιουργία «σχολείων» πιθανολογείται ότι μπορεί να συνεισέφερε σε παράβλεψη ειδών που εμφανίζουν μόνιμη διαμονή σε λειμώνες *C. prolifera*.

Το ημίκλειστο παράκτιο οικοσύστημα του όρμου της Ελούντας χαρακτηρίζεται από έναν πυκνό λειμόνα του χλωροφύκου *C. prolifera* καθώς και από συγκεκριμένα βιοτικά και αβιοτικά χαρακτηριστικά τα οποία συνάδουν στο να το χαρακτηρίσουν ως ένα σημαντικό ενδιαίτημα για την αύξηση ειδών ψαριών και κεφαλοπόδων, συμβάλλοντας έτσι στη συντήρηση και στη διατήρηση των θαλάσσιων βιολογικών πόρων της ευρύτερης περιοχής. Παρόλα αυτά, απαιτείται περαιτέρω μελέτη πάνω στο λειτουργικό ρόλο των λιβαδιών της *C. prolifera* ως κατάλληλων ενδιαιτημάτων ανάπτυξης νεαρών ατόμων ιχθυδίων. Επιπλέον, μελέτες πάνω στη δομή των ιχθυοκοινοτήτων σε λειμώνες *C. prolifera* και συγκρίσεις με άλλα ενδιαιτήματα που φέρουν ή που δε φέρουν βλάστηση, θεωρούνται εξίσου σημαντικές προκειμένου να γίνει περισσότερο κατανοητός ο ρόλος των μακροφυκών ως ενδιαιτήματα. Αυτό θεωρείται απαραίτητο δεδομένης της περιορισμένης σημασίας που έχουν δεχτεί συγκριτικά με τα αντίστοιχα ενδιαιτήματα φανερογάμων και κυρίως της Ποσειδώνιας.

Υποκεφάλαιο 2. Σύγκριση της δομής και δυναμικής της πανίδας των ψαριών και των κεφαλοπόδων λειμώνων του χλωροφύκου *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V Lamouroux και του φανερόγαμου *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, 1813 στον κόλπο της Ελούντας (Κρήτη, Ν. Αιγαίο)

Εισαγωγή

Τα παράκτια οικοσυστήματα αποτελούν ποικιλόμορφα και παραγωγικά συστήματα καθώς, μεταξύ άλλων, παρέχουν τροφή και καταφύγιο σε πολυάριθμα είδη ψαριών και ασπονδύλων (Beck *et al.*, 2001). Η παρουσία της βλάστησης σε τέτοια οικοσυστήματα συμβάλλει στη μεγαλύτερη ποικιλία ειδών ψαριών, ειδικά νεαρών ατόμων, από αυτή σε ενδιαιτήματα χωρίς βλάστηση, εξαιτίας της υψηλής πολυπλοκότητας και παραγωγικότητας τους (Guidetti and Bussotti, 2002). Τα γνωρίσματα αυτά σε συνδυασμό με το μειωμένο κίνδυνο θήρευσης και την αφθονία τροφής, χαρακτηρίζουν αυτά τα οικοσυστήματα ως σημαντικά πεδία ανάπτυξης νεαρών ψαριών (Guidetti, 2000). Ωστόσο, η δομή της βλάστησης και όχι ο τύπος αυτής φαίνεται να καθορίζει το χαρακτηρισμό τους ως πεδία νεαρών ατόμων ψαριών, καθώς υπάρχουν λίγες αλλά σημαντικές διαφορές που αφορούν την αφθονία, την ανάπτυξη ή την επιβίωση των νεαρών ψαριών στα ενδιαιτήματα των φανερόγαμων από αυτά των μακροφυκών (Heck *et al.*, 2003). Στη Μεσόγειο, οι περισσότερες μελέτες έχουν επικεντρωθεί στην ιχθυοπανίδα που σχετίζεται με την *P. oceanica*, καθώς επίσης και με άλλα είδη φανερόγαμων (π.χ. Francour 1997; Guidetti and Bussotti 2000; 2002). Παρ'όλα αυτά, τα ενδιαιτήματα μακροφυκών, όπως η *C. prolifera*, έχουν ελάχιστα μελετηθεί (Oliva-Paterna *et al.* 2006; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007).

Ο Κόλπος της Ελούντας είναι μια ημίκλειστη περιοχή που βρίσκεται στο βόρειο-ανατολικό τμήμα της Κρήτης. Η εσωτερική λεκάνη του καλύπτεται από ένα πυκνό λιβάδι του χλωροφύκου *C. prolifera*, ενώ η εξωτερική λεκάνη καλύπτεται από λειμώνες *P. oceanica*. Οι στόχοι της παρούσας μελέτης, που πραγματοποιήθηκε στα πλαίσια ενός ερευνητικού προγράμματος του ΙΘΑΒΒΥΚ (2006-2007) και χρηματοδοτήθηκε από τη Νομαρχία Λασιθίου, είναι η σύγκριση της εποχιακής δομής αλλά και της δυναμικής της πανίδας των ψαριών και κεφαλοπόδων που σχετίζονται με τους συγκεκριμένους λειμώνες καθώς και η διερεύνηση του ρόλου της περιοχής μελέτης ως πεδίο στρατολόγησης νεαρών ατόμων.

Υλικά και Μέθοδοι

Ο Κόλπος της Ελούντας είναι προφυλαγμένος από την κυματική δράση αλλά επικοινωνεί με τον ανοιχτό Κόλπο του Μεραμπέλλου μέσω δύο καναλιών πλάτους μόλις 750 m και 150 m. Καλύπτει συνολικά επιφάνεια 6.5 km² ενώ το εσωτερικό τμήμα του έχει επιφάνεια 4.7 km² και μέγιστο βάθος 8.7 m και είναι προφυλαγμένο από την κυματική δράση. Η θερμοκρασία στη στήλη του νερού παρουσιάζει έντονη εποχικότητα στο εσωτερικό του

Κόλπου και κυμαίνεται από 13°C το χειμώνα μέχρι 25-26°C τις αρχές του φθινοπώρου, ενώ είναι χαμηλότερη το χειμώνα και υψηλότερη το καλοκαίρι σε σχέση με την εξωτερική λεκάνη του Κόλπου. Η αλατότητα παραμένει σταθερή καθ' όλη τη διάρκεια του έτους (38-39‰). Οι συγκεντρώσεις της χλωροφύλλης α, των φαιοχρωστικών και του οργανικού άνθρακα στο νερό και στο ίζημα παρουσιάζουν παρόμοια χωρική και χρονική κατανομή με σημαντικά υψηλότερες τιμές εσωτερικά του Κόλπου οδηγώντας στο συμπέρασμα ότι υπάρχει υψηλή πρωτογενούς παραγωγικότητας καθ' όλη τη διάρκεια του έτους. Η εσωτερική λεκάνη του Κόλπου χαρακτηρίζεται από την επικράτηση κλασμάτων ιλύος-αργίλου σε ποσοστό 60% ενώ στην εξωτερική λεκάνη ο βυθός αποτελείται από λεπτή έως μέτρια άμμο. Η λεπτομερής περιγραφή των περιβαλλοντικών παραμέτρων στην περιοχή μελέτης δίνονται στους Ντούνας κ.α. (2010).

Στα πλαίσια της συγκεκριμένης μελέτης, πραγματοποιήθηκαν έξι δειγματοληψίες (Μάιος 2006, Ιούλιος 2006, Σεπτέμβριος 2006, Νοέμβριος 2006, Φεβρουάριος 2007, Απρίλιος 2007) με χρήση βιντσότρατας σε δύο παραδοσιακές καλάδες μέσα και έξω από τον όρμο της Ελούντας. Μετά τη μεταφορά του συνόλου του αλιεύματος στο εργαστήριο έγινε καταγραφή όλων των ειδών ψαριών και κεφαλοπόδων καθώς επίσης καταμέτρηση του αριθμού των ατόμων και μέτρηση της βιομάζας για κάθε είδος ανά δειγματοληπτική επιφάνεια.

Η ανάλυση της μακροπανίδας έγινε με βάση την αφθονία και τη βιομάζα, εφαρμόζοντας τη μέθοδο της διευθέτησης (MDS-Multi-Dimensional Scaling) με δισδιάστατη απεικόνιση της διάταξης των δειγμάτων. Για την εφαρμογή της παραπάνω μεθόδου εκτιμήθηκε η ομοιότητα των δειγμάτων με τη χρήση του δείκτη ομοιότητας Bray-Curtis και τα δεδομένα μετασχηματίστηκαν σε $\log(x+1)$. Προκειμένου να διαπιστωθούν οι τυχόν στατιστικώς σημαντικές διαφορές της πανίδας μεταξύ της εσωτερικής και εξωτερικής λεκάνης του Κόλπου, χρησιμοποιήθηκε η στατιστική δοκιμασία ANOSIM (Analysis Of SIMilarities). Για τη στατιστική επεξεργασία των δεδομένων χρησιμοποιήθηκε το στατιστικό πακέτο PRIMER v6.

Αποτελέσματα και Συζήτηση

Στην εσωτερική και εξωτερική λεκάνη του Κόλπου συλλέχθηκαν συνολικά 12621 και 8077 άτομα ψαριών τα οποία ανήκουν σε 34 (22 οικογένειες) και 39 (24 οικογένειες) είδη αντίστοιχα. Η ποικιλότητα των ειδών των ψαριών που βρέθηκαν στην Ελούντα είναι παρόμοια με άλλων ενδιαιτημάτων που καλύπτονται από βλάστηση (Guidetti 2000; Guidetti and Bussotti 2000; Verdiell-Cubedo *et al.* 2007). Όσον αφορά τα κεφαλόποδα, τρία είδη βρέθηκαν στο εσωτερικό και το εξωτερικό του Κόλπου με τη *Sepia officinalis* Linnaeus, 1758 (κ. σουπιά) να παίζει τον πιο σημαντικό ρόλο. Στην εσωτερική λεκάνη του Κόλπου παρατηρήθηκε μέγιστη αφθονία της ιχθυοπανίδας κατά την καλοκαιρινή περίοδο (4959 άτομα - Ιούλιος 2006) που οφείλεται κυρίως στην εμφάνιση μεγάλων πληθυσμών νεαρών ατόμων ψαριών των ειδών *Boops boops* (Linnaeus, 1758) (κ. γόπα) (53% της συνολικής αφθονίας), *Spicara smaris* (Linnaeus, 1758) (κ. μαρίδα) (22%) και *Mullus barbatus* Linnaeus, 1758 (κ. κουτσομούρα) (10%). Στην περιοχή της εξωτερικής λεκάνης, κατά τη φθινοπωρινή και χειμερινή περίοδο, η αφθονία μειώθηκε δραστικά ως αποτέλεσμα της επαγγελματικής δραστηριότητας της αλιείας. Στην

εσωτερική και εξωτερική λεκάνη του Κόλπου συλλέχθηκαν 80 και 90 περίπου κιλά ψαριών και κεφαλοπόδων, αντίστοιχα. Η συνολική υγρή βιομάζα του αλιεύματος στην εσωτερική καλάδα κυμάνθηκε από τα 20 περίπου κιλά τη φθινοπωρινή και χειμερινή περίοδο για να μειωθεί στα 2.5 – 4.5 κιλά την άνοιξη. Το κεφαλόποδο *S. officinalis* ήταν το κυρίαρχο είδος και αποτέλεσε το 30% του συνολικού αλιεύματος. Τα ψάρια που έπαιξαν σημαντικό ρόλο είναι τα είδη *B. boops* (16% συνολικής βιομάζας), *M. barbatus* (13%), *S. smaris* (12%) και *Siganus luridus* (Rüppell, 1829) (κ. γερμανός) (5.6%). Στην εξωτερική λεκάνη το καλοκαίρι, περίοδο απαγόρευσης της αλιείας με βιντσότρατα, συλλέχθηκε η μεγαλύτερη ποσότητα ψαριών που έφθανε τα 34 συνολικά κιλά μεταξύ των οποίων 11 κιλά του είδους *Pagrus pagrus* (Linnaeus, 1758) (κ. φαγκρί). Μετά την έναρξη της αλιευτικής περιόδου παρατηρήθηκε πτώση στην παραγωγή αλιεύματος με αποτέλεσμα το φθινόπωρο και τον χειμώνα η ποσότητα του αλιεύματος να κυμανθεί μεταξύ 3 και 5 κιλών. Η θερμοκρασία φαίνεται να αποτελεί και στη συγκεκριμένη περιοχή σημαντικό παράγοντα σε σχέση με την κατανομή της ιχθυοπανίδας όπως και σε άλλα παρόμοια ενδιατήματα φανερογάμων και μακροφυκών (Guidetti and Bussotti 2000; Verdiell-Cubedo et al. 2007).

Το μέσο βάρος ανά άτομο ψαριού που αλιεύθηκε στην εσωτερική καλάδα αυξήθηκε προοδευτικά από 2.5 γραμμάρια τη θερινή περίοδο μέχρι τα 15.5 γραμμάρια κατά την περίοδο του χειμώνα. Αντίθετα, στην εξωτερική καλάδα η σχέση αυτή βάρους–αφθονίας του αλιεύματος κυμάνθηκε στις διάφορες εποχές με διαφορετικό πρότυπο. Η μικρότερη τιμή παρατηρήθηκε την άνοιξη (5.6 γραμμάρια ανά άτομο), ενώ το φθινόπωρο και το χειμώνα αλιεύθηκαν στην εξωτερική λεκάνη μεγάλα άτομα με βάρος κατά μέσο όρο 50 περίπου γραμμάρια το άτομο. Σε γενικές γραμμές, το μέσο βάρος ψαριού που αλιεύθηκε στην καλάδα της εσωτερικής λεκάνης του Κόλπου σε όλες τις δειγματοληψίες έφθανε τα 6.2 γραμμάρια ανά άτομο, ενώ αντίστοιχα στην εξωτερική καλάδα το μέσο βάρος ήταν σημαντικά μεγαλύτερο και ξεπερνούσε τα 9.5 γραμμάρια ανά άτομο. Το μεγαλύτερο ποσοστό των ειδών ψαριών (π.χ. *M. barbatus*, *B. boops*, *S. smaris*, *M. surmuletus*, *P. acarne*) καθώς και του κεφαλοπόδου *S. officinalis* που βρέθηκαν στο εσωτερικό του Κόλπου (πάνω από το 90% της αφθονίας και της βιομάζας), εκπροσωπείται αποκλειστικά από μικρού μεγέθους άτομα κάτι που υποδεικνύει το σημαντικό ρόλο της *C. prolifera* ως πεδίο ανάπτυξης νεαρών ατόμων όπως έχει μελετηθεί και για τα ενδιατήματα φανερογάμων (Francour 1997; Guidetti and Bussoti 2000).

Θεματική ενότητα Γ. Οι τροφικές σχέσεις μεταξύ θαλάσσιων ασπονδύλων και ιχθυοπανίδας στο ενδιαίτημα της *C. prolifera*

Υποκεφάλαιο 1. Trophodynamics of the fish community associated with a *Caulerpa prolifera* (Forsskål) meadow and food availability in a shallow semi-enclosed embayment (Elounda Bay, Crete Island).

Εισαγωγή

Οι παράκτιοι θαλάσσιοι βιότοποι είναι πολύ σημαντικά παραγωγικά συστήματα, γιατί περιλαμβάνουν πληθυσμούς ασπονδύλων και ψαριών (Beck *et al.*, 2001) με υψηλή ποικιλότητα και αφθονία. Όσον αφορά τα είδη των ψαριών, ένα ευρύ φάσμα από αυτά καταλαμβάνουν και χρησιμοποιούν διαφορετικούς παράκτιους βιότοπους ανάλογα με το στάδιο της ζωής τους (Gillanders *et al.*, 2003). Πολλά από αυτά τα είδη εμφανίζονται σε συγκεκριμένα ενδιαίτηματα παράκτιων υδάτων κατά τη διάρκεια των πρώτων σταδίων της ζωής τους, καθώς αυτά τα ενδιαίτηματα θεωρούνται περιοχές «φυτωρίου νεαρών ατόμων» (Beck *et al.*, 2001) και προσφέρουν υψηλή διαθεσιμότητα τροφής και προστασία από τους θηρευτές (Choat and Ayling, 1987; Carr, 1994). Αρκετά από αυτά ωστόσο, ζουν μόνιμα στην παράκτια ζώνη, τόσο σαν νεαρά όσο και σαν ενήλικα άτομα και περιορίζονται σε ένα συγκεκριμένο βιότοπο (Stål *et al.*, 2007).

Οι περισσότερες από τις μελέτες στην παράκτια ζώνη αποσκοπούν στην εκτίμηση της σημασίας των διαφόρων βιοτόπων στη δυναμική των πληθυσμών των ψαριών, έχουν όμως επικεντρωθεί στην κατανομή των ψαριών όσον αφορά την ποικιλομορφία, τη βιομάζα, την αφθονία και το μέγεθος του σώματος τους (Guidetti, 2000; Deudero *et al.* 2008; Kalogirou *et al.*, 2010; 2012; Cheminée *et al.*, 2013). Για λόγους διαχείρισης, έχει διερευνηθεί επίσης ο σημαντικός ρόλος των παράκτιων βιοτόπων για την ωοτοκία, τη διατροφή ή την ανάπτυξη των ψαριών μέχρι την ωριμότητά τους (Guidetti, 2000; Stål *et al.*, 2007; Koulouri *et al.*, 2016). Οι διατροφικές συνήθειες και η οικολογική διατροφή των οργανισμών που χρησιμοποιούν ένα συγκεκριμένο βιότοπο συμβάλλουν στην απεικόνιση του ρόλου του οικοτόπου στις οικολογικές αλληλεπιδράσεις και στην δομή των κοινοτήτων των ψαριών (Nakamura *et al.*, 2003; Ramirez-Luna *et al.*, 2008; Hammerschlag *et al.*, 2010). Για το λόγο αυτό, έχουν διεξαχθεί πολλές μελέτες σχετικά με τη διατροφή των διαφόρων κοινοτήτων των ψαριών (π.χ., Darnaude *et al.*, 2001; Stål *et al.*, 2007; Dolbeth *et al.*, 2008; Hajisamae, 2009; Zupo and Stübing, 2010; Koulouri *et al.*, 2016; Compaire *et al.*, 2016).

Η παρουσία της υδρόβιας βλάστησης έχει συχνά αναφερθεί ότι υποστηρίζει υψηλότερη ποικιλότητα και μεγαλύτερο αριθμό ψαριών καθώς επίσης και τα νεαρά τους άτομα κάτι που δε συμβαίνει σε περιοχές που δεν καλύπτονται από βλάστηση (Guidetti, 2000). Τέτοια πρότυπα εξηγούνται σχετικά απλά, επειδή αυτά τα ιδιαίτερα δομημένα και παραγωγικά ενδιαίτηματα παρέχουν άφθονη τροφή και καταφύγιο από τους θηρευτές (Guidetti, 2000). Εντούτοις, λίγα πράγματα είναι γνωστά σχετικά με την οικολογική διατροφή των ψαριών που κατοικούν σε περιοχές με βλάστηση από ότι σε περιοχές χωρίς βλάστηση (Bell and Harmelin-Vivien 1983; Rozas and Odum 1988; Edgar and Shaw, 1995; Horinouchi and Sano, 2000; Zupo and Stübing, 2010). Επιπλέον, δεν υπάρχουν μελέτες που να δείχνουν τη σχέση της διαθεσιμότητας των ειδών λείας με τις κοινότητες των θαλάσσιων ψαριών σε βιότοπους με

βλάστηση, ενώ υπάρχουν λίγες για τους βιότοπους χωρίς βλάστηση (Hinz et al., 2005; Jaworski and Ragnarsson, 2006; Stål et al., 2007; Dolbeth et al., 2008; Hammerschlag et al., 2010; Briones et al., 2012). Στην πραγματικότητα, υπάρχει έλλειψη πληροφορίας σχετικά με την αφθονία των ειδών λείας στο θαλάσσιο περιβάλλον και επομένως, είναι ελάχιστα γνωστό εάν τα ψάρια επιλέγουν το θήραμά τους ή εκμεταλλεύονται τους τροφικούς πόρους ανάλογα με την αφθονία τους (Hinz et al., 2005; Ferreira Rezende et al., 2011; Briones et al., 2012).

Στη Μεσόγειο Θάλασσα υπάρχουν πολλές μελέτες σχετικά με τις διατροφικές συνήθειες ή τις προτιμήσεις που έχουν συγκεκριμένα είδη θαλάσσιων ψαριών (e.g. Stergiou, 1988; Ben-Eliahu and Golani, 1990; Golani and Galil, 1991; Labropoulou and Eleftheriou, 1997; Labropoulou et al., 1997; 1998; 1999; Darnaude et al., 2001; Karachle and Stergiou, 2014a,b; Koulouri et al., 2015) και ελάχιστες σε σχέση με τις κοινότητες των ψαριών και τη διαθεσιμότητα των τροφικών πόρων ειδικά σε περιοχές με βλάστηση (Bell and Harmelin-Vivien, 1983; Fasola et al., 1997; Labropoulou and Papadopoulou-Smith, 1999; Zuro and Stübing, 2010; Koulouri et al., 2015) Επιπλέον, όσον αφορά στα οικοσυστήματα που καλύπτονται από μακροφύκη μέχρι σήμερα δεν υπάρχουν μελέτες που να αναφέρονται στις διατροφικές συνήθειες ή τις προτιμήσεις των ειδών ψαριών ή των συναθροίσεων που ζουν σε αυτά.

Η παρούσα μελέτη διερευνά τις διατροφικές συνήθειες της κοινότητας των ψαριών που σχετίζεται με λειμώνες της *Caulerpa prolifera* (Forsskål) σε σχέση με τη διαθεσιμότητα της λείας τους στον ημίκλειστο κόλπο της Ελούντας (Κρητικό Πέλαγος, ανατολική Μεσόγειος). Οι κύριοι στόχοι είναι οι εξής: α) να περιγραφούν και να εξεταστούν τα πρότυπα διατροφής (δίαιτα και στρατηγική διατροφής) κάθε είδους ψαριών της κοινότητας, β) να χαρακτηριστεί η ιχθυοπανίδα της περιοχής μελέτης με βάση τους τροφικούς τύπους, γ) να εκτιμηθούν οι εποχιακές αλλαγές στην τροφική σύνθεση επιλεγμένων ειδών σε σχέση με τις οντογενετικές αλλαγές τους και τη διαθεσιμότητα της τροφής τους στην περιοχή μελέτης, δ) να συγκριθεί η διατροφή των ψαριών με τους τροφικούς πόρους που δυνητικά διατίθενται στην περιοχή μελέτης.

Υλικά και Μέθοδοι

Περιοχή μελέτης

Ο κόλπος της Ελούντας (επιφάνεια 6,5 τετραγωνικών χλμ.) είναι ένα ημίκλειστο παράκτιο θαλάσσιο οικοσύστημα που χαρακτηρίζεται από ρηχότητα και σχετική απομόνωση από τον κόλπο του Μεραμβέλλου. Λόγω αυτών των χαρακτηριστικών, τα ρεύματα και η υδροδυναμική εξαρτώνται στενά από την τοπογραφία του πυθμένα, ευνοώντας τη συσσώρευση ανόργανων και οργανικών υλικών καθώς και ιζημάτων λεπτής ιλύος στην επιφάνεια αυτού. Οι περιβαλλοντικές παράμετροι στη στήλη του νερού και τα επιφανειακά ιζήματα της περιοχής μελέτης έχουν περιγραφεί λεπτομερώς στους Maidanou et al. (2017). Η θερμοκρασία του θαλασσινού νερού δείχνει έντονη εποχικότητα, ενώ τα επιφανειακά ιζήματα είναι λασπώδη. Οι εκτιμήσεις των συγκεντρώσεων των θρεπτικών αλάτων στη στήλη του νερού υποδηλώνουν ένα ολιγοτροφικό έως μεσοτροφικό θαλάσσιο περιβάλλον (Karydis, 2009). Η περιοχή μελέτης έχει μια μέτρια έως καλή κατάσταση οικολογικής ποιότητας σύμφωνα με τις συγκεντρώσεις χλωροφύλλης *a* (Οδηγία Πλαίσιο 2000/60/ΕΚ για το νερό).

Η παρούσα μελέτη διεξήχθη στο εσωτερικό ρηχό τμήμα του Κόλπου, που καλύπτεται από ένα ομοιογενές λιβάδι *C. prolifera* το οποίο έχει χαρακτηριστεί ως σημαντικός βιότοπος για την αύξηση νεαρών ψαριών και κεφαλοπόδων, συμβάλλοντας έτσι στη διατήρηση και συντήρηση των τοπικών θαλάσσιων βιολογικών πόρων. (Koulouri et al., 2016). Τα εμπορικά είδη *Mullus barbatus* και *Sepia officinalis* είναι οι σημαντικότεροι κάτοικοι του οικοτόπου *C. prolifera* ακολουθούμενοι από τα είδη *Gobius niger*, *Parablennius tentacularis* και *Symphodus sinereus*. Επιπλέον, τα είδη *Boops boops*, *Spicara smaris*, *Pagellus acarne*, *Spicara maena*, *Mullus surmuletus*, τα οποία παρουσιάζουν εξαιρετικά μεγάλο αριθμό νεαρών ατόμων σε αυτό το ρηχό και προστατευμένο από τον κυματισμό βιότοπο, αποτελούν κύρια είδη-στόχους για την αλιεία στο Κρητικό Πέλαγος (Kallianiotis et al., 2000). Η παρουσία του συνεχούς λιβαδιού της *C. prolifera* ευνόησε την παρουσία ποικίλων μακροπανιδικών οργανισμών όπως είναι τα καρκινοειδή και τα μαλάκια (πιο συγκεκριμένα τα αμφίποδα *Caprella acanthifera acanthifera*, *C. acanthifera discrepans*, *C. rapax*, *Microdeutopus stationis*, *M. anomalus*, *M. bifidus*, *M. versiculatus*, *Quadrimaera inaequipes*, *Phtisica marina*, *Perioculodes longimanus longimanus*, *Leptocheirus bispinosus*, τα γαστερόποδα *Pusillina lineolata*, *Bittium reticulatum*, τα δίθυρα *Abra alba*, *Parvicardium exiguum*, τα κουμώδη *Iphinoe trispinosa*, *Cumella limicola*, και το ταναϊδώδες *Leptochelia* sp.), τα οποία περιγράφονται λεπτομερώς στους Maidanou et al. (2017) και τα οποία υποστηρίζουν την ποικίλη και άφθονη κοινότητα των ψαριών της περιοχής (Koulouri et al., 2016).

Σχεδιασμός δειγματοληψιών και τεχνικές

Τα δείγματα των ψαριών συλλέχθηκαν κατά τη διάρκεια της ημέρας σε έξι χρονικές περιόδους: Μάιος 2006, Ιούλιος 2006, Σεπτέμβριος 2006, Νοέμβριος 2006, Φεβρουάριος 2007 και Απρίλιος 2007, στο εσωτερικό του Κόλπου και σε βάθος 8 μ. με βιντσότρατα. Η βιντσότρατα που χρησιμοποιήθηκε για τη δειγματοληψία των ψαριών σάρωσε έκταση περίπου $6 \times 10^3 \text{ m}^2$ σε κάθε περίοδο. Όλα τα ψάρια που συλλέχθηκαν αναγνωρίστηκαν σε επίπεδο είδους και μέγιστος αριθμός τριάντα ατόμων, όπου ήταν δυνατόν, επιλέχθηκε για ανάλυση του στομαχικού τους περιεχομένου. Συνολικά επιλέχθηκαν 17 είδη: *Atherina boyeri* Risso, 1810, *Boops boops* (Linnaeus, 1758), *Spicara smaris* (Linnaeus, 1758), *Spicara maena* (Linnaeus, 1758), *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758, *Mullus barbatus barbatus* Linnaeus, 1758, *Gobius niger* Linnaeus, 1758, *Serranus hepatus* (Linnaeus, 1758), *Pagellus acarne* (Risso, 1827), *Parablennius tentacularis* (Brünnich, 1768), *Pagrus pagrus* (Linnaeus, 1758), *Symphodus cinereus* (Bonnaterre, 1788), *Siganus luridus* (Rüppell, 1829), *Sphyræna sphyræna* (Linnaeus, 1758), *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758), *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) και *Stephanolepis diaspros* Fraser-Brunner, 1940. Τα δείγματα των ψαριών μετρήθηκαν με ακρίβεια mm (για το ολικό μήκος, TL) και ζυγίστηκαν με προσέγγιση 0,01 g. Στη συνέχεια, το στομαχικό περιεχόμενο κάθε ατόμου ψαριού αφαιρέθηκε και ζυγίστηκε. Οι μακροπανιδικοί οργανισμοί που εντοπίστηκαν ως είδη λείας στα στομάχια των ψαριών ταξινομήθηκαν αρχικά στις σημαντικότερες ταξινομικές ομάδες και μετρήθηκαν. Ιδιαίτερα, οι πολύχαιτοι, τα μαλάκια και τα καρκινοειδή αναγνωρίστηκαν σε επίπεδο είδους όπου ήταν δυνατό και μετρήθηκαν. Προκειμένου να προσδιοριστεί η δυνητικά διαθέσιμη τροφή και η επιλεκτικότητα του

Θηράματος από τα εξεταζόμενα πελαγικά και βενθοπελαγικά ψάρια, συλλέχθηκαν επίσης δείγματα μακροπανίδας στην περιοχή μελέτης. Τα δείγματα αυτά συλλέχθηκαν κατά τη διάρκεια της ημέρας με τη χρήση επιβενθικού ελκήθρου του οποίου το άνοιγμα του ματιού ήταν 0,5 mm. Για τη συλλογή του ζωοπλαγκτού πραγματοποιήθηκαν πέντε κατακόρυφες σύρσεις στην επιφάνεια του νερού χρησιμοποιώντας ένα πλαγκτονικό δίχτυ (με άνοιγμα ματιού 0,5 mm). Τα δείγματα σταθεροποιήθηκαν με 10% φορμόλη πάνω στο σκάφος αμέσως μετά τη συλλογή τους. Οι μακροβενθικοί οργανισμοί ταυτοποιήθηκαν στις ίδιες ταξινομικές ομάδες με εκείνους που βρέθηκαν στα στομάχια των ψαριών και μετρήθηκαν. Στη συνέχεια οι μακροβενθικοί οργανισμοί των πολυχαίτων, μαλακίων και καρκινοειδών ταξινομήθηκαν σε επίπεδο είδους όπου ήταν δυνατόν, και μετρήθηκε η αφθονία τους.

Ανάλυση δεδομένων

Η συνεισφορά κάθε είδους λείας στη διατροφή κάθε είδους ψαριού εκτιμήθηκε χρησιμοποιώντας τους ακόλουθους δείκτες: α) ποσοστό σχετικής αφθονίας (%N) και β) ποσοστό συχνότητας εμφάνισης (%F) των ειδών λείας. Η επιλεκτικότητα της λείας προσδιορίστηκε λαμβάνοντας υπόψη το ποσοστό της σχετικής αφθονίας των μακροπανιδικών ειδών που βρέθηκαν στα δείγματα που συλλέχθηκαν με τους διαφορετικούς δειγματολήπτες και συγκρίθηκε με το ποσοστό σχετικής αφθονίας (%N) των μακροπανιδικών ειδών που βρέθηκαν ως είδη λείας στα στομάχια των διαφορετικών ειδών ψαριών. Τέλος, όλα τα είδη λείας ταξινομήθηκαν σε πέντε διαφορετικές κατηγορίες: ενδοβένθος, επιβένθος, υπερβένθος, ζωοπλαγκτόν και νηκτόν, ανάλογα με την κινητικότητά τους και την εξάρτησή τους από τον πυθμένα. Για τη στατιστική επεξεργασία και ανάλυση των αποτελεσμάτων που προέκυψαν στα πλαίσια της μελέτης, χρησιμοποιήθηκε το στατιστικό πακέτο PRIMER v6.

Αποτελέσματα

Ο μεγαλύτερος αριθμός στομάχων που εξετάστηκαν ήταν αυτός των ειδών ψαριών *S. smaris* (180), *G. niger* (177), *S. hepatus* (167), *B. Boops* (152) και *M. Barbatus barbatus* (150). Η ανάλυση του στομαχικού περιεχομένου των ειδών ψαριών που εξετάστηκαν περιελάμβανε 45.674 άτομα τα οποία ταυτοποιήθηκαν σε 112 είδη λείας. Η μεγαλύτερη ποικιλία ειδών λείας παρατηρήθηκε στα είδη *M. barbatus barbatus*, *G. niger*, *S. hepatus*, *P. tentacularis*, *M. surmuletus* και *S. cinereus*. Ο μεγαλύτερος αριθμός ατόμων λείας βρέθηκε στα στομάχια των *S. smaris*, *P. acarne*, *B. boops*, *S. maena* και *M. barbatus barbatus*. Η διατροφική σύνθεση των ειδών ψαριών συνίσταται κατά το μεγαλύτερο ποσοστό από καρκινοειδή. Με βάση το ποσοστό σχετικής αφθονίας (% N) των μακροπανιδικών οργανισμών που βρέθηκαν ως είδη λείας στα στομάχια των ειδών ψαριών, διακρίθηκαν έξι διαφορετικές τροφικές ομάδες: (α) τα ψάρια που τρέφονταν με πλαγκτονικούς οργανισμούς (*B. boops*, *S. smaris*, *P. acarne*, *A. boyeri*, *D. annularis* και *S. maena*). Η διατροφή αυτών των ψαριών χαρακτηρίστηκε από ζωοπλαγκτονικά είδη όπως τα κωπήποδα και οι προνούμφες καρκινοειδών, β) τα ψάρια που τρέφονταν με βενθικούς και βενθοπελαγικούς οργανισμούς (*M. barbatus barbatus*, *G. niger*, *P. tentacularis*, *S. cinereus*, *S. hepatus* και *M. surmuletus*). Η διατροφή αυτών των ειδών ψαριών είχε ένα ευρύ φάσμα ειδών λείας, ως επί το πλείστον αμφίποδα, κωπήποδα, ταναϊδώδη,

ισόποδα, ψάρια, δεκάποδα, πολύχαιτους και δίθουρα, (γ) ψάρια που τρέφονταν με μακροφύκη (*S. luridus*). Το χλωροφύκος *C. prolifera* βρέθηκε να είναι σχεδόν αποκλειστικό συστατικό της διατροφής τους, (δ) ψάρια που τρέφονταν με συγκεκριμένους βενθικούς οργανισμούς. Στην ομάδα αυτή ανήκει το είδος *P. ragrus* που η διαίτα του βασίστηκε κυρίως σε δεκάποδα, (ε) τα ιχθυοφάγα ψάρια (*S. sphyraena*) των οποίων η διατροφή περιείχε αποκλειστικά ψάρια, (στ) τα ψάρια που η διαίτα τους βασίστηκε κυρίως σε μικρά καρκινοειδή (*L. sceleratus* και *S. diaspros*).

Οι προνύμφες καρκινοειδών ήταν το κυρίαρχο είδος λείας (85% N 97% F) ακολουθούμενο από τα πελαγικά κωπήποδα, για τα μικρά άτομα του είδους *B. boops* που συλλέχθηκαν τον Ιούλιο. Αντίθετα, τα κωπήποδα ήταν η κυρίαρχη λεία (μέγιστες τιμές 79-90% N και 92-97% F) ακολουθούμενη από τις προνύμφες καρκινοειδών για την υπόλοιπη περίοδο της μελέτης, ιδιαίτερα τον Νοέμβριο και τον Φεβρουάριο, όταν βρέθηκαν μεγαλύτερα άτομα αυτού του είδους. Τόσο τα μικρά όσο και τα μεγαλύτερα άτομα του είδους *S. smaris* τρέφονταν σχεδόν αποκλειστικά με κωπήποδα (μέγιστες τιμές 98-99% N και 97-100% F), εκτός από την περίοδο της άνοιξης, όπου τα κωπήποδα συνέβαλαν λιγότερο στη διατροφή τους. Από την άλλη πλευρά, τα άτομα των ειδών *A. boyeri* και *S. maena* που συλλέχθηκαν ήταν παρόμοιου μεγέθους καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης. Τα κωπήποδα κυριάρχησαν στη διατροφή τους (93-96% N και 97-100% F, 94-99% N και 100% F, αντίστοιχα) και δευτερευόντως κυριάρχησαν οι προνύμφες καρκινοειδών ιδιαίτερα τους μήνες Νοέμβριο και Φεβρουάριο. Τα μικρά άτομα του είδους *P. acarne* που βρέθηκαν κατά τη διάρκεια της εαρινής και καλοκαιρινής δειγματοληψίας τρέφονταν σχεδόν αποκλειστικά με κωπήποδα (78-99% N και 100% F). Τα λίγο μεγαλύτερα άτομα του συγκεκριμένου είδους τον Φεβρουάριο προτίμησαν κυρίως τα αμφίποδα (π.χ. *Erichthonius sp.*, *A. spinicornis*) και συχνά τα ταναϊδώδη (π.χ. *Leptocheilia sp.*).

Αν και τα είδη *M. barbatus barbatus*, *G. niger*, *P. tentacularis*, *S. cinereus*, *S. hepatus* και *Mullus surmuletus* τρέφονταν με μια ευρεία ποικιλία ειδών λείας, η διατροφή του καθενός από αυτά, χαρακτηρίστηκε από συγκεκριμένη σύνθεση λείας κατά τη διάρκεια της περιόδου μελέτης. Εντούτοις, παρατηρήθηκαν εποχιακές αλλαγές όσον αφορά στην σχετική αφθονία και τη συχνότητα εμφάνισης των συγκεκριμένων ειδών λείας. Τα μικρότερα άτομα του *Mullus barbatus barbatus* που συλλέχθηκαν τον Ιούλιο, Νοέμβριο και Φεβρουάριο, τρέφονταν κυρίως με κωπήποδα (41-91% N και 72-86% F) συχνά και με αμφίποδα (5-21% N και 86-90% F) του είδους *Microdeutopus spp.*, *P. longimanus longimanus*, *Caprella spp.*, *Leptocheirus bispinosus*. Αντίθετα, τα μεγαλύτερα άτομα αυτού του είδους, που συλλέχθηκαν τον Σεπτέμβριο τρέφονταν με πολύχαιτους (22% N και 60% F) ακολουθούμενους από κωπήποδα (25% N και 30% F) και αμφίποδα (12% N και 33% F) και πιο συγκεκριμένα με τα είδη *P. longimanus longimanus*, *Caprella spp.*, *Phtisica marina*. Τα κουμώδη, ισόποδα, ταναϊδώδη, μυσιδώδη, δεκάποδα και δίθουρα συνεισέφεραν επίσης με διαφορετικά ποσοστά σχετικής αφθονίας και συχνότητας εμφάνισης, στη διατροφή τους σε συγκεκριμένες δειγματοληπτικές περιόδους. Η κυρίαρχη λεία του *G. niger* ήταν οι προνύμφες εντόμων καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης (31-75% N και 43-89% F) τόσο για τα μικρά όσο και για τα μεγαλύτερα άτομα. Δευτερευόντως, φαίνεται να προτιμούσαν, κατά τη διάρκεια συγκεκριμένων περιόδων, τους πολύχαιτους (π.χ.

Eunicidae sp., *Euclymene sp.* *Glycera alba*, *Hesionidae sp.*), τα αμφίποδα (π.χ. *Caprella spp.*, *A. spinicornis*) και τα δίθυρα (π.χ. *A. alba*).

Το μεγαλύτερο ποσοστό διατροφής των *P. tentacularis*, *S. cinereus*, *S. hepatus* και *M. Surmuletus* συνίσταται κυρίως από μαλακόστρακα. Πιο συγκεκριμένα, οι πιο σημαντικές ομάδες λείας της διατροφής του *P. tentacularis* (μέγιστες τιμές 82-83% N και 82-100% F) ήταν τα αμφίποδα (π.χ. *Caprella spp.*, *A. spinicornis*), ειδικά τον Νοέμβριο, περίοδο στην οποία βρέθηκαν τα μικρότερα άτομα. Τμήματα φυλλωμάτων της *C. prolifera* τον Σεπτέμβριο, ισόποδα (π.χ. *C. truncata*) τον Ιούλιο, ταναϊδώδη (π.χ. *Leptocheilia sp.*) τον Νοέμβριο και τον Φεβρουάριο συνέβαλαν επίσης σημαντικά στη διατροφή του. Τα αμφίποδα (π.χ. *P. marina*, *Caprella spp.*, *A. spinicornis*) συνέβαλαν σημαντικά στη διατροφή μικρών ατόμων του *S. hepatus* που συλλέχθηκαν ιδιαίτερα τον Νοέμβριο (71-83% N και 81-100% F). Τα δεκάποδα (π.χ. *P. syrtensis*, *Hippolyte leptocerus*) συνέβαλαν σημαντικά στη διατροφή τόσο των μικρών όσο και των μεγαλύτερων ατόμων του *S. hepatus* (μέγιστες τιμές 17-36% N και 55-69% F) σχεδόν καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης. Επιπλέον, τα ισόποδα τον Μάιο και τα κωπήποδα ιδιαίτερα τον Ιούλιο και τον Νοέμβριο συνέβαλαν επίσης στη διατροφή του συγκεκριμένου είδους. Τα άτομα του *S. cinereus* τρέφονταν κυρίως με αμφίποδα και συχνά ταναϊδώδη (32-84% N και 82-100% F, 10-30% N και 61-82% F αντίστοιχα) με τα είδη *A. spinicornis*, *M. stationis* και *Leptocheilia sp.*, να προτιμούνται ενώ τα κωπήποδα κυριάρχησαν στη διατροφή τους τον Ιούλιο (42% N και 52% F). Τα μικρά άτομα του *M. surmuletus* που συλλέχθηκαν τον Ιούλιο τρέφονταν κυρίως με κωπήποδα (89% N και 47% F) ακολουθούμενα συχνά από αμφίποδα (π.χ. *M. stationis*, *M. versiculatus*, *M. anomalus*, *C. rapax*, *Lysianassa pilicornis*). Τα μεγαλύτερα άτομα αυτού του είδους που συλλέχθηκαν τον Σεπτέμβριο και τον Φεβρουάριο φαίνεται να προτιμούν τα δεκάποδα τα οποία ήταν μεγαλύτερα σε μέγεθος, όπως το είδος *E. cranchii* ακολουθούμενα από το αμφίποδο *M. stationis*.

Όσον αφορά στο είδος *S. luridus*, τα τμήματα των φυλλωμάτων της *C. prolifera* κυριάρχησαν στη διατροφή του (80-100% N και 90-100% F). Θεωρώντας ότι ο αριθμός των ατόμων για τα είδη *D. annularis*, *P. ragrus*, *S. sphyraena*, *S. diaspros* και *L. sceleratus* που συλλέχθηκαν στην παρούσα μελέτη ήταν πολύ χαμηλός, οι παρατηρήσεις που αφορούν στη διατροφή τους θα μπορούσαν να θεωρηθούν μόνο ως ενδεικτικές. Παραδείγματος χάριν, τα αμφίποδα (*A. spinicornis*, *C. acanthifera acanthifera*, *Erichthonius sp.*), το ταναϊδώδες *Leptocheilia sp.* και τα πελαγικά κωπήποδα φαίνεται να είναι τα κοινά είδη λείας για το *D. annularis* ιδιαίτερα τον Φεβρουάριο περίοδο στην οποία τα περισσότερα άτομα που συλλέχθηκαν, ήταν μικρά. Το δεκάποδο *P. syrtensis* φαίνεται να είναι το είδος λείας που προτιμούν τα μικρά αλλά και τα μεγάλα άτομα του *P. ragrus* καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης (17-56% N και 50-100% F). Πολλά μεγάλα άτομα που συλλέχθηκαν τον Σεπτέμβριο φαίνεται να προτιμούν επίσης τις προνύμφες καρκινοειδών. Τα άτομα του είδους *S. sphyraena* που αλιεύθηκαν τον Ιούλιο σχεδόν αποκλειστικά τρέφονταν από άλλα ψάρια (98% N και 97% F). Τέλος, τρία άτομα των αλλόχθονων ειδών *L. sceleratus* και *S. diaspros* τρέφονταν με μικρά καρκινοειδή όπως κωπήποδα, αμφίποδα και ταναϊδώδη.

Οι πιο άφθονες μακροβενθικές ομάδες της πανίδας βρέθηκαν να είναι τα αμφίποδα, τα γαστερόποδα, τα δίθυρα, τα ταναϊδώδη ακολουθούμενες από τους πολύχαιτους, τα κουμώδη

και τα ισόποδα. Οι υψηλότερες σχετικές αφθονίες των αμφιπόδων υπολογίστηκαν τον Μάιο, Νοέμβριο και Φεβρουάριο, ενώ για τα γαστερόποδα οι υψηλότερες σχετικές αφθονίες εκτιμήθηκαν τον Σεπτέμβριο και τον Φεβρουάριο, για τα δίθυρα τον Απρίλιο, για τους πολύχαιτους το Σεπτέμβριο και για τα ταναϊδώδη, Νοέμβριο, Φεβρουάριο και Απρίλιο. Οι χαμηλότερες σχετικές αφθονίες παρατηρήθηκαν για τα δεκάποδα και τα μυσιδώδη. Η κυρίαρχη ζωπλαγκτονική ομάδα βρέθηκε να είναι τα κωπήποδα καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης ακολουθούμενη από τους κωπηλάτες και τα κνιδάρια. Η σχετική αφθονία των προνυμφών καρκινοειδών ήταν εξαιρετικά χαμηλή. Οι υψηλότερες σχετικές αφθονίες των κωπηπόδων εκτιμήθηκαν τον Νοέμβριο, Φεβρουάριο και Απρίλιο.

Η ταξινόμηση όλων των ειδών έγινε επίσης στις εξής ομάδες: ενδοβένθος, επιβένθος, υπερβένθος, ζωοπλανκτόν και νηκτόν. Το υπερβένθος ήταν το πιο άφθονο διαθέσιμο μακροβενθικό στοιχείο (~ 62% σχετικής αφθονίας), ενώ το επιβένθος ήταν το πιο ποικίλο (256 taxa). Από την άλλη πλευρά, το μεγαλύτερο μέρος των ειδών λείας που βρέθηκαν στα στομάχια των περισσότερων ειδών ψαριών που εξετάστηκαν αποτελούνταν από ζωοπλανκτονικά είδη ακολουθούμενα από υπερβενθικά. Οι υψηλότερες τιμές ζωοπλανκτονικών ατόμων ήταν τα κωπήποδα που βρέθηκαν στα στομάχια των ειδών *A. boyeri*, *B. boops*, *S. smaris*, *S. maena*, *D. annularis*, *G. niger*, *M. barbatus*, *M. surmuletus*, και *P. acarne*, ενώ τα υπερβενθικά είδη λείας παρατηρήθηκαν να είναι σχετικά πιο άφθονα στα στομάχια των *P. tentacularis*, *S. hepatus*, *S. cinereus*.

Συζήτηση

Ο κόλπος της Ελούντας είναι ένα ημίκλειστο παράκτιο θαλάσσιο οικοσύστημα που καλύπτεται από ένα λιβάδι της *C. prolifera*, το οποίο έχει χαρακτηριστεί ως ένας σημαντικός βιότοπος για την ανάπτυξη νεαρών ψαριών και κεφαλόποδων, συμβάλλοντας έτσι στη διατήρηση και συντήρηση των θαλάσσιων βιολογικών πόρων του (Koulouri *et al.*, 2016). Η παρούσα μελέτη αποτελεί μια πρώτη προσπάθεια να περιγραφούν και να διερευνηθούν οι διατροφικές συνήθειες μιας κοινότητας ψαριών που σχετίζεται με το λιβάδι του χλωροφύκους *C. prolifera* σε ένα παράκτιο θαλάσσιο οικοσύστημα της Μεσογείου και επιπλέον σε σχέση με τη διαθεσιμότητα της λείας τους στο περιβάλλον. Η παρουσία του λιβαδιού της *C. prolifera* σε αυτή την ρηχή περιοχή που προστατεύεται από τα κύματα και χαρακτηρίζεται από υψηλή εισροή οργανικής ύλης, ευνόησε την παρουσία μίας πολυποίκιλης μακροβενθικής πανίδας (Maidanou *et al.*, 2017) και άφθονων μακροζωοπλανκτονικών οργανισμών (Dounas, 2006) τα οποία φαίνεται να αποτελούν σημαντική λεία για τα μεγάλα και τα νεαρά ψάρια που σχετίζονται με αυτό το συγκεκριμένο οικοσύστημα. Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης έδειξαν ότι τα ψάρια που εξετάστηκαν είχαν υψηλή πρόσληψη τροφής ενώ παράλληλα τρέφονταν με συγκεκριμένο φάσμα λείας. Δύο βασικές στρατηγικές που αφορούν τον τρόπο με τον οποίο τρέφονται τα ψάρια της περιοχής μελέτης μπόρεσαν να διακριθούν: τα ψάρια που τρέφονται με βενθοπελαγικούς οργανισμούς τα οποία και παρουσίασαν μια μεγάλη ποικιλία ειδών λείας και τα ψάρια που τρέφονται με ζωοπλανκτονικούς οργανισμούς. Επίσης στην περιοχή μελέτης υπήρχαν ελάχιστα φυτοφάγα και ιχθυοφάγα ψάρια.

Τα άτομα των ειδών *B. boops*, *S. smaris*, *S. maena*, *A. boyeri*, *P. acarne*, *D. annularis* που χαρακτηρίζονται επίσης ως «νεαροί μετανάστες» στην περιοχή μελέτης (Koulouri *et al.*, 2016) έδειξαν ισχυρή προτίμηση για τα πελαγικά κωπήποδα σε όλη τη διάρκεια της μελέτης πιθανότατα επειδή αυτά τα ζώα ήταν διαθέσιμα στην περιοχή καθώς διαπιστώθηκε ότι ήταν η κυρίαρχη ζωοπλαγκτονική ομάδα. Η αφθονία της λείας είναι ένας από τους σημαντικότερους παράγοντες που επηρεάζουν την επιλογή της από τους θηρευτές και ως εκ τούτου καθορίζουν τη σύνθεση των ειδών που περιλαμβάνονται στη διατροφή των ψαριών (Hinze *et al.*, 2005; Ferreira Rezende *et al.*, 2011). Επιπλέον, το είδος *B. boops* είναι επίσης πλαγκτονοφάγο, το είδος *S. maena* τρέφεται ειδικά με ζωοπλαγκτονικούς οργανισμούς και το είδος *S. smaris* τρέφεται σχεδόν αποκλειστικά με πλαγκτονικά κωπήποδα (Bell and Harmelin-Vivien, 1983; Stergiou and Petrakis; 1993 Karachle and Stergiou, 2014a). Το παμφάγο *P. acarne* παρουσιάζει σχετικά χαμηλή τροφική ποικιλομορφία (Serrano *et al.*, 2003). Στην πραγματικότητα, μόνο τα λίγο μεγαλύτερα άτομα του είδους αυτού άλλαξαν τη διατροφή τους με άλλα είδη θηραμάτων εκτός των κωπηπόδων (Fehri-Bedoui *et al.*, 2009). Για παράδειγμα, τα αμφίποδα και τα ταναϊδώδη καταναλώθηκαν σε μεγάλο βαθμό από μεγαλύτερα άτομα του συγκεκριμένου είδους τόσο λόγω του μεγέθους του σώματος τους, όσο και της διαθεσιμότητας τους στο περιβάλλον (Ferreira Rezende *et al.*, 2011; Briones *et al.*, 2012).

Η ευκαιριακή συμπεριφορά του είδους *A. boyeri* που έχει παρατηρηθεί στη Μεσόγειο Θάλασσα (Trabelsi *et al.*, 1994) επαληθεύτηκε από τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης καθώς αυτό το είδος καταναλώνει επίσης τα κυρίαρχα πλαγκτονικά κωπήποδα. Παρά την εξαιρετικά χαμηλή παρουσία προνυμφών καρκινοειδών στην περιοχή μελέτης, αυτά τα μικρού μεγέθους ζώα κυριάρχησαν στη διατροφή των *A. boyeri* και *B. Boops* τον Ιούλιο, υποδηλώνοντας εν μέρει την επιλεκτικότητα των συγκεκριμένων ψαριών για αυτό το είδος λείας (Zander, 1990; Ferreira Rezende *et al.*, 2011). Το είδος *D. annularis* είναι γενικά γνωστό ότι είναι σαρκοφάγο και τρέφεται με μεγάλη ποικιλία ειδών λείας (Bell and Harmelin-Vivien, 1983). Λόγω του χαμηλού αριθμού των ατόμων που εξετάστηκαν και ιδιαίτερα των μικρών ατόμων, μόνο τα πλαγκτονικά κωπήποδα, τα αμφίποδα και τα ταναϊδώδη αποτέλεσαν κυρίαρχη και κοινή λεία. Γενικά, τα πλαγκτονοφάγα ψάρια της περιοχής μελέτης φαίνεται να εκμεταλλεύονται τις ίδιες τροφικές πηγές με παρόμοιο τρόπο (πλαγκτονικά κωπήποδα). Ωστόσο, η ταυτοποίηση των κωπηπόδων σε επίπεδο είδους θα μπορούσε να αποκαλύψει την καλύτερη χρήση του περιβάλλοντος και των πόρων του, προκειμένου να αποφευχθεί ο ανταγωνισμός και να επιτευχθούν οι βέλτιστες συνθήκες διατροφής. Από την άλλη πλευρά, η εξαιρετικά υψηλή αφθονία των κωπηπόδων αποκλείει την υπόθεση του ανταγωνισμού της τροφής στην περιοχή μελέτης, η οποία είναι πιθανή μόνο εάν τροφικοί πόροι είναι ελλιπείς (Pianka, 1976).

Τα ψάρια που τρέφονταν με βενθοπελαγικούς οργανισμούς στην περιοχή μελέτης είναι τα είδη *G. niger*, *P. tentacularis* και *M. barbatus barbatus* τα οποία φάνηκαν να είναι ευκαιριακά στη διατροφική τους συμπεριφορά, διότι ακόμη και αν προτιμούσαν συγκεκριμένα είδη λείας, κατανάλωναν επίσης μια μεγάλη ποικιλία άλλων ειδών θηραμάτων. Ειδικότερα, το είδος *G. niger* βρέθηκε ότι ανιχνεύει μικρά ασπόνδυλα, εκτός από προνύμφες εντόμων, όπως είναι τα τρηματοφόρα και οι πολύχαιτοι (π.χ. *Eunicidae sp.*, *Euclymene sp.*, *Glycera alba*, *Hesionidae sp.*),

τα αμφίποδα (π.χ. *Aora spinicornis*, *Caprella acanthifera discrepans*, *Aoridae sp.*, *C. acanthifera acanthifera*) και τα δίθυρα *A. alba* κατά τη διάρκεια συγκεκριμένων περιόδων όπως παρατηρήθηκε και σε άλλες μελέτες (Labropoulou and Markakis, 1998; Labropoulou and Papadopoulou-Smith, 1999). Το παμφάγο *P. tentacularis* έχει επίσης αναφερθεί ότι καταναλώνει μια ευρεία ποικιλία θηραμάτων (Bell-Harmelin-Vivien, 1983). Στη δική μας περίπτωση, τα αμφίποδα (π.χ. *A. spinicornis*, *C. acanthifera acanthifera*, *C. acanthifera discrepans*) ήταν τα επικρατέστερα συστατικά στη διατροφή του ενώ το φύκος *C. prolifera*, το ισόποδο *C. truncata*, το ταναϊδώδες *Leptochelia sp.*, τα δίθυρα *Limaria sp.* και *A. alba*, ο πολύχαιτος *Vermiliopsis infudibulum* αλλά και το γαστερόποδο *Raphitoma philberti* συνέβαλαν σημαντικά στη διατροφή του. Σε πολλές μελέτες, παρατηρήθηκε ότι το *M. barbatus* τρέφεται με ένα ευρύ φάσμα ειδών λείας που επαληθεύει τις ευκαιριακές συνήθειες διατροφής του, ενώ το *Mullus surmuletus* φαίνεται να χαρακτηρίζεται από μια πιο εξειδικευμένη συμπεριφορά διατροφής, δηλαδή τρέφεται κυρίως με δεκάποδα (Ben-Eliahu and Golani, 1990; Golani and Galil, 1991; Labropoulou et al., 1997; Labropoulou and Papadopoulou-Smith, 1999). Τα περισσότερα από τα άτομα των ειδών *M. barbatus* και *M. surmuletus* που βρέθηκαν στην περιοχή μελέτης ήταν μικρού μεγέθους ειδικά τον Ιούλιο και η συχνότερη και η πιο άφθονη λεία στο στομάχι τους ήταν τα πλαγκτονικά κωπήποδα και τα αμφίποδα των ειδών *M. stationis*, *P. longimanus longimanus*. Ωστόσο, τα μεγαλύτερα άτομα του *M. barbatus* τρέφονταν και με άλλους οργανισμούς, όπως οιο πολύχαιτοι, τα κουμώδη, τα ισόποδα, τα ταναϊδώδη, τα μυσιδώδη, τα δεκάποδα και τα δίθυρα κατά τη διάρκεια συγκεκριμένων δειγματοληπτικών περιόδων, αντανακλώντας οντογενετικές μεταβολές στη διατροφή του (Jaworski and Ragnarsson, 2006; Briones et al., 2012). Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης έδειξαν ότι καταναλώνονται όχι μόνο τα άφθονα ασπόνδυλα από τα τρία ψάρια *G. niger*, *P. tentacularis* και *M. barbatus barbatus* όπως είναι κωπήποδα, αμφίποδα, ταναϊδώδη, δίθυρα, γαστερόποδα αλλά και οι πολύχαιτοι και τα δεκάποδα, τα οποία ήταν από τις πιο ποικίλες ομάδες μακροπανιδικών οργανισμών, όμως με σχετικά χαμηλές αφθονίες, που επιλέχθηκαν όμως ως τροφή όπως παρατηρήθηκε και σε άλλες μελέτες (Zander, 1990; Ferreira Rezende et al., 2011).

Η τροφική συμπεριφορά των ακόλουθων δύο ψαριών έδειξε επίσης ένα βαθμό ευκαιριακής συμπεριφοράς. Πιο συγκεκριμένα, τα άτομα του *S. cinereus* κατανάλωναν αμφίποδα (π.χ. *A. spinicornis*, *M. stationis*), ταναϊδώδη (π.χ. *Leptochelia sp.*) και κωπήποδα που βρέθηκαν να είναι μεταξύ των πλέον άφθονων μακροβενθικών ομάδων στην περιοχή μελέτης (Hinze et al., 2005; Ferreira Rezende et al., 2011). Επιπλέον, τα άτομα του *S. hepatus* εμφάνισαν ένα ευρύ φάσμα θηραμάτων στη διατροφή τους κυρίως δεκάποδα (π.χ. *P. syrtensis*, *H. leptocerus*), αμφίποδα (π.χ. *P. marina*, *C. raxax*, *A. spinicornis*), κωπήποδα και ισόποδα (π.χ. *Cymodoce truncata*) ανάλογα με την κατανομή και τη διαθεσιμότητα αυτών των οργανισμών στο περιβάλλον κατά τη διάρκεια συγκεκριμένων περιόδων, αν και οι περισσότερες από τις μελέτες έχουν δείξει ότι το *S. hepatus* είναι σαρκοφάγο βασιζόμενο κυρίως σε επιβενθικά δεκάποδα και μικρά ψάρια (Labropoulou and Eleftheriou, 1997; Labropoulou et al., 1998). Επιπλέον, και τα δύο ψάρια φαίνεται να επιλέγουν τα δεκάποδα και τα ισόποδα ως λεία τους, αν και αυτοί οι οργανισμοί βρέθηκαν σε σχετικά χαμηλές αφθονίες στην περιοχή μελέτης.

Τέλος, τα αποτελέσματα από την παρούσα μελέτη αποκάλυψαν ότι τα λίγα άτομα του *P. pagrus* εκμεταλλεύτηκαν κυρίως τα μεγάλα είδη λείας όπως τα δεκάποδα (π.χ. *Paguristes syrtensis*) που βρέθηκαν σε χαμηλές αφθονίες στην περιοχή μελέτης, υποδηλώνοντας προτίμηση ή επιλογή για αυτά τα είδη λείας (Labropoulou *et al.*, 1999).

Η τροφική συμπεριφορά του *S. luridus* χαρακτηρίζεται από κατανάλωση μακροφυκών ανεξάρτητα από το μέγεθος του (Stergiou, 1988). Μόνο το χλωροφύκος της *C. prolifera* ήταν διαθέσιμο στην περιοχή της μελέτης και συνεπώς καταναλώθηκε σχεδόν αποκλειστικά από αυτόν τον λεσσεψιανό μετανάστη. Από την άλλη πλευρά, ο μοναδικός ανταγωνιστής του *S. luridus* βρέθηκε ότι ήταν το είδος *P. tentacularis* που τρέφεται εν μέρει από την *C. prolifera*. Ο κόλπος της Ελούντας είναι ένας ιδιαίτερος βιότοπος όπου οι πληθυσμοί ψαριών κυριαρχούνται γενικά από άτομα μικρού μεγέθους και η παρουσία μεγάλων θηρευτών είναι σπάνια και σποραδική (Koulouri *et al.*, 2016). Ως εκ τούτου, η *S. sphyraena* βρέθηκε σε εξαιρετικά χαμηλές αφθονίες και χαρακτηρίστηκε ως ιχθυοφάγο όπως και σε άλλες μελέτες (Kalogirou *et al.*, 2012).

Η ανάλυση του στομαχικού περιεχομένου έδειξε ότι υπάρχει κάποιο ποσοστό επικάλυψης στη διατροφή των ειδών ψαριών που υποδηλώνει την ευκαιριακή τους συμπεριφορά. Από μία άποψη, η διατροφική επικάλυψη αυξάνεται με την αύξηση της αφθονίας των ειδών λείας, επειδή είναι ευκολότερο για τα περισσότερα είδη ψαριών να συλλαμβάνουν τη λεία που εμφανίζει υψηλή διαθεσιμότητα (Fjønse and Gjøsæter, 1996). Στην πραγματικότητα, η υψηλή διαθεσιμότητα των πιο άφθονων και κοινών ειδών λείας για τα περισσότερα ψάρια που εξετάστηκαν και ο εξαιρετικά χαμηλός αριθμός κενών στομαχιών ψαριών υποδηλώνουν μη έλλειψη τροφής στην περιοχή μελέτης. Αυτές οι παρατηρήσεις αποκλείουν την υπόθεση για ανταγωνισμό της τροφής στην περιοχή μελέτης, η οποία είναι πιθανή μόνο εάν οι τροφικοί πόροι είναι ελλιπείς (Pianka, 1976). Επιπλέον, το διαφορετικό ποσοστό συμμετοχής των διαφόρων ειδών λείας μεταξύ των διαφορετικών ειδών ψαριών αλλά και μεταξύ των μικρών και μεγάλων ατόμων του ίδιου είδους υποδεικνύει αποτελεσματική κατανομή της τροφής που φαίνεται να περιορίζει τον ενδο-ειδικό και δια-ειδικό ανταγωνισμό για την πρόσβαση σε πόρους. Επιπλέον, αυτό αντικατοπτρίζεται στις χαμηλές τιμές ομοιότητας που προκύπτουν από την ανάλυση των μη παραμετρικών πολυμεταβλητών που δείχνει ότι τα διαφορετικά είδη ψαριών είχαν διαφορετικές συνθέσεις ειδών λείας υποδηλώνοντας ότι, εάν υπήρχε πιθανότητα εμφάνισης ανταγωνισμού για κάθε είδος λείας, το μεγαλύτερο μέρος των ψαριών μπορούσε να στραφεί σε άλλα είδη θηραμάτων (Amezcuca *et al.*, 2003). Άλλες μελέτες έχουν επίσης δείξει ότι η άφθονη προσφορά τροφής σε παραγωγικά συστήματα, όπως ο συγκεκριμένος οικότοπος του κόλπου της Ελούντας, δεν προκαλεί σοβαρό τροφικό ανταγωνισμό (Moreira *et al.*, 1992).

Αν και η διατροφή των περισσότερων ειδών ψαριών που εξετάστηκαν χαρακτηρίστηκε από συγκεκριμένη σύνθεση ειδών λείας καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης, παρατηρήθηκαν και εποχιακές μεταβολές. Οι εποχιακές μεταβολές μιας ομάδας λείας μπορούν συχνά να αποδοθούν στις αλλαγές στα πρότυπα του κύκλου ζωής των ειδών λείας ή στις διατροφικές δραστηριότητες των ίδιων των ψαριών (Hajisamae, 2009). Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης αποκάλυψαν ότι η διαθεσιμότητα τροφής και τα διαφορετικά μεγέθη των ψαριών

που βρέθηκαν σε κάθε περίπτωση στην περιοχή μελέτης ήταν παράγοντες που επηρέασαν τις εποχιακές αλλαγές που αφορούν τις δίαιτες των ειδών ψαριών όπως επίσης παρατηρήθηκε σε άλλες μελέτες (Labropoulou *et al.*, 1997; Amezcua *et al.*, 2003; Jaworski and Ragnarsson, 2006; Hajisamae, 2009; Karachle & Stergiou, 2014). Παρατηρήθηκε ότι πολλά είδη ψαριών παρουσιάζουν αλλαγές στη διατροφή τους λόγω οντογενετικών μεταβολών. Τα ψάρια τείνουν να ξεκινούν τη ζωή τους καταναλώνοντας ζωοπλαγκτόν, και κυρίως μεγάλες ποσότητες κωπηπόδων κατά τη διάρκεια των νεαρών σταδίων της ζωής τους, αλλάζοντας τη διατροφή τους με άλλες ομάδες λείας όταν μεγαλώνουν όπως παρατηρήθηκε και στην παρούσα μελέτη (Hajisamae, 2009). Ειδικότερα, τα μικρά άτομα του είδους *M. barbatus barbatus* καθώς και τα περισσότερα από τα ψάρια που έχουν χαρακτηριστεί ως «νεαροί μετανάστες» (π.χ. *P. acarne*, *D. annularis*, *A. boyeri*, *M. surmuletus*) στην περιοχή μελέτης κυρίως καταναλώνουν πλαγκτονικά κωπήποδα λόγω του μικρού τους μεγέθους, όπως αναμενόταν, και δευτερευόντως λόγω της υψηλής διαθεσιμότητάς τους σε αυτό το συγκεκριμένο περιβάλλον. Τα ζωοπλαγκτονικά καρκινοειδή θεωρείται ότι αποτελούν τη βασική συνιστώσα της δίαιτας των νεαρών θαλάσσιων ψαριών σε ολόκληρο τον κόσμο (Hajisamae, 2009). Τέλος, υπάρχουν πελαγικά είδη ψαριών που συνεχίζουν να τρέφονται με κωπήποδα ακόμη και όταν μεγαλώσουν, όπως είναι τα είδη *B. Boops*, *S. smaris* και *S. maena*.

Εκτός από το μέγεθος, άλλα χαρακτηριστικά των ειδών λείας, όπως η σχετική αφθονία, η κατανομή, η προσβασιμότητα και η κινητικότητα καθώς επίσης το ενεργειακό περιεχόμενο και ο χρόνος χειρισμού τους καθορίζουν την ωφελιμότητα της λείας για το θηρευτή της (Labropoulou and Paradooulou-Smith, 1999; Bachok *et al.*, 2004). Τα περισσότερα είδη λείας της κοινότητας των ψαριών στην περιοχή μελέτης ήταν μακροπανιδικά είδη με ελάχιστες εξαιρέσεις (π.χ. έντομα, τρηματοφόρα, φύκη). Παρόλο που διαπιστώθηκε ότι περισσότερα από 350 μακροπανιδικά είδη ήταν διαθέσιμα στην περιοχή μελέτης, περίπου 100 από αυτά αποτέλεσαν είδη λείας για τα περισσότερα είδη ψαριών που μελετήθηκαν, και 16 είδη καρκινοειδών ήταν τα κυρίαρχα της διατροφής τους (π.χ. κωπήποδα, αμφίποδα όπως *A. spinicornis*, *Caprella* spp., *P. marina*, *M. stationis*, *Erichthonius* sp., προνύμφες καρκινοειδών, το δεκάποδο *P. syrtensis*, το ταναϊδώδες *Leptochelia* sp., το ισόποδο *C. truncata*). Η σημασία των καρκινοειδών ως πηγή λείας σε όλα τα είδη ψαριών που εξετάστηκαν αναμενόταν καθώς αντιπροσωπεύουν υψηλή ποιότητα θερμικής απόδοσης για τους θηρευτές (USDA, 2003). Επιπλέον, υπήρχε προτίμηση για μη άφθονα τάξα καρκινοειδών (όπως οι προνύμφες καρκινοειδών, τα δεκάποδα και τα ισόποδα), υποδηλώνοντας μια επιλεκτική προτίμηση των ειδών ψαριών για συγκεκριμένα είδη θηραμάτων. Ωστόσο, η ισχυρή προτίμηση των καρκινοειδών μπορεί να αποδοθεί στη διαθεσιμότητά τους, η οποία δεν είναι μόνο συνάρτηση της αφθονίας τους στο περιβάλλον, αλλά καθώς επίσης της συμπεριφοράς τους και της κατανομής τους σε αυτό (Hinz *et al.*, 2005). Τα καρκινοειδή, τα οποία αντιπροσώπευσαν το σημαντικότερο πελαγικό και βενθικό συστατικό της μακροπανίδας στην περιοχή μελέτης, είναι πιο ευάλωτα στη θήρευση λόγω της κινητικότητάς τους. Είναι δραστήριοι οργανισμοί είτε στην επιφάνεια του ιζήματος είτε και λίγα εκατοστά πάνω από αυτό και επομένως, με αυτόν τον τρόπο, μπορούν εύκολα να συλληφθούν και να καταναλωθούν από τα ψάρια (Zander, 1990; Compaire *et al.*, 2016).

Συμπερασματικά, είναι μάλλον δύσκολο να καθοριστούν οι διατροφικές συνήθειες για ένα συγκεκριμένο είδος ψαριού, επειδή τα παρατηρούμενα πρότυπα καθορίζονται από τις αντιδράσεις των ψαριών στα συγκεκριμένα χαρακτηριστικά των βιοτόπων. Η συνύπαρξη των διαφορετικών ειδών ψαριών στον κόλπο της Ελούντας υποδηλώνει την υψηλή τους τροφική ευελιξία και την ικανότητά τους να μοιράζονται τους διαθέσιμους τροφικούς πόρους. Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης θα μπορούσαν επίσης να αναδείξουν την αξία προστασίας αυτού του συγκεκριμένου ενδιαιτήματος, η οποία είναι απαραίτητη για την εφαρμογή μιας πολύπλευρης προσέγγισης στη λήψη αποφάσεων και τη διαχείριση των αλιευτικών πόρων της τοπικής περιοχής.

Υποκεφάλαιο 2. Σύγκριση της τροφοδυναμικής της ιχθυοπανίδας και της πανίδας κεφαλοπόδων μεταξύ λειμώνων του χλωροφύκου *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V Lamouroux και του φανερόγαμου *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, 1813 στον κόλπο της Ελούντας (Κρήτη, Ν. Αιγαίο)

Εισαγωγή

Τα ημίκλειστα παράκτια οικοσυστήματα θεωρούνται ότι είναι ιδιαίτερα παραγωγικά, δεδομένου ότι συχνά συνδέονται με οικοτόπους που περιλαμβάνουν θαλάσσια βλάστηση φανερογάμων και μακροφυκών που χαρακτηρίζονται από υψηλή δομική πολυπλοκότητα και υποστηρίζουν μια μεγάλη ποικιλία πανιδικών οργανισμών. Οι πληροφορίες πάνω στα ενδιαίτηματα μακροφυκών και συγκεκριμένα στα λιβάδια που σχηματίζει το χλωροφύκος *C. prolifera*, συγκριτικά με τα αντίστοιχα τα οποία αποτελούνται από πλούσια και δομημένα με λειμώνες φανερογάμων όπως είναι η *Posidonia oceanica* είναι ελάχιστες. Η εσωτερική λεκάνη του κόλπου της Ελούντας καλύπτεται με λειμώνες *Caulerpa prolifera* και αποτελεί ένα ημίκλειστο και ρηχό Όρμο που βρίσκεται στο βορειο-ανατολικό τμήμα της Κρήτης. Η εξωτερική λεκάνη του όρμου της Ελούντας αποτελεί μια αντιπροσωπευτική περιοχή που καλύπτεται από εκτεταμένα λιβάδια Ποσειδωνίας. Στόχος της μελέτης αυτής είναι η εποχιακή διερεύνηση της σύνθεσης των τροφικών συνηθειών των βενθικών και βενθοπελαγικών ψαριών που σχετίζονται με τα τοπικά λιβάδια του χλωροφύκου *C. prolifera* και της Ποσειδωνίας. Πιο συγκεκριμένα, μελετήθηκε η ταξινομική σύνθεση, η αφθονία και η συχνότητα εμφάνισης ομάδων λείας σε διαφορετικά είδη ψαριών και παρατηρήθηκαν σημαντικές αλλαγές ως προς το μέγεθος των ψαριών, τις εποχές και το ενδιαίτημα.

2. Υλικά και Μέθοδοι

Ο Κόλπος της Ελούντας βρίσκεται στο βόρειο-ανατολικό τμήμα του νησιού της Κρήτης, καλύπτει συνολική έκταση 6,5 km². Ο βυθός της εσωτερικής λεκάνης (4.7 km², και βάθος 8,7 m) είναι λασπώδες και καλύπτεται από ένα συνεχές και πυκνό λιβάδι της *Caulerpa prolifera*, ενώ ο βυθός της εξωτερικής βαθύτερης λεκάνης (μεγ. βάθος 15 m) είναι αμμώδης και καλύπτεται από *Posidonia oceanica*. Οι φυσικοχημικές παράμετροι στο νερό και στο ίζημα περιγράφονται με λεπτομέρειες στους Ντούνας κ.α. (2010). Συγκεκριμένα, έγιναν έξι εποχικές δειγματοληψίες πεδίου (Μάιος 2006, Ιούλιος 2006, Σεπτέμβριος 2006, Νοέμβριος 2006, Φεβρουάριος 2007, Απρίλιος 2007) με χρήση βιντσότρατας σε δυο περιοχές στην εσωτερική και στην εξωτερική λεκάνη του όρμου κατά την περίοδο 2006-2007. Η χαρτογράφηση των ενδιαιτημάτων της εσωτερικής και εξωτερικής λεκάνης του Όρμου και κυρίως των φυτικών διαπλάσεων πραγματοποιήθηκε με χρήση άμεσης (από την επιφάνεια του νερού) και υποβρύχιας παρατήρησης με αυτόνομη κατάδυση σε συνδυασμό με την ακριβή καταγραφή της θέσης με GPS. Στα πλαίσια της μελέτης συλλέχθηκαν δείγματα ιχθυοπανίδας με τη χρήση βιντσότρατας. Για τη μελέτη της μακροβενθικής πανίδας πραγματοποιήθηκαν 3 επαναληπτικές

σύρσεις με χρήση ενός δειγματολήπτη τύπου ελκήθρου σε κάθε δειγματοληπτική περίοδο στην περιοχή που πραγματοποιήθηκε και η πειραματική αλιεία στην εσωτερική και εξωτερική λεκάνη του Όρμου. Για τη μελέτη του ζωοπλαγκτού πραγματοποιήθηκαν 5 επαναληπτικές κάθετες σύρσεις με χρήση πλαγκτονικού διχτυού σε κάθε δειγματοληπτική περίοδο στην περιοχή που πραγματοποιήθηκε και η πειραματική αλιεία στην εσωτερική και εξωτερική λεκάνη του Όρμου. Για τη στατιστική επεξεργασία και ανάλυση των αποτελεσμάτων που προέκυψαν στα πλαίσια της μελέτης, χρησιμοποιήθηκε το στατιστικό πακέτο PRIMER v6.

3. Αποτελέσματα Συζήτηση

Ισχυρή εποχικότητα εμφάνισε η θερμοκρασία στη στήλη του νερού και στα δύο ενδιαιτήματα, ενώ παρατηρήθηκαν χαμηλές τιμές το χειμώνα και υψηλές τιμές το καλοκαίρι (Dounas, 2007). Παρόμοια εποχική κατανομή των συγκεντρώσεων του σωματιδιακού οργανικού άνθρακα στη στήλη του νερού αλλά και στα επιφανειακά ιζήματα παρατηρήθηκε και στους δύο οικοτόπους (Dounas, 2007). Υψηλές συγκεντρώσεις χλωροφύλλης-α εμφανίστηκαν στη στήλη του νερού στον οικοτόπο της *C. prolifera* και στην επιφάνεια του ιζήματος του οικοτόπου της *P. oceanica* καθ' όλη τη διάρκεια του χρόνου (Dounas, 2007).

Οι πυκνότητες της μακροβενθικής πανίδας των περιοχών μελέτης ήταν σημαντικά υψηλότερες στον οικοτόπο που καλύπτεται από το μακροφύκος *C. prolifera* σε σχέση με τον οικοτόπο που καλύπτεται από την Ποσειδώνια. Η πιο άφθονη ομάδα ζωικών οργανισμών στον βιότοπο της *C. prolifera* ήταν τα αμφίποδα ακολουθούμενα από τα ταναϊδώδη, τους πολύχαιτους, τα γαστερόποδα και τα δίθυρα, ενώ στον βιότοπο που καλύπτεται από λιβάδι της *P. oceanica* ήταν τα γαστερόποδα, τα αμφίποδα, τα μυσιδώδη και τα δεκάποδα. Η πιο άφθονη ομάδα του ζωοπλαγκτού ήταν τα κωπήποδα, οι κωπηλάτες και τα κνιδάρια και στους δύο οικοτόπους. Η υψηλότερη πυκνότητα υπολογίστηκε στο βιότοπο της *C. prolifera* τον Σεπτέμβριο ενώ στο βιότοπο της *P. oceanica* υπολογίστηκε τον Νοέμβριο. Οι πυκνότητες του ζωοπλαγκτού ήταν σημαντικά υψηλότερες στον βιότοπο του μακροφύκους το καλοκαίρι, ενώ οι πυκνότητες στο βιότοπο της Ποσειδωνίας ήταν σημαντικά υψηλότερες το χειμώνα. Μεταξύ των δέκα πιο σημαντικών ειδών ψαριών και κεφαλόποδων, από άποψη αφθονίας και βιομάζας, τα κυρίαρχα είδη ήταν η γόπα και η μαρίδα και στις δύο οικοτόπους. Επιπλέον, η κουτσομούρα και το κεφαλόποδο *Sepia officinalis* στο εσωτερικό της λεκάνης, καθώς και το *Pagellus acarne* και το φαγκρί στην εξωτερική λεκάνη ήταν επίσης άφθονα.

Η ανάλυση του στομαχικού περιεχομένου εξετάστηκε για τα ακόλουθα είδη ψαριών και κεφαλόποδων στον οικοτόπο της *Caulerpa prolifera*: *Atherina boyeri* Risso, 1810, *Boops boops* (Linnaeus, 1758)*, *Gobius niger* Linnaeus, *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758), *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789), *Mullus barbatus barbatus* Linnaeus, 1758*, *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758*, *Pagellus acarne* (Risso, 1827)*, *Pagrus pagrus* (Linnaeus, 1758)*, *Parablennius tentacularis* (Brünnich, 1768), *Sepia officinalis* Linnaeus, 1758*, *Serranus hepatus* (Linnaeus, 1758), *Siganus luridus* (Rüppell, 1829)*, *Spicara maena* (Linnaeus, 1758), *Spicara smaris* (Linnaeus, 1758)*, *Sphyræna sphyraena* (Linnaeus, 1758)*, *Symphodus cinereus* (Bonnatere, 1788), *Stephanolepis diaspros* Fraser-Brunner, 1940*, και στον οικοτόπο της *Posidonia*

oceanica: *Boops boops* (Linnaeus, 1758)*, *Fistularia comersonii* Rüppell, 1838, *Labrus merula* Linnaeus, 1758, *Mullus barbatus barbatus* Linnaeus, 1758*, *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758*, *Pagellus acarne* (Risso, 1827)*, *Pagrus pagrus* (Linnaeus, 1758)*, *Sepia officinalis* Linnaeus, 1758*, *Siganus luridus* (Rüppell, 1829)*, *Sphyræna sphyræna* (Linnaeus, 1758)*, *Spicara smaris* (Linnaeus, 1758)*, *Stephanolepis diaspros* Fraser-Bruner*. Οι αστερίσκοι (*) υποδεικνύουν τα κοινά είδη που εξετάστηκαν για την ανάλυση του περιεχομένου του στομάχου και στους δύο οικοτόπους.

Η ανάλυση διασποράς, με βάση τις σχετικές αφθονίες των διαφόρων ειδών λείας που βρέθηκαν στο στομαχικό περιεχόμενο των ειδών ψαριών και κεφαλόποδων και εξετάστηκαν και στα δύο ενδιαίτηματα, έδειξε ότι υπάρχει σαφής διαχωρισμός σε πλαγκτονοφάγα, ψάρια που τρέφονται με βενθικούς και πελαγικούς οργανισμούς, σε ιχθυοφάγα και φυτοφάγα ψάρια (ANOSIM δοκιμή: $R = 0.55$, $p < 0.001$). Η μεγαλύτερη ομάδα περιλαμβάνει τα βενθικά και τα βενθοπελαγικά είδη ψαριών και των δύο οικοτόπων που τρέφονται με μια μεγάλη ποικιλία βενθικών και βενθοπελαγικών οργανισμών. Τα ψάρια που βρέθηκαν στο βιότοπο του μακροφύκου καταναλώνουν κυρίως αμφίποδα, κωπήποδα, ταναϊδώδη, δεκάποδα, πολύχαιτους και ισόποδα, ενώ τα ψάρια του οικοτόπου της Ποσειδωνίας τρέφονται με λιγότερο διαφορετικές ομάδες ζωικών οργανισμών, όπως με αμφίποδα, πολύχαιτα και δεκάποδα. Τα κωπήποδα ήταν η κύρια τροφή για το είδος *M. barbatus*, *M. surmuletus* και *P. acarne* που βρέθηκαν στον βιότοπο του μακροφύκου κυρίως λόγω των μεγάλων πληθυσμών των νεαρών ατόμων. Η δεύτερη μεγαλύτερη ομάδα περιλαμβάνει τα είδη πελαγικών ψαριών, όπως το *B. boops*, *S. smaris*, *S. maena*, *P. acarne*, τα οποία τρέφονται κυρίως με κωπήποδα και προνύμφες καρκινοειδών στον οικοτόπο των μακροφυκών και σχεδόν αποκλειστικά με κωπήποδα στον βιότοπο της Ποσειδωνίας. Οι δίαιτες των δύο πρώτων ειδών διακρίθηκαν περαιτέρω κυρίως λόγω των μεγάλων ατόμων του είδους *B. boops* τα οποία τρέφονται επίσης με γαστερόποδα και άλλα καρκινοειδή. Το κεφαλόποδο *S. officinalis* και στα δύο ενδιαίτηματα τρέφονταν κυρίως με δεκάποδα και ψάρια, ενώ η *F. comersonii* και η *S. sphyræna* καταναλώνουν ψάρια. Το είδος *Siganus luridus* τρέφεται σχεδόν αποκλειστικά με μακροφύκη και φανερόγαμα αντίστοιχα στους δύο οικοτόπους καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης.

Τα είδη ψαριών και τα άτομα που ζούν στο ενδιαίτημα της Ποσειδωνίας ήταν πολύ λιγότερα από αυτά που ζουν στο βιότοπο των μακροφυκών πιθανότατα λόγω των αλιευτικών δραστηριοτήτων που γίνονται στην εξωτερική λεκάνη του κόλπου της Ελούντας. Η ανάλυση του στομαχικού περιεχομένου ψαριών και κεφαλόποδων αποκάλυψε ότι υπάρχουν σημαντικές διαφορές μεταξύ της διατροφής τους, κυρίως λόγω των διαφορετικών συμπεριφορών τους (π.χ. πλαγκτονοφάγων, βενθοφάγων, ιχθυοφάγων, φυτοφάγων). Ωστόσο, διαφορές στη δίαιτα των ψαριών, οφείλονται και στο διαφορετικό μέγεθος των ατόμων των ειδών που εξετάστηκαν και στις εποχιακές διακυμάνσεις. Παρόλα αυτά, απαιτείται περαιτέρω έρευνα (ταυτοποίηση σε είδος της λείας των ψαριών που βρέθηκαν στον οικοτόπο της Ποσειδωνίας, σύγκριση με παρόμοιο μέγεθος του ίδιου είδους των ψαριών που βρέθηκαν στα δύο ενδιαίτηματα), προκειμένου να διερευνηθεί κανείς τις αλλαγές που οφείλονται στα διαφορετικά ενδιαίτηματα.

4. Γενικά Συμπεράσματα

1. Το χλωροφύκος *Caulpera prolifera* αποτελεί ένα ευκαιριακό κοσμοπολίτικο είδος με ευρύτατη γεωγραφική κατανομή στις υποτροπικές περιοχές των ακτών της Μεσογείου, στα θερμά νερά των ανατολικών ακτών του Ατλαντικού ωκεανού καθώς και στις νοτιο-ανατολικές ακτές των Ηνωμένων Πολιτειών, του Μεξικού και της Βραζιλίας. Στην παράκτια ζώνη των νοτίων θερμότερων περιοχών της Μεσογείου πυκνά μονοειδικά λιβάδια του συγκεκριμένου είδους καλύπτουν σχεδόν σε συνεχή βάση τις αμμοιλυώδεις - ιλυώδεις περιοχές του βυθού σε βάθη μέχρι 35-40 μέτρα.

2. Παρά την μεγάλη σε έκταση εξάπλωση των λιβαδιών της *C. prolifera* στη Μεσόγειο και με εξαίρεση ορισμένα συγκεκριμένα μεταβατικά συστήματα στις ακτές της δυτικής λεκάνης της Μεσογείου (Ισπανία, λιμνοθάλασσα Mar Menor) το ενδιαίτημα της παραμένει ουσιαστικά άγνωστο καθώς ελάχιστες πληροφορίες αναφέρονται στην κατανομή, τις εποχικές μεταβολές και τα βιοτικά χαρακτηριστικά των πληθυσμών μακροβενθικών ειδών και ψαριών που φιλοξενεί. Θα πρέπει να σημειωθεί ότι δεν υπάρχουν αντίστοιχες μελέτες από την ανατολική λεκάνη της Μεσογείου.

3. Ο Όρμος της Ελούντας, μια ρηχή ημίκλειστη παράκτια περιοχή στις βορειο-ανατολικές ακτές της Κρήτης, καταλαμβάνει μια έκταση 5 περίπου τετραγωνικών χιλιομέτρων. Από γεωμορφολογική άποψη, η σχετική απομόνωσή της από την ευρύτερη παράκτια ζώνη του κόλπου Μεραμβέλλου, στην οποία ανήκει, έχει ως αποτέλεσμα την παρουσία λεπτόκοκκων επιφανειακών ιζημάτων (ιλύς - αμμοιλύς) και την επικράτηση ιδιαίτερα ήπιων υδροδυναμικών συνθηκών. Οι μετρήσεις των φυσικοχημικών παραμέτρων στη στήλη του νερού και στο ίζημα, που πραγματοποιήθηκαν στα πλαίσια της συγκεκριμένης μελέτης, ανέδειξαν ένα ολιγοτροφικό έως μεσοτροφικό παράκτιο σύστημα, με μία μέτρια έως καλή οικολογική ποιότητα (Ecological Quality Status - Directive 2000/60/EC) και τα φωσφορικά άλατα (PO₄) ως κύριο περιοριστικό παράγοντα. Η περιοχή του όρμου χαρακτηρίζεται ως ιδιαίτερου φυσικού κάλλους και ως μεγάλης αξίας από άποψη πολιτιστική, ιστορική και αισθητικής τοπίου. Ως αποτέλεσμα θεωρείται σήμερα ένας από τους κυριότερους τουριστικούς πόλους της Κρήτης, έχοντας εγκαταστημένη στην χερσαία παράκτια ζώνη μία διαρκώς αναπτυσσόμενη και υπερπολυτελούς χαρακτήρα ξενοδοχειακή υποδομή.

4. Ο βυθός του Όρμου της Ελούντας καλύπτεται σχεδόν στο σύνολό του από ένα πυκνό μονοειδικό λειμώνα του μακροχλωροφύκου *C. prolifera*. Το ενδιαίτημα (οικότοπος) της *C. prolifera* στον κόλπο της Ελούντας αντιστοιχεί με τον Μεσογειακό τύπο ενδιαίτηματος του συστήματος EUNIS (European Nature Information System): "Μεσογειακές κοινότητες επιφανειακής λασπώδους άμμου σε προστατευόμενα αβαθή ύδατα" με βάση τη σύμβαση της Βαρκελώνης (τύπος III.2.3.6) και με κωδικό A5.28. Το συγκεκριμένο ενδιαίτημα καλύπτει συνεχώς ακόμη και τα βαθύτερα τμήματα της περιοχής του όρμου σε βάθη έως 9 μέτρα. Ωστόσο, θα πρέπει να σημειωθεί ότι το λιβάδι της *C. prolifera* εκτείνεται επίσης και σε

εκτεθειμένες στην κυματική δράση περιοχές εκτός του όρμου, καταλαμβάνοντας μεγάλα υποπαράλιακά τμήματα στο σύνολο σχεδόν της παράκτιας ζώνης της Κρήτης και σε βάθη από 10 μέχρι 40 μέτρα. Από την συγκεκριμένη μελέτη έγινε φανερό ότι ο συγκεκριμένος οικοτόπος, παρά την εκτεταμένη παρουσία του στη Μεσογειακή παράκτια ζώνη, δεν προσδιορίζεται σαφώς από το σύστημα ταξινόμησης των Ευρωπαϊκών θαλάσσιων ενδιαιτημάτων του συστήματος EUNIS και προτείνεται η διεξαγωγή περαιτέρω έρευνας προς την συγκεκριμένη κατεύθυνση.

5. Η συγκεκριμένη μελέτη αποτελεί την πρώτη προσπάθεια περιγραφής της δομής και της δυναμικής των μακροβενθικών συναθροίσεων που σχετίζονται με τους λειμώνες της *C. prolifera* στην ανατολική Μεσόγειο. Ένας ιδιαίτερα μικρός αριθμός μελετών, που έχουν γίνει αποκλειστικά στη δυτική λεκάνη της Μεσογείου, αναφέρονται κυρίως σε μεμονωμένες μακροπανιδικές βενθικές ταξινομικές ομάδες.

6. Η ιχθυοκοινότητα του Όρμου της Ελούντας συντίθεται από 34 είδη αριθμός που χαρακτηρίζεται ως υψηλός δεδομένης της σχετικά ήπιας αλιευτικής προσπάθειας και του ολιγοτροφικού χαρακτήρα που διακρίνουν το συγκεκριμένο παράκτιο οικοσύστημα. Η συγκεκριμένη αυξημένη βιοποικιλότητα των ψαριών είναι συγκρίσιμη με διάφορα παράκτια συστήματα της Μεσογείου με βλάστηση, όπως τα θαλάσσια φανερόγαμα και οι διάφορες φάσεις των φωτόφιλων φυκών στο σκληρό υπόστρωμα. Αντίθετα, διαφέρει σημαντικά από απογυμνωμένες από βλάστηση περιοχές του βυθού (αμμώδη, αμμοιλυώδη υποστρώματα). Συμπερασματικά, η υψηλή δομική πολυπλοκότητα και η αυξημένη παραγωγικότητα των παράκτιων συστημάτων με βλάστηση και ιδιαίτερα εκείνων που σχηματίζουν συνεκτική κομοστέγη (canopy), όπως τα λιβάδια με *C. prolifera*, παρέχουν τροφή αλλά και καταφύγιο σε ένα σημαντικό αριθμό ειδών ψαριών που ολοκληρώνουν μέρος ή και το σύνολο του βιολογικού τους κύκλου στην παράκτια ζώνη.

7. Κατά την καλοκαιρινή περίοδο παρατηρούνται μεγάλες αφθονίες νεαρών ψαριών και κεφαλοπόδων και ιδιαίτερα ειδών μεγάλης εμπορικής σημασίας, όπως τα είδη: *M. barbatus*, *M. surmuletus*, *B. boops* και *P. acarne*, και *S. officinalis*. Το γεγονός αυτό υποδεικνύει τη σημασία της περιοχής από άποψη αλιευτικής διαχείρισης, τον ρόλο της ως ένα σημαντικό πεδίο στρατολόγησης και αύξησης νεαρών ψαριών (nursery ground) και τη συμβολή της στον εμπλουτισμό και τη διατήρηση των αλιευτικών αποθεμάτων στην ευρύτερη θαλάσσια περιοχή του κόλπου Μεραμπέλλου.

8. Ο αριθμός των βενθικών μακροπανιδικών ειδών που κατεγράφησαν στα επιφανειακά ιζήματα του όρμου (319 είδη) είναι ο υψηλότερος που έχει αναφερθεί μέχρι σήμερα στη Μεσόγειο για το ενδιαίτημα της *C. prolifera* (58-170 είδη) και συγκριτικά, παρά τις διαφορετικές μεθοδολογικές προσεγγίσεις, ξεπερνά σημαντικά την πλουσιότητα ειδών που καταγράφεται συνήθως στα ενδιαίτηματα των μεσογειακών θαλάσσιων φανερογάμων και ιδιαίτερα στα λιβάδια της *P. oceanica* (210 είδη). Από άποψη αφθονίας επικρατούν τα υπερβενθικά είδη, καρκινοειδή και κυρίως αμφίποδα της οικογένειας Caprellidae, με μέση σχετική αφθονία της τάξης του 65% ακολουθούμενα από επιβενθικούς και ένα σχετικά μικρό ποσοστό ενδοβενθικών οργανισμών. Οι παραπάνω ποιοτικές και ποσοτικές θεωρήσεις συντείνουν στη θέση ότι ο λειμώνας της *C. prolifera* αποτελεί ένα σημαντικό παράκτιο

ενδιαίτημα με υψηλή δομική πολυπλοκότητα, πλουσιότητα ειδών και πυκνότητα ενδιαιτούμενων οργανισμών που είναι συγκρίσιμες με εκείνες των θαλάσσιων Μεσογειακών Φανερόγαμων.

9. Η παρούσα μελέτη αποτελεί την πρώτη προσπάθεια περιγραφής των διατροφικών συνηθειών του συνόλου των ειδών της ιχθυοκοινότητας που σχετίζεται με το ενδιαίτημα του χλωροφύκου *C. prolifera* στον όρμο της Ελούντας, δίνοντας ιδιαίτερη έμφαση στη διαθεσιμότητα της λείας τους. Παρατηρούνται δύο βασικές διατροφικές στρατηγικές: η διατροφή με ένα ευρύ φάσμα μακροβενθικών οργανισμών και διατροφή κυρίως με ζωοπλαγκτόν, έχοντας αντιθέτως ένα στενό φάσμα ειδών λείας, κυρίως κωπήποδα. Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης έδειξαν ότι από τα 350 μακροπανιδικά είδη που είναι διαθέσιμα στο περιβάλλον του όρμου η κοινότητα των ψαριών προτιμά ως τροφή 100 περίπου είδη από τα οποία μόλις 16 είδη καρκινοειδών αποτελούν την κύρια λείας τους.

10. Τα καρκινοειδή αντιπροσωπεύουν το σημαντικότερο πελαγικό και βενθικό συστατικό της μακροπανίδας στην περιοχή μελέτης και χαρακτηρίζονται από την υψηλή ποιότητα θερμιδικής απόδοσης για τους θηρευτές τους. Είναι δραστήριοι οργανισμοί ιδιαίτερα ευάλωτοι στη θήρευση κυρίως εξαιτίας της μεγάλης κινητικότητάς τους. Η ισχυρή προτίμηση των καρκινοειδών ως βασική τροφή των περισσότερων ειδών ψαριών του όρμου αποδίδεται στη αυξημένη διαθεσιμότητά τους, ως τροφή, η οποία δεν είναι απλώς αποτέλεσμα της αφθονίας τους στο συγκεκριμένο ενδιαίτημα, αλλά επίσης της συμπεριφοράς τους καθώς και της μικροκατανομής στο χώρο που τους προσφέρεται ως καταφύγιο ανάμεσα στην βλαστητική κομοστέγη του λιβαδιού της *C. prolifera*.

11. Είναι γεγονός ότι η διαρκώς αυξανόμενη ανάγκη αντιμετώπισης των προβλημάτων αλιευτικής διαχείρισης, κυρίως των οικοσυστημάτων της παράκτιας ζώνης, απαιτεί μία ολιστική προσέγγιση στη διαχείριση των αλιευτικών πόρων. Ωστόσο, δεδομένης της πολυπλοκότητας των θαλάσσιων συστημάτων, στις περισσότερες περιπτώσεις δεν διαθέτουμε ακόμη και τις βασικές γνώσεις σχετικά με τις τροφικές αλληλεπιδράσεις που είναι κρίσιμες για την κατανόηση της δομής, της λειτουργίας και της παραγωγικότητας ενός δεδομένου συστήματος ή για την εφαρμογή αυτών των γνώσεων σε ένα επόμενο ευρύτερο πλαίσιο ανάλυσης. Το γεγονός αυτό μπορεί δυνητικά να οδηγήσει σε εσφαλμένες αποφάσεις αλιευτικής διαχείρισης.

12. Η συνύπαρξη μιας ποικίλης ομάδος ειδών ψαριών στον κόλπο της Ελούντας, ορισμένα εκ των οποίων έχουν υψηλή εμπορική αξία, υποδηλώνει την υψηλή τους τροφική ευελιξία και την ικανότητά τους να μοιράζονται αποτελεσματικά τους διαθέσιμους τροφικούς πόρους. Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης αναδεικνύουν άμεσα την ανάγκη προστασίας και διατήρησης των ενδιαιτημάτων της *C. prolifera* όχι μόνο στα περιορισμένα γεωγραφικά όρια της συγκεκριμένης μελέτης αλλά και ευρύτερα σε Μεσογειακό επίπεδο.

13. Η μελέτη των σχέσεων θηρευτή - λείας ιδίως στα αλιευτικά πεδία της παράκτιας ζώνης που αποτελούν περιοχές στρατολόγησης και ανάπτυξης νεαρών ψαριών, έχει ζωτική σημασία για τη διερεύνηση της ανθεκτικότητας και βιωσιμότητας των θαλάσσιων βιολογικών πόρων καθώς οι φυσικές και ανθρωπογενείς πιέσεις και ιδιαίτερα η κλιματική αλλαγή επιφέρουν ήδη σημαντικές μεταβολές στις αλληλεπιδράσεις μεταξύ των βιολογικών ειδών που

τα συγκροτούν. Από την άποψη αυτή η οικολογική πρόβλεψη, η βιώσιμη διαχείριση και ο θαλάσσιος χωροταξικός σχεδιασμός προϋποθέτουν μια σε βάθος γνώση των σχέσεων μεταξύ των βιοτικών και αβιοτικών συνιστωσών κάθε παράκτιου οικοσυστήματος. Η συγκεκριμένη διατριβή επικεντρώνεται ακριβώς στην μελέτη αυτών των σχέσεων.

5. Βιβλιογραφία

- Amezcuca F., Nash R.D.M., Veale L., 2003. Feeding habits of the order Pleuronectiformes and its relation to the sediment type in the north Irish Sea. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83: 593-601.
- Antoniadou, C., Chintiroglou, C.C., 2005. Biodiversity of zoobenthic hard-substrate sublittoral communities in the Eastern Mediterranean (North Aegean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62 (4): 637–653.
- Bachok Z., Mansor M.I., Noordin R.M., 2004. Diet composition and food habits of demersal and pelagic marine fishes from Terengganu waters, east coast of Peninsular Malaysia. *Naga, Worldfish Center Quarterly*, 27 (3-4): 41-47.
- Ballester Sabater R., 2003. Diversidad Biológica y Protección Ambiental del Litoral Sumergido de la Región de Murcia. *Cuadernos de biodiversidad número*, 14: pp.4-9.
- 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 (8): 633-641.
- Beck M.W., Heck K.L., Able K.W., Childers D.L., Eggleston D.B., Gillanders B.M., Halpern B.S., Hays C.G., Hoshino K., Minello T.J., Orth R.J., Sheridan P.F., Weinstein M.P., 2003. The role of nearshore ecosystems as fish and shellfish nurseries. *Issues in Ecology*, 11: 1-12.
- Bedini, R., Pertusarti, M., Batistini, F., Piazzini, L., 2011. Spatial and temporal variation of motile macro-invertebrate assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows. *Acta Adriatica*, 52 (2), 201–214.
- Bedini, R., Bonechi, L., Piazzini, L., 2014. Spatial and temporal variability of mobile macro-invertebrate assemblages associated to coralligenous habitat. *Mediterranean Marine Science*, 15/2, 302–312.
- Bell, J.D., Harmelin-Vivien, M.I., 1982. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. 1. Community structure. *Tethys*, 10: 337–347.
- Bell J.D., Harmelin-Vivien M., 1983. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. 2. Feeding habits. *Tethys*, 11 (1): 1-14.
- Ben-Eliahu M.N., Golani D., 1990. Polychaetes (Annelida) in the gut contents of goatfishes (Mullidae), with new polychaete records for the Mediterranean Coast of Israel and the Gulf of Eilat (Red Sea). *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology*, 11 (3): 193-205.

- Berg J., 1979. Discussion of methods of investigating the food of fishes with reference to a preliminary study of the prey of *Gobiusculus flavescens* (Gobiidae). *Marine Biology*, 50: 263-273.
- Boström, C., Jackson, E., Simenstad, C.A., 2006. Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68: 383–403.
- Bray J.R., Curtis J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 220-249.
- Briones J.C, Tsai C.-H., Nakazawa T., Sakai Y., Papa R.D.S, Hsieh C.-H., Ocuda N., 2012. Long-Term Changes in the Diet of *Gymnogobius isaza* from Lake Biwa, Japan: Effects of Body Size and Environmental Prey Availability. *PLoS ONE*, 7 (12): 1-11.
- Brito, M.C., Martin, D., Núñez, J., 2005. Polychaetes associated to a *Cymodocea nodosa* meadow in the Canary Islands: assemblage structure, temporal variability and vertical distribution compared to other Mediterranean seagrass meadows. *Marine Biology*, 146: 467–481.
- Brodeur R.D., Smith B.E., McBride R.S., Heintz R., Farley E., 2017. New perspectives on the feeding ecology and trophic dynamics of fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 100: 293–297.
- Brunel P., Besner M., Messier D., Poirier L., Granger D., Weinstein M., 1978. Le traineau suprabenthique MacerGIROQ: appareil amélioré pour l'échantillonnage quantitatif étage de la petite faune nageuse au voisinage du fond. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 63 (6): 815-829.
- Buchanan J.B., 1984. Sediment analysis. In: Holme, N.A., McIntyre, A.D. (Eds.), *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Scientific Publishers, Boston, pp. 41-65.
- Buia, M.C., Gambi, M.C., Zupo, V., 2000. Structure and functioning of Mediterranean seagrass ecosystems: an overview. *Biologia Marina Mediterranea*, 7: 167–190.
- Carr M.H., 1994. Effects of macroalgal dynamics on recruitment of a temperate reef fish *Ecology* 75 1320-1333
- Ceccherelli G., Piazzini L., 2001. Dispersal of *Caulerpa racemosa* fragments in the Mediterranean: lack of detachment time effect on establishment. *Botanica Marina*, 44:209–213.
- Cheminée A., Sala E., Pastor J., Bodilis P., Thiriet P., Mangialajo L., Cottalorda J.-M., Francour P., 2013. Nursery value of *Cystoseira* forests for Mediterranean rocky reef fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 442 (C): 70–79.
- Christensen V., Pauly D., 1992. ECOPATH II – a software for balancing steady state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61: 169–185.
- Christensen V., Walters C., 2000. Ecopath with ecosim: methods, capabilities and limitations. Pages 79–105. In: Pauly D., Pitcher T.J. (Eds.), *Methods for Evaluating the Impacts of*

- Fisheries on North Atlantic Ecosystems. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, BC.
- Clarke K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- Clarke, K.R., Green, R.H., 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 213–226.
- Clarke, K.R., Ainsworth, M., 1993. A method for linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, 92: 205–209.
- Clarke, K.R., Chapman, M.G., Somerfield, P.J., Needham, H.R., 2006. Dispersion-based weighting of species counts in assemblage analyses. *Marine Ecology Progress Series*, 320: 11–27.
- Choat J.H., Ayling A.M., 1987. The relationship between habitat structure and fish faunas on New Zealand reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 110:257-284.
- Compaire J.C., Cabrera R., Gómez-Cama C., Soriguer M.C., 2016. Trophic relationships, feeding habits and seasonal dietary changes in an intertidal rockpool fish assemblage in the Gulf of Cadiz (NE Atlantic). *Journal of Marine Systems*, 158: 165-172.
- Dahlgren C. P., Kellison G. T., Adams A. J., Gillanders B. M., Kendall M. S., Layman C. A., Ley J.A., Nagelkerken I., Serafy J. E., 2006. Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications. *Marine Ecology Progress Series*, 312: 291-295.
- Darnaude A., Harmelin-Vivien M.L., Salen-Picard C., 2001. Food partitioning among flatfish (Pisces, Pleuronectiforms) juveniles in a Mediterranean coastal shallow sandy area. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81: 119–127.
- Dauvin, J.C., Vallet, C., 2006. The near-bottom layer as an ecological boundary in marine ecosystems: diversity, taxonomic composition and community definitions. *Hydrobiologia*, 555: 49–58.
- Davies C.E., Moss D., Hill M.O., 2004. EUNIS Habitat Classification Revised 2004. Report to the European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity. European Environment Agency, 310 pp.
- Dawes C.J., Barilotti D.C., 1969. Cytoplasmic organization and rhythmic streaming in growing blades of *Caulerpa prolifera*. *American Journal of Botany*, 56 (1) : 8-15.
- De la Rosa I., Rodríguez A., García Raso J.E., 2006. Seasonal variation and structure of a decapod (Crustacea) assemblage living in a *Caulerpa prolifera* meadow in Cadiz Bay (SW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66: 624-633.
- Deegan L.A., Buchsbaum R.N., 2001. The Effect of Habitat Loss and Degradation on Fisheries. In *The Decline of Fisheries Resources in New England: Evaluating the Impact of Overfishing, Contamination, and Habitat Degradation*. Buchsbaum RN, Robinson WE, Pederson J (eds). Massachusetts Bays Program, University of Massachusetts Press: MA, in review

- Deudero S., Morey G., Frau A., Moranta J., Moreno I., 2008. Temporal trends of littoral fishes at deep *Posidonia oceanica* seagrass meadows in a temperate coastal zone. *Journal of Marine Systems*, 70: 182–195.
- Dolbeth M., Martinho F., Leitão R., Cabral H., Pardal M.A., 2008. Feeding patterns of the dominant benthic and demersal fish community in a temperate estuary. *Journal of Fish Biology*, 72: 2500–2517.
- Dounas C. 2006. Environmental Study of Elounda Bay. Lasithi Prefecture, Crete (Greece). HCMR Technical Report. Pp. 316 (In Greek).
- Edgar G.J., Shaw C., 1995. The production and trophic ecology of shallow-waterfish assemblages in southern Australia. II. Diets of fishes and trophic relationships between fishes and benthos at Western Port, Victoria. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 194: 83-106.
- Elliott, M., Dewailly, F., 1995. The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29: 397–417.
- Everett, R.A., 1994. Macroalgae in marine soft-sediment communities: Effects on benthic faunal assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 175: 253–274.
- Fasola M., Canova L., Foschi F., Novelli O., Bressan M., 1997. Resource use by a Mediterranean rocky slope fish assemblage. *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology*, 18: 51-66.
- Fehri-Bedoui R., Mokrani E., Hassine O.K.B., 2009. Feeding habits of *Pagellus acarne* (Sparidae) in the Gulf of Tunis, central Mediterranean. *Scientia Marina*, 73 (4): 667-678.
- Ferreira Rezende C., Mazzoni R., Pellegrini Caramaschi E., Rodrigues D., Moraes M., 2011. Prey selection by two benthic fish species in a Mato Grosso stream, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, 59: 1697-1706.
- Field, J.G., Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1982. A practical strategy for analyzing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series*, 8:37–52.
- Fjøsne K., Gjørseter J., 1996. Dietary composition and the potential of food competition between 0-group cod (*Gadus morhua* L.) and some other fish species in the littoral zone. *Journal of Marine Science*, 53: 757–770.
- Franco A., Pérez -Ruzafa A., Drouineau H., Franzoi P., Koutrakis E.T., Lepage M., Verdiell-Cubedo D., Bouchoucha M., López-Capel A., Riccato F., Sapounidis A., Marcos C., Oliva-
- Paterna F. J., Torralva-Forero M., Torricelli P., 2012. Assessment of fish assemblages in coastal lagoon habitats: Effect of sampling method. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112: 115-125.
- Francour P., 1997. Fish Assemblages of *Posidonia oceanica* beds at Port-Cros (France, NW Mediterranean): Assessment of composition and long-term fluctuations by visual census. *Marine Ecology*, 18: 157–173.

- Fredriksen, S., Christie, H., Sæthre, B.A., 2005. Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. *Marine Biology Research*, 1: 2–19.
- Froese, R., Pauly, D., 2013. Fishbase, worldwide web electronic publication. <http://www.fishbase.org> (version 07/2013).
- Fulton E.A., Smith A.D.M., Johnson C.R., 2004. Biogeochemical marine ecosystem models I: IGBEM—A model of marine bay ecosystems. *Ecological Modelling*, 174: 267–307.
- Fulton E.A., Link J.S., Kaplan I.C., Savina-Rolland M., Johnson P., Ainsworth C.H., Horne P., Gorton R., Gamble R.G, Smith A.D.M., Smith D.C., 2011. Lessons in modelling and management of marine ecosystems: The Atlantis experience. *Fish Fisheries*, 12: 171–188.
- Gaichas S., Skaret G., Falk-Petersen J., Link J.S., Overholtz W., Megrey B.A., Gjosaeter H., Stockhausen W.T., Dommasnes A., Friedland K.D., Aydin K., 2009. A comparison of community and trophic structure in five marine ecosystems based on energy budgets and system metrics. *Progress in Oceanography*, 81: 47–62.
- Galil B.S., 2009. Taking stock: inventory of alien species in the Mediterranean Sea. *Biological Invasions*, 11: 359–372.
- Gambi, M.C., Lorenti, M., Russo, G.F., Scipione, M.B., Zupo, V., 1992. Depth and seasonal distribution of some groups of the vagile fauna of the *Posidonia oceanica* leaf stratum: structural and trophic analyses. *Marine Ecology*, 13 (1): 17–39.
- Gambi, M.C., Giangrande, A., Martinelli, M., Chessa, L.A., 1995. Polychaetes of a *Posidonia oceanica* bed off Sardinia (Italy) spatial and seasonal distribution and feeding guild analysis. *Scientia Marina*, 59: 129–141.
- García-Sánchez M., Korbee N., Pérez-Ruzafa J.M., Marcos C., Domínguez B., Figueroa F.L., Pérez-Ruzafa A., 2012. Physiological response and photoacclimation capacity of *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Marine Environmental Research*, 79: 37–47.
- Gerking S.D., 1994. Chapter: Feeding Ecology of Fish, Academic Press, San Diego, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo, Toronto, 139–170.
- Gillanders B.M., Able K.W., Brown J.A., Eggleston D.B., Sheridan P.F., 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Marine Ecology Progress Series*, 247: 281–295.
- Golani D., Galil B., 1991. Trophic relationships of colonizing and indigenous goat-fishes (Mullidae) in the eastern Mediterranean with special emphasis on decapod crustaceans. *Hydrobiologia*, 218: 27–33.
- Goldestein M., Morrall S., 1970. Gametogenesis and fertilization in *Caulerpa*. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 175: 660–672.

- Gregg K., 2013. Literature review and synthesis of land-based sources of pollution affecting essential fish habitats in southeast Florida. Report prepared for NOAA Fisheries, West Palm Beach, FL.
- Guerra-García, J.M., Cabezas, M.P., Baeza-Rojano, E., Izquierdo, D., Corzo, J., Ros, M., Sánchez, J.A., Dugo-Cota, A., Flores-León, A.M., Soler-Hurtado, M.M., 2011. Abundance patterns of macrofauna associated to marine macroalgae along the Iberian Peninsula. *Zoologica Baetica*, 22: 3–17.
- 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. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 515–529.
- Guidetti P., Bussotti S., 2002. Fish fauna of a mixed meadow composed by the seagrasses *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii* in the western Mediterranean. *Oceanologica Acta*, 23 (7): 759–770.
- Hajisamae S., 2009. Trophic ecology of bottom fishes assemblage along coastal areas on Thailand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82: 503–514.
- Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K.A., Kappel C.V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J.F., Casey K. S., Ebert C., Fox H.E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H.S., Madin E.M.P., Perry M.T., Selig E.R., Spalding M., Steneck R., Watson R., 2008. A global map of human impacts on marine ecosystems. *Science*, 319: 948–952.
- Hammerschlag N., Ovando D., Serafy J.E., 2010. Seasonal diet and feeding habits of juvenile fishes foraging along a subtropical marine ecotone. *Aquatic Biology*, 9: 279–290.
- Harmelin-Vivien, M.L., Francour, P., 1992. Trawling or visual censuses? Methodological bias in the assessment of fish populations in seagrass beds. *Marine Ecology*, 13: 41–51.
- Heck K.L. Jr, Orth R.J., 1980. Seagrass habitats: the roles of habitat complexity, competition and predation in structuring associated fish and motile macroinvertebrate assemblages. In: Kennedy V.S. (ed.). Pp. 449–464. *Estuarine Perspectives*, Academic Press, New York.
- Heck Jr., K.L., Hays, G., Orth, R.J., 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series*, 253: 123–136.
- Hedges, J.I., Stern, J.H., 1984. Carbon and nitrogen determinations of carbonate containing solids *Limnology and Oceanography*, 29: 657–663.
- Hendriks I.E., Bouma T.J., Morris E.P., Duarte C.M., 2010. Effects of seagrasses and algae of the *Caulerpa* family on hydrodynamics and particle-trapping rates. *Marine Biology*, 157: 473–481.
- Hinz H., Kroncke I., Ehrich S., 2005. The feeding strategy of dab *Limanda limanda* in the southern North Sea: linking stomach contents to prey availability in the environment. *Journal of Fish Biology*, 67:125–145.

- Holmer, M., Marba, N., Lamote, M., Duarte, C.M., 2009. Deterioration of sediment quality in seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) invaded by macroalgae (*Caulerpa sp.*). *Estuaries Coasts*, 32: 456–466.
- Horinouchi M., Sano M., 2000. Food habits of fishes in a *Zostera marina* bed at Aburatsubo, central Japan. *Ichthyological Research*, 47 (2): 163-173.
- Hottinger L., 1974. Marin-biologische Expedition nach Kreta. Comité Culturel Gréco-Suisse, Rapport No. 5, pp. 12-15, Athènes, October 1974.
- Hrbek T., Meyer A., 2003. Closing of the Tethys Sea and the phylogeny of Eurasian killifishes (Cyprinodontiformes: Cyprinodontidae). *Journal of Evolutionary Biology*, 16: 17– 36.
- Hunsicker M.E., Ciannelli L., Bailey K.M., Buckel J.A., White J.W., Link J.S., Essington T.E., Gaichas S., Anderson T.W., Brodeur R.D., Chan K.S., Chen K., Englund G., Frank K.T., Freitas V., Hixon M.A., Hurst T., Johnson D.W., Kitchell J.F., Reese D., Rose G.A., Sjodin H., Sydeman W.J., van der Veer H.W., Vollset K., Zador S., 2011. Functional responses and scaling in predator-prey interactions of marine fishes: contemporary issues and emerging concepts. *Ecology Letters*, 14(12): 1288-99.
- Hyslop E., 1980. Stomach analysis-a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411-429.
- Jacobs W.P., Olson J., 1980. Developmental changes in the algal coenocyte *Caulerpa prolifera* (Siphonales) after inversion with respect to gravity. *American Journal of Botany*, 67: 141-146.
- Jaworski A., Ragnarsson S., 2006. Feeding habits of demersal fish in Icelandic waters: a multivariate approach. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 1682–1694.
- Kallianiotis A., Sophronidis K., Vidoris P., Tselepides T., 2000. Demersal fish and megafaunal assemblages on the Cretan continental shelf and slope (NE Mediterranean): seasonal variation in species density, biomass and diversity. *Progress in Oceanography*, 46: 429-455.
- Kalogirou S., Corsini Foka M., Sioulas A., Wennhage H., Pihl L., 2010. Diversity, structure and function of fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* beds in an area of the eastern Mediterranean Sea and the role of non-indigenous species. *Journal of Fish Biology*, 77: 2338–2357.
- Kalogirou S., Wennhage H., Pihl L., 2012. Non-indigenous species in Mediterranean fish assemblages: Contrasting feeding guilds of *Posidonia oceanica* meadows and sandy habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 96: 209-218.
- Karachle P.K., Stergiou K.I., 2014a. Diet and feeding habits of *Spicara maena* and *S. smaris* (Pisces, Osteichthyes, Centracanthidae) in the North Aegean Sea. *Acta Adriatica*, 55 (1): 75 - 84.

- Karachle P.K., Stergiou K.I., 2014b. Feeding and ecomorphology of three clupeoids in the N Aegean Sea. *Mediterranea Marine Science*, 15(1): 9-26.
- Karydis, M., 2009. Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review. *Global NEST Journal*, 11: 373–390.
- Kaupraun D.F., Nguyen M.N., 1994. Karyology, nuclear DNA quantification and nucleus-cytoplasmic domain variations in some multinucleate green algae (Siphonocladales, Chlorophyta). *Phycologia*, 33(1): 42-52.
- Keskin, C., 2007. Temporal variation of fish assemblages in different shallow-water habitats in Erdek Bay, Marmara Sea, Turkey. *Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment*, 13: 215–234.
- Kirkim, F., Kocataş, A., Katağan, T., Sezgin, M., Ateş, A.S., 2005. Crustacean biodiversity of *Padina pavonica* (L.) facies along the Aegean coasts of Turkey. *Turk. J. Zool.* 29 (2), 159–166.
- Koulouri P., Arvanitidis C., Koutsoubas D., Dounas C., Tselepides A., Eleftheriou A., 2015. A field experiment on trophic relations within the benthic boundary layer (BBL) over an oligotrophic continental shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 164: 392-407.
- Koulouri P., Kalogirou S., Maidanou M., Koutsoubas D., Dounas C., 2016. Fish and cephalopod assemblage structure of green alga *Caulerpa prolifera* (Chlorophyta) meadow in the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete Island). *Regional Studies in Marine Science*, 3: 33–41.
- Krapp-Schickel, T., Vader, W., 1998. What is, and what is not, *Caprella acanthifera* Leach, 1814 (Amphipoda, Caprellidea)? Part 1: the acanthifera-group. *Journal of Natural History*, 32: 949–967.
- Labropoulou M., 1995. Feeding ecology of the demersal fish species in Iraklion Bay. Ph.D. Thesis, University of Crete, Iraklion (in Greek).
- Labropoulou M., Eleftheriou A., 1997. The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: importance of morphological characteristics in prey selection. *Journal of Fish Biology*, 50: 324-340.
- Labropoulou M., Machias A., Tsimenidis N., Eleftheriou A., 1997. Feeding habits and ontogenetic diet shift of the striped red mullet, *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758. *Fisheries Research*, 31: 257-267.
- Labropoulou M., Markakis G., 1998. Morphological-dietary relationships within two assemblages of marine demersal fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 51: 309-319.
- Labropoulou M., Tserpes G., Tsimenides N., 1998. Age, growth and feeding habits of the brown comber *Serranus hepatus* (Linnaeus, 1758) on the Cretan shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46: 723-732.

- Labropoulou M., Papadopoulou-Smith K.N., 1999. Foraging behaviour patterns of four sympatric demersal fishes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49 (Suppl. A): 99-108.
- Labropoulou M., Machias A., Tsimenides N., 1999. Habitat selection and diet of juvenile red porgy, *Pagrus pagrus* (Linnaeus, 1758). *Fisheries Bulletin*, 97: 495-507.
- Layman C.A., Dahlgren C.P., Kellison G.T., Adams A.J., Gillanders B.M., Kendall M.S., Ley J.A., Nagelkerken I., Serafy J.E., 2006. Marine nurseries and effective juvenile habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 318: 307-308.
- Link J.S., 2010. *Ecosystem-Based Fisheries Management: Confronting Tradeoffs*. Cambridge University Press, Cambridge UK.
- Liquete C., Piroddi C., Drakou E.G., Gurney L., Katsanevakis S., Charef A., Egoh B., 2013. Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: a systematic review. *PLoS One* 8, e67737.
- Liquete C., Cid N., Lanzanova D., Grizzetti B., Reynaud A., 2016. Perspectives on the Link between Ecosystem Services and Biodiversity: The Assessment of the Nursery Function. *Ecological Indicators*, 63: 249–57.
- Lloret, J., Marín, A., 2009. The role of benthic macrophytes and their associated macroinvertebrate community in coastal lagoon resistance to eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 1827–1834.
- Lotze H.K., Lenihan H.S., Bourque B.J., Bradbury R.H., Cooke R.G., Kay M.C., Kidwell S.M., Kirby M.X., Peterson C.H., Jackson J.B.C., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312: 1806–1809.
- Lundberg B., Golani D., 1995. Diet adaptation of Lessepsian migrant Rabbitfishes, *Siganus luridus* and *S. rivulatus*, to the algal resources of the Mediterranean coast of Israel. *Marine Ecology*, 16:73-89.
- Maidanou M., Koulouri P., Arvanitidis C., Koutsoubas D., Dounas C., 2017. Macrobenthic assemblage structure associated with a *Caulerpa prolifera* meadow in the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete Island). *Regional Studies in Marine Science*, 14: 1-14.
- Mateu-Vicens G., Box A., Deudero S., Rordrigez B., 2010. Comparative analysis of epiphytic foraminifera in sediment colonized by seagrass *Posiconia oceanica* and invasive macroalgae *Caulerpa spp.*. *Journal of Foraminiferal Research*, 40(2): 134–147.
- Mees J., Jones M.B., 1997. The hyperbenthos. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 35: 221-255.
- Monterroso, O., Riera, R., Núñez, J., 2012. Subtidal soft-bottom mcro-invertebrate communities of the Canary Islands. An ecological approach. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60 (1): 1–9.

- Moreira F., Assis C.A., Almeida P.R., Costa J.L., Costa, M.J., 1992. Trophic Relationships in the Community of the Upper Tagus Estuary (Portugal): a Preliminary Approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 34: 617-623.
- Morris E.P., Peralta G., Brun F.G., van Duren L., Bouma T.J., Perez- Llorens J.L., 2008. Interaction between hydrodynamics and seagrass canopy structure: spatially explicit effects on ammonium uptake rates. *Limnology and Oceanography*, 53: 1531–1539.
- Nakamura Y., Horinouchi M., Nakai T., Sano, M., 2003. Food habits of fishes in a seagrass bed on a fringing coral reef at Iriomote Island, southern Japan. *Ichthyological Research*, 50: 15–22.
- Ohba H., Nashima H., Enomoto S., 1992. Culture studies on *Caulerpa* (Caulerpales, Chlorophyceae) III. Reproduction, development and morphological variation of laboratory-cultured *C. racemosa* var. *peltata*. *Botanical Magazine*, 105: 589–600.
- Orth R.J., Heck K.L., Van Montfrans J., 1984. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence. *Estuaries*, 7: 273-470.
- Paterson, A.W., Whitfield, A.K., 2000. The fishes associated with three intertidal salt marsh creeks in a temperate southern African estuary. *Wetlands Ecology and Management*, 11:305–315.
- Pauly D., Christensen V., Walters C., 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impacts of fisheries. *Journal of Marine Science*, 57: 697-706.
- Pereira, S.G., Lima, F.P., Queiroz, N.C., Ribeiro, P.A., Santos, A.M., 2006. Biogeographic patterns of intertidal macroinvertebrates and their association with macroalgae distribution along the Portuguese coast. *Hydrobiologia*, 555: 185–192.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Bernal C.M., Quintino V., Freitas R., Rodrigues A.M., García-Sánchez M., Pérez-Ruzafa I.M., 2012. *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long term history of interaction in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 110: 101–115.
- Pianka E.R., 1976. Competition and niche theory. In *Theoretical Ecology, Principles and Applications*, pp. 114-141. Ed by R.M. May, W.B. Saunders, Philadelphia and Toronto. 317 pp.
- Piazzì L., Meinesz A., Verlaque M., Akçali B., Antolić B., Argyrou M., Balata M., Ballesteros E., Calvo S., Cinelli F., Cirik S., Cossu A., D'Archino F., Djellouli A.S., Javel F., Lanfranco E., Mifsud C., Pala D., Panayotidis P., Peirano A., Pergent G., Petrocelli A., Ruitton S., Žuljević A., Ceccherelli G., 2005: Invasion of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: an assessment of the spread. *Cryptogamie Algologie*, 26(2): 189-202

- Picciotto M., Bertuccio C., Giacobbe S., Spanò N., 2016. *Caulerpa taxifolia* var. *distichophylla*: a further stepping stone in the western Mediterranean. *Marine Biodiversity Records*, 9: 73-78.
- Pierce, G.J., Allcock, L., Bruno, I., Bustamante, P., González, A., Guerra, A., Jereb, P., Lefkaditou, E., Malham, S., Moreno, A., Pereira, J., Piatkowski, U., Rasero, M., Sánchez, P., Santos, B., Santurtún, M., Seixas, S., Villanueva, R., 2010. Cephalopod biology and fisheries in Europe ICES Cooperative Research Report, 303. ICES, Copenhagen, Denmark, p. 181.
- Pikitch E.K., Santora C., Babcock E.A., Bakun A., Bonfil R., Conover D.O., Dayton P., Doukakis P., Fluharty D., Heneman B., Houde E.D., Link J., Livingston P.A., Mangel M., McAllister M.K., Pope J., Sainsbury K.J., 2004. *ECOLOGY: Ecosystem-Based Fishery Management*. *Science*, 305: 346–347.
- Png-González, L., Vázquez-Luis, M., Tuya, F., 2014. Comparison of epifaunal assemblages between *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in Gran Canaria (eastern Atlantic). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. UK, 94 (2):241–253.
- Ramírez-Luna V., Navia A.F., Rubio E.A., 2008. Food habits and feeding ecology of an estuarine fish assemblage of northern Pacific Coast of Ecuador. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(3): 361- 372.
- 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.
- Rueda J.L., Fernández-Casado M., Salas C., Gofas S., 2001. Seasonality in a taxocoenosis of molluscs from soft bottoms in the Bay of Cádiz (southern Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.* 81: 903–912.
- Rueda J.L., Salas C., 2003. Seasonal variation of a molluscan assemblage living in a *Caulerpa prolifera* meadow within the inner Bay of Cadiz (SW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57: 909–918.
- Sánchez-Moyano, J.E., García-Gómez, J.C., 1998. The arthropod community, especially Crustacea, as a bioindicator in Algeciras Bay (Southern Spain) based on a spatial distribution. *Journal of Coastal Research*, 14 (3): 1119–1133.
- Sánchez-Moyano J.E., Estacio F.J., Garcia-Adiego E.M., Garcia-Gomez J.C., 2001a. Effect of the vegetative cycle of *Caulerpa prolifera* on the spatio-temporal variation of invertebrate macrofauna. *Aquatic Botany*, 70: 163–174.
- Sánchez-Moyano J.E., Garcia-Adiego EM., Estacio F.J., Garcia-Gomez J.C., 2001b. Influence of the density of *Caulerpa prolifera* (Chlorophyta) on the composition of the macrofauna in Algeciras Bay (Southern Spain). *Ciencias Marinas*, 27(1): 47-71.

- Sanchez-Moyano J.E., Garcia-Asencio I., Garcia-Gomez J.C., 2007. Effects of temporal variation of the seaweed *Caulerpa prolifera* cover on the associated crustacean community. *Marine Ecology*, 28 324–337.
- Sánchez-Moyano, J.E., García-Asencio, I., 2009. Distribution and trophic structure of annelid assemblages in a *Caulerpa prolifera* bed from southern Spain. *Marine Biology Research*, 5:122–132.
- Schussnig B., 1939. Ein beitrag zur entwicklungsgeschichte von *Caulerpa prolifera*. *Botaniska Notiser*, 92: 75-96.
- Serrano A., Velasco F., Olaso I., 2003. Polychaete annelids in the diet of demersal fish from the southern shelf of the Bay of Biscay. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83: 619–623.
- Sezgin, M., Kocataş, A., Katağan, T., 2001. Amphipod Fauna of the Turkish Central Black Sea Region. *Turkish Journal of Zoology*, 25:57–61.
- Sfriso, A., Birkemeyer, T., Ghetti, P.F., 2001. Benthic macrofauna changes in areas of Venice lagoon populated by seagrasses or seaweeds. *Marine Environmental Research*, 52 (4): 323–349.
- Sheaves M., Baker R., Johnston R., 2006. Marine nurseries and effective juvenile habitats: an alternative view. *Marine Ecology Progress Series*, 318: 303-306.
- Sheaves M., Baker R., Nagelkerken I., Connolly R., 2016. True value of estuarine and coastal nurseries for fish: incorporating complexity and dynamics. *Estuaries and Coasts*, 38: 401-414.
- Short, F., Carruthers, T., Dennison, W., Waycott, M., 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350: 3–20.
- Simboura, N., Panayotidis, P., Papathanassiou, E., 2005. A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European Water Framework Directive in the Mediterranean ecoregion: The case of Saronikos Gulf. *Ecological Indicators*, 5: 253–266.
- Stål J., Pihl L., Wennhage H., 2007. Food utilisation by coastal fish assemblages in rocky and soft bottoms on the Swedish west coast: Inference for identification of essential fish habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71: 593-607.
- Stergiou K., 1988. Feeding habits of the Lessepsian migrant *Siganus luridus* in the eastern Mediterranean, its new environment. *Journal of Fish Biology*, 33(4): 531 - 543.
- Stergiou K.I., Petrakis G., 1993. Description and assessment of the state and management of the demersal and inshore fisheries resources in the Hellenic seas. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2: 312-319.

- Strickland J.D.H., Parsons T.R., 1972. A Practical Handbook of Seawater Analysis. 2nd ed., Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada No. 167, 310 pp.
- Trabelsi M., Kartas F., Quignard J.P., 1994. Comparison of diet between a marine and a lagoonal populations of *Atherina boyeri* from Tunisian coasts. *Vie Milieu*, 44: 117–123.
- Tuset V.M., Gonzalez J.A., Garcia-Diaz M.M., Santana J.I., 1996. Feeding habits of *Serranus cabrilla* (Serranidae) in the Canary Islands. *Cybium*, 20: 161-167.
- Tuya, F., Pérez, J., Medina, L., Luque, A., 2001. Seasonal variation of the macrofauna from three seagrass meadows of *Cymodocea nodosa* off Gran Canaria (central – eastern Atlantic Ocean). *Scientia Marina*, 27 (2): 223–234.
- Tuya, F., Png-González, L., Riera, R., Haroun, R., Espino, F., 2014. Ecological structure and function differs between habitats dominated by seagrasses and green seaweeds. *Marine Environmental Research*, 98: 1–13.
- UNEP [United Nations Environment Programme], 2006. Marine and coastal ecosystems and human wellbeing: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment. UNEP, Nairobi, Kenya.
- US Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Nutrient Data Laboratory. USDA National Nutrient Database for Standard Reference, Release 28. Version Current: September 2015, slightly revised May 2016. Internet: /nea/bhnrc/ndl
- van Tussenbroek B.I., Vonk J.A., Stapel J., Erftemeijer P.L.A., Middelburg J.J., Zieman J.C., 2006. The biology of *Thalassia*: paradigms and recent advances in research. In: *Seagrasses Biology, Ecology and Conservation*, A.W.D. Larkum R.J. Orth and C.M. Duarte (eds), Pp. 409-439 Dordrecht: Springer.
- Varela-Alvarez E., Gomez Garreta A., Lluch J.R., Soler N.S., Serrao E.A., Siguan, R.M.A., 2012. Mediterranean species of *Caulerpa* are polyploid with smaller genomes in the invasive ones, *Plos One* 7(10): e47728.
- Varela Álvarez E., Balau A.C., Marbà N., Afonso-Carrillo J., Duarte C.M., Serrão E.A., 2015. Genetic diversity and biogeographical patterns of *Caulerpa prolifera* across the Mediterranean and Mediterranean/Atlantic transition zone. *Marine Biology*, 162, (3): 557–569.
- Vázquez-Luis, M., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., 2009. Comparison between amphipod assemblages associated with *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* and those of other Mediterranean habitats on soft substrate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84: 161–170.
- Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Torralva-Forero, M., 2007a. Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica*, 26: 341–350.

- Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Andreu-Soler, A., Torralva, M., 2007b. Characterization of the nursery areas for YOY Sparidae fish species in a Mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Anales de Biología*, 29:3–11.
- Vergara J.J., García-Sánchez M.P., Olive E., García-Marín P., Brun F.G., Pérez-Lloréns J.L., Hernández I., 2012. Seasonal functioning and dynamics of *Caulerpa prolifera* meadows in shallow areas: An integrated approach in Cadiz Bay Natural Park. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112: 255-264.
- Verlaque M., Afonso-Carrillo J., Gil-Rodríguez M.C., Durand C., Boudouresque C.F., Le Parco Y., 2004. Blitzkrieg in a marine invasion: *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Bryopsidales, Chlorophyta) reaches the Canary Islands (northeast Atlantic). *Biological Invasions* 6: 269–81.
- Waycott M., Duarte C. M., Carruthers T.J.B., Orth R.J., Dennison W.C., Olyarnik S., Calladine A., Fourqurean J.W., Kennedy L., Heck Jr., Hughes A.R., Kendrick G.A., Kenworthy W.J., Short F. T., Williams S.L., 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 106: 12377–12381.
- Worm B., Barbier E.B., Beaumont N., Duffy J.E., Folke C., Halpern B.S., Jackson J.B.C., Lotze H.K, Micheli F., Palumbi S.R., Sala E., Selkoe K.A., Stachowicz J.J., Watson R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787–790.
- Yentsch C.S., Menzel D.W., 1963. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep Sea Research*, 10: 221-231.
- Zander C.D., 1990. Prey selection of the shallow water fish *Pomatoschistus minutus* (Gobiidae, Teleostei) in the SW Baltic. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 44: 147-157.
- Zupo V., Stübing D., 2010. Diet of fish populations in *Posidonia oceanica* meadows off the Island of Ischia (Gulf of Naples, Italy): assessment of spatial and seasonal variability. *Natural Science*, 2 (11):1274-1286.

6. Παράρτημα



Macrobenthic assemblage structure associated with a *Caulerpa prolifera* meadow in the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete Island)



Maria Maidanou^{a,b}, Panayota Koulouri^{a,*}, Christos Arvanitidis^a, Drosos Koutsoubas^b, Costas Dounas^a

^a Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Marine Biology, Biotechnology and Aquaculture, Gournes Pediados, P.O. Box 2214, 71003, Heraklion, Crete, Greece

^b University of the Aegean, Faculty of Environment, Department of Marine Sciences, 81100, Mytilene, Lesvos Island, Greece

HIGHLIGHTS

- Macrofaunal assemblages in a shallow semi-enclosed marine ecosystem.
- Macrobenthic assemblages associated with a green alga *Caulerpa prolifera* meadow.
- High abundances of benthic macrofauna associated with a *Caulerpa prolifera* meadow.
- Benthic macrofauna important as food source for demersal and cephalopod populations.

ARTICLE INFO

Article history:

Received 14 December 2016

Received in revised form

10 April 2017

Accepted 11 April 2017

Available online 15 April 2017

Keywords:

Macroalgal habitat

Caulerpa prolifera

Semi-enclosed coastal ecosystems

Macrobenthic assemblages

Macrofauna

Eastern Mediterranean

ABSTRACT

The present study investigates the structure and intra-annual variation of the benthic macrofaunal community associated with a monospecific *C. prolifera* meadow in a shallow semi-enclosed coastal marine ecosystem of the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete Island). The samples were collected on five occasions (May, September and November 2006, February and April 2007) by using an epibenthic sledge (0.5 mm mesh size). The analysis of the macrofauna revealed 319 taxa with densities ranging from 71 to 410 individuals m⁻². The most diversified animal groups were polychaetes, gastropods and amphipods. Crustaceans were by far the most abundant group with densities exceeding 50% of the total macrofauna during the study period. The dominant species were the amphipods *Caprella acanthifera*, *C. rapax* and *Microdeutopus stationis*, the gastropod *Pusillina lineolata*, the tanaid *Leptochelia* sp. and the bivalve *Abra alba*. The results of the present study revealed a relatively high diversified and abundant benthic macrofauna, which is supported by the presence of the dense and continuous canopy of *C. prolifera* in this shallow wave-sheltered area characterized by high organic matter input.

© 2017 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Submerged aquatic vegetation constitutes a functionally important component of many soft-sediment marine communities (e.g. Everett, 1994; Boström et al., 2006). These vegetated habitats can influence associated animal assemblages via a complex suite of physical and biotic processes. The structural complexity of these habitats provides protection against predators, availability of food resources, deposition of organic matter, stabilization of sediments,

low hydrodynamic stress and erosion (Orth et al., 1984; Everett, 1994; Boström et al., 2006). Many authors have emphasized the influence of each one of these factors as being the main cause of the importance of the vegetated systems which support high species diversity and abundance of benthos; most agree that it is the structural complexity rather than a particular type of habitat that is the most important factor, although this leads to different interpretations (Heck et al., 2003; Sánchez-Moyano et al., 2001a; and references therein).

Seagrass beds of coastal marine ecosystems are a good example of shaping an optimal habitat for benthic fauna (Orth et al., 1984; Boström et al., 2006). Many studies have demonstrated the facilitative role of the most common and widespread seagrass

* Corresponding author.

E-mail address: yol72@hcmr.gr (P. Koulouri).

species meadows in the Mediterranean Sea, *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa*, in terms of colonization and increased diversity of benthic assemblages (e.g. Gambi et al., 1995; Buia et al., 2000; Tuya et al., 2001; Sfriso et al., 2001; Brito et al., 2005). Macroalgae are also common components in coastal marine environments and can have important physical and biological effects on benthic faunal assemblages (e.g. Everett, 1994; Pereira et al., 2006; Guerra-García et al., 2011). However, the influence of these habitats on the structure and dynamics of macrobenthic faunal soft-sediment assemblages has received little consideration, with attention being focused mostly on comparisons with seagrass habitats (Pérez-Ruzafa et al., 2012; Png-González et al., 2014; Tuya et al., 2014).

Caulerpa prolifera (Forsskål) J.V. Lamouroux is a subtropical green macroalga which forms permanent dense meadows usually extending on muddy sands in sheltered waters at depths from 1 to 40 m (Davies et al., 2004). Although *C. prolifera* beds have been recorded in many coastal areas of the Mediterranean Sea, there are a few studies dealing with the associated macrofaunal assemblages (Sánchez-Moyano et al., 2001a,b, 2007; Rueda et al., 2001; Rueda and Salas, 2003; De la Rosa et al., 2006).

Elounda Bay is a semi-enclosed area, situated in the north-eastern part of the island of Crete (south Aegean Sea, eastern Mediterranean), the seafloor being covered by a monospecific *C. prolifera* meadow. This shallow embayment is regarded as an important nursery for the development of fish and cephalopod species, thus contributing to the conservation and maintenance of the local marine biological resources (Koulouri et al., 2016). The objectives of the present study were: (a) to describe the structure and dynamics of the benthic macrofaunal assemblage associated with *C. prolifera* meadow for the first time in the eastern basin of the Mediterranean Sea in relation to the environmental factors examined, and (b) to compare the results with those available from similar studies carried out in the western Mediterranean Sea.

2. Materials and methods

2.1. Study area and sampling design

Elounda Bay has a surface area of 6.5 km², while its inner part, sheltered from waves and currents, occupies an area of 4.7 km² (Fig. 1). The study was conducted in the inner part of the Bay which is shallow with a maximum depth of 8.8 m and covered by a monospecific *C. prolifera* meadow, which appeared almost homogenous throughout the study period based on visual observations made by scuba diving. This shallow part of the Bay (~2–9 m depth) is considered to be an important habitat for the growth of juvenile fish species, thus contributing to the conservation and maintenance of the local marine biological resources (Koulouri et al., 2016). The sampling design included regular surveys carried out every two to three months for a year (2006–2007) by using a local fishing boat: May 2006 (end of May–beginning of June, early summer); September 2006 (early autumn); November 2006 (end of November–beginning of December, early winter); February 2007 (end of February–beginning of March, early spring) and April 2007 (spring).

2.2. Environmental variables

Measurements and sampling for the environmental variables was performed at six stations in order to cover most of the surface of the Bay and the maximum variability in the estimated values (Fig. 1, Table 1). Measurements of the vertical distribution of temperature, salinity and photosynthetically active radiation (PAR) were carried out using a Seabird SBE-25 CTD. For the analysis of the water column chemical variables, samples were collected one metre below the water surface using 5 L Niskin

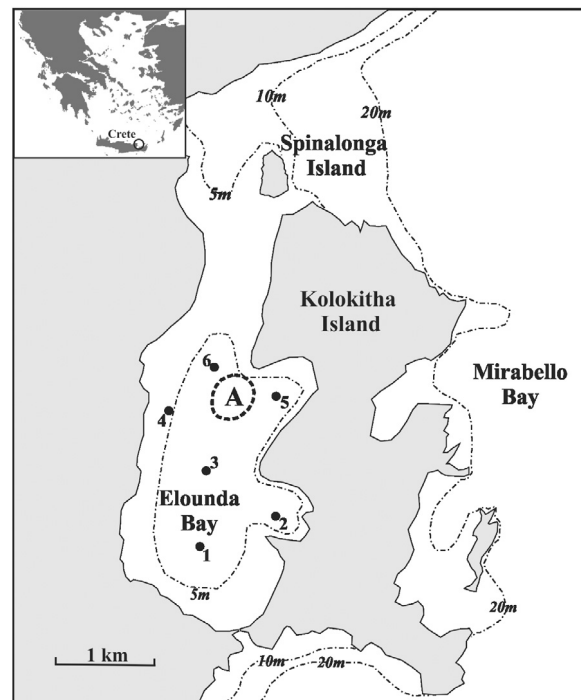


Fig. 1. Map showing the localities of the sampling stations of Elounda Bay.

bottles. For the estimation of chloroplastic pigments (chlorophyll-*a* and phaeopigments) and particulate organic carbon (POC), water samples were filtered through Whatman GF/F glass fibre filters. Sub-samples (200 ml) were collected from the filtrate for nutrient analysis (PO₄, SiO₂, NH₄, NO₂, NO₃). All samples were frozen immediately and stored at –20 °C until analysis on return to the laboratory. Surficial sediment samples (0–0.01 m depth) were collected using a Ponar grab sampler (sampling surface of 0.229 × 0.229 m) for the estimation of chloroplastic pigments, POC concentrations and grain-size analysis, also stored at –20 °C until subsequent laboratory analysis. Grain size analysis was performed according to Buchanan (1984). Chloroplastic pigments concentrations in water and sediment samples were estimated according to the fluorometric method of Yentsch and Menzel (1963) using a Turner 112 fluorometer, while POC was measured using a CHN elemental analyzer Perkin Elmer model 2400 according to Hedges and Stern (1984). Concentrations of nutrients in seawater samples were estimated using a Beckmann DU65 spectrophotometer and standard manual oceanographic colorimetric methods (Strickland and Parsons, 1972).

2.3. Macrozoobenthos

For the study of macrozoobenthos, daylight sampling was carried out on the five occasions (May 2006; September 2006; November 2006; February 2007; April 2007) at site A of the study area (Fig. 1). The final selection of the sampling site, representative of the *C. prolifera* meadow density, was made based on visual observations by SCUBA diving. This site was initially selected for describing the structure of the fish assemblage associated to *C. prolifera* meadow in the area (see Koulouri et al., 2016) as it has traditionally been the only boat seine fishing ground in the Bay. Macrofauna was sampled using an epibenthic sledge equipped with a net of 0.5 mm mesh size. The surface area of the aperture of the net was 0.15 m² (1 m width × 0.25 m height). A tickler chain was adjusted in front of the net specially designed to disrupt the surface of the seabed. Three random tows (replicate samples) of approximately 30 m length were performed along site A of the

Table 1

Co-ordinates (reference coordinate system WGS84), depth and sediment characteristics of the sampling stations located in the study area.

Stations	Lat. N	Lon. E	Depth (m)	Gravel (%)	Sand (%)	Silt-clay (%)
st. 1	35°15'54.8"	25°43'50.5"	7.8	33.2	26.1	40.7
st. 2	35°16'06.1"	25°44'14.5"	8.0	29.2	31.8	39.0
st. 3	35°16'18.4"	25°43'49.9"	8.8	31.7	22.9	45.4
st. 4	35°16'40.9"	25°43'34.8"	5.6	18.9	14.1	67.0
st. 5	35°16'42.5"	25°44'18.9"	8.0	27.5	24.7	47.8
st. 6	35°16'58.5"	25°43'56.3"	5.0	23.5	23.9	52.7

study area during each sampling occasion. The length of the tows was initially estimated by using a Geographical Position System (GPS). The starting and ending points of tows were indicated by floating buoys. The ratio of the length of wire paid out to depth was 2:1 in order to avoid lifting of the sledge from the bottom. The underwater performance of the sledge used has been validated by the HCMR scientific SCUBA diving team and the impact of this relatively small and light sampling gear over the canopy of *C. prolifera* has been taken into account. It should be noted that the total sampling area swept by the sledge is considered to be extremely small in comparison with the total surface of the Bay covered by the *C. prolifera* meadow. The faunal samples were sieved in seawater through a mesh of 0.5 mm. Sample material was fixed with 10% formalin on board immediately after collection. The macrofaunal organisms were sorted upon return to the laboratory into major taxonomic groups and specimens were identified to species level, where possible, and counted. All taxa were classified to five different categories according to their mobility and bottom dependence, i.e. endobenthos, epibenthos, hyperbenthos, zooplankton and nekton. More specifically, most of the peracarids (mysids, cumaceans, tanaids, most of the isopods and amphipods) were included in the hyperbenthic group (Brunel et al., 1978; Dauvin and Vallet, 2006). Individuals that could not be identified to species level were included in the predominant category of each taxonomic group.

2.4. Data analysis

The univariate measures for the analysis of the benthic macrofaunal assemblage structure used were, species richness (S), expected number of species for a theoretical sample of 100 specimens ES (100), Margalef's species richness (d'), Shannon's diversity index (H' loge), Pielou's evenness index (J') and density (number of individuals m^{-2}). Macrofaunal benthic assemblage was also analysed by multivariate methods performed by using the PRIMER software package (version 6) from Plymouth Marine Laboratory, UK. Density values (individuals m^{-2}) were transformed to square root prior to analysis. The similarities between the samples were calculated by applying the Bray–Curtis similarity coefficient (Bray and Curtis, 1957) on the density matrix of the macrofaunal taxa over the sampling occasions. Subsequently, a triangular similarity matrix between every pair of samples was constructed. The cluster analysis (group average linkage) was applied on this similarity matrix, as suggested by Clarke and Green (1988). An ANOSIM (Analysis of Similarities) test was applied (Clarke, 1993) in order to detect statistically significant differences between the *a priori* defined sampling occasions. Species contribution to the temporal similarities and/or dissimilarities was investigated using the SIMPER (Similarity Percentage Procedure) technique. The correlation between the multivariate pattern derived from the macrobenthic similarity matrix and the various combinations of the environmental variables was examined using the BIO-ENV analysis (Clarke and Ainsworth, 1993), followed by the RELATE routine. A Spearman's rank correlation coefficient (ρ) was calculated between the macrofaunal community and the environmental variables matrices. Macrofaunal density values (individuals m^{-2}) from the three

replicate samples of each sampling occasion were averaged as well as values of the environmental variables measured and estimated from the six sampling stations of the same occasion in order to have paired values to correlate.

3. Results

3.1. The abiotic environment

The seawater temperature ranged between 13.30 °C in February 2007 and 24.67 °C in September 2006 (Table 2). Overall, temperature was homogenous in relation to depth due to the shallowness of the study area. Salinity remained relatively stable throughout the water column with values ranging between 37.95 and 39.24 psu (Table 2). Photosynthetically active radiation (PAR) was relatively low in November 2006, February and April 2007, as expected. However, in May 2006 PAR values were high with slight variations between sampling stations (Table 2). Concentrations of nutrients, chloroplastic pigments (chlorophyll *a* and phaeopigments) and particulate organic carbon (POC) in the water column showed slight differences between stations and relatively small intra-annual variations (Table 2). More specifically, concentrations of nitrates were relatively low in May and September 2006 (0.70 and 1.16 μM , respectively) and higher from November 2006 to April 2007 (1.94–2.44 μM). The highest concentrations of ammonium were observed in November 2006 (0.90 μM). Silicates reached maximum values in September (4.29 μM) and November 2006 (3.48 μM). Phosphates concentrations remained extremely low throughout the study period given that phosphates are considered to be the limiting factor for primary production in the study area. Concentrations of the chloroplastic pigments in the water column were relatively low (Chl *a*: 0.27 $\mu g/l$, phaeopigments: 0.5 $\mu g/l$) from November 2006 to April 2007 and reached maximum values (Chl *a*: 0.57 $\mu g/l$, phaeopigments: 0.12 $\mu g/l$) in September 2006. Finally, POC concentrations in the water column were also relatively low, ranging from 0.55 mg/l (November 2006) to 0.90 mg/l (May 2006).

Surface sediments (0–0.01 m layer) were mostly classified as mud with the fraction of silt and clay (<63 μm) making up more than 39% to 67% of the sediment samples (Table 1). The coarse-grained constituents (14%–33%) were mainly shell fragments and organic detritus. Sedimentary chloroplastic pigments and especially chlorophyll *a* reached a peak in November 2006 (24.70 $\mu g/g$), while concentrations over the remaining study period were also relatively high (Table 2), ranging from 9.74 $\mu g/g$ (September 2006) to 15.48 $\mu g/g$ (April 2007) indicating increased benthic microalgal activity. The concentrations of POC in the surface sediment samples were high throughout the study period (Table 2), with the maximum values measured in September (28.18 mg/g) and November 2006 (27.21 mg/g) and the lowest ones in February 2007 (19.93 mg/g).

3.2. Macrozoobenthic community structure and temporal changes

A total of 58,503 individuals of macrofauna was collected and identified to 319 taxa belonging to 24 major taxonomic animal

Table 2
Averaged values (averaged values estimated from the values of the six sampling stations \pm standard deviation) of the chemical parameters measured in the water column and the surface sediment from the six sampling stations of the study area in each sampling occasion (NH₄: ammonium, PO₄: phosphates, NO₃: nitrates, NO₂: nitrites, SiO₂: silicates, Chl *a*: chlorophyll *a*, Phaeo: phaeopigments, POC: particulate organic carbon).

	May 2006	September 2006	November 2006	February 2007	April 2007
<i>Water column</i>					
T (°C)	16.90 \pm 0.15	24.67 \pm 0.34	15.64 \pm 0.14	13.30 \pm 0.12	18.21 \pm 0.08
Salinity (psu)	38.42 \pm 0.07	39.24 \pm 0.88	37.95 \pm 0.11	38.28 \pm 0.08	38.56 \pm 0.05
PAR ($\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$)	873.55 \pm 212.97	–	148.98 \pm 47.04	311.60 \pm 65.19	291.93 \pm 56.38
NH ₄ (μM)	0.58 \pm 0.32	0.53 \pm 0.09	0.90 \pm 0.19	0.47 \pm 0.10	0.63 \pm 0.13
PO ₄ (μM)	0.01 \pm 0.00	0.02 \pm 0.01	0.04 \pm 0.03	0.00 \pm 0.00	0.01 \pm 0.00
NO ₃ (μM)	0.70 \pm 0.11	1.16 \pm 0.13	1.94 \pm 0.67	2.44 \pm 0.47	2.39 \pm 0.29
NO ₂ (μM)	0.00 \pm 0.00	0.08 \pm 0.06	0.12 \pm 0.07	0.04 \pm 0.02	0.1 \pm 0.03
SiO ₂ (μM)	1.22 \pm 0.18	4.29 \pm 1.58	3.48 \pm 0.44	2.69 \pm 0.33	1.56 \pm 0.21
Chl <i>a</i> ($\mu\text{g}/\text{l}$)	0.48 \pm 0.13	0.57 \pm 0.04	0.29 \pm 0.03	0.27 \pm 0.03	0.27 \pm 0.02
Phaeo ($\mu\text{g}/\text{l}$)	0.11 \pm 0.01	0.12 \pm 0.01	0.06 \pm 0.01	0.05 \pm 0.01	0.6 \pm 0.00
POC (mg/l)	0.90 \pm 0.20	0.83 \pm 0.12	0.55 \pm 0.16	0.80 \pm 0.21	0.66 \pm 0.05
<i>Surface sediment</i>					
Chl <i>a</i> ($\mu\text{g}/\text{g}$)	13.89 \pm 4.39	9.74 \pm 4.55	24.70 \pm 15.46	13.73 \pm 4.17	15.48 \pm 4.24
Phaeo ($\mu\text{g}/\text{g}$)	11.49 \pm 5.14	8.00 \pm 4.26	16.15 \pm 7.67	10.60 \pm 3.43	12.90 \pm 1.89
POC (mg/g)	23.12 \pm 7.96	28.18 \pm 11.50	27.21 \pm 11.45	19.93 \pm 7.31	26.82 \pm 9.18

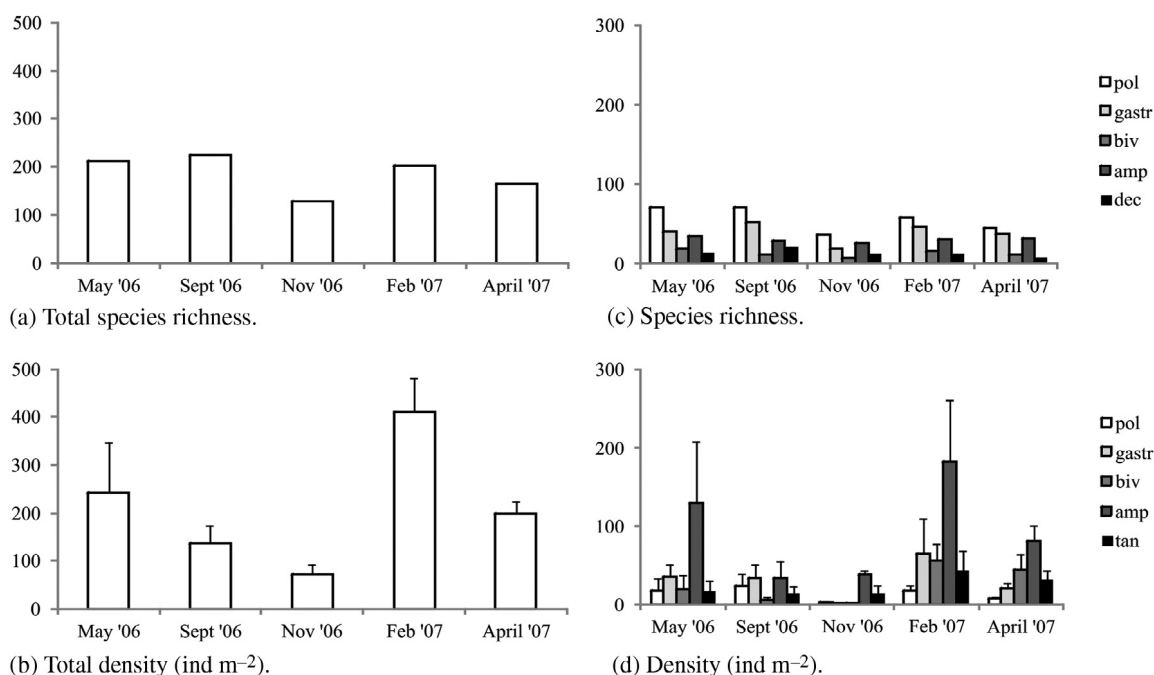


Fig. 2. Temporal changes of (a) pooled species richness of total macrofauna, (b) total density (individuals m^{-2} , averaged values and standard deviation of the three replicate tows for each sampling occasion), (c) pooled species richness of the most important macrofaunal groups, and (d) density (individuals m^{-2} , averaged values and standard deviation of the three replicate tows for each sampling occasion) of the most important macrofaunal groups found in the study area.

groups (Appendix). The most diversified animal group was Mollusca (81 species of Gastropoda, 23 species of Bivalvia, two species of Polyplacophora and one species of Scaphopoda), and Polychaeta (101 species) followed by Crustacea (40 Amphipoda, 29 Decapoda, 8 Cumacea, 7 Isopoda, 4 Mysida, 3 Tanaidacea) and Pisces (5 species). Pooled species richness was relatively high throughout the study period reaching the highest value in September 2006 (224 species), while the lowest one was observed in November 2006 (130 species) (Fig. 2, Appendix). Gastropods and polychaetes followed the same pattern of the total benthic macrofauna, i.e. relatively high number of species throughout the study period with maximum in September and minimum in November 2006. Bivalves presented the highest species richness in May 2006. The number of amphipod species decreased gradually from May to November 2006 and then increased again from February to April 2007. Finally, decapods species reached a peak in September 2006, while during the rest of the study period species richness remained relatively low. In general, values of the diversity

indices remained relatively stable during the study period reaching the minimum in November 2006 (Table 3).

The total macrofaunal density ranged from 71 to 410 (ind. m^{-2}) throughout the study period (Fig. 2, Appendix). In general, total density decreased from May to November 2006 (71 ind. m^{-2}), reaching the maximum value in February 2007 (410 ind. m^{-2}), while finally decreasing in April 2007. The most abundant taxonomic animal groups were: Amphipoda (35–182 ind. m^{-2}), Gastropoda (2–65 ind. m^{-2}), Bivalvia (1–57 ind. m^{-2}), Tanaidacea (14–45 ind. m^{-2}) followed by Polychaeta (4–24 ind. m^{-2}) and Cumacea (2–17 ind. m^{-2}). These animal groups presented temporal density patterns similar to the one observed for the total benthic macrofauna reaching their maximum values in February 2007. As far as polychaetes are concerned, their density reached the maximum value in September 2006, while during the rest of the study period density values remained low (Fig. 2).

Though the epibenthic sledge collected mostly epibenthic and hyperbenthic organisms (185 and 56 taxa, respectively), it also

Table 3

Intra-annual variations of total macrobenthic diversity, in terms of expected number of species for a theoretical sample of 100 specimens ES (100), Margalef's species richness (d'), Shannon's diversity index (H'), and Pielou's evenness index (J') in the study area (averaged values and standard deviation of the three replicate tows for each sampling occasion).

Diversity indices	May 2006 $n = 3$	September 2006 $n = 3$	November 2006 $n = 3$	February 2007 $n = 3$	April 2007 $n = 3$
ES (100)	34.09 ± 0.65	39.45 ± 5.35	23.33 ± 4.73	30.31 ± 4.17	27.37 ± 2.21
Margalef's species richness (d')	24.82 ± 3.13	26.91 ± 1.84	19.70 ± 1.69	22.06 ± 4.51	21.05 ± 0.65
Shannon's diversity index (H')	3.54 ± 0.09	3.65 ± 0.35	3.28 ± 0.14	3.38 ± 0.20	3.09 ± 0.20
Pielou's evenness index (J')	0.72 ± 0.04	0.74 ± 0.06	0.74 ± 0.05	0.69 ± 0.02	0.65 ± 0.04

collected many infaunal elements (65 taxa) in the study area (Appendix). Among the molluscan taxa gastropods, polyplacophors and scaphopods were entirely epibenthic (84), while most of the bivalves were endobenthic (13 out of 23). Polychaetes were either epibenthic (54 taxa) or endobenthic (46). Most of the decapods were classified as epibenthic (25 taxa), while most of the peracarids were hyperbenthic (56 taxa). In terms of density, hyperbenthos was the most abundant macrofaunal component (653.11 ind m^{-2}) followed by epibenthos (235.02 ind m^{-2}) and endobenthos (160.07 ind m^{-2}) throughout the study period (Appendix).

The dominant species were the hyperbenthic amphipods *Caprella acanthifera acanthifera*, *C. rapax* and *Microdeutopus stationis*, the epibenthic gastropod *Pusillina lineolata*, the endobenthic bivalve *Abra alba* and the hyperbenthic tanaid *Leptocheilia* sp. (Appendix). Furthermore, the hyperbenthic amphipods *C. acanthifera discrepans*, *Microdeutopus anomalus*, *M. bifidus*, *M. versiculatus*, *Quadrinemaera inaequipes*, *Phtisica marina*, *Periculodes longimanus longimanus* and *Leptocheirus bispinosus* were also abundant during certain sampling occasions. The epibenthic gastropods *Retusa umbilicata* and *Bittium reticulatum* were abundant in February 2007 and May–September 2006, respectively. The endobenthic bivalve *Parvicardium exiguum* was abundant in February 2007, too. The hyperbenthic cumaceans *Iphinoe trispinosa*, *I. serrata* and *Cumella limicola* presented the highest density values of this animal group also in February 2007. Though species richness for polychaetes was very high, density values remained extremely low throughout the study period.

The dendrogram derived from the cluster analysis, showed a clear separation between sampling occasions, consisting of four distinct groups at the 58% similarity level: (1) May 2006 (early summer), (2) September 2006 (early autumn), (3) November 2006 (early winter), and (4) February and April 2007 (spring) (Fig. 3). An *a priori* ANOSIM test revealed significant differences between the above-mentioned groups (Global $R = 0.9$, $p < 0.001$). The application of the SIMPER routine showed that the dominant species in May 2006 (~60% similarity of the tows) were: the hyperbenthic amphipods *C. rapax*, *C. acanthifera acanthifera*, *C. acanthifera discrepans*, *M. stationis*, *Quadrinemaera inaequipes*, *Phtisica marina*, the epibenthic gastropods *P. lineolata*, *Bittium reticulatum*, the hyperbenthic tanaid *Leptocheilia* sp., the endobenthic bivalve *A. alba* and the epibenthic isopod *G. dentata* (40% contribution to the similarity of the tows). The macrofauna was statistically different (dissimilarity of the tows of 45%) between May and September 2006 mainly due to the higher abundances of the hyperbenthic amphipods *C. acanthifera acanthifera*, *C. acanthifera discrepans*, *C. rapax*, *Lysianassa pilicornis*, *P. marina*, *M. stationis*, and the molluscs *A. alba*, *P. lineolata* during the first sampling period. Higher abundances of the epibenthic gastropod *B. reticulatum*, the hyperbenthic animals such as *Diamysis* sp., *Q. inaequipes*, *Aora spinicornis* and *Leptocheilia* sp. were found in the second sampling period. In November 2006, the density of macrobenthic fauna was the lowest and characterized by the hyperbenthic peracarids *Microdeutopus bifidus*, *M. versiculatus*, *M. stationis*, *M. anomalus*, *A. spinicornis*, *P. marina*, *Erichthonius punctatus*, *Microjassa* sp., *Dexamine spinosa*, *Q. inaequipes* and *C. acanthifera acanthifera*, *Leptocheilia* sp. and *Diamysis* sp. (~6% similarity of the tows). As far

as the last faunal group (February and April 2007), species which were mainly responsible for the similarity of the samples (65%) were: the endobenthic bivalve *A. alba*, the hyperbenthic animals such as *Leptocheilia* sp., *M. stationis*, *M. bifidus*, *M. anomalus*, *M. versiculatus*, *A. spinicornis*, *C. acanthifera acanthifera*, *C. rapax*, *P. marina*, *Periculodes longimanus longimanus*, *I. trispinosa*, *Diamysis* sp. and the epibenthic gastropods *P. lineolata*, *Retusa umbilicata* (50% contribution to the similarity of tows). The highest ρ value derived from the performance of the BIOENV routine was found to be 0.82 ($p < 0.1$), indicating a positive correlation between the multivariate pattern of macrofaunal community structure and chlorophyll *a*, particulate organic carbon concentrations as well as PAR and therefore implying correlation with food availability and vegetated cover.

4. Discussion

Elounda Bay is a semi-enclosed and shallow coastal marine ecosystem characterized by its relative isolation from the outer coastal area of Mirabello Bay. Because of these particular features, soft sediments dominate with muddy bottoms extending throughout the entire central area of the Bay as well as the shallower parts of relatively low hydrodynamism. Temporal estimation of dissolved nutrients in the water column suggests oligotrophic to mesotrophic environmental conditions (Karydis, 2009) with phosphates being the limited factor. Low temporal fluctuations of Chl-*a* indicate the constant presence of photosynthetically active pigments throughout the study period. According to the Water Framework Directive (Directive 2000/60/EC) the Bay is classified to the lower mesotrophic level of eutrophication and from moderate to good Ecological Quality Status (Simboura et al., 2005; Karydis, 2009). The particular environment of the Bay has long been attractive for visitors and a surge in touristic activities has taken place in the area since the early 1990s, characterized by an intense urban development along the western coasts. Consequently, ongoing marked increases in tourist activities have resulted in increased nutrient inputs to the Bay.

At the present time, a monospecific bed of *C. prolifera* covers most of the sea bottom of Elounda Bay while the distribution of the phanerogam *Cymodocea nodosa* is restricted to very small patches in the shallowest areas. This study is the first attempt to describe the macrofaunal benthic assemblage structure associated with *C. prolifera* meadows in the eastern Mediterranean Sea. Only a few similar studies focusing either on benthic macrofauna or on specific macrobenthic taxa associated with *C. prolifera* beds have taken place along the coasts of southern Spain (Algeciras Bay, Sánchez-Moyano et al., 2001a,b, 2007; Cádiz Bay, Rueda et al., 2001; Rueda and Salas, 2003; De la Rosa et al., 2006).

According to Sánchez-Moyano et al. (2001a, 2007) the *C. prolifera* bed, even though it is not a system as rich and structured as a seagrass meadow, presents a heterogeneous environment with high structural complexity, species richness and density of associated animals, as found for other species of macrophytes. In some cases, *Caulerpa* formations may even show richer faunal communities than more structured seagrass meadows (Monterroso

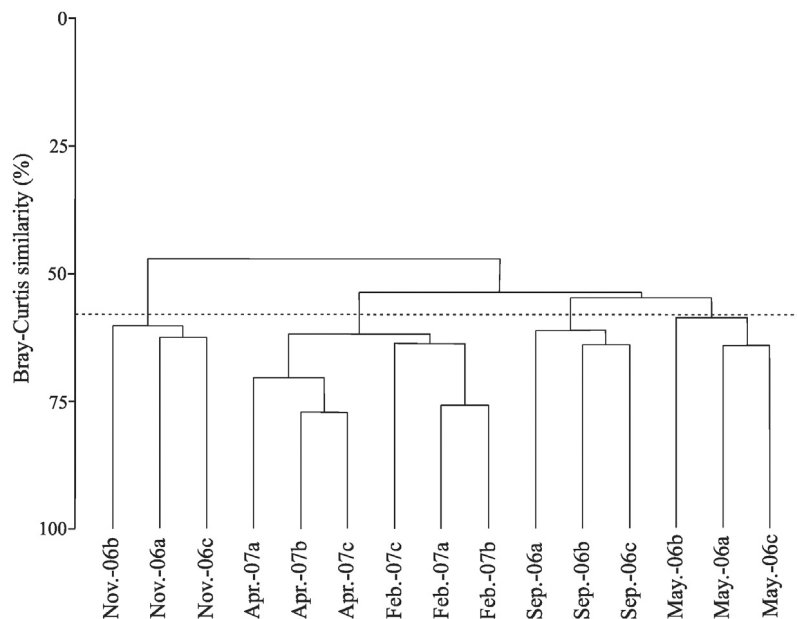


Fig. 3. Similarity dendrogram based on density (individuals m^{-2}) matrix of the five sampling occasions.

et al., 2012). This phenomenon is more evident in impoverished environments characterized by scarce water exchange and with considerable inputs of organic matter (Sánchez-Moyano et al., 2001a). Despite the different sampling design and methods and that sampling in the eastern Mediterranean was carried only on a single area, the total number of 319 taxa recorded during this study is high in comparison with total macrofaunal diversity recorded from other soft-bottom *C. prolifera* habitats in the western Mediterranean Sea and the eastern Atlantic, e.g. 170 macrofaunal species in Algeciras Bay (Sánchez-Moyano et al., 2001a); 53 species in Mar Menor lagoon (Lloret and Marín, 2009) and 58–62 taxa in Gran Canaria (Png-González et al., 2014). The increased species richness identified in the present study also seems comparable (although due to methodological differences direct comparisons cannot be made) to that of *Posidonia oceanica* meadows from the western basin of Mediterranean (e.g. 212 species in Gulf of Naples Gambi et al., 1992).

Crustacea, were found to be the dominant taxon associated with the *C. prolifera* meadow in Elounda Bay. This taxon is usually the most abundant of the associated macrofauna on both macroalgae and seagrasses (Sánchez-Moyano et al., 2001a; Fredriksen et al., 2005; Guerra-García et al., 2011; Png-González et al., 2014) and has been considered as the most sensitive to the changes caused by environmental variables (Sánchez-Moyano and García-Gómez, 1998). A total of 96 crustacean species was identified from the study area, a number which is relatively high in comparison with results from other similar studies in sublittoral macrophytes (Sánchez-Moyano et al., 2007, and references therein). Hyperbenthic amphipods were the most abundant group of crustaceans reaching two density peaks, one in the warm month of May (129 ind./ m^2) and a second one in the cold month of February (182 ind./ m^2). This particular temporal variation has also been observed in *C. prolifera* formations from south-east Spain (Vázquez-Luis et al., 2009) and has been attributed to the continuous accumulation of detritus on the seabed, a process which is carried on throughout the year in shallow systems protected from wave action. Caprellids were found to be the most abundant amphipod group with temporal fluctuations varying from 11% to 54% of the total amphipod abundance. Among them the two morphotypes of *C. acanthifera* regarded currently as valid subspecies (*C. acanthifera acanthifera* Leach, 1814 and *C. acanthifera*

discrepans Mayer, 1890) were by far the most abundant amphipod species almost throughout the study period. *Caprella acanthifera* is associated mainly with hard substrates covered by photophilous algae (Vázquez-Luis et al., 2009; Bedini et al., 2014). According to Krapp-Schickel and Vader (1998), this species shows a preference for shallow areas characterized by low water movement and rich in detritus deposits, an environmental setting which is similar to the study area. Another caprellid species, *C. rapax*, reported mainly from infra-littoral rocky photophilic communities in the Mediterranean and the Black Seas (e.g. Sezgin et al., 2001; Kirkm et al., 2005; Antoniadou and Chintiroglou, 2005; Bedini et al., 2011) was also found in high abundances in the study area. *Microdeutopus stationis* and *A. spinicornis*, two species exclusively recorded in *Caulerpa prolifera* dominated beds (Png-González et al., 2014), were collected in relatively high abundances, too.

The molluscan assemblage of the *Caulerpa prolifera* meadow in the study area was dominated, in terms of number of species, by gastropods (81 species) followed by bivalves (23 species). The dominance of epifaunal gastropod species over infaunal bivalves has been attributed to the algal canopy which favours anoxic conditions of the sediments and adversely affects many infaunal groups (Sánchez-Moyano et al., 2001a; Rueda and Salas, 2003). Previous research has shown that the enhancement of sediment organic matter pools in *Caulerpa prolifera* beds may lead to anoxic conditions even to the sediment surface similar to those observed by organic pollution in coastal sediments (Holmer et al., 2009). Exceptionally, the mud-loving bivalve *A. alba* presented in moderate abundances throughout the study period. This species has been also reported in high abundances in *C. prolifera* beds from Algeciras Bay, south of Spain (Sánchez-Moyano et al., 2001a).

Polychaetes were the most diversified taxon in Elounda Bay (101 species) though both epibenthic and endobenthic taxa were found in extremely low abundances throughout the study period. This diversity and species abundance pattern contrasts with previous studies in *C. prolifera* beds from southern Spain, which reported much lower annelid diversity as well as higher abundances, at least of certain dominant species (Sánchez-Moyano et al., 2001a, 2007). In conclusion, the lower polychaete and bivalve abundances observed in almost all sampling occasions can be attributed to the avoidance of these organisms to the subsurface parts of the sediment which are rich in organic matter

Table A.1

Categories	Taxa	May'06 n = 3	Sept'06 n = 3	Nov'06 n = 3	Feb'07 n = 3	April'07 n = 3
Ep	Porifera sp. 1	0.02 ± 0.03	–	–	–	–
Z	Actinaria sp.	0.10 ± 0.10	0.03 ± 0.03	0.07 ± 0.07	0.15 ± 0.05	0.07 ± 0.12
Z	Hydrozoa sp.	0.74 ± 0.62	0.05 ± 0.07	0.76 ± 1.20	–	–
	Cnidaria	0.84 ± 0.62	0.08 ± 0.08	0.83 ± 1.15	0.15 ± 0.05	0.07 ± 0.12
Ep	Platyhelminthes	0.13 ± 0.23	0.10 ± 0.13	0.06 ± 0.01	0.41 ± 0.23	0.13 ± 0.13
En	Nemertea	0.49 ± 0.83	0.35 ± 0.33	0.70 ± 0.87	0.74 ± 0.59	0.52 ± 0.64
En	<i>Aspidosiphon</i> sp.	0.22 ± 0.33	0.75 ± 1.02	0.16 ± 0.14	1.78 ± 1.95	0.23 ± 0.15
En	<i>Phascosoloma</i> sp.	0.09 ± 0.10	0.38 ± 0.52	–	0.17 ± 0.11	0.02 ± 0.03
	Sipuncula	0.31 ± 0.43	1.13 ± 1.51	0.16 ± 0.14	1.96 ± 1.99	0.24 ± 0.18
Ep	<i>Acanthochitona crinita</i> Pennant, 1777	0.51 ± 0.22	0.10 ± 0.12	–	0.10 ± 0.10	0.27 ± 0.46
Ep	<i>Chiton (Rhyssoplax) phaseolinus</i> Monterosato, 1879	–	0.01 ± 0.03	–	0.02 ± 0.04	–
	Polyplacophora	0.51 ± 0.22	0.11 ± 0.14	–	0.12 ± 0.07	0.27 ± 0.46
Ep	<i>Alvania cimex</i> (Linnaeus, 1758)	0.08 ± 0.07	0.30 ± 0.18	–	–	0.04 ± 0.03
Ep	<i>Alvania dorbignyi</i> (Audouin, 1826)	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Alvania mamillata</i> Risso, 1826	0.04 ± 0.03	0.03 ± 0.04	–	0.07 ± 0.12	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Alvania punctura</i> (Montagu, 1803)	–	0.03 ± 0.07	–	–	–
Ep	<i>Aplous dorbignyi</i> (Payraudeau, 1826)	–	–	–	–	–
Ep	<i>Barleeia unifasciata</i> (Montagu, 1803)	–	0.02 ± 0.03	–	0.03 ± 0.06	–
Ep	<i>Berthella</i> sp.	–	0.03 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Bittium reticulatum</i> (da Costa, 1778)	12.17 ± 8.22	17.43 ± 13.45	0.33 ± 0.58	0.26 ± 0.22	1.33 ± 1.21
Ep	<i>Bittium submamillatum</i> de Rayneval and Ponzi, 1854	0.89 ± 0.89	2.15 ± 1.58	0.02 ± 0.04	0.04 ± 0.03	0.39 ± 0.49
Ep	<i>Bolinus brandaris</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	–	0.02 ± 0.03	–
Ep	<i>Bulla striata</i> Bruguière, 1792	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Calma</i> sp.	–	–	0.02 ± 0.04	–	–
Ep	<i>Cerithium vulgatum</i> Bruguière, 1792	–	0.07 ± 0.13	–	–	–
Ep	<i>Chromodoris</i> sp.	–	–	–	0.02 ± 0.03	–
Ep	<i>Chrysallida</i> sp. 1	0.03 ± 0.06	–	–	–	–
Ep	<i>Chrysallida</i> sp. 2	–	–	–	0.02 ± 0.03	–
Ep	<i>Conus ventricosus</i> Gmelin, 1791	0.01 ± 0.02	0.09 ± 0.08	–	0.12 ± 0.16	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Diodora graeca</i> (Linnaeus, 1758)	0.02 ± 0.04	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.03	–
Ep	<i>Eubranchius farrani</i> (Alder and Hancock, 1844)	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Eulimella acicula</i> (Philippi, 1836)	–	–	–	0.02 ± 0.03	–
Ep	<i>Euspira</i> sp.	0.03 ± 0.06	0.01 ± 0.03	–	0.02 ± 0.03	–
Ep	Gastropoda sp. 1	–	–	–	–	0.02 ± 0.03
Ep	Gastropoda sp. 2	–	0.03 ± 0.07	–	0.02 ± 0.03	–
Ep	<i>Gibbula albida</i> (Gmelin, 1791)	2.03 ± 0.31	0.45 ± 0.61	0.10 ± 0.03	0.13 ± 0.13	–
Ep	<i>Gibbula varia</i> (Linnaeus, 1758)	0.67 ± 1.15	–	–	–	–
Ep	<i>Gibberula philippii</i> (Monterosato, 1878)	0.51 ± 0.25	0.83 ± 0.96	0.34 ± 0.17	2.07 ± 1.19	1.43 ± 0.93
Ep	<i>Granullina marginata</i> (Bivona, 1832)	0.09 ± 0.06	0.10 ± 0.04	0.23 ± 0.25	0.18 ± 0.08	0.12 ± 0.08
Ep	<i>Haminoea</i> sp.	0.13 ± 0.15	0.03 ± 0.03	0.02 ± 0.04	–	–
Ep	<i>Hexaplex trunculus</i> (Linnaeus, 1758)	0.28 ± 0.07	0.06 ± 0.06	–	0.07 ± 0.03	0.11 ± 0.14
Ep	<i>Jujubinus striatus</i> (Linnaeus, 1758)	1.25 ± 1.49	0.08 ± 0.07	–	–	–
Ep	<i>Mangelia multilineolata</i> (Deshayes, 1835)	0.04 ± 0.05	0.11 ± 0.14	–	–	0.06 ± 0.07
Ep	<i>Megastomia conoidea</i> (Brocchi, 1814)	0.33 ± 0.58	0.09 ± 0.06	–	0.10 ± 0.10	0.10 ± 0.10
Ep	<i>Melanella levantina</i> (Oliverio, Buzzurro and Villa 1994)	0.01 ± 0.02	–	–	–	0.02 ± 0.04
Ep	<i>Mellanella</i> sp.	0.05 ± 0.05	0.18 ± 0.11	–	0.72 ± 0.58	0.09 ± 0.10
Ep	<i>Mitrella coccinea</i> (Philippi, 1836)	–	0.02 ± 0.03	–	0.10 ± 0.10	0.07 ± 0.12
Ep	<i>Mitrella scripta</i> (Linnaeus, 1758)	0.03 ± 0.03	0.01 ± 0.03	–	0.02 ± 0.04	–
Ep	<i>Mitrella</i> sp. 1	–	0.01 ± 0.03	–	–	–
Ep	Naticidae sp. 1	–	–	–	–	–
Ep	<i>Neverita josephina</i> Risso, 1826	–	–	–	0.03 ± 0.06	0.06 ± 0.07
Ep	Nudibranchia sp.	0.41 ± 0.63	0.40 ± 0.23	0.09 ± 0.10	0.14 ± 0.13	0.28 ± 0.28
Ep	<i>Odostomia conspicua</i> Alder, 1850	–	–	–	0.04 ± 0.08	–
Ep	<i>Odostomia megerlei</i> (Locard, 1886)	–	0.02 ± 0.03	–	0.10 ± 0.17	–
Ep	<i>Odostomia</i> sp. 1	0.07 ± 0.12	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Odostomia</i> sp. 2	–	–	–	0.23 ± 0.11	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Odostomia turriculata</i> Monterosato, 1869	0.01 ± 0.02	–	–	0.03 ± 0.06	0.03 ± 0.06
Ep	<i>Ondina diaphana</i> (Jeffreys, 1848)	0.03 ± 0.06	0.53 ± 0.63	0.06 ± 0.05	6.50 ± 8.49	2.73 ± 3.63
Ep	<i>Oxynoe olivacea</i> Rafinesque, 1814	–	0.03 ± 0.03	0.14 ± 0.07	0.29 ± 0.36	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Parthenina indistincta</i> (Montagu, 1808)	0.03 ± 0.06	–	–	0.13 ± 0.15	–

(continued on next page)

Table A.1 (continued)

Categories	Taxa	May'06 n = 3	Sept'06 n = 3	Nov'06 n = 3	Feb'07 n = 3	April'07 n = 3
Ep	<i>Parthenina interstincta</i> (J. Adams, 1797)	–	–	0.02 ± 0.03	–	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Parthenina moolenbeeki</i> (Amati, 1987)	–	–	–	–	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Parthenina palazzii</i> (Micali, 1984)	–	–	–	0.02 ± 0.03	–
Ep	<i>Philine denticulata</i> (J. Adams, 1800)	0.01 ± 0.02	–	–	–	–
Ep	<i>Pisina glabrata</i> (Megerle von Mühlfeld, 1824)	0.13 ± 0.23	0.05 ± 0.06	–	0.27 ± 0.46	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Pusillina incospicua</i> (Alder, 1844)	0.23 ± 0.11	0.30 ± 0.38	–	–	0.09 ± 0.15
Ep	<i>Pusillina lineolata</i> (Michaud, 1830)	10.411.60	7.58 ± 6.47	0.19 ± 0.11	37.20 ± 31.30	10.65 ± 4.38
Ep	<i>Pusillina marginata</i> (Michaud, 1830)	0.49 ± 0.19	0.48 ± 0.40	0.02 ± 0.04	0.80 ± 0.72	0.16 ± 0.10
Ep	<i>Pusillina radiata</i> (Philippi, 1836)	–	–	–	–	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Pusillina</i> sp. 1	–	0.17 ± 0.33	–	–	–
Ep	<i>Pusillina</i> sp. 2	–	–	–	0.02 ± 0.03	–
Ep	<i>Pyrgiscus rufus</i> (Philippi, 1836)	–	–	–	0.03 ± 0.06	–
Ep	<i>Raphitoma philberti</i> (Michaud, 1829)	0.01 ± 0.02	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Retusa</i> sp. 1	–	–	–	–	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Retusa</i> sp. 2	–	–	–	–	–
Ep	<i>Retusa umbilicata</i> (Montagu, 1803)	1.88 ± 2.96	1.24 ± 0.74	0.27 ± 0.24	11.36 ± 5.28	2.24 ± 0.90
Ep	<i>Ringicula auriculata</i> (Ménard de la Groye, 1811)	–	0.01 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Rissoa auriformis</i> Pallary, 1904	–	0.01 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Rissoa lilacina</i> Récluz, 1843	–	0.02 ± 0.03	–	0.04 ± 0.08	–
Ep	<i>Rissoa monodonta</i> Philippi, 1836	–	–	–	0.02 ± 0.04	–
Ep	<i>Rissoa ventricosa</i> Desmarest, 1814	–	0.03 ± 0.04	–	–	–
Ep	<i>Setia amabilis</i> (Locard, 1886)	0.87 ± 1.50	0.20 ± 0.40	0.11 ± 0.19	0.44 ± 0.77	0.20 ± 0.35
Ep	<i>Setia</i> sp. 1	–	–	–	–	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Setia</i> sp. 2	–	0.05 ± 0.06	0.16 ± 0.21	0.32 ± 0.20	0.02 ± 0.04
Ep	<i>Spurilla neapolitana</i> (Delle Chiaje, 1841)	0.01 ± 0.02	–	–	–	–
Ep	<i>Syrnola fasciata</i> Jickeli, 1882	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.03	–	0.03 ± 0.06	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Tricolia pullus</i> (Linnaeus, 1758)	1.02 ± 1.29	0.21 ± 0.06	–	0.65 ± 0.66	0.07 ± 0.08
Ep	<i>Tritia couvierii</i> (Payraudeau, 1826)	0.05 ± 0.09	0.12 ± 0.09	–	0.07 ± 0.03	0.06 ± 0.07
Ep	<i>Tritia pygmaea</i> (Lamarck, 1822)	0.36 ± 0.47	0.05 ± 0.03	–	–	0.06 ± 0.01
Ep	<i>Turbonilla jeffreysii</i> (Jeffreys, 1848)	–	0.12 ± 0.23	0.02 ± 0.03	0.92 ± 0.83	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Turbonilla</i> sp. 1	0.10 ± 0.17	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.04	0.46 ± 0.30	0.41 ± 0.30
Ep	<i>Vexillum tricolor</i> (Gmelin, 1791)	0.42 ± 0.27	0.38 ± 0.28	–	0.37 ± 0.21	0.12 ± 0.08
Ep	<i>Weinkauffia turgidula</i> (Forbes, 1844)	0.11 ± 0.08	0.03 ± 0.07	–	0.11 ± 0.19	–
	Gastropoda	35.38 ± 15.36	34.34 ± 16.84	2.18 ± 1.20	64.66 ± 44.99	21.14 ± 7.27
Ep	Dentaliidae sp.	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
	Scaphopoda	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
En	<i>Abra alba</i> (W. Wood, 1802)	11.72 ± 14.45	0.83 ± 1.36	0.04 ± 0.03	28.78 ± 10.08	42.05 ± 19.41
En	<i>Abra</i> sp. 1	0.85 ± 0.22	0.08 ± 0.13	–	3.20 ± 3.14	1.00 ± 0.54
Ep	<i>Arca noae</i> Linnaeus, 1758	1.52 ± 1.65	2.85 ± 3.48	0.02 ± 0.03	0.26 ± 0.24	0.18 ± 0.31
Ep	<i>Arca tetragona</i> Poli, 1795	0.40 ± 0.69	–	–	–	–
Ep	<i>Chama gryphoides</i> Linnaeus, 1758	0.02 ± 0.03	–	–	–	–
En	<i>Clausinella fasciata</i> (da Costa, 1778)	–	–	–	0.03 ± 0.06	–
Ep	<i>Ctena decussata</i> (O. G. Costa, 1829)	0.82 ± 1.29	0.06 ± 0.07	–	0.13 ± 0.23	0.08 ± 0.07
Ep	<i>Flexopecten hyalinus</i> (Poli, 1795)	–	–	–	0.02 ± 0.04	–
En	<i>Glans trapezia</i> (Linnaeus, 1767)	0.01 ± 0.02	0.26 ± 0.22	0.08 ± 0.07	0.22 ± 0.23	–
En	<i>Gouldia minima</i> (Montagu, 1803)	0.15 ± 0.13	1.58 ± 1.99	0.25 ± 0.11	2.42 ± 1.11	0.32 ± 0.46
En	<i>Lanjokairia lajonkairii</i> (Payraudeau, 1826)	0.03 ± 0.06	–	–	0.11 ± 0.02	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Limaria hians</i> (Gmelin, 1791)	0.17 ± 0.21	–	0.07 ± 0.12	0.08 ± 0.10	0.08 ± 0.10
En	<i>Loripes orbiculatus</i> Poli, 1791	0.37 ± 0.64	0.03 ± 0.07	0.03 ± 0.06	0.12 ± 0.16	–
En	<i>Loripinus fragilis</i> (Philippi, 1836)	0.03 ± 0.06	–	–	–	–
En	<i>Lucinella divaricata</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	–	0.03 ± 0.06	–
Ep	<i>Mimachlamys varia</i> (Linnaeus, 1758)	0.56 ± 0.35	0.04 ± 0.05	–	0.17 ± 0.29	0.06 ± 0.07
Ep	<i>Modiolus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)	0.91 ± 0.60	0.32 ± 0.39	0.05 ± 0.09	0.28 ± 0.16	0.22 ± 0.08
Ep	<i>Musculus discors</i> (Linnaeus, 1767)	–	0.01 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Neopyncnodonte cochlear</i> (Poli, 1795)	0.01 ± 0.02	–	–	–	–
En	<i>Nucula nucleus</i> (Linnaeus, 1758)	0.08 ± 0.11	0.03 ± 0.07	–	0.04 ± 0.03	0.03 ± 0.06
En	<i>Parvicardium exiguum</i> (Gmelin, 1791)	2.50 ± 1.71	0.32 ± 0.30	0.14 ± 0.19	20.69 ± 16.12	0.97 ± 0.47
En	<i>Parvicardium scriptum</i> (Bucquoy, Dautzenberg and Dollfus, 1892)	0.30 ± 0.26	0.03 ± 0.07	–	0.18 ± 0.28	0.02 ± 0.04
En	<i>Ruditapes decussatus</i> (Linnaeus, 1758)	0.03 ± 0.06	–	–	–	–

(continued on next page)

Table A.1 (continued)

Categories	Taxa	May'06 n = 3	Sept'06 n = 3	Nov'06 n = 3	Feb'07 n = 3	April'07 n = 3
	Bivalvia	20.47 ± 17.07	6.45 ± 4.05	0.67 ± 0.62	56.77 ± 20.80	45.03 ± 19.11
En	Ampharetidae sp.	0.01 ± 0.02	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Amphiglena mediterranea</i> (Leydig, 1851)	0.39 ± 0.64	0.13 ± 0.10	–	0.06 ± 0.05	–
Ep	<i>Amphitrite cirrata</i> (Müller, 1776)	–	–	0.02 ± 0.03	–	–
En	Aphelochaeta sp.	0.01 ± 0.02	0.15 ± 0.18	0.02 ± 0.04	0.02 ± 0.03	0.03 ± 0.03
En	<i>Aricidea (Acmira) cerrutii</i> Laubier, 1966	–	–	–	0.02 ± 0.03	–
En	<i>Aricidea (Aricidea) wassi</i> Pettibone, 1965	0.03 ± 0.06	0.08 ± 0.06	–	0.02 ± 0.03	0.04 ± 0.03
En	<i>Aricidea</i> sp. 1	–	0.03 ± 0.04	0.02 ± 0.04	0.10 ± 0.17	–
Ep	<i>Branchiosyllis exilis</i> (Gravier, 1900)	0.54 ± 0.60	0.35 ± 0.66	0.02 ± 0.03	0.10 ± 0.17	0.24 ± 0.37
En	<i>Capitella teleta</i> Blake, Grassle and Eckelbarger, 2009	0.20 ± 0.17	0.32 ± 0.25	–	0.02 ± 0.04	–
En	Capitellidae sp. 1	–	0.22 ± 0.20	0.02 ± 0.03	0.12 ± 0.13	0.02 ± 0.04
En	<i>Cauterella viridis</i> (Langherans, 1880)	0.01 ± 0.02	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.04	–	0.02 ± 0.03
En	<i>Ceratonereis (Compositia) vittata</i> Langerhans, 1884	0.41 ± 0.19	0.74 ± 0.86	0.06 ± 0.07	0.13 ± 0.13	0.34 ± 0.13
En	<i>Chaetozone setosa</i> Malmgren, 1867	–	0.02 ± 0.03	–	0.02 ± 0.03	–
En	<i>Cirratulus cirratus</i> (O. F. Müller, 1776)	0.02 ± 0.03	–	–	–	–
En	<i>Cirrophorus furcatus</i> (Hartman, 1957)	–	0.03 ± 0.04	–	0.03 ± 0.06	–
En	<i>Clymene</i> sp.	0.08 ± 0.13	0.05 ± 0.06	–	0.14 ± 0.17	0.03 ± 0.06
En	<i>Dacybranchus caducus</i> (Grube, 1846)	0.12 ± 0.10	0.45 ± 0.45	–	0.24 ± 0.27	–
Ep	<i>Demonax brachychona</i> (Claparède, 1870)	0.02 ± 0.03	–	–	0.02 ± 0.03	–
Ep	<i>Dialychone collaris</i> Langerhans, 1881	0.07 ± 0.06	0.10 ± 0.09	–	0.02 ± 0.04	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Dodecaceria concharum</i> Örsted, 1843	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
En	Dorvilleidae sp.	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Eteone flava</i> (Fabricius, 1780)	0.52 ± 0.13	1.03 ± 0.69	0.07 ± 0.07	0.64 ± 0.13	0.46 ± 0.28
Ep	<i>Eulalia clavigera</i> (Audouin and Milne Edwards, 1833)	–	0.03 ± 0.07	–	–	–
Ep	<i>Eunice</i> sp. 1	1.40 ± 1.30	0.79 ± 0.51	0.09 ± 0.15	0.14 ± 0.15	0.26 ± 0.10
Ep	Eunicidae sp. 1	0.02 ± 0.03	–	–	–	–
Ep	<i>Eupolymnia nesidensis</i> (Delle Chiaje, 1828)	0.02 ± 0.03	–	0.02 ± 0.03	–	–
Ep	<i>Eusyllis</i> sp.	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Exogone dispar</i> (Webster, 1879)	0.67 ± 0.81	0.87 ± 0.89	0.31 ± 0.28	2.34 ± 2.18	0.52 ± 0.50
Ep	<i>Exogone naidina</i> Örsted, 1845	0.33 ± 0.58	–	–	–	–
En	<i>Flabelligera affinis</i> M. Sars, 1829	0.12 ± 0.08	–	–	–	–
En	<i>Glycera alba</i> (O.F. Müller, 1776)	0.03 ± 0.06	0.66 ± 0.46	0.19 ± 0.13	1.21 ± 0.23	0.26 ± 0.19
Ep	<i>Haplosyllis spongicola</i> (Grube, 1855)	1.26 ± 1.66	0.13 ± 0.19	0.02 ± 0.03	0.03 ± 0.06	0.04 ± 0.08
Ep	<i>Harmothoe spinifera</i> (Ehlers, 1864)	2.37 ± 1.42	1.45 ± 1.33	0.38 ± 0.20	1.17 ± 0.96	1.03 ± 0.67
Ep	<i>Hesiospina aurantiaca</i> (M. Sars, 1862)	–	–	–	0.02 ± 0.04	–
Ep	<i>Hilbigneris gracilis</i> (Ehlers, 1868)	0.14 ± 0.08	0.21 ± 0.22	0.11 ± 0.19	–	0.03 ± 0.06
Ep	<i>Hydroides dirampha</i> Mörch, 1863	0.19 ± 0.22	0.48 ± 0.61	–	0.07 ± 0.12	0.02 ± 0.04
Ep	<i>Lagis koreni</i> Malmgren, 1866	–	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.04	0.12 ± 0.07	–
En	<i>Lumbrineris coccinea</i> (Renier, 1804)	0.10 ± 0.17	0.18 ± 0.37	–	0.18 ± 0.31	0.05 ± 0.09
En	<i>Lumbrineris latreilli</i> Audouin and Milne Edwards, 1834	0.17 ± 0.15	1.42 ± 2.11	0.02 ± 0.04	0.60 ± 0.35	0.25 ± 0.05
En	<i>Lysidice</i> sp.	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
En	<i>Lysidice unicornis</i> (Grube, 1840)	0.55 ± 0.82	1.13 ± 1.56	0.08 ± 0.04	0.48 ± 0.07	0.23 ± 0.09
En	Magelonidae sp.	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
En	Maldanidae sp. 1	0.02 ± 0.04	–	–	–	–
En	Maldanidae sp. 2	–	–	–	–	0.07 ± 0.03
En	<i>Mediomastus capensis</i> Day, 1961	0.36 ± 0.36	1.33 ± 1.16	0.12 ± 0.07	1.30 ± 1.41	0.22 ± 0.33
Ep	<i>Mysta picta</i> (Quatrefages, 1866)	0.02 ± 0.03	0.63 ± 0.67	0.13 ± 0.08	0.66 ± 0.25	0.11 ± 0.13
En	<i>Naineris laevigata</i> (Grube 1855)	0.01 ± 0.02	–	–	–	–
Ep	Nereididae sp.	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Nereis splendida</i> Blainville, 1825	0.08 ± 0.10	0.03 ± 0.04	–	–	0.06 ± 0.05
En	<i>Nicolea zostericola</i> Örsted, 1844	0.03 ± 0.06	–	–	–	–
En	<i>Notocirrus scoticus</i> McIntosh, 1869	–	0.01 ± 0.03	–	–	–
En	<i>Ophelia bovealis</i> Quatrefages, 1866	–	–	–	0.02 ± 0.03	–
Ep	<i>Paraehlersia</i> sp.	–	–	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.04	0.02 ± 0.03
En	Paraonidae sp.	–	–	–	0.02 ± 0.04	–
En	<i>Petta pusilla</i> Malmgren, 1866	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Pholoe inornata</i> Johnston, 1839	0.08 ± 0.07	0.08 ± 0.13	–	0.15 ± 0.13	0.04 ± 0.03

(continued on next page)

Table A.1 (continued)

Categories	Taxa	May'06 n = 3	Sept'06 n = 3	Nov'06 n = 3	Feb'07 n = 3	April'07 n = 3
En	<i>Phyllodoce laminose</i> Savigny in Lamarck, 1818	0.43 ± 0.12	1.12 ± 0.88	0.19 ± 0.13	1.28 ± 0.19	0.83 ± 0.09
En	<i>Phyllodoce longipes</i> Kinberg, 1866	–	0.03 ± 0.05	–	–	0.13 ± 0.15
En	<i>Pista lornensis</i> (Pearson, 1969)	–	–	0.02 ± 0.03	–	–
Ep	<i>Platynereis dumerilii</i> (Audouin and Milne Edwards, 1834)	2.16 ± 3.18	0.35 ± 0.46	0.04 ± 0.03	0.07 ± 0.12	0.25 ± 0.15
Ep	<i>Polycirrus latidens</i> Eliason, 1962	0.02 ± 0.03	–	–	–	–
Ep	<i>Polycirrus</i> sp. 1	0.01 ± 0.02	0.02 ± 0.03	–	–	–
En	<i>Polydora</i> sp.	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	Polynoidae sp	0.01 ± 0.02	0.02 ± 0.03	–	–	–
En	<i>Polyophthalmus pictus</i> (Dujardin, 1839)	0.01 ± 0.02	0.02 ± 0.03	0.38 ± 0.32	0.56 ± 0.51	0.15 ± 0.05
Ep	<i>Pomatoceros</i> sp.	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Pontogenia chrysocoma</i> (Baird, 1865)	0.08 ± 0.13	0.02 ± 0.03	–	0.05 ± 0.05	0.04 ± 0.08
En	<i>Prionospio cirrifera</i> Wirén, 1883	–	–	–	0.02 ± 0.04	–
En	<i>Prionospio fallax</i> Söderström, 1920	0.49 ± 0.45	4.10 ± 5.48	0.36 ± 0.41	2.09 ± 0.75	0.89 ± 0.16
En	<i>Prionospio</i> sp. 1	0.04 ± 0.08	0.05 ± 0.10	–	0.03 ± 0.06	0.02 ± 0.03
En	<i>Protodorvillea kefersteini</i> (McIntosh, 1869)	0.04 ± 0.03	0.12 ± 0.14	0.14 ± 0.17	0.54 ± 0.37	0.06 ± 0.01
En	<i>Pseudoleiocypridella fauveli</i> Harmelin, 1964	0.13 ± 0.23	1.69 ± 1.48	0.09 ± 0.10	0.11 ± 0.02	0.07 ± 0.08
En	<i>Saccocirrus</i> sp.	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Salvatoria clavata</i> (Claparède, 1863)	0.02 ± 0.04	–	–	–	0.02 ± 0.03
En	<i>Scalibregma inflatum</i> Rathke, 1843	0.01 ± 0.02	–	–	–	–
Ep	<i>Schistomeringos rudolphi</i> (Delle Chiaje, 1828)	0.08 ± 0.10	–	0.02 ± 0.04	0.12 ± 0.10	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Serpula vermicularis</i> Linnaeus, 1767	0.12 ± 0.13	0.10 ± 0.09	–	0.04 ± 0.03	–
Ep	Sigalionidae	0.09 ± 0.08	0.12 ± 0.19	–	0.15 ± 0.13	0.04 ± 0.03
En	<i>Sphaerodoridium minutum</i> (Webster and Benedict, 1887)	0.04 ± 0.08	–	0.05 ± 0.09	0.02 ± 0.03	–
Ep	<i>Sphaerosyllis pirifera</i> Claparède, 1868	0.68 ± 0.90	0.83 ± 0.83	0.13 ± 0.11	0.58 ± 0.33	0.27 ± 0.12
En	Spionidae sp.	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	Syllidae sp. 1	–	–	–	0.03 ± 0.06	–
Ep	<i>Syllidia armata</i> Quatrefages, 1866	0.87 ± 0.95	0.43 ± 0.65	0.57 ± 0.60	1.05 ± 0.87	0.41 ± 0.14
Ep	<i>Syllis alternata</i> Moore, 1908	0.16 ± 0.21	0.03 ± 0.07	0.05 ± 0.09	0.04 ± 0.08	0.22 ± 0.38
Ep	<i>Syllis armilaris</i> (O.F. Müller, 1776)	0.09 ± 0.15	–	–	0.02 ± 0.04	–
Ep	<i>Syllis beneliahuae</i> (Campoy and Alquézar, 1982)	0.03 ± 0.06	0.03 ± 0.07	–	–	–
Ep	<i>Syllis columbretensis</i> (Campoy, 1982)	0.83 ± 0.88	0.48 ± 0.88	0.10 ± 0.17	0.20 ± 0.20	–
Ep	<i>Syllis garciai</i> (Campoy, 1982)	0.01 ± 0.02	0.03 ± 0.05	0.02 ± 0.04	0.02 ± 0.04	–
Ep	<i>Syllis gerlachi</i> (Hartmann-Schröder, 1960)	0.14 ± 0.25	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Syllis gerundensis</i> (Alós and Campoy, 1981)	0.16 ± 0.27	–	–	0.04 ± 0.08	–
Ep	<i>Syllis gracilis</i> Grube, 1840	–	0.05 ± 0.10	–	–	0.03 ± 0.06
Ep	<i>Syllis hyalina</i> Grube, 1863	0.02 ± 0.04	–	–	–	–
Ep	<i>Syllis krohnii</i> Ehlers, 1864	0.07 ± 0.12	0.15 ± 0.26	0.04 ± 0.08	0.18 ± 0.31	0.12 ± 0.13
Ep	<i>Syllis parapari</i> San Martín and López, 2000	0.06 ± 0.03	0.05 ± 0.10	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.04	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Syllis variegata</i> Grube, 1860	0.10 ± 0.17	0.08 ± 0.13	–	–	0.03 ± 0.06
Ep	<i>Syllis vitata</i> Grube, 1840	–	–	–	0.09 ± 0.15	–
En	Terebellidae sp.	0.02 ± 0.04	–	–	–	–
Ep	<i>Timarete filigera</i> (Delle Chiaje, 1828)	0.01 ± 0.02	0.03 ± 0.04	–	–	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Timarete punctata</i> (Grube, 1859)	0.11 ± 0.13	0.25 ± 0.50	–	–	–
Ep	<i>Vermiliopsis infundibulum</i> (Philippi, 1844)	0.15 ± 0.15	0.12 ± 0.23	–	0.02 ± 0.04	–
Ep	<i>Vermiliopsis striaticeps</i> (Grube, 1862)	0.03 ± 0.03	–	–	0.07 ± 0.12	–
	Polychaeta	17.76 ± 15.91	23.69 ± 16.27	3.98 ± 0.73	17.69 ± 7.92	8.03 ± 1.89
Z	Crustacea (larvae)	0.01 ± 0.02	0.17 ± 0.25	–	0.04 ± 0.03	–
Z	Copepoda	0.50 ± 0.50	0.46 ± 0.67	0.06 ± 0.05	0.43 ± 0.21	0.15 ± 0.15
Z	Ostracoda	0.24 ± 0.14	0.08 ± 0.09	0.33 ± 0.42	0.24 ± 0.23	0.15 ± 0.05
Ep	<i>Achaeus gracilis</i> (Costa, 1839)	0.01 ± 0.02	0.05 ± 0.03	0.02 ± 0.03	–	–
En	<i>Alpheus dentipes</i> Guérin, 1832	0.10 ± 0.17	0.23 ± 0.15	0.11 ± 0.13	0.32 ± 0.33	0.27 ± 0.31
En	<i>Alpheus</i> sp. 1	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Anapagurus bicorniger</i> A. Milne-Edwards and Bouvier, 1892	–	–	–	–	0.02 ± 0.04
Ep	<i>Athanas nitescens</i> (Leach, 1813 [in Leach, 1813–1814])	0.13 ± 0.15	1.07 ± 0.85	0.06 ± 0.05	0.54 ± 0.53	0.07 ± 0.12

(continued on next page)

Table A.1 (continued)

Categories	Taxa	May'06 n = 3	Sept'06 n = 3	Nov'06 n = 3	Feb'07 n = 3	April'07 n = 3
Ep	<i>Clibanarius erythropus</i> (Latreille, 1818)	0.02 ± 0.04	0.29 ± 0.25	–	–	–
Z	Decapoda (larvae)	–	0.72 ± 0.43	0.02 ± 0.03	–	–
Ep	<i>Derilambrus angulifrons</i> (Latreille, 1825)	–	–	–	0.02 ± 0.03	–
Ep	<i>Dromia</i> sp.	–	0.01 ± 0.03	–	0.02 ± 0.03	–
Ep	<i>Eualus cranchii</i> (Leach, 1817 [in Leach, 1815–1875])	0.17 ± 0.29	1.03 ± 0.73	0.44 ± 0.32	0.96 ± 1.04	0.07 ± 0.12
Ep	<i>Galathea bolivari</i> Zariquiey Álvarez, 1950	0.09 ± 0.10	0.01 ± 0.03	0.03 ± 0.06	0.16 ± 0.14	0.04 ± 0.08
Ep	<i>Gnathophyllum elegans</i> (Risso, 1816)	–	0.03 ± 0.05	0.05 ± 0.09	0.03 ± 0.06	–
Ep	<i>Hippolyte inermis</i> Leach, 1816	–	–	0.02 ± 0.03	0.13 ± 0.12	–
Ep	<i>Hippolyte leptocerus</i> (Heller, 1863)	–	1.47 ± 0.88	0.85 ± 0.68	0.34 ± 0.29	0.25 ± 0.15
Ep	<i>Liocarcinus navigator</i> (Herbst, 1794)	0.07 ± 0.12	0.07 ± 0.08	–	0.12 ± 0.07	0.02 ± 0.03
Ep	<i>Liocarcinus zariquieyi</i> Gordon, 1968	0.03 ± 0.06	–	–	–	–
Ep	<i>Maja squinado</i> (Herbst, 1788)	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Paguristes syrtensis</i> de Saint Laurent, 1971	0.23 ± 0.09	0.38 ± 0.48	0.08 ± 0.04	0.39 ± 0.14	0.37 ± 0.35
Ep	<i>Pagurus anachoretus</i> Risso, 1827	–	0.01 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Pagurus</i> sp.	0.03 ± 0.06	0.01 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Palaemon serratus</i> (Pennant, 1777)	0.05 ± 0.05	0.06 ± 0.09	0.03 ± 0.06	–	–
Ep	<i>Philocheas monacanthus</i> (Holthuis, 1961)	0.03 ± 0.06	–	–	–	–
Ep	<i>Philocheas trispinosus</i> (Hailstone in Hailstone and Westwood, 1835)	–	–	–	0.03 ± 0.06	0.04 ± 0.08
Ep	<i>Pillumnus hirtellus</i> (Linnaeus, 1761)	0.02 ± 0.04	0.06 ± 0.07	–	0.04 ± 0.03	–
Ep	<i>Pisa hirticornis</i> (Herbst, 1804)	–	–	0.02 ± 0.03	–	–
Ep	<i>Pisa nodipes</i> (Leach, 1815)	–	0.01 ± 0.03	–	–	–
Ep	<i>Processa macrophthalma</i> Nouvel and Holthuis, 1957	0.09 ± 0.12	0.06 ± 0.06	0.07 ± 0.12	–	–
Ep	<i>Sirpus monodi</i> Gordon, 1953	0.03 ± 0.06	–	–	–	–
En	<i>Upogebia pusilla</i> (Petagna, 1792)	–	0.01 ± 0.03	–	–	–
	Decapoda	1.12 ± 0.69	5.62 ± 1.80	1.78 ± 1.41	3.10 ± 2.26	1.14 ± 0.91
H	<i>Anchialina agilis</i> (Sars G.O., 1877)	1.14 ± 0.21	0.18 ± 0.17	–	0.31 ± 0.22	0.11 ± 0.10
H	<i>Anchialina oculata</i> Hoenigman, 1960	1.07 ± 0.95	0.05 ± 0.06	0.17 ± 0.06	0.09 ± 0.15	0.07 ± 0.12
H	<i>Diamysis</i> sp. (Sars G.O., 1877)	0.13 ± 0.23	2.82 ± 2.10	2.69 ± 1.57	8.34 ± 1.43	1.41 ± 0.41
H	<i>Haplostylus lobatus</i> (Nouvel, 1951)	0.88 ± 0.63	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.04	0.16 ± 0.03	0.20 ± 0.20
	Mysida	3.22 ± 0.29	3.07 ± 2.16	2.88 ± 1.60	8.91 ± 1.22	1.79 ± 0.51
H	<i>Bodotria</i> sp.	0.03 ± 0.06	–	–	0.02 ± 0.04	0.02 ± 0.03
H	<i>Campylaspis rostrata</i> Calman, 1905	–	0.17 ± 0.20	0.04 ± 0.08	–	–
H	<i>Cumella (Cumella) limicola</i> Sars, 1879	1.41 ± 1.21	1.34 ± 1.21	0.89 ± 0.84	4.20 ± 0.82	0.93 ± 0.75
H	<i>Cumopsis</i> sp.	–	–	–	0.02 ± 0.03	–
H	<i>Iphinoe serrata</i> Norman, 1867	0.82 ± 0.85	1.15 ± 0.74	0.27 ± 0.41	4.12 ± 1.49	1.02 ± 1.01
H	<i>Iphinoe trispinosa</i> (Goodsir, 1843)	1.60 ± 1.04	2.72 ± 1.99	0.83 ± 0.69	8.53 ± 1.48	2.26 ± 1.24
H	<i>Leucon</i> sp.	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.03	–	0.02 ± 0.03	–
H	<i>Pseudocuma (Pseudocuma) simile</i> G.O. Sars, 1900	–	–	–	0.15 ± 0.26	–
	Cumacea	3.88 ± 3.14	5.39 ± 3.37	2.03 ± 1.33	17.06 ± 1.82	4.22 ± 3.02
H	Apseudidae sp.	2.70 ± 4.68	0.32 ± 0.37	0.55 ± 0.95	1.48 ± 1.68	0.38 ± 0.65
H	Apseudoidea sp.	0.04 ± 0.05	–	–	0.04 ± 0.08	0.12 ± 0.07
H	<i>Leptocheila</i> sp.	14.47 ± 9.56	14.21 ± 8.27	13.76 ± 10.37	43.16 ± 22.72	31.17 ± 11.83
	Tanaidacea	17.22 ± 14.22	14.53 ± 8.42	14.31 ± 11.31	44.68 ± 24.34	31.67 ± 11.85
H	<i>Astacilla</i> sp.	0.26 ± 0.27	0.12 ± 0.16	0.05 ± 0.09	0.48 ± 0.46	0.04 ± 0.03
H	Anthuridea sp.	0.71 ± 0.83	0.75 ± 0.41	0.34 ± 0.35	1.23 ± 0.81	0.60 ± 0.35
Ep	<i>Cymodoce truncata</i> Leach, 1814	1.88 ± 0.89	0.64 ± 0.36	0.16 ± 0.08	0.52 ± 0.43	0.10 ± 0.09
H	<i>Eurydice</i> sp.	–	–	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.03	–
Ep	<i>Gnathia dentata</i> (Sars G.O., 1872)	5.22 ± 1.98	1.75 ± 1.07	0.25 ± 0.22	1.29 ± 1.14	1.15 ± 0.18
H	<i>Ianiropsis breviremis</i> (Sars, 1883)	2.39 ± 3.19	1.67 ± 1.02	0.33 ± 0.37	2.15 ± 1.63	0.52 ± 0.30
Ep	<i>Limnoria lignorum</i> (Rathke, 1799)	–	0.22 ± 0.43	0.02 ± 0.03	–	–
	Isopoda	10.45 ± 5.86	5.15 ± 2.60	1.16 ± 0.84	5.69 ± 4.32	2.41 ± 0.52
Ep	<i>Ampelisca antennata</i> Bellan-Santini and Kaim-Malka, 1977	–	–	0.02 ± 0.03	–	–
Ep	<i>Ampelisca</i> sp. 1	0.02 ± 0.03	–	–	–	0.02 ± 0.04
Ep	<i>Ampelisca spinifer</i> Reid, 1951	0.07 ± 0.08	0.10 ± 0.07	–	0.08 ± 0.7	0.03 ± 0.03
H	<i>Amphithoe ramondi</i> Audouin, 1826	–	–	0.09 ± 0.10	0.19 ± 0.29	0.30 ± 0.13
H	<i>Aora spinicornis</i> Afonso, 1976	2.26 ± 3.76	1.02 ± 0.61	2.50 ± 1.01	10.11 ± 1.63	6.11 ± 1.16
H	<i>Apherusa bispinosa</i> (Bate, 1857)	0.11 ± 0.16	–	0.04 ± 0.03	1.48 ± 2.05	4.48 ± 6.86
H	<i>Apherusa chierighinii</i> Giordani-Soika, 1949	0.13 ± 0.19	–	–	–	–
H	<i>Autonoe spiniventris</i> Della Valle, 1893	0.89 ± 1.37	–	–	0.31 ± 0.49	0.05 ± 0.09

(continued on next page)

Table A.1 (continued)

Categories	Taxa	May'06 n = 3	Sept'06 n = 3	Nov'06 n = 3	Feb'07 n = 3	April'07 n = 3
H	<i>Caprella acanthifera acanthifera</i> Leach, 1814	24.01 ± 13.62	1.70 ± 1.04	3.29 ± 4.55	32.73 ± 19.29	10.93 ± 2.19
H	<i>Caprella acanthiferadiscrepans</i> Mayer, 1890	28.09 ± 34.64	0.95 ± 0.63	0.73 ± 0.84	2.31 ± 2.03	2.41 ± 2.70
H	<i>Caprella rapax</i> Mayer, 1890	17.11 ± 2.94	1.17 ± 0.93	1.94 ± 2.45	16.23 ± 8.43	6.92 ± 2.57
H	<i>Dexamine spinosa</i> (Montagu, 1813)	0.04 ± 0.05	0.10 ± 0.09	1.23 ± 0.68	1.42 ± 1.66	0.02 ± 0.04
H	<i>Erichthonius punctatus</i> (Bate, 1857)	0.11 ± 0.10	0.32 ± 0.22	1.74 ± 0.72	5.07 ± 1.49	0.44 ± 0.14
H	<i>Gammaridae</i> sp. 1	–	–	0.02 ± 0.03	–	–
H	<i>Gammaridae</i> sp. 2	–	–	–	–	0.02 ± 0.03
H	<i>Gammaropsis palmata</i> (Stebbing and Robertson, 1891)	0.03 ± 0.06	0.04 ± 0.05	–	–	0.02 ± 0.03
H	<i>Guernea (Guernea) coalita</i> (Norman, 1868)	0.15 ± 0.18	0.15 ± 0.11	0.16 ± 0.14	0.16 ± 0.03	0.15 ± 0.22
H	<i>Leptocheirus bispinosus</i> Norman, 1908	2.71 ± 3.83	2.68 ± 3.69	1.59 ± 1.84	12.69 ± 13.38	1.39 ± 0.88
H	<i>Leptocheirus pectinatus</i> (Norman, 1869)	3.08 ± 1.97	1.20 ± 1.71	0.51 ± 0.43	5.49 ± 6.80	0.92 ± 0.43
H	<i>Leucothoe</i> sp. 1	0.01 ± 0.02	–	–	–	–
H	<i>Leucothoe spinicarpa</i> (Abildgaard, 1789)	1.48 ± 1.40	0.61 ± 0.49	0.13 ± 0.12	0.77 ± 0.81	1.17 ± 0.75
H	<i>Lysianassa caesarea</i> Ruffo, 1987	1.66 ± 2.87	1.07 ± 1.12	–	0.40 ± 0.40	0.55 ± 0.28
H	<i>Lysianassa pilicornis</i> (Heller, 1866)	5.20 ± 5.93	0.21 ± 0.10	0.29 ± 0.14	0.33 ± 0.42	0.37 ± 0.19
H	<i>Lysianassidae</i> sp. 1	0.01 ± 0.02	–	–	–	–
H	<i>Lysianassina longicornis</i> (Lucas, 1846)	0.51 ± 0.80	0.03 ± 0.04	–	0.09 ± 0.10	–
H	<i>Megaluropus massiliensis</i> Ledoyer, 1976	0.69 ± 0.18	1.02 ± 1.08	2.06 ± 3.19	2.87 ± 2.26	0.64 ± 0.45
H	<i>Microdeutopus algicola</i> Della Valle, 1893	0.34 ± 0.44	0.07 ± 0.09	0.02 ± 0.04	0.17 ± 0.21	0.02 ± 0.03
H	<i>Microdeutopus anomalus</i> (Rathke, 1843)	3.36 ± 1.73	1.35 ± 0.89	1.82 ± 0.57	8.34 ± 3.85	5.81 ± 1.31
H	<i>Microdeutopus bifidus</i> Myers, 1977	1.91 ± 1.57	1.94 ± 0.91	5.62 ± 2.86	17.58 ± 7.34	10.13 ± 2.64
H	<i>Microdeutopus stationis</i> Della Valle, 1893	10.69 ± 6.73	2.87 ± 2.56	4.10 ± 1.37	25.97 ± 11.42	13.02 ± 2.94
H	<i>Microdeutopus versiculatus</i> (Bate, 1856)	2.81 ± 2.66	3.58 ± 4.40	4.27 ± 1.64	14.84 ± 14.27	6.31 ± 0.78
H	<i>Microjassa</i> sp.	–	0.13 ± 0.19	1.76 ± 1.23	0.18 ± 0.31	0.61 ± 0.12
H	<i>Orchomene grimaldii</i> Chevreux, 1890	1.26 ± 1.71	0.04 ± 0.05	–	0.04 ± 0.08	0.04 ± 0.03
H	<i>Orchomene humilis</i> (Costa, 1853)	1.94 ± 2.76	0.12 ± 0.19	–	0.10 ± 0.10	0.04 ± 0.03
H	<i>Perioculodes longimanus longimanus</i> (Bate and Westwood, 1868)	0.37 ± 0.37	0.57 ± 0.43	0.56 ± 0.62	5.07 ± 1.26	1.82 ± 1.34
H	<i>Phtisica marina</i> Slabber, 1769	5.45 ± 3.21	0.94 ± 0.75	1.73 ± 0.56	9.03 ± 4.38	2.94 ± 0.88
H	<i>Pseudolirius kroyerii</i> (Haller, 1897)	2.26 ± 2.41	1.22 ± 0.73	0.95 ± 1.27	3.19 ± 1.67	1.02 ± 1.03
H	<i>Quadrimaera inaequipes</i> (A. Costa, 1857)	10.13 ± 8.38	9.80 ± 7.80	1.52 ± 1.52	4.35 ± 3.08	2.54 ± 1.51
H	<i>Socarnes filicornis</i> (Heller, 1866)	0.17 ± 0.29	–	–	–	–
H	<i>Synchelidium haplocheles</i> (Grube, 1864)	0.01 ± 0.02	0.12 ± 0.16	0.18 ± 0.20	0.63 ± 0.71	0.40 ± 0.23
	Amphipoda	129.06 ± 79.53	35.13 ± 20.44	38.87 ± 4.98	182.22 ± 78.23	81.65 ± 18.91
Ep	Pycnogonida	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
Z	Chaetognatha	–	–	0.78 ± 0.63	4.87 ± 1.38	0.07 ± 0.12
Ep	<i>Amphipholis squamata</i> (Delle Chiaje, 1828)	0.20 ± 0.26	0.23 ± 0.23	–	0.15 ± 0.15	0.03 ± 0.03
Ep	<i>Amphiura chiajei</i> Forbes, 1843	1.35 ± 1.52	0.48 ± 0.46	0.07 ± 0.12	0.17 ± 0.26	0.11 ± 0.10
	Echinodermata	1.55 ± 1.78	0.71 ± 0.25	0.07 ± 0.12	0.32 ± 0.13	0.14 ± 0.10
Z	Ascidacea	–	–	–	0.04 ± 0.08	–
N	<i>Gobius niger</i> Linnaeus, 1758	0.14 ± 0.13	0.25 ± 0.26	0.08 ± 0.04	0.11 ± 0.19	0.02 ± 0.04
N	<i>Parablennius tentacularis</i> (Brünnich, 1768)	–	0.05 ± 0.06	–	–	–
N	<i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1758)	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
N	<i>Syngnathus acus</i> Linnaeus, 1758	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.03	–	–	–
N	<i>Uranoscopus scaber</i> Linnaeus, 1758	–	0.02 ± 0.03	–	–	–
	Pisces	0.16 ± 0.14	0.35 ± 0.32	0.08 ± 0.04	0.11 ± 0.19	0.02 ± 0.04
	Pooled species richness	213	224	130	202	166
	Averaged total density (ind. m⁻²)	243.31 ± 104.50	136.92 ± 36.92	70.92 ± 20.89	410.20 ± 71.16	198.86 ± 26.68

and anoxic (Sánchez-Moyano et al., 2001a; Sánchez-Moyano and García-Asencio, 2009).

The dense monospecific algal bed in Elounda Bay corresponds to the EUNIS habitat type described for the Mediterranean Sea under the code A5.28 “Mediterranean communities of superficial muddy sands in sheltered waters” based on the Barcelona Convention

(type III.2.3.6) and to the habitat type 1160 of shallow inlets under the 92/43/EEC and Barcelona Convention (Davies et al., 2004). More specifically it conforms to the “Association with *Caulerpa prolifera* on superficial muddy sand in sheltered waters” (code A5. 282) located according to EUNIS habitat description at depths mostly around 1 m and rarely at more than 3 m. In Elounda Bay

the monospecific *Caulerpa prolifera* bed covers continuously even the deeper parts of the area in depths up to 9 m and it is also extended outside the Bay occupying large parts of the coastal zone at depths up to 50 m (IMBBC—unpublished data). To date, this specific habitat has not been well described by the EUNIS habitat classification system and further studies investigating in detail the associated macrobenthic assemblages would be essential.

Elounda Bay has been found to play an important role for the early stages of numerous fish species and cephalopods of the wider area (Koulouri et al., 2016). This semi-enclosed coastal marine ecosystem covered by a monospecific *C. prolifera* bed could therefore be considered as an important habitat not only for the growth of juvenile fish and cephalopods but also for other invertebrates, thus contributing to the maintenance and conservation of the marine biological resources of the area. However, further research focusing on the functional role of *C. prolifera* meadow, as well as comparisons with other habitats such as seagrass meadows and other vegetated habitats, is still required.

Acknowledgements

This work was carried out in the framework of the project: Environmental Study of Elounda Bay financed by Lasithi Prefecture of Crete Island (Greece). The authors are grateful for the critical reading of the manuscript made by Prof. A. Eleftheriou as well as the comments on the manuscript made by Mrs. M. Eleftheriou. We are also grateful for the support provided by Mr. D. Poursanidis on taxonomy of molluscs.

Appendix

Averaged densities (averaged individuals $m^{-2} \pm$ standard deviation, $n = 3$ replicate tows for each sampling occasion) of macrobenthic taxa collected in each sampling occasion in Elounda Bay. Categories according to mobility and bottom dependence: En = endobenthos; Ep = epibenthos; H = hyperbenthos; Z = zooplankton; N = nekton (see Table A.1).

References

- Antoniadou, C., Chintiroglou, C.C., 2005. Biodiversity of zoobenthic hard-substrate sublittoral communities in the Eastern Mediterranean (North Aegean Sea). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 62 (4), 637–653.
- Bedini, R., Bonechi, L., Piazzoli, L., 2014. Spatial and temporal variability of mobile macro-invertebrate assemblages associated to coralligenous habitat. *Mediterr. Mar. Sci.* 15/2, 302–312.
- Bedini, R., Pertusarti, M., Batistini, F., Piazzoli, L., 2011. Spatial and temporal variation of motile macro-invertebrate assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows. *Acta Adriat.* 52 (2), 201–214.
- Boström, C., Jackson, E., Simenstad, C.A., 2006. Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: A review. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 68, 383–403.
- Bray, J.R., Curtis, J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27, 220–249.
- Brito, M.C., Martin, D., Núñez, J., 2005. Polychaetes associated to a *Cymodocea nodosa* meadow in the Canary Islands: assemblage structure, temporal variability and vertical distribution compared to other Mediterranean seagrass meadows. *Mar. Biol.* 146, 467–481.
- Brunel, P., Besner, M., Messier, M., Poirier, L., Granger, D., Weinstein, M., 1978. Le traîneau Macer-GIROQ: appareil amélioré pour l'échantillonnage quantitatif de la petite faune nageuse au voisinage du fond. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. Hydrographie* 63 (6), 815–829.
- Buchanan, J.B., 1984. Sediment analysis. In: Holme, N.A., McIntyre, A.D. (Eds.), *Methods for the Study of Marine Benthos*. Blackwell Scientific Publishers, Boston, pp. 41–65.
- Buia, M.C., Gambi, M.C., Zupo, V., 2000. Structure and functioning of Mediterranean seagrass ecosystems: an overview. *Biol. Mar. Mediterr.* 7, 167–190.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18, 117–143.
- Clarke, K.R., Ainsworth, M., 1993. A method for linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 92, 205–209.
- Clarke, K.R., Green, R.H., 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 46, 213–226.
- Dauvin, J.C., Vallet, C., 2006. The near-bottom layer as an ecological boundary in marine ecosystems: diversity, taxonomic composition and community definitions. *Hydrobiologia* 555, 49–58.
- Davies, C.E., Moss, D., Hill, M.O., 2004. EUNIS Habitat Classification Revised 2004. Report to the European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity. European Environment Agency, p. 310.
- De la Rosa, I., Rodríguez, A., García Raso, J.E., 2006. Seasonal variation and structure of a decapod (Crustacea) assemblage living in a *Caulerpa prolifera* meadow in Cadiz Bay (SW Spain). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 66, 624–633.
- Everett, R.A., 1994. Macroalgae in marine soft-sediment communities: Effects on benthic faunal assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 175, 253–274.
- Fredriksen, S., Christie, H., Sæthre, B.A., 2005. Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. *Mar. Biol. Res.* 1, 2–19.
- Gambi, M.C., Giangrande, A., Martinelli, M., Chessa, L.A., 1995. Polychaetes of a *Posidonia oceanica* bed off Sardinia (Italy) spatial and seasonal distribution and feeding guild analysis. *Sci. Mar.* 59, 129–141.
- Gambi, M.C., Lorenti, M., Russo, G.F., Scipione, M.B., Zupo, V., 1992. Depth and seasonal distribution of some groups of the vagile fauna of the *Posidonia oceanica* leaf stratum: structural and trophic analyses. *Mar. Ecol.* 13 (1), 17–39.
- Guerra-García, J.M., Cabezas, M.P., Baeza-Rojano, E., Izquierdo, D., Corzo, J., Ros, M., Sánchez, J.A., Dugo-Cota, A., Flores-León, A.M., Soler-Hurtado, M.M., 2011. Abundance patterns of macrofauna associated to marine macroalgae along the Iberian Peninsula. *Zool. Baetica* 22, 3–17.
- Heck Jr., K.L., Hays, G., Orth, R.J., 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 253, 123–136.
- Hedges, J.I., Stern, J.H., 1984. Carbon and nitrogen determinations of carbonate-containing solids. *Limnol. Oceanogr.* 29, 657–663.
- Holmer, M., Marba, N., Lamote, M., Duarte, C.M., 2009. Deterioration of sediment quality in seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) invaded by macroalgae (*Caulerpa* sp.). *Estuaries Coasts* 32, 456–466.
- Karydis, M., 2009. Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review. *Glob. Nest J.* 11, 373–390.
- Kirküm, F., Kocataş, A., Katakın, T., Sezgin, M., Ateş, A.S., 2005. Crustacean biodiversity of *Padina pavonica* (L.) facies along the Aegean coasts of Turkey. *Turk. J. Zool.* 29 (2), 159–166.
- Koulouri, P., Kalogirou, S., M Aidanou, M., Koutsoubas, D., Dounas, C., 2016. Fish and cephalopod assemblage structure of green alga *Caulerpa prolifera* (Chlorophyta) meadow in the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete Island). *Reg. Stud. Mar. Sci.* 3, 33–41.
- Krapp-Schickel, T., Vader, W., 1998. What is, and what is not, *Caprella acanthifera* Leach, 1814 (Amphipoda, Caprellidea)? Part 1: the acanthifera-group. *J. Nat. Hist.* 32, 949–967.
- Lloret, J., Marín, A., 2009. The role of benthic macrophytes and their associated macroinvertebrate community in coastal lagoon resistance to eutrophication. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1827–1834.
- Monterroso, O., Riera, R., Núñez, J., 2012. Subtidal soft-bottom macro-invertebrate communities of the Canary Islands. An ecological approach. *Braz. J. Oceanogr.* 60 (1), 1–9.
- Orth, R.J., Heck, K.L., Van Montfrans, J., 1984. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence. *Estuaries* 7, 273–470.
- Pereira, S.G., Lima, F.P., Queiroz, N.C., Ribeiro, P.A., Santos, A.M., 2006. Biogeographic patterns of intertidal macroinvertebrates and their association with macroalgal distribution along the Portuguese coast. *Hydrobiologia* 555, 185–192.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Bernal, C.M., Quintino, V., Freitas, R., Rodrigues, A.M., García-Sánchez, M., Pérez-Ruzafa, I.M., 2012. *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long term history of interaction in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, Southwestern Mediterranean). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 110, 101–115.
- Png-González, L., Vázquez-Luis, M., Tuyá, F., 2014. Comparison of epifaunal assemblages between *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in Gran Canaria (eastern Atlantic). *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 94 (2), 241–253.
- Rueda, J.L., Fernández-Casado, M., Salas, C., Gofas, S., 2001. Seasonality in a taxocoenosis of molluscs from soft bottoms in the Bay of Cádiz (southern Spain). *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 81, 903–912.
- Rueda, J.L., Salas, C., 2003. Seasonal variation of a molluscan assemblage living in a *Caulerpa prolifera* meadow within the inner Bay of Cadiz (SW Spain). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 57, 909–918.
- Sánchez-Moyano, J.E., García-Adiego, E.M., Estacio, F.J., García-Gómez, J.C., 2001a. Influence of the density of *Caulerpa prolifera* (Chlorophyta) on the composition of the macrofauna in a meadow in Algeciras Bay (Southern Spain). *Sci. Mar.* 27, 47–71.
- Sánchez-Moyano, J.E., Estacio, F.J., García-Adiego, E.M., García - Gómez, J.C., 2001b. Effect of the vegetative cycle of *Caulerpa prolifera* on the spatio-temporal variation of invertebrate macrofauna. *Aquat. Bot.* 70, 163–174.
- Sánchez-Moyano, J.E., García-Asencio, I., 2009. Distribution and trophic structure of annelid assemblages in a *Caulerpa prolifera* bed from southern Spain. *Mar. Biol. Res.* 5, 122–132.
- Sánchez-Moyano, J.E., García-Asencio, I., García-Gómez, J.C., 2007. Effects of temporal variation of the seaweed *Caulerpa prolifera* cover on the associated crustacean community. *Mar. Ecol.* 28, 324–337.
- Sánchez-Moyano, J.E., García-Gómez, J.C., 1998. The arthropod community, especially Crustacea, as a bioindicator in Algeciras Bay (Southern Spain) based on a spatial distribution. *J. Coast. Res.* 14 (3), 1119–1133.
- Sezgin, M., Kocataş, A., Katakın, T., 2001. Amphipod Fauna of the Turkish Central Black Sea Region. *Turk. J. Zool.* 25, 57–61.

- Sfriso, A., Birkemeyer, T., Ghetti, P.F., 2001. Benthic macrofauna changes in areas of Venice lagoon populated by seagrasses or seaweeds. *Mar. Environ. Res.* 52 (4), 323–349.
- Simboura, N., Panayotidis, P., Papathanassiou, E., 2005. A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European Water Framework Directive in the Mediterranean ecoregion: The case of Saronikos Gulf. *Ecol. Indic.* 5, 253–266.
- Strickland, J.D.H., Parsons, T.R., 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*, second ed. *Fish. Res. Bd. Can. bull.* 167, 310.
- Tuya, F., Pérez, J., Medina, L., Luque, A., 2001. Seasonal variation of the macrofauna from three seagrass meadows of *Cymodocea nodosa* off Gran Canaria (central – eastern Atlantic Ocean). *Sci. Mar.* 27 (2), 223–234.
- Tuya, F., Png-González, L., Riera, R., Haroun, R., Espino, F., 2014. Ecological structure and function differs between habitats dominated by seagrasses and green seaweeds. *Mar. Environ. Res.* 98, 1–13.
- Vázquez-Luis, M., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., 2009. Comparison between amphipod assemblages associated with *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* and those of other Mediterranean habitats on soft substrate. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 84, 161–170.
- Yentsch, C.S., Menzel, D.W., 1963. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep Sea Res.* 10, 221–231.

9^ο ΠΑΝΕΛΛΗΝΙΟ ΣΥΜΠΟΣΙΟ ΩΚΕΑΝΟΓΡΑΦΙΑΣ & ΑΛΙΕΙΑΣ

ΠΑΤΡΑ, 13-16 ΜΑΪΟΥ 2009
ΣΥΝΕΔΡΙΑΚΟ & ΠΟΛΙΤΙΣΤΙΚΟ ΚΕΝΤΡΟ, ΠΑΝ/ΜΙΟ ΠΑΤΡΩΝ

ΠΡΑΚΤΙΚΑ ΤΟΜΟΣ Ι



ΔΙΟΡΓΑΝΩΣΗ:
ΠΑΝΕΛΛΗΝΙΟΣ ΣΥΛΛΟΓΟΣ ΕΡΓΑΖΟΜΕΝΩΝ ΣΤΟ ΕΛΛΗΝΙΚΟ ΚΕΝΤΡΟ ΘΑΛΑΣΣΙΩΝ ΕΡΕΥΝΩΝ
<http://www.hcmr.gr>



ΣΕ ΣΥΝΕΡΓΑΣΙΑ ΜΕ ΤΟ
ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΟ ΘΑΛΑΣΣΙΑΣ ΓΕΩΛΟΓΙΑΣ & ΦΥΣΙΚΗΣ ΩΚΕΑΝΟΓΡΑΦΙΑΣ,
ΤΜΗΜΑ ΓΕΩΛΟΓΙΑΣ, ΠΑΝ/ΜΙΟ ΠΑΤΡΩΝ
<http://www.upatras.gr>



ΕΛΛΗΝΙΚΟ ΚΕΝΤΡΟ ΘΑΛΑΣΣΙΩΝ ΕΡΕΥΝΩΝ
46, 70 ΧΛΜ. ΛΕΩΦ. ΑΘΗΝΩΝ-ΣΟΥΝΙΟΥ
Τ.Θ.: 712, Τ.Κ.: 19013, ΑΝΑΒΥΣΣΟΣ, ΑΤΤΙΚΗ

ΕΠΟΧΙΚΗ ΜΕΛΕΤΗ ΤΗΣ ΜΑΚΡΟΠΑΝΙΔΑΣ ΤΩΝ ΜΑΛΑΚΙΩΝ ΣΤΟΝ ΟΡΜΟ ΤΗΣ ΕΛΟΥΝΤΑΣ (ΚΡΗΤΗ, Α. ΜΕΣΟΓΕΙΟΣ)

Diliberto S.¹, Κουλούρη Π.², Μαϊδανού Μ.², Κουτσούμπας Δ.³, Ντούνας Κ.²

¹ Ινστιτούτο Ωκεανογραφίας, Ελληνικό Κέντρο Θαλάσσιων Ερευνών, santi@her.hcmr.gr

² Ινστιτούτο Θαλάσσιας Βιολογίας & Γενετικής, Ελληνικό Κέντρο Θαλάσσιων Ερευνών, kdounas@her.hcmr.gr

³ Τμήμα Επιστημών Θάλασσας, Πανεπιστήμιο Αιγαίου, drosos@aegean.gr

Περίληψη

Στόχος της συγκεκριμένης εργασίας ήταν η εποχική μελέτη της βενθικής μακροπανίδας των μαλακίων στον Όρμο της Ελούντας (Κρήτη, Α. Μεσόγειος). Για τη μελέτη των μαλακίων χρησιμοποιήθηκε ένας νέος επιβενθικός δειγματολήπτης τύπου ελκίθρου εξοπλισμένος με δίχτυ ανοίγματος ματιού 0.5 mm για την πραγματοποίηση δειγματοληψιών στην εσωτερική λεκάνη του Όρμου και σε βάθος 5 μέτρων κατά τη διάρκεια της περιόδου μεταξύ Ιουνίου 2006 και Ιουλίου 2007 (6 δειγματοληπτικές περιόδους). Στα πλαίσια της συγκεκριμένης μελέτης καταγράφηκαν 95 είδη μαλακίων. Η επεξεργασία των δεδομένων έδειξε ένα ιδιαίτερο εποχικό πρότυπο όσον αφορά το συνολικό αριθμό ειδών και την αφθονία τους με ελάχιστες αντίστοιχα τιμές να εμφανίζονται στις αρχές του χειμώνα (Δεκέμβριος 2006) και μέγιστες στα τέλη της ίδιας περιόδου (Φεβρουάριος 2007).

Λέξεις Κλειδιά: μαλάκια, οικολογία, δυναμική, στρατολόγηση.

SEASONAL STUDY OF THE MOLLUSCAN MACROFAUNA IN ELOUNDA BAY (CRETE, E. MEDITERRANEAN)

Diliberto S.¹, Maidanou M.², Koulouri P.², Koutsoubas D., Dounas C.²

¹ Institute Oceanography, Hellenic Centre for Marine Research, santi@her.hcmr.gr

² Institute Marine Biology & Genetics, Hellenic Centre for Marine Research, kdounas@her.hcmr.gr

³ Department of Marine Sciences, University of Aegean, drosos@aegean.gr

Abstract

The aim of the present investigation was the study of seasonal structure of the macrobenthic molluscan assemblage in Elounda Bay (Crete, E. Mediterranean). Macrobenthic samples were collected by means of a new epibenthic sledge equipped with one single net (0.5 mm mesh size) on a seasonal basis during 2006-2007 (6 sampling periods) along a transect in the inner part of Elounda Bay and at a depth of 5 m. In total, 95 species were recorded. Uni- and multivariate analyses of the molluscan assemblage revealed a particular seasonal pattern in species richness and densities with the lowest values observed in the beginning of winter period (December 2006) and the highest ones at the end of the same period (February 2007).

Keywords: mollusks, ecology, dynamics, recruitment.

1. Εισαγωγή

Τα ημίκλειστα παράκτια συστήματα χαρακτηρίζονται από φυσικές, βιολογικές και βιογεωχημικές διεργασίες που επηρεάζονται άμεσα από τη χέρσο καθώς δέχονται μεγάλες ποσότητες γλυκκών νερών, θρεπτικών αλάτων, διαλυμένης και σωματιδιακής οργανικής ύλης και συνήθως σημαντικά ρυπαντικά φορτία (Beck *et al.*, 2003). Τα συστήματα αυτά εμφανίζουν αυξημένη πρωτογενή παραγωγικότητα και γ' αυτό αποτελούν συνήθως πεδία στρατολόγησης και ανάπτυξης νεαρών οργανισμών (nursergy grounds) για συγκεκριμένα είδη με ιδιαίτερο οικονομικό ενδιαφέρον όπως ψάρια, καρκινοειδή και μαλάκια (Beck *et al.*, 2001).

Η συγκεκριμένη εργασία πραγματοποιήθηκε στα πλαίσια ενός ευρύτερου προγράμματος με τίτλο «Περιβαλλοντικός έλεγχος και λήψη περιοριστικών μέτρων στον Κόλπο της Ελούντας» που είχε ως στόχο τη μελέτη της δομής και λειτουργίας του οικοσυστήματος του Όρμου της Ελούντας, κατα-

γράφοντας την εποχική διακύμανση των αβιοτικών και βιοτικών συνιστωσών του συστήματος και εκτιμώντας την οικολογική κατάσταση από άποψη χερσαίων και θαλάσσιων ανθρωπογενών πιέσεων (Ντούνας & Κουλούρη, 2007). Στόχος της παρούσας εργασίας ήταν η περιγραφή των εποχικών μεταβολών της μακροπανίδας των βενθικών μαλακίων σε σχέση με τις αβιοτικές παραμέτρους που επικρατούν στην εσωτερική λεκάνη του Όρμου της Ελούντας.



Εικ. 1: Δορυφορική απεικόνιση του Όρμου της Ελούντας. Με διάστικτη γραμμή δίνονται τα όρια της περιοχής των εποχικών δειγματοληψιών βιοτικών και αβιοτικών παραμέτρων που πραγματοποιήθηκαν στα πλαίσια της συγκεκριμένης μελέτης.

2. Υλικά και Μέθοδοι

Στα πλαίσια του προγράμματος πραγματοποιήθηκαν 6 δειγματοληψίες στις εξής περιόδους: Ιούνιος 2006, Σεπτέμβριος 2006, Δεκέμβριος 2006, Φεβρουάριος 2007, Απρίλιος 2007, Ιούλιος 2007. Για τη μελέτη των βενθικών μαλακίων χρησιμοποιήθηκε ένας νέος επιβενθικός δειγματολήπτης τύπου ελκλήρου (δίχτυ με άνοιγμα ματιού 0.5mm) με τον οποίο πραγματοποιήθηκαν 3 επαναληπτικές σύρσεις σε μια αντιπροσωπευτική περιοχή στην εσωτερική λεκάνη του Όρμου της Ελούντας και σε βάθος 5 μέτρων (Εικ. 1). Τα δείγματα κοσκινίστηκαν σε κόσκινο ανοίγματος ματιού 0.5mm και συντηρήθηκαν σε διάλυμα φορμόλης 10%. Στην περιοχή δειγματοληψίας προσδιορίστηκαν η σύνθεση των ειδών και η αφθονία της πανίδας των μαλακίων και παράλληλα καταγράφηκαν με χρήση CTD η θερμοκρασία και η αλατότητα της στήλης του νερού και συλλέχθηκαν δείγματα νερού και ιζήματος για την ανάλυση των θρεπτικών αλάτων, της κοκκομετρικής σύστασης του ιζήματος, του σωματιδιακού οργανικού άνθρακα και των χλωροπλαστικών χρωστικών για κάθε δειγματοληπτική περίοδο. Για τη διερεύνηση της πανιδικής συγγένειας μεταξύ των εποχικών δειγμάτων εφαρμόστηκε η μέθοδος της ιεραρχικής ομαδοποίησης (Hierarchical clustering). Χρησιμοποιήθηκε ο δείκτης ομοιότητας Bray-Curtis σε ημιποσοτικά δεδομένα που είχαν τυποποιηθεί (standardized) και μετασχηματιστεί στην τετραγωνική ρίζα πριν την ανάλυση. Προκειμένου να διαπιστωθεί αν υπάρχουν στατιστικώς σημαντικές διαφορές μεταξύ των ομάδων δειγμάτων που προκύπτουν από την εφαρ-

μογή της παραπάνω μεθόδου χρησιμοποιήθηκε η στατιστική δοκιμασία ANOSIM και για να καθοριστούν τα είδη που συμβάλλουν στην ομαδοποίηση ή διαφοροποίηση των δειγμάτων που προκύπτουν χρησιμοποιήθηκε η τεχνική SIMPER. Για την επεξεργασία των δεδομένων με τις παραπάνω μεθόδους χρησιμοποιήθηκε το στατιστικό πρόγραμμα PRIMER-5 (Clarke & Gorley, 2001).

3. Αποτελέσματα

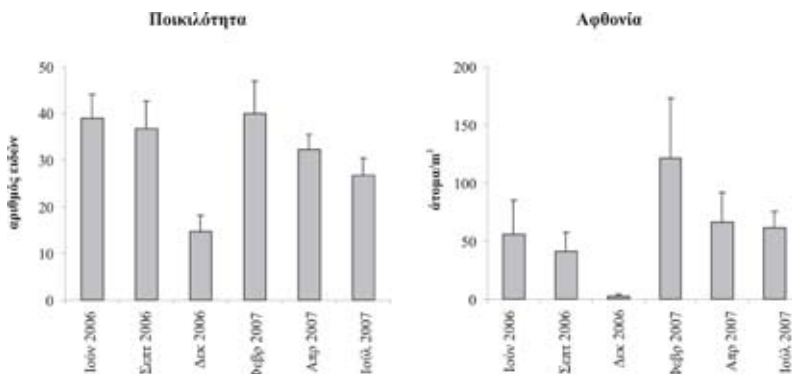
Η εσωτερική λεκάνη του Όρμου χαρακτηρίζεται από την επικράτηση των κλασμάτων ιλύος-αργίλου σε ποσοστό που φθάνει το 60%, βιογενή θρύμματα (30%) και διάφορα μικρότερα κλάσματα άμμου. Οι τιμές των αβιοτικών παραμέτρων της στήλης του νερού και του ιζήματος παρουσιάζουν σημαντικές εποχικές μεταβολές (Πίν. 1). Πιο συγκεκριμένα, η θερμοκρασία στη στήλη του νερού εμφάνισε τις μεγαλύτερες τιμές το Σεπτέμβριο 2006 και τις χαμηλότερες το Φεβρουάριο 2007 και κυμάνθηκε μεταξύ 13°C και 24°C. Αντίστοιχα, η αλατότητα του νερού είναι ιδιαίτερα αυξημένη κατά τη θερινή περίοδο ενώ παραμένει σε σχετικά κανονικά επίπεδα κατά τη χειμερινή περίοδο. Οι τιμές της αμμωνίας και των νιτρικών αλάτων κυμάνθηκαν από 0.34μM έως 0.90μM και από 0.68μM έως 3.78μM αντίστοιχως εμφανίζοντας τις υψηλότερες τιμές τον Σεπτέμβριο 2006. Οι τιμές των φωσφορικών αλάτων ήταν σχεδόν μηδενικές (μέγιστη συγκέντρωση 0.08μM τον Ιούλιο 2007) σε όλες τις δειγματοληπτικές περιόδους. Οι τιμές των νιτρικών και νιτρωδών αλάτων κυμάνθηκαν από 0.14μM έως 2.44μM και από 0.00μM έως 0.13μM αντίστοιχα με τις μέγιστες τιμές να εμφανίζονται το Φεβρουάριο 2007. Οι υψηλότερες τιμές των χλωροπλαστικών χρωστικών και του σωματιδιακού οργανικού άνθρακα στη στήλη του νερού αλλά και στο ίζημα εμφανίστηκαν τους ζεστούς μήνες του Ιουνίου και του Σεπτεμβρίου 2006.

Από τα 17358 άτομα που εξετάστηκαν από την περιοχή μελέτης προσδιορίστηκαν 95 είδη Μαλακίων (2 Πολυπλακοφόρα, 73 Γαστερόποδα και 20 Δίθυρα). Τα αφθονότερα είδη ήταν τα γαστερόποδα *Pusillina* sp., *Bittium reticulatum* (Da Costa, 1778), *Cylichnina* sp. και *Ondina* sp. και τα δίθυρα *Abra alba* (Wood W., 1802), *Gouldia minima* (Montagu, 1803) και *Parvicardium exiguum* (Gmelin, 1791).

Τόσο ο αριθμός των ειδών όσο και η πυκνότητα των βενθικών μαλακίων σε όλες τις δειγματοληπτικές περιόδους στη διάρκεια του έτους 2006 παρουσίασαν μια σχετική μείωση από το καλοκαίρι προς το φθινόπωρο και στη συνέχεια ακόμη πιο δραστική μείωση από το φθινόπωρο προς το χειμώνα του ίδιου έτους. Προς τα τέλη του χειμώνα (Φεβρουάριος 2007) εμφανίζεται μια ραγδαία αύξηση του αριθμού των ειδών και της πυκνότητας, παράμετροι οι οποίες μειώνονται σταδιακά την άνοιξη και το καλοκαίρι του ίδιου έτους (Εικ. 2).

Πίνακας 1: Τιμές των αβιοτικών παραμέτρων της στήλης του νερού και του ιζήματος στην περιοχή μελέτης.

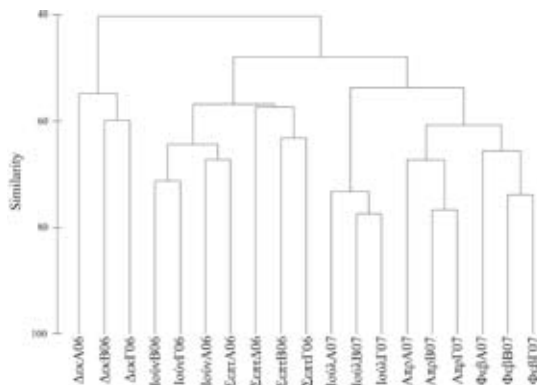
Δειγματοληπτικές περιόδους	Θερμοκρασία (T°C)	Αλατότητα (%)	NH ₄ (μM)	PO ₄ (μM)	NO ₃ (μM)	NO ₂ (μM)	SiO ₂ (μM)	Chla _w (μg/l)	Phaeo _w (μg/l)	POC _w (μg/l)	Chla _s (μg/g)	Phae _s (μg/g)	POC _s (μg/g)
Ιούνιος 2006	24.50	39.73	0.40	0.01	0.60	0.00	1.30	0.52	0.13	1156	15.07	10.67	14914
Σεπτέμβριος 2006	24.56	38.99	0.90	0.04	0.96	0.11	3.78	0.60	0.13	948	1.98	5.36	32899
Δεκέμβριος 2006	15.72	38.06	0.35	0.00	2.02	0.06	2.48	0.32	0.06	459	12.88	8.26	20484
Φεβρουάριος 2007	13.43	38.30	0.49	0.01	2.44	0.13	1.49	0.27	0.04	579	1.72	6.48	4460
Απρίλιος 2007	17.83	38.79	0.86	0.04	2.39	0.04	2.04	0.29	0.06	636	15.00	10.19	19607
Ιούλιος 2007	-	-	0.34	0.08	0.14	0.00	0.68	0.24	0.04	977	-	-	-



Εικ. 2: Εποχικές μεταβολές στη σύνθεση των ειδών και την αφθονία των μακροβενθικών μαλακίων στην εσωτερική λεκάνη του Όρμου της Ελούντας.

Το δενδρόγραμμα που προκύπτει από την εφαρμογή της μεθόδου ανάλυσης ομάδων δειγμάτων με βάση την αφθονία των ειδών μαλακίων τα οποία βρέθηκαν στην περιοχή μελέτης, έδειξε 5 διαφορετικές ομάδες ($R=0.8$, $p<0.001$). Η πρώτη ομάδα περιλαμβάνει την πανίδα των βενθικών μαλακίων που συλλέχθηκαν το χειμώνα (Δεκέμβριος 2006), ενώ αντίστοιχα η δεύτερη περιλαμβάνει τα δείγματα που συλλέχθηκαν τους ζεστούς μήνες Ιούνιο και Σεπτέμβριο 2006. Η τρίτη, τέταρτη και πέμπτη ομάδα περιλαμβάνουν την πανίδα των μαλακίων που συλλέχθηκε το Φεβρουάριο, τον Απρίλιο και τον Ιούλιο 2007 αντίστοιχα.

Στην αρχή της χειμερινής περιόδου (Δεκέμβριος 2006) τα αφθονότερα είδη που συλλέχθηκαν ήταν τα γαστερόποδα *Gibberula philippii* (Monterosato, 1878), *Pusillina* sp., *Cylichnina* sp. και *Oxynoe olivacea* Rafinesque, 1814 καθώς επίσης και το δίθυρο *Gouldia minima*, ενώ τον Ιούνιο και τον Σεπτέμβριο του ίδιου έτους τα κυρίαρχα είδη ήταν τα γαστερόποδα *Bittium reticulatum* και *Pusillina* sp. Το γαστερόποδο *Pusillina lineolata* κυριαρχεί γενικότερα στα δείγματα που συλλέχθηκαν το 2007, ενώ το δίθυρο *Abra alba* ήταν το κυρίαρχο είδος στα δείγματα του Φεβρουαρίου και του Απριλίου του ίδιου έτους. Τον Ιούνιο 2007 εμφανίζεται επίσης με ιδιαίτερα αυξημένες αφθονίες το δίθυρο *Gouldia minima*, ενώ τον Φεβρουάριο του ίδιου έτους κυριαρχούν επιπλέον το δίθυρο *Parvicardium exiguum* και το γαστερόποδο *Cylichnina* sp.



Εικ 3: Δενδρόγραμμα ομαδοποίησης των επαναληπτικών δειγμάτων των 6 διαφορετικών δειγματοληπτικών περιόδων.

4. Συμπεράσματα - Συζήτηση

Η περιοχή μελέτης στην εσωτερική λεκάνη του Όρμου της Ελούντας χαρακτηρίζεται από την συνάθροιση μακροβενθικών οργανισμών των ιλωδών άμμων σε προφυλαγμένες περιοχές (SVMC, Pères, 1967). Πιο συγκεκριμένα πρόκειται για μια βιοκοινότητα που συγκροτείται σε αβαθείς ημί-κλειστες περιοχές με ήπιες συνθήκες υδροδυναμισμού που επιτρέπουν την απόθεση λεπτόκοκκων ιζημάτων με αποτέλεσμα το υπόστρωμα να εμφανίζεται ως μικτό και να αποτελείται από ιλωδή άμμο ή ιλωδή άμμο σε συνδυασμό με άφθονα βιογενή θρύμματα και λεπτά χαλίκια. Η βενθική ενδοπανίδα της συνάθροισης αυτής χαρακτηρίζεται από την τυπική παρουσία διθύρων όπως τα είδη *Loripes lacteus* και *Tapes decussatus* και η επιπανίδα της από ορισμένα είδη γαστεροπόδων όπως τα *Cerithium vulgatum* και *C. rupestre*. Τα παραπάνω είδη μαλακίων αποτελούν σταθερά πανιδικά στοιχεία του μακροβένθους που ζει στην εσωτερική λεκάνη του Όρμου της Ελούντας. Στην περιοχή αυτή ο βυθός καλύπτεται από ένα πυκνό στρώμα θαλλών του χλωροφύκου *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux, 1809, που εμφανίζεται σταθερά από την ισοβαθή των δύο περίπου μέτρων μέχρι και το βαθύτερο σημείο του Όρμου (8.7 μέτρα). Γενικότερα, η σύνθεση της πανίδας των μαλακίων της προαναφερθείσας συνάθροισης είναι παρόμοια με αυτή που αναφέρεται για μία ιδιαίτερη φάση της που έχει περιγραφεί από διάφορες περιοχές της Μεσογείου (Pères 1967). Θα πρέπει ωστόσο να σημειωθεί ότι η πανίδα της συγκεκριμένης φάσης του χλωροφύκου *Caulerpa prolifera* θεωρείται σχετικά φτωχή (Pères 1967), κάτι το οποίο έρχεται σε αντίθεση με τον ιδιαίτερα μεγάλο αριθμό ειδών μαλακίων που βρέθηκαν στα πλαίσια της συγκεκριμένης μελέτης (95 είδη). Ενδιαφέρον παρουσιάζει επίσης η έντονη και διαδοχική μεταβολή της αφθονίας των πληθυσμών ορισμένων ειδών μαλακίων από εποχή σε εποχή γεγονός που έχει καταγραφεί και σε άλλα ημίκλειστα παράκτια οικοσυστήματα των Ελληνικών Θαλασσών ή της Μεσογείου όπου έχουν πραγματοποιηθεί ανάλογες μελέτες (Sarda *et al.*, 1999; Ζουγανέλη και συν., 2007) και που αποδεικνύει ότι η περιοχή αποτελεί δυναμικό πεδίο στρατολόγησης νεαρών ειδών μαλακίων και ψαριών (Beck *et al.*, 2001, 2003). Η συγκεκριμένη μελέτη αναφέρεται πρώτη φορά στην καταγραφή των εποχικών μεταβολών των βιοτικών και αβιοτικών παραμέτρων ενός τυπικού ημί-κλειστου παράκτιου συστήματος στον χώρο του Νοτίου Αιγαίου. Τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας μπορούν να αποτελέσουν την αρχή δημιουργίας μιας αξιολογής βάσης δεδομένων βιοτικών και αβιοτικών παραμέτρων ανάλογων παράκτιων οικοσυστημάτων, όπως αυτό του Όρμου της Ελούντας, που είναι ιδιαίτερα χρήσιμη για την ανάπτυξη και εφαρμογή σχεδίων ορθολογικής διαχείρισης τους.

5. Βιβλιογραφικές Αναφορές

- Beck, M.W., Heck, K.L.Jr., 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(8): 633-641.
- Beck, M.W., Heck, K.L.Jr., 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., 2003. The role of near shore ecosystems as fish and shellfish nurseries. *Issues in Ecology*, 11: 1-12.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N., 2001. Primer v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E: Plymouth UK
- Ντούνας Κ. & Κουλούρη, Π. 2007. Περιβαλλοντικός έλεγχος και λήψη περιοριστικών μέτρων στον Κόλπο της Ελούντας. Τεχνική Έκθεση. Ινστιτούτο Θαλάσσιας Βιολογίας & Γενετικής Ελληνικού Κέντρου Θαλασσίων Ερευνών.
- Pères, J.M., 1967. The Mediterranean benthos. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 5: 449-533.
- Sarda R., S. Pinedo & Martin, D., 1999. Seasonal dynamics of macrofaunal key species inhabiting shallow soft-bottoms in the bay of Blanes (NW Mediterranean). *Acta Oecologica* 20: 315-326.
- Ζουγανέλη Π., Δημητριάδης Χ., Μαρκαντωνάτου Β., Κούκδα Ε. & Κουτσούμπας, Δ., 2007. Εκτίμηση της Οικολογικής Κατάστασης με βάση αβιοτικά και βιολογικά ποιοτικά στοιχεία του Κόλπου Καλλονής (Λέσβος, ΒΑ Αιγαίο). Πρακτικά 13^{ου} Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων, Μυτιλήνη, 27-30 Σεπτεμβρίου 2007, 491-494.



Fish and cephalopod assemblage structure of green alga *Caulerpa prolifera* (Chlorophyta) meadow in the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete Island)



Panayota Koulouri^{a,*}, Stefanos Kalogirou^b, Maria Maidanou^{a,c}, Drosos Koutsoubas^c, Costas Dounas^a

^a Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Marine Biology, Biotechnology and Aquaculture, Gournes Pediados, P.O. Box 2214, 71003, Heraklion, Crete, Greece

^b Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Marine Biological Resources and Inland Waters, Hydrobiological Station of Rhodes, 85100, Rhodes, Greece

^c University of the Aegean, Department of Marine Sciences, Faculty of Environment, 81100, Mytilene, Lesvos Island, Greece

HIGHLIGHTS

- Fish and cephalopod assemblages in a shallow semi-enclosed marine ecosystem.
- Fish assemblages associated with a green alga *Caulerpa prolifera* meadow.
- Species/density peaks in summer due to extremely high numbers of juveniles.
- An important juvenile habitat for many fish and cephalopod species.

ARTICLE INFO

Article history:

Received 19 August 2015
Received in revised form
2 December 2015
Accepted 8 December 2015
Available online 18 December 2015

Keywords:

Macroalgal habitat
Semi-enclosed coastal ecosystems
Fish assemblages
Juvenile habitat
Functional guilds

ABSTRACT

The present study investigated for the first time in the eastern Mediterranean Sea species composition, density, wet biomass and body size of fish and cephalopod species associated with a *Caulerpa prolifera* meadow in a shallow semi-enclosed coastal marine ecosystem (Elounda Bay, Crete Island). Quantitative sampling with a local boat seine, revealed 34 fish species belonging to 22 families and three cephalopod taxa. The number and density of species peaked during the summer sampling period due to high numbers of juveniles, while the highest wet biomass was observed during the autumn sampling period. The fish species *Boops boops*, *Spicara smaris*, *Mullus barbatus* and the non-indigenous *Siganus luridus* were dominant, making up a high proportion of the total fish fauna of the studied area. The cephalopod *Sepia officinalis* was the most important species, in terms of wet biomass. The results of the study indicated that the semi-enclosed coastal marine ecosystem of Elounda Bay, characterized by a dense monospecific *C. prolifera* bed as well as specific abiotic and biotic features could be regarded as an important habitat for the development of fish and cephalopod species, thus contributing to the conservation and maintenance of marine biological resources of the area.

© 2015 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

The presence of vegetation in near-shore ecosystems has often been reported as supporting more diverse fish assemblages and higher numbers of fish species as well as their juveniles, than non-vegetated substrates (Paterson and Whitfield, 2000; Guidetti,

2000). Such patterns are typically explained, by taking into account the high structural complexity and productivity of vegetated systems, especially seagrass meadows, which thus provide food and shelter from predators to a great number of littoral fish species (Guidetti, 2000; Short et al., 2007). However, it is not a specific type of habitat but its structure *per se* that seems to be the most important factor in the nursery role carried out in vegetated substrates; when seagrass meadows are compared to other structured habitats such as macroalgal beds, there appears to be very few differences in abundance, growth or survival of juveniles (Heck et al., 2003).

* Corresponding author.

E-mail address: yol72@hcmr.gr (P. Koulouri).

In the Mediterranean Sea, most researchers have focused on the fish fauna associated with the most widespread endemic seagrass *Posidonia oceanica* (e.g. Francour, 1997; Deudero et al., 2008 and Kalogirou et al., 2010). The structure and dynamics of fish communities associated with other less common seagrass species, such as *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii*, as well as infralittoral rocky bottoms and sandy non-vegetated habitats have also been investigated (e.g. Guidetti, 2000; Guidetti and Busso, 2002 and Kalogirou et al., 2012). Nevertheless, soft-bottom macroalgae-dominated ecosystems have so far received little attention (Verdiell-Cubedo et al., 2007a,b; Franco et al., 2012; Cheminée et al., 2013).

Caulerpa prolifera (Forsskål) J.V. Lamouroux 1809 is a subtropical green alga which forms dense permanent meadows, usually occurring on muddy sand bottoms in sheltered areas at depths ranging from 1 to 20 m (Davies et al., 2004). Even though *C. prolifera* beds have been observed in various areas of the Mediterranean Sea, only a few studies have been concerned with its structure, distribution pattern and dynamics as well as its associated macrofauna (e.g. Sánchez-Moyano et al., 2001 and Pérez-Ruzafa et al., 2012). In particular, fish communities associated with *C. prolifera* beds were only examined in the Mar Menor coastal lagoon in the south-east of Iberian Peninsula (Verdiell-Cubedo et al., 2007a,b; Franco et al., 2012).

Elounda Bay is a semi-enclosed embayment which is covered by a dense monospecific *C. prolifera* meadow, located in the north-eastern part of Crete Island (S. Aegean Sea, E. Mediterranean). This shallow area sheltered from wave energy is considered by the local fishermen as an important habitat for the conservation and maintenance of its marine biological resources. The objectives of the present study were: (a) to describe the qualitative and quantitative structure of the fish and cephalopod assemblages associated to *C. prolifera* meadow in Elounda Bay (Crete Island) throughout a single year; (b) to characterize the fish and cephalopod fauna in the study area by using ecological guilds; (c) to determine the role and importance of this particular habitat for the development of fish and cephalopod species; (d) to compare results with those available from other areas in the Mediterranean Sea.

2. Materials and methods

2.1. Study area

Elounda Bay has a surface area of 6.5 km², while its inner part, sheltered from waves and currents, occupies an area of 4.7 km² covered by a dense *C. prolifera* meadow (Fig. 1). The shallow part of the Bay (2–9 m depth) is traditionally considered to be an important habitat for the conservation and maintenance of marine biological resources of commercial value for the fisheries of the wider area. The outer coastal Mirabello Bay connects to Elounda Bay through three straits (Fig. 1). The northernmost strait is located between the north coast of Mirabello Bay and Spinalonga Island with a total width of 750 m, while another northern strait is located between the Islands of Spinalonga and Kolokitha with a total width of 150 m and depth of 1.5 m. The south strait was artificially created in 1897 with a total width of 3 m and depth of 1 m.

The environmental variables in the water column and the surface sediments of the study area were measured within the framework of a project financed by the local authorities and described in the project's Final Report (Dounas, 2006, unpublished). The seawater temperature showed strong seasonality, varying between 13.30 °C (±0.12) during winter and 24.95 °C (±0.25) during summer. Salinity remained relatively stable throughout the water column with values ranging between 37.95 (±0.11) and 40.02 (±0.25) in late autumn and summer, respectively. Concentrations of the chloroplastic pigments (chlorophyll *a* and phaeopigments)

and the particulate organic carbon (POC) in the water column were relatively low (maximum values of chl *a* : 0.57 µg/l, phaeopigments: 0.12 µg/l, POC: 0.90 mg/l), while fifteen macrozooplanktonic groups (e.g. copepods, appendicularians, cnidarians) were found in the study area (10–1463 ind m⁻³). Surface sediments (0–0.01 m depth) were mostly classified as mud with the fraction <63 µm making up more than 40%–70% of the sediment. The coarse-grained constituents (20%–30%) were mainly shell fragments and debris of bivalves. Sedimentary chloroplastic pigments and especially chlorophyll *a* reached a peak in autumn (24.70 µg/g), while concentrations over the remaining study periods were also relatively high, ranging from 8.56 µg/g in summer to 15.48 µg/g in spring. The concentrations of POC in the surface sediment were also high, with maximum values in autumn (28.18 mg/g) and the lowest in spring (19.93 mg/g). Twenty-five different macrofaunal benthic groups (e.g. crustaceans, molluscs, polychaetes) were found in the study area (72–447 ind m⁻²).

2.2. Sampling

Daylight sampling was carried out at Site A (Fig. 1) every two months on six occasions: May 2006, July 2006, September 2006, November 2006, February 2007 and April 2007. Selection of the sampling site representative of the *C. prolifera* meadow density variability in the study area was made based on visual observations by the Hellenic Centre for Marine Science (HCMR) scientific diving team. This site (8 m depth) is the only boat seine fishing ground in the Bay. Boat seine fishing is a very effective sampling technique in coastal waters, though it has impacts on living resources as small meshes in the cod-end may result in the capture of undersized fish and non-target species. Therefore, its use was prohibited in Greek waters from 1 April to 31 September until 2010; ever since then, in accordance with European regulations (EC Regulation 1967/2006) it has been completely banned throughout the year. The boat seine net used (cod-end mesh size: 8 mm bar length) by a local fishing boat to sample fishes and cephalopods (especially *Sepia officinalis*) swept an area of approximately 6 × 10³ m². The design of the boat seine fishing method is described in Kalogirou et al. (2010). All fish captured were identified to species level, counted and weighed. Sample materials were then fixed in 10% formalin on board, before transportation to the laboratory, where they were individually measured to the nearest mm (total length; *TL* for fish and mantle length; *ML* for cephalopods) and weighed to the nearest 0.01 g. The fish assemblage structure was analysed in terms of the number of species, density (number of individuals) and total wet biomass (kg).

2.3. Data analysis

Non-metric multidimensional scaling (MDS) ordination analysis (Field et al., 1982), based on fish and cephalopod density and biomass matrices of the six seasonal sampling periods, was performed using the Bray–Curtis similarity coefficient (Bray and Curtis, 1957). Dispersion weighting was carried out to reduce the contribution of schooling species in separating samples (Clarke et al., 2006). The ANOSIM (analysis of similarity) test was used in order to detect statistically significant differences between the two-month surveys (six surveys-hauls in total) throughout the study period. Species contribution to the similarity and/or dissimilarity of the six hauls was investigated by applying the SIMPER (similarity percentage) procedure. The similarity and/or dissimilarity of the hauls was estimated (%) and the species contribution to the similarity and/or dissimilarity of the hauls was also estimated (%). The PRIMER v6 statistical software package was used for the above data analyses.

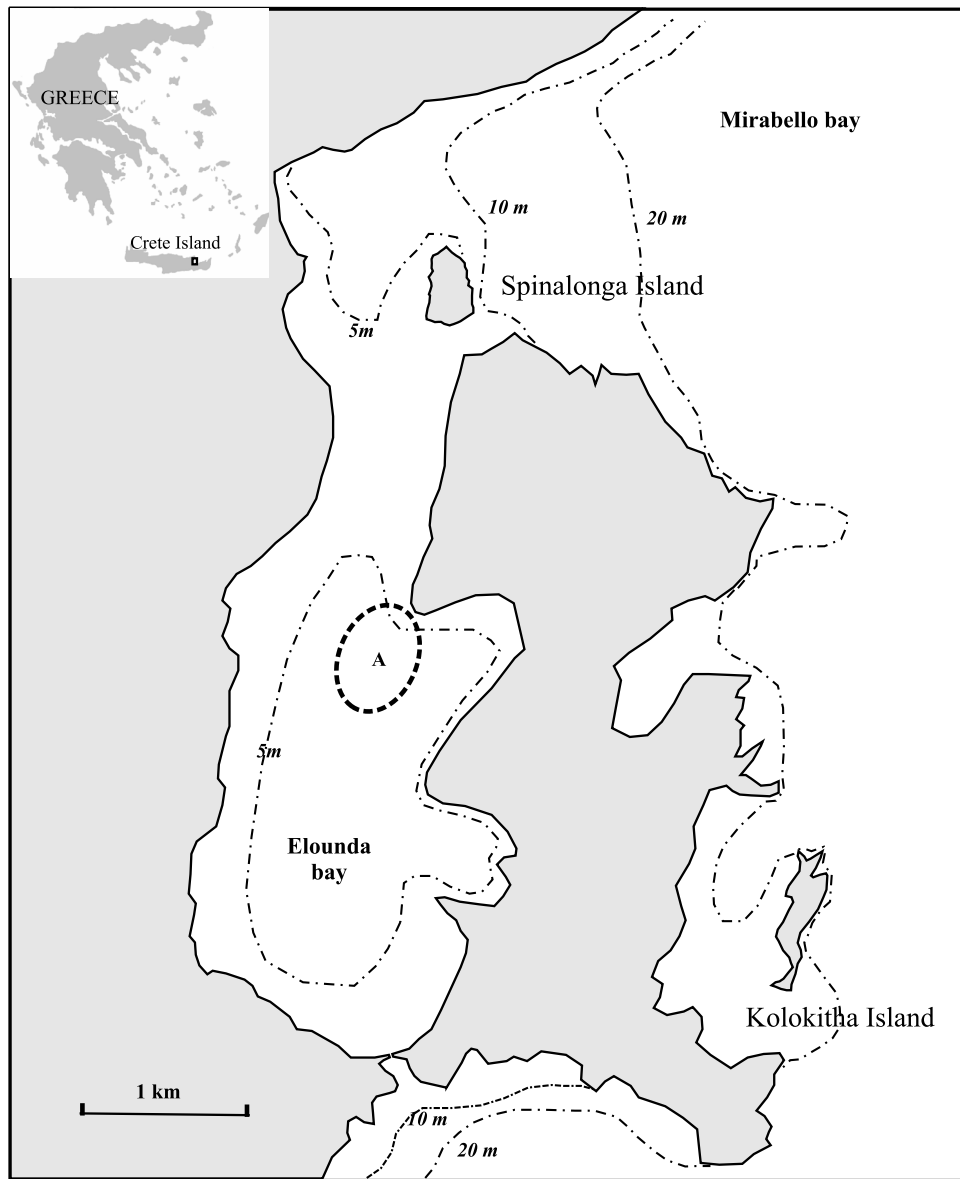


Fig. 1. Map showing the study area of Elounda Bay.

2.4. Functional guilds

Density, biomass, average size and size at maturity were analysed based on the seasonal trend observed in the study area in order to determine functional guilds for fish and cephalopod species. Size at maturity and information regarding sexual dimorphism and hermaphroditism were obtained from Froese and Pauly (2013) for fish and from Pierce et al. (2010) for cephalopods. These data were combined to construct the functional guilds, which were defined using the approach described by Elliott and Dewailly (1995) and Kalogirou et al. (2010) though modified according to the local ecosystem and ecology of the species. Three functional guilds were determined to describe the habitat use by each species: CPR: *Caulerpa prolifera* residents, species which seem to be stationary and highly dependent on *C. prolifera* meadow where both juveniles and adults can co-occur during the same sampling period; JM: juvenile migrants, species which appear to use *C. prolifera* as a juvenile habitat; and OV: occasional visitors, species that were caught in low abundances. The lowest mean fish size observed during the study period in combination with high densities indicated juvenile individuals, while a large mean individual size indicated the

presence of adult specimens. In addition, for each species the percentage contribution of juveniles to the total number of individuals captured throughout the study was calculated. Size at maturity for each species was also investigated.

3. Results

3.1. Fish assemblage structure

In total, 12 621 individuals fish were collected, belonging to 22 families and 34 species (Table 1). The families Sparidae, Centracanthidae, Mullidae and Siganidae made up 84% of the fish assemblage, both in terms of density and biomass. The fish species *Boops boops* (family Sparidae) contributed 29% to total density, while *Spicara smaris* (family Centracanthidae) and *Mullus barbatus* (family Mullidae) contributed 20% and 17%, respectively (Table 2). Three of the 34 fish species recorded were non-indigenous species (NIS) of Indo-Pacific origin (*Siganus luridus*, *Stephanolepis diaspros* and *Lagocephalus sceleratus*), accounting for 10% and 11% in terms of density and wet biomass, respectively (Table 1). Three different taxa of cephalopods were also collected in the study area (328

Table 1
Fish species, density (number of individuals/haul) and biomass (kg/haul) recorded in *Caulerpa prolifera* meadow of inner Elounda bay, Crete, eastern Mediterranean Sea (FC: functional guilds; CPR: *Caulerpa prolifera* residents; JM: juvenile migrants and OV: occasional visitors).

Family	Species	Common name	FG	May 2006		July 2006		September 2006		November 2006		February 2007		April 2007		Total	
				ind	kg	ind	kg	ind	kg	ind	kg	ind	kg	ind	kg	ind	kg
TELEOSTEI																	
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	Big-scale sand smelt	JM	5	0.008	44	0.076			44	0.077	47	0.078	11	0.020	151	0.259
Blenniidae	<i>Parablennius tentaculatus</i>	Tentacled blenny	CPR	39	0.133	44	0.214	6	0.020	24	0.052	6	0.018	66	0.218	185	0.655
Carangidae	<i>Lichia amia</i>	Leerfish	OV			1	0.031								1	0.031	
Centranchthidae	<i>Spicara maena</i>	Picarel	JM	50	0.110	1100	1.841	938	4.437	308	2.300	135	0.700	29	0.129	2560	9.517
Centranchthidae	<i>Spicara smaris</i>	Spotted flounder	OV			1	0.018			1	0.001				2	0.019	
Citharidae	<i>Citharus linguatula</i>	European pilchard	OV			1	0.003					1	0.038		1	0.003	
Dactylopteriidae	<i>Dactylopterus volitans</i>	Flying gurnard	OV			4	0.010							17	0.030	21	0.040
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	European anchovy	OV	116	0.272	321	0.819	35	0.141	292	0.582	27	0.066	138	0.556	929	2.436
Gobiidae	<i>Gobius niger</i>	Black goby	CPR			21	0.118	31	0.156	39	0.245	11	0.083		102	0.602	
Labridae	<i>Symphodus ocellatus</i>	Grey wrasse	OV					1	0.006	1	0.025				1	0.006	
Labridae	<i>Symphodus tinca</i>	East Atlantic peacock wrasse	OV			6	0.024			1	0.025				7	0.049	
Labridae	<i>Thalassoma pavo</i>	Ornate wrasse	OV			2	0.009								2	0.009	
Labridae	<i>Coris julis</i>	Mediterranean rainbow wrasse	OV			1	0.007								1	0.007	
Monacanthidae	<i>Stephanolepis diaspros</i>	Reticulated leatherjacket	OV					1	0.003	1	<0.001				2	0.003	
Mullidae	<i>Mullus barbatus</i>	Red mullet	CPR	55	0.443	485	1.109	756	5.750	356	1.086	445	2.100		2097	10.488	
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	Striped red mullet	JM			151	0.582	7	0.123			4	0.139		162	0.844	
Scorpaenidae	<i>Sparisoma cretense</i>	Parrotfish	OV			1	0.002								1	0.002	
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>	Black scorpionfish	OV	2	0.170	2	0.011	1	0.104			3	0.098		8	0.383	
Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i>	Comber	OV	2	0.182	2	0.018	2	0.018	3	0.177	1	0.020		8	0.397	
Serranidae	<i>Serranus hepatus</i>	Brown comber	JM	324	1.253	17	0.091	68	0.147	123	0.230	41	0.081	79	0.268	652	2.070
Serranidae	<i>Serranus scriba</i>	Painted comber	OV	1	0.005	1	0.008								2	0.013	
Soleidae	<i>Siganus luridus</i>	Dusky spinefoot	JM			1	<0.001	1077	4.850	106	0.641	35	0.134	4	0.020	1223	5.645
Soleidae	<i>Monochirus hispidus</i>	Whiskered sole	OV							1	0.005				1	0.005	
Sparidae	<i>Boops boops</i>	Bogue	JM	2	0.007	2640	4.725	204	1.267	464	4.550	256	2.400	49	0.327	3615	13.276
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>	Annular seabream	JM			9	0.039	6	0.021	2	0.003	71	0.226	1	0.004	89	0.293
Sparidae	<i>Lithognathus mormyrus</i>	Sand steenbras	OV	1	0.005	4	0.115					1	0.023		6	0.143	
Sparidae	<i>Pagellus acarne</i>	Axillary seabream	JM	260	0.475	35	0.116	22	0.083			14	0.102	75	0.329	406	1.105
Sparidae	<i>Pagrus pagrus</i>	Common seabream	JM	2	0.078	22	0.347	17	0.571	4	0.066			1	0.049	46	1.111
Sphyracidae	<i>Sphyræna sphyraena</i>	European barracuda	JM			45	0.240			1	0.052	1	0.051		46	0.292	
Synodontidae	<i>Synodus saurus</i>	Atlantic lizardfish	OV					1	0.018	1	0.018				2	0.069	
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus sceleratus</i>	Silverstripe blaasop	OV							2	0.079				1	0.018	
Uranoscopidae	<i>Uranoscopus scaber</i>	Atlantic stargrazer	OV	1	0.066										3	0.145	
CEPHALOPODA																	
Octopodidae	<i>Octopus vulgaris</i>	Common octopus	OV	1	0.025									2	2.400	3	2.425
Sepiidae	<i>Sepia officinalis</i>	Common cuttlefish	CPR	17	1.240	88	2.311	52	2.523	80	8.279	80	10.177	7	0.710	324	25.240
Sepioidae	Sepioidae		OV			1	<0.001								1	<0.001	
	Total (Fish)			860	3.207	4959	10.555	3173	17.715	1973	11.858	1185	7.041	471	1.955	12621	52.332
	Mean fish wet biomass (g/ind)			3.73	4.472	5048	12.866	5.58	20.238	6.01	20.137	5.94	17.218	4.15	4.15	4.15	79.996
	Total (Fish and Cephalopods)			878	4.472	5048	12.866	3225	20.238	2053	20.137	1265	17.218	480	5.065	12949	79.996

Table 2

Ranking of the 10 dominant species in *Caulerpa prolifera* meadow in terms of total biomass and density (CPR: *Caulerpa prolifera* residents; JM: Juvenile migrants).

	Species	Family	Ecological guild	Biomass (kg)
1	<i>Boops boops</i> ^a	Sparidae	JM	13.27
2	<i>Mullus barbatus</i> ^a	Mullidae	CPR	10.48
3	<i>Spicara smaris</i> ^a	Centracanthidae	JM	9.51
4	<i>Siganus luridus</i> ^a	Siganidae	JM	5.64
5	<i>Gobius niger</i>	Gobiidae	CPR	2.43
6	<i>Spicara maena</i> ^a	Centracanthidae	JM	2.36
7	<i>Serranus hepatus</i>	Serranidae	JM	2.06
8	<i>Pagrus pagrus</i>	Sparidae	JM	1.11
9	<i>Pagellus acarne</i>	Sparidae	JM	1.10
10	<i>Mullus surmuletus</i>	Mullidae	JM	0.84

	Species	Family	Ecological guild	Density (ind)
1	<i>Boops boops</i> ^a	Sparidae	JM	3615
2	<i>Spicara smaris</i> ^a	Centracanthidae	JM	2560
3	<i>Mullus barbatus</i> ^a	Mullidae	CPR	2097
4	<i>Siganus luridus</i> ^a	Siganidae	JM	1223
5	<i>Gobius niger</i>	Gobiidae	CPR	929
6	<i>Serranus hepatus</i> ^a	Serranidae	JM	652
7	<i>Pagellus acarne</i> ^a	Sparidae	JM	406
8	<i>Spicara maena</i> ^a	Centracanthidae	JM	287
9	<i>Parablennius tentacularis</i>	Blenniidae	CPR	185
10	<i>Mullus surmuletus</i> ^a	Mullidae	JM	162

^a Species of commercial value.

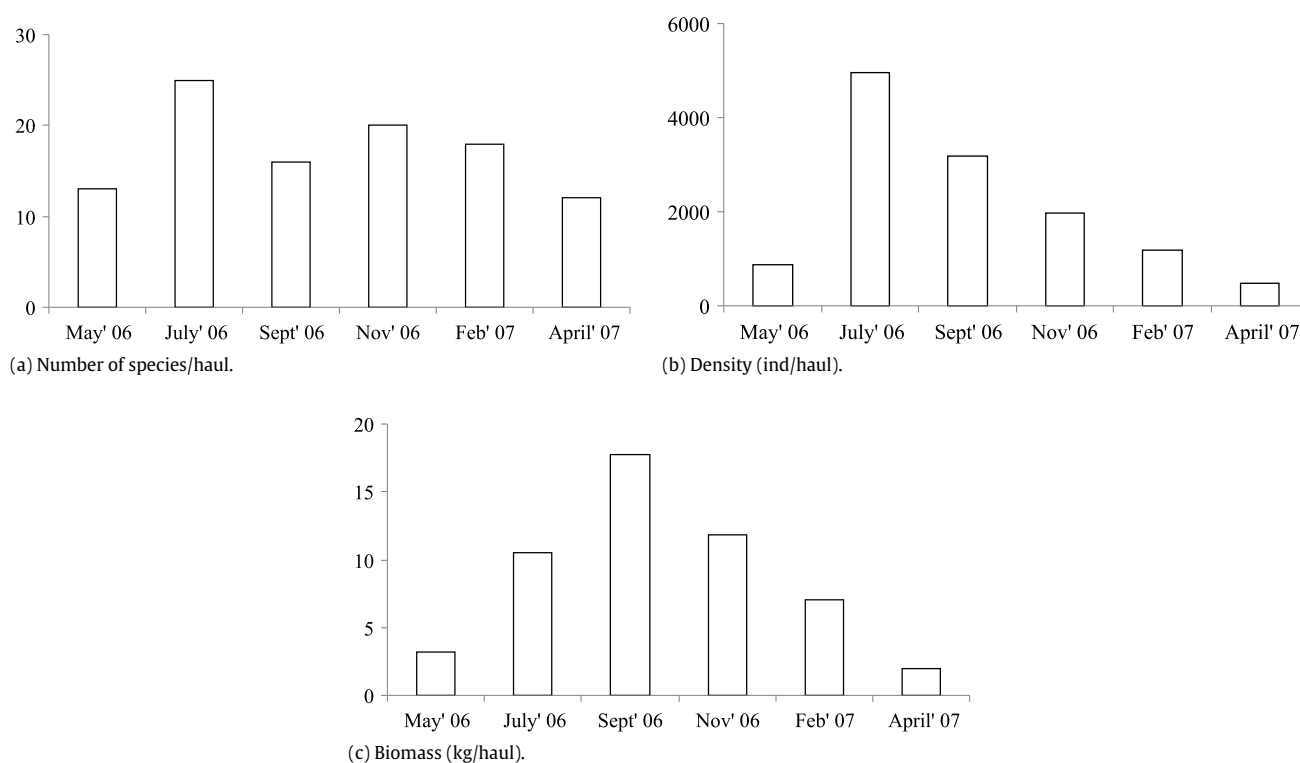


Fig. 2. (a) Number of fish species per haul, (b) density (individuals/haul) and (c) biomass (kg/haul) in *Caulerpa prolifera* meadow in inner Elounda Bay during the six seasonal sampling periods (May, July, September and November 2006, February and April 2007).

individuals and 28 kg per haul area) with *Sepia officinalis* being the most abundant, both in terms of density (99%) and wet biomass (89%) (Table 1).

The number of species varied between 14 species in April 2007 and 27 species in July 2006 (Fig. 2). The number of fish individuals per haul varied from an average of 600 in May 2006 and April 2007 to approximately 5000 in July 2006 (Fig. 2), mainly attributed to the high densities of *B. boops*, *S. smaris* and *M. barbatus* (Table 1). A total wet biomass of c. 80 kg of fish and cephalopods was collected throughout the study period (Table 1). Fish biomass varied

between two kg/haul in April 2007 and 18 kg/haul in September 2006 (Fig. 2).

Non-metric MDS based on density and biomass matrices showed that fish and cephalopod assemblages were structured according to different seasonal sampling periods: (1) July 2006; (2) September 2006; (3) November 2006 and February 2007; and (4) May 2006 and April 2007 (Fig. 3). *A priori* ANOSIM tests revealed significant differences between the above-mentioned groups ($R = 1$, $p < 0.05$ for density and $R = 0.85$, $p < 0.05$ for wet biomass). The SIMPER analysis showed high similarity (70% for

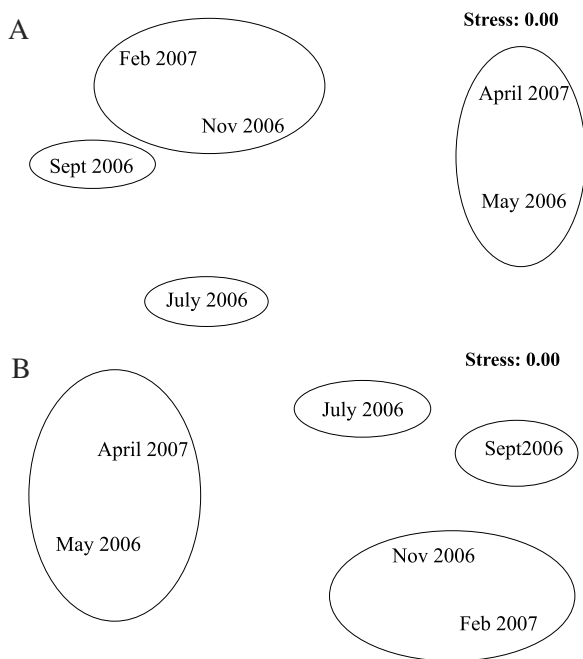


Fig. 3. Multidimensional scaling (MDS) ordination analysis, based on fish and cephalopod species abundance (A) and biomass (B) matrices, collected in the study area during the six seasonal sampling periods (May, July, September and November 2006, February and April 2007). The circles indicate the statistically significant different hauls according to ANOSIM tests ($R=1$, $p < 0.05$ for density and $R = 0.85$, $p < 0.05$ for biomass).

density and 65% for biomass) between the two spring sampling periods (May 2006 and April 2007). The dominant fish species, in terms of both density and biomass, were: *Serranus hepatus*, *Pagellus acarne*, *Gobius niger*, *Parablennius tentacularis*, *S. smarís* and the cephalopod *S. officinalis* (more than 90% contribution of these species to both similarities). The high dissimilarity (49% for density and 43% for biomass) of the fish structure between the spring (May 2006 and April 2007) and the summer sampling periods (July 2006) was mainly attributed to the dominance of *B. boops*, *S. smarís*, *M. barbatus* and *Mullus surmuletus* in July 2006. The low similarity in fish structures of July 2006 and September 2006, both in terms of density (36%) and biomass (35%), was mainly attributed to the dominance of *S. luridus* in September 2006. The dissimilarity (33%) between the assemblage structures of the autumn (September 2006) and the winter sampling periods (November 2006 and February 2007) was mainly due to the high densities of *S. luridus* in September 2006 and *Spicara maena*, *Atherina boyeri*, *G. niger*, *B. boops*, *Diplodus annularis*, *S. officinalis* in November 2006 and February 2007 (contributing with 77% to the dissimilarity). The high biomass of the cephalopods *Octopus vulgaris* and *S. officinalis* and the fish species *S. maena* in winter sampling periods (November 2006 and February 2007) as well as of *S. luridus*, *M. barbatus*, *Pagrus pagrus* in September 2006 contributed 63% to the dissimilarity (38%) of these sampling periods.

3.2. Functional guilds

The fish and cephalopod assemblage structure consisted of five *C. prolifera* resident species, 11 juvenile migrants and 21 occasional visitors (Table 1). The 16 species for which a functional group could be assigned (CPR, JM) made up more than 99% of the total number of fish and cephalopods captured (Tables 1 and 2). *Caulerpa prolifera* residents were represented in the fish families of Blenniidae, Gobiidae, Labriidae and Mullidae as well as the cephalopod family of Sepiidae (Table 1). Within this functional guild, two species of commercial importance, the fish *M. barbatus*

and the cephalopod *S. officinalis* made an important contribution to the abundance and biomass of the total fauna (Table 1). A large number of *M. barbatus* juveniles was collected in July and September 2006 (485 and 678 individuals, respectively), with a median TL ranging from 5.0 to 7.0 cm (Fig. 4.1b, c). A relatively large number of juveniles of *S. officinalis* was also collected during the same sampling periods (88 and 52 individuals, respectively) with a median ML ranging from 5.5 to 6.5 cm (Fig. 4.2b, c). Most of the JM used *C. prolifera* bed in July and September, with 77% of the total number of individuals caught during these sampling periods (Tables 1 and 3, Fig. 5). More specifically, a large number of juveniles of *B. boops* (2640 individuals, TL: 4.4–12.8 cm, 1.8 g/ind) and *S. smarís* (1100 individuals, TL: 4.4–7.2 cm, 1.7 g/ind) in July as well as *S. luridus* (1077 individuals, TL: 3.3–9.9 cm, 1.0 g/ind) in September were collected (Fig. 5, Tables 1 and 3). A relatively high number of juveniles of *M. surmuletus* in July (151 individuals, TL: 4.8–11.0 cm, 3.9 g/ind) as well as *P. acarne* (260 individuals, TL: 3.8–7.1 cm, 1.8 g/ind) and *S. hepatus* (324 individuals, TL: 3.2–7.9 cm, 3.9 g/ind) in May were also collected (Fig. 5, Tables 1 and 3).

4. Discussion

The present study is the first attempt to describe the fish assemblage structure associated with *C. prolifera* meadows in the eastern Mediterranean Sea. The only other similar study in the Mediterranean Sea took place in the Mar Menor coastal lagoon in the south-east of Iberian Peninsula (Verdiell-Cubedo et al., 2007a,b; Franco et al., 2012). The green macroalga *C. prolifera* corresponds to a distinct association of the “biocenosis of muddy sands in sheltered waters” (Barcelona Convention type III.2.3.6) and to the habitat type 1160 of shallow inlets under the 92/43/EEC and Barcelona Convention (Davies et al., 2004). The semi-enclosed coastal marine ecosystem of Elounda Bay is characterized by specific features, such as shallowness and relative isolation from the outer coastal area of Mirabello Bay. Due to these features the sea bottom is usually well irradiated, while currents and hydrodynamics are closely conditioned by bottom topography, favouring the accumulation of inorganic and organic material as well as maintenance of the fine-grained silty surface sediments. Moreover, the presence of the dense monospecific meadow of *C. prolifera*, in terms of enhancing particle trapping and reducing hydrodynamic forces at the sediment surface, seems to provide a similar function compared to seagrass meadows (Paterson and Whitfield, 2000; Guidetti, 2000; Hendriks et al., 2010).

The study area covered by a continuous meadow of *C. prolifera* sustains a diverse fish community including 34 species (mean density of 35 ind 100 m⁻²), within 22 families, a number which is relatively high, considering the moderate sampling effort and the oligotrophic character of this coastal system and in comparison with other vegetated substrates of near-shore habitats in the Mediterranean Sea, e.g. 31 species (10–40 ind 100 m⁻²) in the island of Ischia (*P. oceanica* seagrass bed, Harmelin-Vivien and Francour, 1992), 23 species (94 ind 100 m⁻²) in the Gulf of Olbia in northeastern Sardinia (seagrasses of *C. nodosa* and *Z. noltii*, Guidetti and Bussotti, 2002), 51 species (143 ind 100 m⁻²) in Erdek Bay in the Marmara Sea (seagrass meadows of *C. nodosa* and *Z. marina*, Keskin, 2007), 18 species (88 ind 100 m⁻²) in the Mar Menor lagoon (*C. nodosa* and *C. prolifera* meadows, Verdiell-Cubedo et al., 2007a). The relatively high fish species richness and abundances recorded from Elounda Bay support the hypothesis that the physical structure *per se* is one of the main factors affecting near-shore fish assemblages (Guidetti, 2000; Heck et al., 2003).

Water temperature is usually considered as one of the most important environmental factors influencing fish distribution in seagrass habitats, with warmer seasons being the periods of maximum benthic fish abundance and diversity (Guidetti and Bussotti,

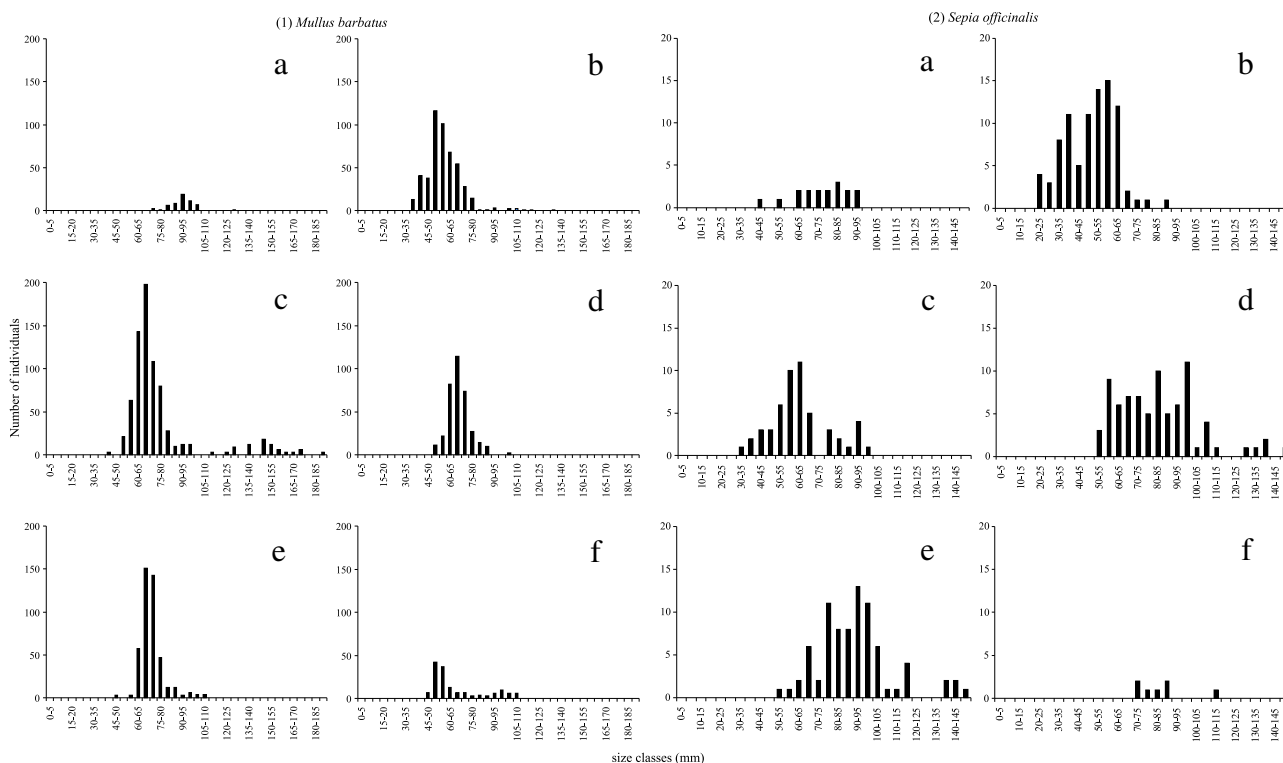


Fig. 4. Size frequency distributions of (1) *Mullus barbatus* and (2) *Sepia officinalis* collected during the six seasonal sampling periods in the study area (a: May 2006, b: July 2006, c: September 2006, d: November 2006, e: February 2007, f: April 2007).

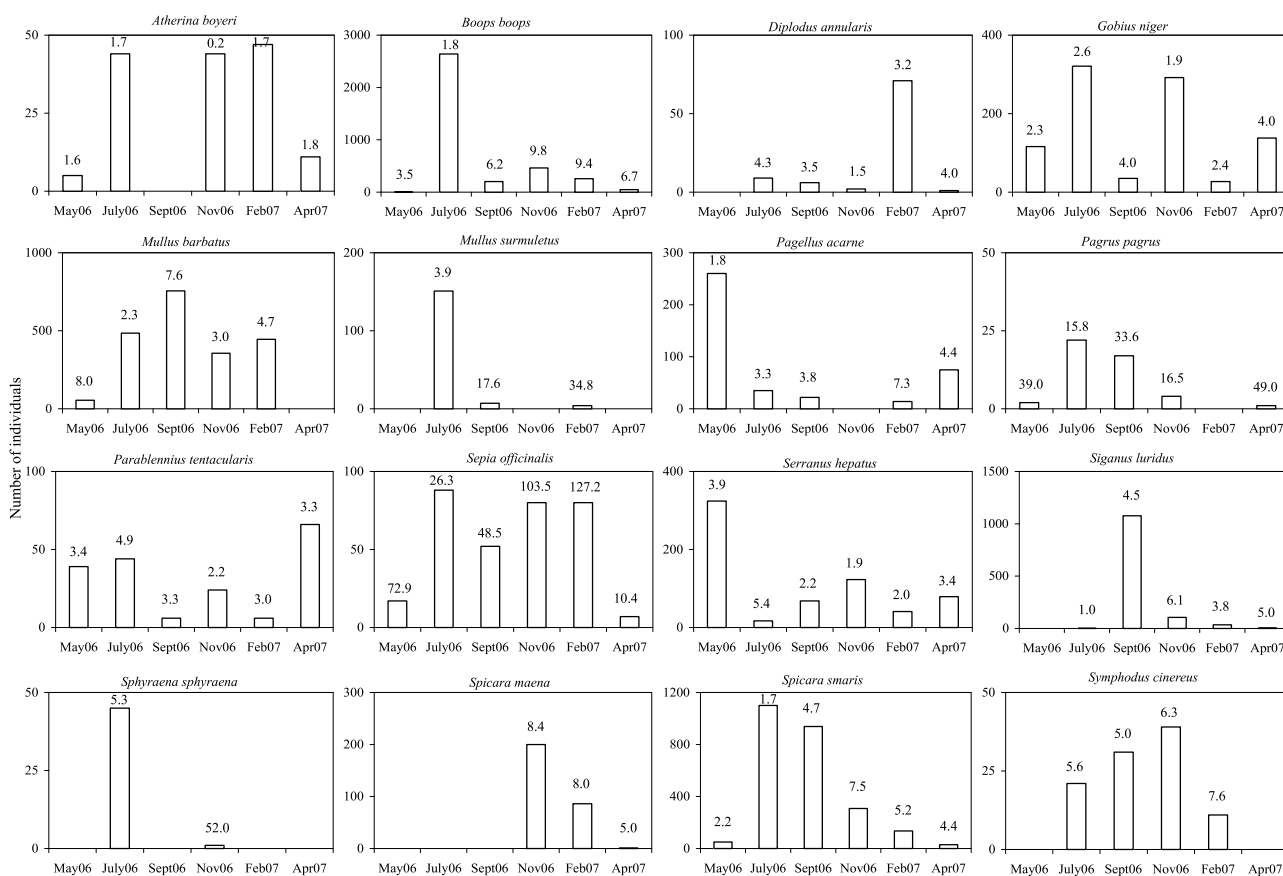


Fig. 5. Number of individuals of each of the 16 most abundant species collected during the six sampling periods in the study area (May, July, September and November 2006, February and April 2007). Mean wet biomass (g) per individual is indicated above each bar plot.

Table 3
Total length (TL, mm) and Mantle length (ML, mm) range of the most important fish and cephalopod species, respectively, collected in the study area during each sampling period.

	May 2006	July 2006	Sept 2006	Nov 2006	Feb 2007	Apr 2007
Total Length or Mantle Length (mm) range						
<i>A. boyeri</i>	61–70	53–74	–	53–90	57–90	64–72
<i>B. boops</i>	79–79	44–128	65–120	82–162	87–120	81–104
<i>D. annularis</i>	–	36–100	55–71	48–54	45–73	64
<i>G. niger</i>	41–96	41–104	49–107	35–100	43–85	40–125
<i>M. barbatus</i>	71–130	37–130	45–187	52–103	50–107	–
<i>M. surmuletus</i>	–	48–110	94–122	–	103–186	–
<i>P. acarne</i>	38–71	45–81	62–86	–	78–94	52–71
<i>P. pagrus</i>	47–162	44–120	39–147	50–156	–	142
<i>P. tentacularis</i>	58–89	52–93	51–87	39–86	51–83	55–97
<i>S. officinalis</i>	41–90	23–58	36–94	52–147	55–149	74–111
<i>S. hepatus</i>	53–78	32–79	30–91	37–90	39–65	52–75
<i>S. luridus</i>	–	31	33–99	38–112	51–92	67–98
<i>S. sphyraena</i>	–	85–148	–	245	–	–
<i>S. maena</i>	–	–	–	83–108	76–110	82
<i>S. smarís</i>	49–81	44–72	57–87	65–101	61–114	72–101
<i>S. cinereus</i>	–	46–101	50–99	55–98	67–92	–

2002). The highest density values measured in July in the study area can be attributed to the increased number of fish species and especially to the extremely high contribution made by juveniles, which accounted for almost 99% of the abundance during this period. This pattern has also been observed in *P. oceanica* habitats of the eastern (Kalogirou et al., 2010) and western Mediterranean Sea (Deudero et al., 2008). Accordingly, the low value of mean wet biomass per individual estimated during the same period also indicates the recruitment of several fish species and the presence of their juveniles. Several authors have emphasized the important nursery role of seagrass meadows for many fish species (e.g. Bell and Harmelin-Vivien, 1982; Francour, 1997; Deudero et al., 2008) and recently of *Cystoseira* forests for rocky fish species (Cheminée et al., 2013).

The commercial species *M. barbatus* and *S. officinalis* seem to be the most important residents of the *C. prolifera* meadow and along with the rest of the residents *G. niger*, *P. tentacularis* and *Symphodus cinereus* represent a high proportion of the small-sized individuals throughout the study period (26% of the total abundance). In addition, the proportion of juvenile migrants in the same habitat is also high (72% of the total abundance). Among these, species such as *B. boops*, *S. smarís*, *M. surmuletus*, *P. acarne*, *S. maena* and *A. boyeri*, also comprise main target species for commercial fisheries in the Cretan Sea (Kallianiotis et al., 2000). The extremely high number of juveniles found in this shallow and sheltered vegetated habitat (98% of the total abundance), also observed for shallow sheltered seagrass beds (Guidetti and Bussotti, 2002; Keskin, 2007), implies that the *C. prolifera* meadow in Elounda Bay is an important juvenile habitat for the wider area. The occasional visitors were a major group, in terms of number of species, although they represented only a small fraction in the study area (<1% of the total abundance and biomass). Despite the high catch efficiency of the boat seine, the lack of replicates within seasonal sampling periods and the life-history characteristics of several labrid and other species which do not have school-forming behaviour might have contributed to a possible oversight of other resident species.

The semi-enclosed coastal marine ecosystem of Elounda Bay characterized by a dense monospecific *C. prolifera* bed as well as specific abiotic and biotic features could therefore be considered as an important habitat for the development of fish and cephalopod species, thus contributing to the conservation and maintenance of marine biological resources of the wider area. However, further research into the functional role of the *C. prolifera* meadow as a nursery habitat as well as comparisons with other potential juvenile habitats in the area are required. Moreover, studies on fish assemblage structure in *C. prolifera* meadows and comparisons with

other vegetated and/or non-vegetated habitats are also essential in order to better understand the role of macroalgal habitats that so far have received very little attention in comparison with seagrass meadows.

Acknowledgements

This work was carried out in the framework of the project: Environmental Study of Elounda Bay financed by Lasithi Prefecture of Crete Island (Greece). The authors are grateful for the critical reading of the manuscript made by Prof. L. Pihl and Prof. A. Eleftheriou as well as the comments on the manuscript made by Mrs M. Eleftheriou.

References

- Bell, J.D., Harmelin-Vivien, M.L., 1982. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. 1. Community structure. *Tethys* 10, 337–347.
- Bray, J.R., Curtis, J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27, 220–249.
- Cheminée, A., Sala, E., Pastor, J., Bodilis, P., Thiriet, P., Mangialajo, L., Cottalorda, J.-M., Francour, P., 2013. Nursery value of *Cystoseira* forests for Mediterranean rocky reef fishes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 442, 70–79.
- Clarke, K.R., Chapman, M.G., Somerfield, P.J., Needham, H.R., 2006. Dispersion-based weighting of species counts in assemblage analyses. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 320, 11–27.
- Davies, C.E., Moss, D., Hill, M.O., 2004. EUNIS Habitat Classification Revised 2004. Report to the European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity. European Environment Agency, p. 310.
- Deudero, S., Morey, G., Frau, A., Moranta, J., Moreno, I., 2008. Temporal trends of littoral fishes at deep *Posidonia oceanica* seagrass meadows in a temperate coastal zone. *J. Mar. Syst.* 70, 182–195.
- Dounas, C., 2006. Environmental Study of Elounda Bay. Lasithi Prefecture, Crete (Greece). HCMR Technical Report. p. 316. (in Greek).
- Elliott, M., Dewailly, F., 1995. The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 29, 397–417.
- Field, J.G., Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 8, 37–52.
- Franco, A., Pérez-Ruzafa, A., Drouineau, H., Franzoi, P., Koutrakis, E.T., Lepage, M., Verdiell-Cubedo, D., Bouchoucha, M., López-Capel, A., Riccato, F., Sapounidis, A., Marcos, C., Oliva-Paterna, F.J., Torralva-Forero, M., Torricelli, P., 2012. Assessment of fish assemblages in coastal lagoon habitats: Effect of sampling method. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 112, 115–125.
- Francour, P., 1997. Fish Assemblages of *Posidonia oceanica* beds at port-cros (France, NW Mediterranean): Assessment of composition and long-term fluctuations by visual census. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 157, 157–173.
- Froese, R., Pauly, D., 2013. Fishbase, worldwide web electronic publication. <http://www.fishbase.org> (version 07/2013).
- 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. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 50, 515–529.
- Guidetti, P., Bussotti, S., 2002. Fish fauna of a mixed meadow composed by the seagrasses *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii* in the western Mediterranean. *Oceanol. Acta* 23 (7), 759–770.
- Harmelin-Vivien, M.L., Francour, P., 1992. Trawling or visual censuses? Methodological bias in the assessment of fish populations in seagrass beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 83, 41–51.

- Heck, K.L., Hays, G., Orth, R.J., 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 253, 123–136.
- Hendriks, I., Bouma, T., Morris, E., Duarte, C., 2010. Effects of seagrasses and algae of the *Caulerpa* family on hydrodynamics and particle-trapping rates. *Mar. Biol.* 157, 473–481.
- Kallianiotis, A., Sophronidis, K., Vidoris, P., Tselepidis, A., 2000. Demersal fish and megafaunal assemblages on the Cretan continental shelf and slope (NE Mediterranean): seasonal variation in species density, biomass and diversity. *Prog. Oceanogr.* 46, 429–455.
- Kalogirou, S., Corsini Foka, M., Sioulas, A., Wennhage, H., Pihl, L., 2010. Diversity, structure and function of fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* beds in an area of the eastern Mediterranean Sea and the role of non-indigenous species. *J. Fish Biol.* 77, 2338–2357.
- Kalogirou, S., Wennhage, H., Pihl, L., 2012. Non-indigenous species in Mediterranean fish assemblages: Contrasting feeding guilds of *Posidonia oceanica* meadows and sandy habitats. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 96, 209–218.
- Keskin, C., 2007. Temporal variation of fish assemblages in different shallow-water habitats in Erdek Bay, Marmara Sea, Turkey. *J. Black Sea/Med. Environ.* 13, 215–234.
- Paterson, A.W., Whitfield, A.K., 2000. The fishes associated with three intertidal salt marsh creeks in a temperate southern African estuary. *Wetl. Ecol. Manag.* 11, 305–315.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Bernal, C.M., Quintino, V., Freitas, R., Rodrigues, A.M., García-Sánchez, M., Pérez-Ruzafa, I.M., 2012. *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long term history of interaction in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 110, 101–115.
- Pierce, G.J., Allcock, L., Bruno, I., Bustamante, P., González, A., Guerra, A., Jereb, P., Lefkadiou, E., Malham, S., Moreno, A., Pereira, J., Piatkowski, U., Rasero, M., Sánchez, P., Santos, B., Santurtún, M., Seixas, S., Villanueva, R., 2010. Cephalopod biology and fisheries in Europe ICES Cooperative Research Report, 303. ICES, Copenhagen, Denmark, p. 181.
- Sánchez-Moyano, J.E., García-Adiego, E.M., Estacio, F.J., García-Gómez, J.C., 2001. Influence of the density of *Caulerpa prolifera* (Chlorophyta) on the composition of the macrofauna in a meadow in Algeciras Bay (Southern Spain). *Sci. Mar.* 27, 47–71.
- Short, F., Carruthers, T., Dennison, W., Waycott, M., 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 350, 3–20.
- Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Torralva-Forero, M., 2007a. Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica* 26, 341–350.
- Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Andreu-Soler, A., Torralva, M., 2007b. Characterization of the nursery areas for YOY Sparidae fish species in a Mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Anal. Biol.* 29, 3–11.

150

Πανελλήνιο Συνέδριο Ιχθυολόγων

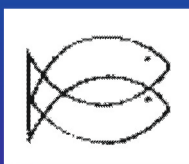
Υδάτινα Οικοσυστήματα
Χρήσεις, Επιπτώσεις & Διαχείριση

ΠΡΑΚΤΙΚΑ



Θεσσαλονίκη, 10-13 Οκτωβρίου 2013
Κέντρο Διάδοσης Ερευνητικών Αποτελεσμάτων ΑΠΘ

ΟΡΓΑΝΩΣΗ



ΠΑΝΕΛΛΗΝΙΟΣ ΣΥΛΛΟΓΟΣ
ΙΧΘΥΟΛΟΓΩΝ ΔΗΜΟΣΙΟΥ

ΣΥΝΔΙΟΡΓΑΝΩΣΗ

- ΕΛΓΟ - ΙΝΑΛΕ, ΙΝΣΤΙΤΟΥΤΟ ΑΛΙΕΥΤΙΚΗΣ ΕΡΕΥΝΑΣ
- ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΟ ΙΧΘΥΟΛΟΓΙΑΣ, ΤΜΗΜΑ ΒΙΟΛΟΓΙΑΣ Α.Π.Θ.
- ΔΙΕΥΘΥΝΣΗ ΑΛΙΕΙΑΣ, ΠΕΡΙΦΕΡΕΙΑ Κ. ΜΑΚΕΔΟΝΙΑΣ

15^ο Πανελλήνιο Συνέδριο Ιχθυολόγων
15th Hellenic Conference of Ichthyologists



ΠΡΑΚΤΙΚΑ
PROCEEDINGS

Θεσσαλονίκη
10-13 Οκτωβρίου 2013

Thessaloniki
10-13 October 2013

Πρώτη έκδοση 2013

Τυπώθηκε στη Θεσσαλονίκη από τις Εκδόσεις Γιαχούδη

ISBN 978-960-98007-1-6 (έντυπη μορφή)

ISBN 978-960-98007-2-3 (ηλεκτρονική μορφή)

Οι εργασίες να αναφέρονται ως:

Αδαμίδου Α, Καλλιανιώτης Α, Κάρλου-Ρήγα Κ (2013) Γεωγραφική κατανομή των αλιευτικών εργαλείων και καθορισμός εξειδικευμένων αλιευτικών δραστηριοτήτων της παράκτιας αλιείας στις ελληνικές θάλασσες. *Πρακτικά Πανελλήνιου Συνεδρίου Ιχθυολόγων* **15**: 9-12

Articles should be cited as:

Adamidou A, Kallianiotis A, Karlou-Riga K (2013) Geographical distribution of fishing gears and identification of *métiers* in small-scale fisheries throughout the Hellenic seas. *Proceedings of the Hellenic Conference of Ichthyologists* **15**: 9-12

Σύγκριση της δομής και δυναμικής της πανίδας των ψαριών και των κεφαλοπόδων λειμώνων του χλωροφύκου *Caulerpa prolifera* και του φανερόγαμου *Posidonia oceanica* στον κόλπο της Ελούντας (Κρήτη, Ν Αιγαίο)

Μαρία Μαϊδανού^{1,2}, Παναγιώτα Κουλούρη¹, Απόστολος Κρυσταλλάς¹, Δρόσος Κουτσούμπας², Κώστας Ντούνας¹

¹ Ινστιτούτο Θαλάσσιας Βιολογίας, Βιοτεχνολογίας και Υδατοκαλλιεργειών (ΙΘΑΒΒΥΚ), Ελληνικό Κέντρο Θαλασσιών Ερευνών, Πρώην Αμερικανική Βάση Γουρνών, ΤΚ 71500, Ηράκλειο, Κρήτη – mariam@hcmr.gr

² Τμήμα Επιστημών της Θάλασσας, Σχολή Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου, Λόφος Πανεπιστημίου, Τ.Κ. 81100, Μυτιλήνη, Λέσβος

ABSTRACT

Maria Maidanou^{1,2}, Panayota Koulouri¹, Apostolos Kristallas¹, Drosos Koutsoumbas², Costas Dounas¹: Comparison of the structure and dynamics of the fish and cephalopods fauna associated with *Caulerpa prolifera* and *Posidonia oceanica* in Elounda Bay (Crete, S Aegean).

The present study focuses on the comparison of the structure and dynamics of the fish and cephalopod fauna associated with *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V Lamouroux and *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, 1813 meadows in Elounda Bay, a semi-enclosed embayment in the northeastern part of Crete Island. Analysis of the fauna, collected bimonthly with a local beach seiner, revealed 34 and 39 fish species associated with the *C. prolifera* and *P. oceanica* meadows, respectively, as well as three cephalopods species in both biotopes. Number of species and density associated with the *C. prolifera* meadow peaked during the summer period due to high numbers of recruits. The lowest density and wet biomass associated with *P. oceanica* meadows were observed during autumn and winter. The role of *C. prolifera* seabed as an optimum habitat for juvenile fish and cephalopods is revealed.

Keywords: *C. prolifera*, *P. oceanica*, seasonal variations, semi-enclosed coastal ecosystems, shallow habitats, nursery ground

ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Τα παράκτια οικοσυστήματα αποτελούν ποικιλόμορφα και παραγωγικά συστήματα καθώς, μεταξύ άλλων, παρέχουν τροφή και καταφύγιο σε πολυάριθμα είδη ψαριών και ασπονδύλων (Beck *et al.* 2001). Η παρουσία βλάστησης σε τέτοια οικοσυστήματα συμβάλλει στη μεγαλύτερη ποικιλία ειδών ψαριών, ειδικά νεαρών ατόμων, από αυτή σε ενδιαιτήματα χωρίς βλάστηση, εξαιτίας της υψηλής πολυπλοκότητας και παραγωγικότητας τους (Guidetti & Bussotti 2002). Τα γνωρίσματα αυτά σε συνδυασμό με το μειωμένο κίνδυνο θήρευσης και την αφθονία τροφής τα χαρακτηρίζουν ως σημαντικά πεδία νεαρών ατόμων ψαριών (Guidetti 2000). Ωστόσο, η δομή της βλάστησης και όχι ο τύπος της φαίνεται να καθορίζει το χαρακτηρισμό τους ως πεδία νεαρών ατόμων ψαριών, καθώς υπάρχουν λίγες σημαντικές διαφορές στην αφθονία, την ανάπτυξη ή την επιβίωση των νεαρών ψαριών στα ενδιαιτήματα των φανερόγαμων από αυτά των μακροφυκών (Heck *et al.* 2003). Στη Μεσόγειο, οι περισσότερες μελέτες έχουν επικεντρωθεί στην ιχθυοπανίδα που σχετίζεται με την *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, 1813 (κ. Ποσειδώνια, neptune grass), καθώς επίσης και με άλλα είδη φανερόγαμων (π.χ. Francour 1997, Guidetti & Bussotti 2000, 2002). Παρ' όλα αυτά, ενδιαιτήματα μακροφυκών, όπως η *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V Lamouroux, έχουν μελετηθεί ελάχιστα (Oliva-Paterna *et al.* 2006, Verdiell-Cubedo *et al.* 2007).

Ο Κόλπος της Ελούντας είναι μια ημίκλειστη περιοχή που βρίσκεται στο βόρειο-ανατολικό τμήμα της Κρήτης. Η εσωτερική λεκάνη του καλύπτεται από ένα πυκνό λιβάδι του χλωροφύκου *C. prolifera*, ενώ η εξωτερική λεκάνη καλύπτεται από λειμώνες *P. oceanica*. Οι στόχοι της παρούσας μελέτης, που πραγματοποιήθηκε στα πλαίσια ενός ερευνητικού

προγράμματος του ΙΘΑΒΒΥΚ (2006-2007) και χρηματοδοτήθηκε από τη Νομαρχία Λασιθίου, είναι η σύγκριση της εποχιακής δομής και της δυναμικής της πανίδας των ψαριών και κεφαλοπόδων που σχετίζονται με τους συγκεκριμένους λειμώνες καθώς και η διερεύνηση του ρόλου της περιοχής μελέτης ως πεδίο στρατολόγησης νεαρών ατόμων.

ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

Ο Κόλπος της Ελούντας είναι προφυλαγμένος από την κυματική δράση μιας και επικοινωνεί με τον ανοιχτό Κόλπο του Μεραμπέλλου μέσω δύο καναλιών πλάτους μόλις 750 m και 150 m (Εικ. 1). Καλύπτει συνολικά επιφάνεια 6.5 km² ενώ το εσωτερικό τμήμα του έχει επιφάνεια 4.7 km², και μέγιστο βάθος 8.7 m και είναι προφυλαγμένο από την κυματική δράση μιας και επικοινωνεί με τον ανοιχτό Κόλπο του Μεραμπέλλου μέσω δύο καναλιών πλάτους μόλις 750 m και 150 m. Η θερμοκρασία στην υδάτινη στήλη παρουσιάζει έντονη εποχικότητα στο εσωτερικό του Κόλπου κυμαινόμενη από 13°C το χειμώνα μέχρι 25-26°C τις αρχές του φθινοπώρου, ενώ είναι χαμηλότερη το χειμώνα και υψηλότερη το καλοκαίρι σε σχέση με το εξωτερικό τμήμα του. Η αλατότητα παραμένει σταθερή καθ' όλη τη διάρκεια του έτους (38-39‰). Οι συγκεντρώσεις της χλωροφύλλης-α, των φαιοχρωστικών και του οργανικού άνθρακα στο νερό και στο ίζημα παρουσιάζουν παρόμοια χωρική και χρονική κατανομή με σημαντικά υψηλότερες τιμές εσωτερικά του Κόλπου οδηγώντας στο συμπέρασμα της υψηλής πρωτογενούς παραγωγικότητας καθ' όλη τη διάρκεια του έτους. Η εσωτερική λεκάνη του Κόλπου χαρακτηρίζεται από την επικράτηση κλασμάτων ιλύος-αργίλου σε ποσοστό που φθάνει το 60% ενώ στην εξωτερική λεκάνη το υπόστρωμα αποτελείται από λεπτή έως μέτρια άμμο. Η λεπτομερής περιγραφή των περιβαλλοντικών παραμέτρων στην περιοχή μελέτης δίνονται στους Ντούνας *et al.* (2010).



Εικόνα 1. Περιοχές δειγματοληψίας (καλάδες) εσωτερικά και εξωτερικά του Κόλπου της Ελούντας.
Figure 1. Sampling areas in the inner and outer part of Elounda Bay.

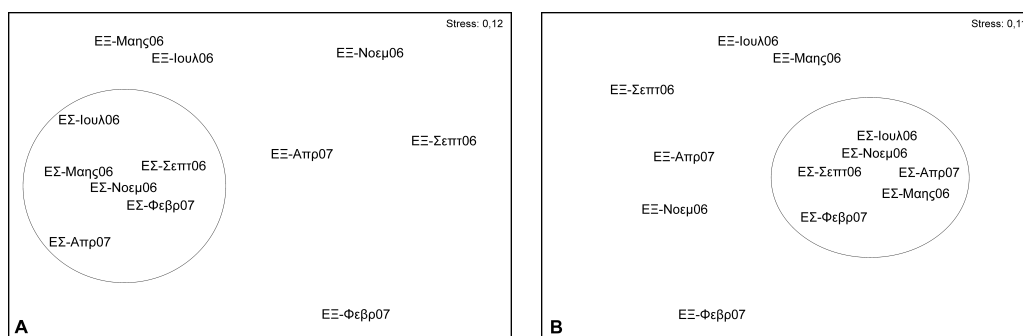
Στα πλαίσια της συγκεκριμένης μελέτης, πραγματοποιήθηκαν έξι δειγματοληψίες (Μάιος 2006, Ιούλιος 2006, Σεπτέμβριος 2006, Νοέμβριος 2006, Φεβρουάριος 2007, Απρίλιος 2007) με χρήση βιντζότρατα σε δύο παραδοσιακές καλάδες μέσα και έξω από τον όρμο της Ελούντας (Εικ. 1). Μετά τη μεταφορά του συνόλου του αλιεύματος στο εργαστήριο έγινε καταγραφή όλων των ειδών ψαριών και κεφαλοπόδων καθώς επίσης καταμέτρηση του αριθμού των ατόμων και της βιομάζας για κάθε είδος ανά δειγματοληπτική επιφάνεια (0.6 εκτάρια).

Για τη διερεύνηση της πανιδικής συγγένειας, με βάση την αφθονία και τη βιομάζα, εφαρμόστηκε η μέθοδος της διευθέτησης (MDS-Multi-Dimensional Scaling) με δυσδιάστατη απεικόνιση της διάταξης των δειγμάτων. Για την εφαρμογή της παραπάνω μεθόδου εκτιμήθηκε η ομοιότητα των δειγμάτων με χρήση του δείκτη ομοιότητας Bray-Curtis και τα δεδομένα μετασχηματίστηκαν σε $\log(x+1)$. Προκειμένου να διαπιστωθούν οι τυχόν στατιστικές σημαντικές διαφορές της πανίδας μεταξύ της εσωτερικής και εξωτερικής καλάδας του κόλπου, χρησιμοποιήθηκε η στατιστική δοκιμασία ANOSIM (Analysis Of SIMilarities). Για τη

στατιστική επεξεργασία των δεδομένων χρησιμοποιήθηκε το στατιστικό πρόγραμμα PRIMER v6.

ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Στην εσωτερική και εξωτερική λεκάνη του Κόλπου συλλέχθηκαν συνολικά 12621 και 8077 άτομα ψαριών τα οποία ανήκουν σε 34 (22 οικογένειες) και 39 (24 οικογένειες) είδη αντίστοιχα. Η ποικιλότητα των ειδών ψαριών που βρέθηκαν στην Ελούντα είναι παρόμοια με άλλων ενδιαιτημάτων που καλύπτονται από βλάστηση (Guidetti 2000, Guidetti & Bussotti 2000, Verdiell-Cubedo *et al.* 2007). Όσον αφορά στα κεφαλόποδα, τρία είδη βρέθηκαν στο εσωτερικό και το εξωτερικό του Κόλπου με τη *Sepia officinalis* Linnaeus, 1758 (σουπιά cuttlefish) να παίζει τον πιο σημαντικό ρόλο. Στο εσωτερικό του Κόλπου παρατηρήθηκε μέγιστη αφθονία της ιχθυοπανίδας κατά την καλοκαιρινή περίοδο (4959 άτομα - Ιούλιος 2006) που οφείλεται κυρίως στην εμφάνιση μεγάλων πληθυσμών νεαρών ατόμων ψαριών των ειδών *Boops boops* (Linnaeus, 1758) (γόπα, bogue) (53% της συνολικής αφθονίας), *Spicara smaris* (Linnaeus, 1758) (μαρίδα, picarel) (22%) και *Mullus barbatus* Linnaeus, 1758 (κουτσομούρα, red mullet) (10%). Στην περιοχή της εξωτερικής καλάδας, κατά τη φθινοπωρινή και χειμερινή περίοδο, η αφθονία μειώθηκε δραστικά ως αποτέλεσμα της επαγγελματικής δραστηριότητας της αλιείας. Στο εσωτερικό και εξωτερικό του Κόλπου συλλέχθηκαν 80 και 90 περίπου κιλά ψαριών και κεφαλοπόδων, αντίστοιχα. Η συνολική υγρή βιομάζα του αλιεύματος στην εσωτερική καλάδα κυμάνθηκε από τα 20 περίπου κιλά τη φθινοπωρινή και χειμερινή περίοδο για να μειωθεί στα 2.5 – 4.5 κιλά την άνοιξη. Το κεφαλόποδο *S. officinalis* ήταν το πιο σημαντικό είδος και αποτέλεσε το 30% του συνολικού αλιεύματος. Τα ψάρια που έπαιξαν σημαντικό ρόλο είναι τα είδη *B. boops* (16% συνολικής βιομάζας), *M. barbatus* (13%), *S. smaris* (12%) και *Siganus luridus* (Rüppell, 1829) (γερμανός, dusky spinefoot) (5.6%). Στην εξωτερική καλάδα το καλοκαίρι, περίοδο απαγόρευσης της αλιείας με βιντζότρατα, συλλέχθηκε η μεγαλύτερη ποσότητα ψαριών που έφθανε τα 34 συνολικά κιλά μεταξύ των οποίων 11 κιλά του είδους *Pagrus pagrus* (Linnaeus, 1758) (φαγκρί, red porgy). Μετά την έναρξη της αλιευτικής περιόδου παρατηρήθηκε πτώση στην παραγωγή αλιεύματος με αποτέλεσμα το φθινόπωρο και το χειμώνα η ποσότητα του αλιεύματος να κυμανθεί μεταξύ 3 και 5 κιλών. Η θερμοκρασία φαίνεται να αποτελεί και στη συγκεκριμένη περιοχή σημαντικό παράγοντα σε σχέση με την κατανομή της ιχθυοπανίδας όπως και σε άλλα παρόμοια ενδιαιτήματα φανερογάμων και μακροφυκών (Guidetti & Bussotti 2000, Verdiell-Cubedo *et al.* 2007).



Εικόνα 2. Διαγράμματα MDS με βάση την Α) αφθονία ($R = 0.54$, $p < 0.01$) και Β) βιομάζα ($R = 0.69$, $p < 0.01$) ειδών ψαριών και κεφαλοπόδων που συλλέχθηκαν στην εσωτερική (ΕΣ) και εξωτερική καλάδα (ΕΞ) του κόλπου της Ελούντας στις δειγματοληπτικές περιόδους (Μάρης 06, Ιουλ 06, Σεπ 06, Νοέμ 2006, Φεβρ 07, Απρ 07)

Figure 2. Plots of MDS based on the A) abundance and B) biomass of fish and cephalopod species collected in the inner (ΕΣ) and outer (ΕΞ) part of Elounda Bay during six sampling periods (May 06, July 06, Sept 06, November 2006, Feb 07, Apr 07)

Το μέσο βάρος ανά άτομο ψαριού που αλιεύθηκε στην εσωτερική καλάδα αυξήθηκε προοδευτικά από 2.5 γραμμάρια τη θερινή περίοδο μέχρι τα 15.5 γραμμάρια κατά την περίοδο του χειμώνα. Αντίθετα, στην εξωτερική καλάδα η σχέση αυτή βάρους-αφθονίας του αλιεύματος κυμάνθηκε στις διάφορες εποχές με διαφορετικό πρότυπο. Η μικρότερη τιμή παρατηρήθηκε την άνοιξη (5.6 γραμμάρια ανά άτομο), ενώ το φθινόπωρο και το χειμώνα αλιεύθηκαν στην εξωτερική καλάδα μεγάλα άτομα με βάρος κατά μέσο όρο τα 50 περίπου γραμμάρια το άτομο. Σε γενικές γραμμές, το μέσο βάρος ψαριού που αλιεύθηκε στην καλάδα της εσωτερικής λεκάνης του Κόλπου σε όλες τις δειγματοληψίες έφθανε τα 6.2 γραμμάρια ανά άτομο, ενώ αντίστοιχα στην εξωτερική καλάδα το μέσο βάρος ήταν σημαντικά μεγαλύτερο και ξεπερνούσε τα 9.5 γραμμάρια ανά άτομο. Το μεγαλύτερο ποσοστό των ειδών ψαριών (π.χ. *M. barbatus*, *B. boops*, *S. smaris*, *M. surmuletus*, *P. acarne*) καθώς και του κεφαλοπόδου *S. officinalis* που βρέθηκαν στο εσωτερικό του Κόλπου (πάνω από το 90% της αφθονίας και της βιομάζας), εκπροσωπείται αποκλειστικά από μικρού μεγέθους άτομα κάτι που υποδεικνύει το σημαντικό ρόλο της *C. prolifera* ως πεδίο ανάπτυξης νεαρών ατόμων όπως έχει δειχθεί και για ενδιαστήματα φανερογάμων (Francour 1997, Guidetti & Bussotti 2000).

BIBΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Beck MW, Heck Jr KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, Halpern B, Hays CG, Hoshino K, Minello TJ, Orth RJ, Sheridan PF, Weinstein MP (2001) The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* 51: 633-641
- Francour P (1997) Fish assemblages of *Posidonia oceanica* beds at Port-Cros (France, NW Mediterranean): assessment of composition and long-term fluctuations by visual census. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology* 18: 157-173
- 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. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50: 515-529
- Guidetti P, Bussotti S (2000) Fish fauna of a mixed meadow composed by the seagrasses *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii* in the western Mediterranean. *Oceanologica Acta* 23: 759-770
- Guidetti P, Bussotti S (2002) Effects of seagrass canopy removal on fish in shallow Mediterranean seagrass (*Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii*) meadows: a local-scale approach. *Marine Biology* 140: 445-453
- Heck Jr K.L, Hays G, Orth RJ (2003) Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series* 253: 123-136
- Ντούνας Κ, Κουλούρη Π, Μαϊδανού Μ, Ψόγιου Ε (2010) Ο Κόλπος της Ελούντας: Ένα σημαντικό πεδίο νεαρών σταδίων ανάπτυξης ψαριών και η ανάγκη άμεσης ολοκληρωμένης διαχείρισης του. 14ο Πανελλήνιο Συνέδριο Ιχθυολόγων
- Oliva-Paterna FJ, Andreu A, Miñano PA, Verdiell D, Egea A, de Maya JA, Ruiz-Navarro A, García-Alonso J, Fernández-Delgado C, Torralva M (2006) Y-O-Y fish species in the littoral shallows of the meso-saline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology* 22: 235-237
- Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ, Torralva-Forero M (2007) Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica* 26: 341-350

11 Πανελλήνιο □ Συμπόσιο Ωκεανογραφίας + Αλιείας

ΨΑΡΤΙΝΟΙ ΟΡΙΖΟΝΤΕΣ
ΠΡΟΚΛΗΣΕΙΣ & ΠΡΟΟΠΤΙΚΕΣ

Πανεπιστήμιο Αιγαίου, Μυτιλήνη, Λέσβος 13-17 ΜΑΪΟΥ 2015

ΠΡΑΚΤΙΚΑ



Νέες πληροφορίες σχετικά με την εμφάνιση, κατανομή και αφθονία νεο-εισαχθέντων ειδών ψαριών στις ακτές της Κρήτης

Κούλουρη, Π.¹, Καλογήρου, Σ.², Μαϊδανού, Μ.^{1,3}, Ψόχιου, Ε.⁴, Ντουνας, Κ.¹

¹Ινστιτούτο Θαλάσσιας Βιολογίας, Βιοτεχνολογίας & Υδατοκαλλιεργειών, Ελληνικό Κέντρο Θαλασσίων Ερευνών, Πρώην Αμερικανική Βάση Γουρνών, ΤΚ 71500, Ηράκλειο Κρήτης, vol72@hcmr.gr, mariam@hcmr.gr, kdounas@hcmr.gr

²Ινστιτούτο Θαλάσσιων Βιολογικών Πόρων & Εσωτερικών Υδάτων, Υδροβιολογικός Σταθμός Ρόδου, Ελληνικό Κέντρο Θαλασσίων Ερευνών, 85100, Ρόδος, skalagirou@hcmr.gr

³Τμήμα Επιστημών της Θάλασσας, Πανεπιστήμιο Αιγαίου, mariam@hcmr.gr

⁴Τμήμα Αλιείας, Περιφέρεια Κρήτης, Δ.Α.Ο.Κ. Λασιθίου, Πολυτεχνείου 1, ΤΚ 72100 Αγ. Νικόλαος, u15218@minagric.gr

Περίληψη

Η παρούσα εργασία αφορά στην εμφάνιση, κατανομή και αφθονία νεο-εισαχθέντων ειδών ψαριών στις ακτές του Ν. Λασιθίου και βασίζεται σε 15 πειραματικές σύρσεις με βιντζότρωτα και καταδύσεις (καλοκαίρι 2009). Από τα 12 είδη που καταγράφηκαν (11 λεσσεψιανοί μετανάστες), το Ατλαντικής προέλευσης *Apterichthys caecus* και τα λεσσεψιανά είδη *Lagocephalus suezensis*, *Torquigener flavimaculosus* και *Upeneus pori* αναφέρονται για πρώτη φορά. Ευρύτερη εξάπλωση στην περιοχή μελέτης παρουσίασαν τα είδη *Pteragogus pelycus*, *Stephanolepis diaspros*, *Siganus luridus* και *S. rivulatus*. Ανάλογα αποτελέσματα έχουν παρατηρηθεί για αυτά τα είδη και σε άλλες περιοχές του νοτίου Αιγαίου.

Λέξεις κλειδιά: νέο-εισαχθέντα είδη ψαριών, λεσσεψιανοί μετανάστες, ανατολική Μεσόγειος

New information on the occurrence, distribution and abundance of non-indigenous fish species along the coasts of Crete Island

Koulouri, P.¹, Kalogirou, S.², Maidanou, M.^{1,3}, Psohiou, E.⁴, Dounas, C.¹

¹Institute of Marine Biology, Biotechnology & Aquaculture, Hellenic Centre for Marine Research, Former American base of Gournes, 71500, Heraklion, Crete, vol72@hcmr.gr, mariam@hcmr.gr, kdounas@hcmr.gr

²Institute of marine Biological Resources & Inland Waters, Hydrobiological Station of Rhodes, Hellenic Centre for Marine Research, 85100, Rhodes, skalagirou@hcmr.gr

³Department of Marine Sciences, University of the Aegean, mariam@hcmr.gr

⁴Region of Crete, D.A.E.V. Lasithiou, Politehniou 1, 72100, Ag. Nikolaos, u15218@minagric.gr

Abstract

The present study concerns the occurrence, distribution and abundance of 12 non-indigenous fish species (11 lessepsian immigrants) collected along the coasts of Crete Island in 15 boat seine catches and recorded by divers (summer of 2009). Four of these species, *Apterichthys caecus* of Atlantic origin as well as *Lagocephalus suezensis*, *Torquigener flavimaculosus* and *Upeneus pori* of Indo-Pacific origin, are reported for the first time. The most extensive distribution was observed for the species *Pteragogus pelycus*, *Stephanolepis diaspros*, *Siganus luridus* and *S. rivulatus*. Similar results for these species have also been observed in other areas of the southern Aegean Sea.

Keywords: non-indigenous fish species, lessepsian immigrant species, eastern Mediterranean

1. Εισαγωγή

Στη Μεσόγειο, το φαινόμενο εισβολής ξενικών ειδών είναι πολύ έντονο με σημαντικές οικολογικές, κοινωνικές και οικονομικές συνέπειες. Ειδικότερα για τα ψάρια των Ελληνικών θαλασσών 42 ξενικά είδη έχουν καταγραφεί μέχρι πρόσφατα, η πλειονότητα των οποίων έχει βρεθεί στο νοτιοανατολικό Αιγαίο (Paraconstantinou, 2014). Παρά την υποτροπική θαλάσσια περιοχή της Κρήτης, ο συνολικός αριθμός των ξενικών ειδών ψαριών που έχουν καταγραφεί μέχρι σήμερα σε αυτή παραμένει σχετικά χαμηλός (Peristeraki et al., 2006; Corsini-Foka & Economidis, 2007; ELNAIS, 2014), γεγονός που πιθανότατα οφείλεται στα μεγάλα βάθη που περιβάλλουν τη στενή ηπειρωτική υφαλοκρηπίδα, αλλά και στη μικρή μέχρι στιγμής ερευνητική προσπάθεια.

Σκοπός της εργασίας είναι η καταγραφή νέων και πρόσθετων στοιχείων σχετικά με την εμφάνιση, κατανομή και αφθονία νέο-εισαχθέντων ειδών ψαριών στη θαλάσσια περιοχή της Κρήτης. Τα στοιχεία αυτά προέκυψαν κατά τη διάρκεια ενός ερευνητικού προγράμματος του ΙΘΑΒΒΥΚ - ΕΛΚΕΘΕ (2009-2010) με στόχο την καταγραφή των παράκτιων ενδιαίτημάτων ανάπτυξης πληθυσμών νεαρών ιχθύων υψηλής εμπορικής αξίας στις ακτές του Νομού Λασιθίου και χρηματοδοτήθηκε από την Νομαρχιακή Αυτοδιοίκηση Λασιθίου (Ντούνας, 2010).

2. Υλικά και μέθοδοι

Τα άτομα των νέο-εισαχθέντων ειδών ψαριών τα οποία εξετάστηκαν συλλέχθηκαν από 15 σύρσεις που πραγματοποιήθηκαν με βιντζότρατα (καλοκαίρι 2009). Οι δειγματοληψίες πραγματοποιήθηκαν σε δύο παράκτιες περιοχές της Κρήτης: τον κόλπο του Μεραμβέλλου με μικτό τύπο ιζημάτων (αμμο-ιλυώδη) και τις ακτές της Ιεράπετρας με αμμώδες υπόστρωμα. Τα βάθη των σταθμών δειγματοληψίας κυμαίνονται από 8 έως 37 μέτρα (Πίνακας 1). Τα άτομα των ψαριών που συλλέχθηκαν προσδιορίστηκαν σε επίπεδο είδους. Καταγράφηκε ο συνολικός αριθμός ατόμων και το συνολικό βάρος ανά είδος ψαριού και στη συνέχεια το ολικό μήκος (ακρίβεια 0.01 m) και το βάρος (ακρίβεια 0.01 g) κάθε ατόμου. Οι συντεταγμένες των σταθμών δειγματοληψίας και η επιφάνεια της κάθε σύρσης υπολογίστηκαν με χρήση GPS (Πίνακας 1).

Πίνακας 1. Στοιχεία σταθμών δειγματοληψίας πειραματικής αλιείας στις ανατολικές ακτές της Κρήτης.

Σταθμοί	Γεωγραφικό πλάτος	Γεωγραφικό μήκος	Βάθος (m)	Έκταση (εκτάρια)	Ημερ. αλιείας
St. M1	35°09'27.31"	25°51'47.68"	15-32	38.4	23/6
St. M2	35°07'02.03"	25°48'41.43"	18-31	30.7	24/6
St. M3	35°08'20.10"	25°44'19.00"	15-36	27.4	24/6
St. M4	35°10'23.50"	25°43'04.50"	12-34	18.2	25/6
St. M5	35°14'53.00"	25°44'15.50"	10-36	7.3	26/6
St. M6	35°15'02.42"	25°44'13.43"	10-32	14.8	26/6
St. M7	35°18'49.30"	25°45'25.14"	8-34	17.5	27/6
St. I1	35°00'17.67"	25°41'01.48"	20-37	12.5	8/7
St. I2	35°00'26.69"	25°41'34.72"	15-27	10.6	8/7
St. I3	35°00'09.13"	25°43'02.46"	12-30	9.7	12/7
St. I4	34°59'50.67"	25°45'27.348"	11-30	9.8	10/7
St. I5	35°00'14.32"	25°49'43.83"	10-30	10.1	10/7
St. I6	35°01'06.41"	25°52'38.55"	8-32	11.3	9/7
St. I7	35°01'47.25"	25°59'20.69"	10-25	14.2	11/7
St. I8	35°01'29.06"	25°59'38.40"	11-29	10.5	10/7

3. Αποτελέσματα

Συνολικά εξετάστηκαν 196659 άτομα μεταξύ των οποίων προσδιορίστηκαν 1154 άτομα νέο-εισαχθέντων ειδών, τα οποία ανήκουν στο Ατλαντικής προέλευσης *Apterichthys caecus* (Linnaeus, 1758) και σε 10 λεσσεψιανά είδη ψαριών: *Siganus rivulatus* Forsskål, 1775, *Siganus luridus* Rüppell, 1828, *Stephanolepis diaspros* Fraser-Brunner, 1940, *Torquigener flavimaculosus* Hardy and Randall, 1983, *Pteragogus pelycus* Randall, 1981, *Upeneus mollucensis* (Bleeker, 1855), *Upeneus pori* Ben-Tuvia and Golani, 1989, *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1788), *Lagocephalus suezensis* Clark & Gohar, 1953 και *Fistularia comersonii* (Rüppell, 1835). Η παρουσία οκτώ ατόμων ενός επιπλέον λεσσεψιανού είδους, *Sargocentron rubrum* (Forsskål, 1775), επιβεβαιώθηκε με οπτική παρατήρηση με αυτόνομη κατάδυση στον κόλπο Μεραμβέλλου. Η αφθονία των ψαριών κυμάνθηκε από 80 έως 1596 άτομα/χλμ² στον κόλπο Μεραμβέλλου και από 53 έως 2649 άτομα/χλμ² στις ακτές της Ιεράπετρας (Πίνακες 2, 3). Η υγρή βιομάζα τους κυμάνθηκε από 0.43 έως 28.34 κιλά/χλμ² και από 3.83 έως 274.14 κιλά/χλμ² αντίστοιχα στις δυο περιοχές (Πίνακες 2, 3). Οι μέγιστες τιμές αφθονίας

και βιομάζας παρατηρήθηκαν στους σταθμούς M2 και I3 εξαιτίας των κυρίαρχων ειδών *S. diaspros* και *L. sceleratus*, αντίστοιχα. Τα είδη *S. luridus*, *S. rivulatus* και *P. pelycus* εμφανίζονται να είναι κυρίαρχα και στις δυο περιοχές μελέτης.

4. Συμπεράσματα/Συζήτηση

Η παρουσία των ειδών *A. caecus*, *U. pori*, *T. flavimaculosus* και *L. suezensis* επιβεβαιώνεται για πρώτη φορά από τις ακτές της Κρήτης στο πλαίσιο της συγκεκριμένης μελέτης. Η παρουσία και εξάπλωση των υπόλοιπων λεσσειψιανών ειδών στις ακτές της Κρήτης έχει επιβεβαιωθεί τα τελευταία δέκα χρόνια (Peristeraki et al., 2006; Corsini-Foka & Economidis, 2007; ELNAIS, 2014). Η παρουσία των ειδών *F. commersonii*, *U. moluccensis*, *U. pori* και *L. suezensis* στις ακτές της Ιεράπετρας και η απουσία τους από τον κόλπο του Μεραμβέλλου οφείλεται πιθανότατα στην έλλειψη επαναληπτικών δειγμάτων, μιας και τα δυο πρώτα είδη έχουν ήδη καταγραφεί στις ακτές της βόρειας Κρήτης (Peristeraki et al., 2006). Τα ξενικά είδη τα οποία βρέθηκαν αποτελούν το 15% περίπου της συνολικής ποικιλότητας των ψαριών που συλλέχθηκαν στις δυο περιοχές (Ντούνας, 2010). Η μέση τιμή αφθονίας και βιομάζας των ξενικών ειδών φτάνουν περίπου το 0.5% και το 3.5% της συνολικής αφθονίας και βιομάζας αντίστοιχα των ψαριών που αλιεύθηκαν στις δυο περιοχές (Ντούνας, 2010). Τα παραπάνω αποτελέσματα συμβαδίζουν με έρευνες που έχουν διεξαχθεί και σε άλλες περιοχές του νότιου Αιγαίου (Kalogirou et al., 2010; Lefkaditou & Petrakis, 2010; Lefkaditou et al., 2010).

Πίνακας 2. Αφθονία και βιομάζα νέο-εισαχθέντων ειδών ψαριών, στις ακτές της ΒΑ Κρήτης.

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7
άτομα/km²							
<i>S. diaspros</i>	76	1570	131	115	288	88	63
<i>S. luridus</i>	40	3	60	300	20		11
<i>S. rivulatus</i>	20		31	145	7		
<i>P. pelycus</i>		23	4	104	14	7	6
<i>L. sceleratus</i>	3						
<i>A. caecus</i>	3						
<i>T. flavimaculosus</i>	3						
Σύνολο	143	1596	226	665	328	95	80
kg/km²							
<i>S. diaspros</i>	1,82	28,05	2,77	2,47	9,32	3,04	0,10
<i>S. luridus</i>	0,60	0,07	0,70	3,10	1,40		0,23
<i>S. rivulatus</i>	0,30		0,50	2,10	0,70		
<i>P. pelycus</i>		0,23	0,10	1,37	0,15	0,10	0,10
<i>L. sceleratus</i>	5,47						
<i>A. caecus</i>	0,10						
<i>T. flavimaculosus</i>	0,10						
Σύνολο	8,39	28,34	4,07	9,04	11,57	3,14	0,43

Πίνακας 3. Αφθονία και βιομάζα νέο-εισαχθέντων ειδών ψαριών, στις ακτές της ΝΑ Κρήτης.

	I1	I2	I3	I4	I5	I6	I7	I8
άτομα/km²								
<i>L. sceleratus</i>			1938				28	
<i>S. luridus</i>	136	132	474	31	40	9		29
<i>S. rivulatus</i>	16	75	93	71	99		21	29
<i>P. pelycus</i>	40	19	113	20	30	27		10
<i>U. moluccensis</i>	112							
<i>S. diaspros</i>	8		21				14	10
<i>F. commersonii</i>						18		
<i>L. suezensis</i>			10	10				
<i>U. pori</i>				10				
Σύνολο	312	226	2649	143	168	53	63	76
kg/km²								
<i>L. sceleratus</i>			235,01				3,34	
<i>S. luridus</i>	5,20	5,19	33,20	0,74	1,01	1,24		0,95
<i>S. rivulatus</i>	0,40	1,70	3,40	2,03	4,11		2,46	2,86
<i>P. pelycus</i>	0,39	0,16	1,49	0,30	0,26	0,40		0,19
<i>U. moluccensis</i>	3,64							
<i>S. diaspros</i>	0,20		0,70				1,41	0,38
<i>F. commersonii</i>						2,29		
<i>L. suezensis</i>			0,35	0,50				
<i>U. pori</i>				0,26				
Σύνολο	9,84	7,05	274,14	3,83	5,38	3,93	7,21	4,38

5. Βιβλιογραφία

- Corsini-Foka, M. and Economidis, P.S. 2007. Allochthonous and vagrant ichthyofauna in Hellenic marine and estuarine waters. *Mediterranean Marine Science*, 8 (1), 67-89.
- ELNAIS, 2014. *Ellenic Network on Aquatic Invasive Species*. Available at: <https://services.ath.hcmr.gr>
- Kalogirou, S., Corsini-Foka, M., Sioulas, A., Wennhage, H. and Pihl, L. 2010. Diversity, structure and function of fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* beds in an area of the eastern Mediterranean Sea and the role of non-indigenous species. *Journal of Fish Biology*, 77, 2338-2357.
- Lefkaditou, E. and Petrakis, G. 2010. Participation of lessepsian species in boat-seine catches. p. 355-358. In: *14th Panhellenic Ichthyological Congress, 6-9 May, 2010, Pireas, Greece. Book of abstracts, Vol. 1.*
- Lefkaditou, E., Segovia, M., Petrakis, G., Kavadas, S. and Christidis, G. 2010. Lessepsian fish migrants in the Hellenic Seas: spatial variation of their occurrence in boat-seine catches. *Rapport de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 39, 569.
- Papaconstantinou, C. 2014. *Fauna Graeciae. An updated checklist of the fishes in the Hellenic Seas*. Monographs on Marine Sciences, 7, Athens, HCMR, 340 pp.
- Peristeraki, P., Lazarakis, G., Skarvelis, C., Georgiadis, M. and Tserpes, G. 2006. Additional records on the occurrence of alien fish species in the eastern Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 7 (2), 61-66.
- Ντούνας, Κ. 2010. *Διερεύνηση δυνατότητας ενίσχυσης ενδιαιτημάτων πληθυσμών ιχθύων υψηλής εμπορικής αξίας στις ακτές του Ν. Λασιθίου*. Τελική Έκθεση, Ηράκλειο 2010, ΕΛΚΕΘΕ, 272 pp.

Trophodynamics of a fish community associated with a *Caulerpa prolifera* (Forsskål) meadow in a shallow semi-enclosed embayment

M. Maidanou^{1,2}, P. Koulouri¹, C. Arvanitidis¹, D. Koutsoubas², C. Dounas¹

¹ Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Marine Biology, Biotechnology and Aquaculture, Gournes Pediados, P.O. Box 2214, 71003, Heraklion, Crete, Greece

² University of the Aegean, Faculty of Environment, Department of Marine Sciences, 81100, Mytilene, Lesvos Island, Greece

ABSTRACT

The present study investigates for the first time in the Mediterranean Sea the feeding habits of a fish assemblage associated with a *Caulerpa prolifera* meadow on a temporal basis (May 2006, July 2006, September 2006, November 2006, February 2007 and April 2007) in a semi-enclosed coastal marine ecosystem (Elounda Bay, Crete Island). Feeding patterns derived from stomach content analysis of pelagic and demersal fish species within the assemblage are described in terms of numerical abundance and frequency of occurrence of prey taxa. Results of the present study have shown that fishes examined had high food intake and at the same time they fed on a specific range of food types. Four different feeding guilds could be distinguished: demersal, pelagic as well as herbivorous and piscivorous. Temporal variations were also observed. Trophic diversity patterns of the fish species studied were also compared with those derived from macrofaunal samples collected by using an epibenthic sledge and a plankton net in the same area. The presence of a continuous meadow of *C. prolifera* in this shallow wave-sheltered area characterized by high

organic matter input has allowed the settlement of a highly diversified macrofaunal community which seem to support an important feeding ground for the associated fish assemblage and its juveniles. The coexistence of so many different fish species implies their high trophic flexibility and ability to partition available food resources, which is probably a fundamental aspect that allows survival in this particular habitat. Results of the present study could also provide evidence on the protection value of this habitat, which is essential for implementing a multispecies approach to decision making and management of fisheries resources of the local region.

Keywords: marine fish, demersal fish, feeding ecology, stomach content analysis, *Caulerpa prolifera*, prey availability, eastern Mediterranean

INTRODUCTION

Coastal marine habitats (e.g. semi-enclosed bays, seagrass and macroalgal meadows, lagoons etc) are among the most productive, diversified, yet threatened, ecosystems in the world as human activities affect the delivery of many key services derived from them (Halpern *et al.*, 2008). Most of these habitats provide high food resources availability and protection against predators thus supporting highly diversified and abundant populations of invertebrates and fish especially during their early life stages (Orth *et al.*, 1984; Beck *et al.*, 2001; 2003). Due to their high diversity and productivity, these nearshore marine ecosystems are often referred to as “nursery grounds” (Beck *et al.*, 2001) or “effective juvenile habitats” (Dahlgren *et al.*, 2006) and cited as justification for their protection, management and conservation. Despite the important juvenile contribution of different marine habitats to the

dynamics of the fish populations, most of the studies in the coastal zone have focused on distribution of fishes concerning diversity, biomass, abundance and body size (e.g. Guidetti, 2000; Deudero *et al.*, 2008; Kalogirou *et al.*, 2010; 2012; Cheminée *et al.*, 2013). Furthermore and for protection, management and conservation purposes, the information on the crucial role of specific coastal marine areas for spawning, feeding or growth of fishes to their maturity has been scattered (Guidetti, 2000; Stål *et al.*, 2007; Koulouri *et al.*, 2016).

Predator-prey interactions are a primary structuring force vital to the resilience of marine communities and sustainability of the world's oceans (Hunsicker *et al.*, 2011). Human influences on marine ecosystems mediate changes in species interactions. Food habits and feeding ecology of organisms utilizing specific habitats help to illustrate their role in ecological interactions as well as community structure and function of marine ecosystems (Nakamura *et al.*, 2003; Ramirez-Luna *et al.*, 2008; Hammerschlag *et al.*, 2010). Ecological forecasting, ecosystem management, and marine spatial planning require a better understanding of food web relationships. Therefore, many studies on feeding ecology have been conducted for different fish communities (e.g. Darnaude *et al.*, 2001; Stål *et al.*, 2007; Dolbeth *et al.*, 2008; Hajisamae, 2009; Zupo and Stübing, 2010; Koulouri *et al.*, 2015; Compaire *et al.*, 2016). However, much less is known concerning the feeding ecology of fishes inhabiting vegetated systems (Bell and Harmelin-Vivien 1983; Rozas and Odum 1988; Edgar and Shaw, 1995; Horinouchi and Sano, 2000; Zupo and Stübing, 2010), despite the fact that the presence of submerged aquatic vegetation has often been reported as supporting highly diverse fish assemblages and numbers of fishes as well as their juveniles (Guidetti, 2000). Moreover, no links are evidenced to prey availability for marine fish communities in vegetated habitats, while there are just a

few of them for non-vegetated systems (Hinz *et al.*, 2005; Jaworski and Ragnarsson, 2006; Stål *et al.*, 2007; Dolbeth *et al.*, 2008; Hammerschlag *et al.*, 2010; Briones *et al.*, 2012). Actually, there is lack of information on the availability of prey organisms in the marine environment and therefore, it is poorly known if fish select their prey or exploit food resources on a density-dependent pattern (Hinz *et al.*, 2005; Ferreira Rezende *et al.*, 2011; Briones *et al.*, 2012).

In the Mediterranean Sea, there is a plethora of studies concerning feeding habits or preferences of specific marine fish species (e.g. Stergiou, 1988; Ben-Eliahu and Golani, 1990; Golani and Galil, 1991; Labropoulou and Eleftheriou, 1997; Labropoulou *et al.*, 1997; 1998; 1999; Darnaude *et al.*, 2001; Karachle and Stergiou, 2014). On the contrary, there is little relevant information on fish communities of a specific habitat (e.g. Bell and Harmelin-Vivien, 1983; Fasola *et al.*, 1997) and moreover in relation to their prey availability (e.g. Labropoulou and Papadopoulou-Smith, 1999; Koulouri *et al.*, 2015) especially in vegetated habitats (Zupo and Stübing, 2010;). Furthermore, macroalgae-dominated ecosystems have so far received hardly any attention, and until now there are no studies concerning feeding habits or preferences of the fish species or assemblages associated with these habitats.

The present study investigates the feeding habits of the fish assemblage associated with a *Caulerpa prolifera* (Forsskål) meadow in relation to prey availability in the semi-enclosed Elounda Bay (Cretan Sea, eastern Mediterranean). The main objectives are: a) to describe and examine the feeding patterns (diet and strategy) of each fish species within the assemblage; b) to characterize the fish fauna in the study area by using trophic guilds; c) to evaluate temporal changes in food compositions of selected species in relation to ontogenetic changes and prey availability of the study area; d) to compare fish diets with food resources potentially

available in the study area; e) to set a generalized consumer-resource system for the main fish species of Elounda Bay. Since there is no published information on the diets of fish from Elounda Bay, the results of this study also aim at better understanding the biology of predator and prey species as well as being useful for stock and ecosystem-level analyses.

MATERIALS & METHODS

Study area

Elounda Bay (surface area of 6.5 km²) is a semi-enclosed coastal marine ecosystem that is characterized by shallowness and relative isolation from the outer coastal area of Mirabello Bay (Fig. 1). Due to these features the bottom is well irradiated, while currents and hydrodynamics are closely conditioned by bottom topography, favouring the accumulation of inorganic and organic material and maintenance of the fine-grained silty surface sediments. The environmental variables in the water column and the surface sediments of the study area have been described in details in Maidanou *et al.* (2017). The seawater temperature shows strong seasonality (13°C - 25°C) while salinity remains stable (38 – 39‰). Surface sediments are classified as mud (fraction <63 µm makes up more than 40%–70% of the sediment). Estimations of nutrients concentrations in the water column indicate an oligotrophic to mesotrophic marine environment, with phosphates being the limiting factor for its primary production. The study area is also classified as having a moderate to good Ecological Quality Status according to chlorophyll *a* concentrations (Water Framework Directive 2000/60/EC).

The present study was carried out in the inner shallow part of the Bay (surface area of 4.7 km², 2–9 m depth, Fig. 1), covered by a homogenous *C. prolifera* meadow which has been characterized as an important habitat for the growth of juvenile fishes and cephalopods, thus contributing to the conservation and maintenance of local marine biological resources (Koulouri *et al.*, 2016). The commercial species *Mullus barbatus* and *Sepia officinalis* are the most important residents of the of *C. prolifera* habitat followed by *Gobius niger*, *Parablennius tentacularis* and *Symphodus cinereus* (Koulouri *et al.*, 2016). Moreover, the species *Boops boops*, *Spicara smaris*, *Pagellus acarne*, *Spicara maena*, *Mullus surmuletus*, which exhibit an extremely high number of juvenile migrants in this shallow and sheltered vegetated habitat (Koulouri *et al.*, 2016), comprise main target species for commercial fisheries in the Cretan Sea (Kallianiotis *et al.*, 2000). The presence of the continuous meadow of *C. prolifera* has allowed the settlement of important macrobenthic populations such as crustaceans and molluscs (e.g. the amphipods *Caprella acanthifera acanthifera*, *C. acanthifera discrepans*, *C. rapax*, *Microdeutopus stationis*, *M. anomalus*, *M. bifidus*, *M. versiculatus*, *Quadrimaera inaequipes*, *Phtisica marina*, *Perioculodes longimanus longimanus*, *Leptocheirus bispinosus*, the gastropods *Pusillina lineolata*, *Retusa umbilicata*, *Bittium reticulatum*, the bivalves *Abra alba*, *Parvicardium exiguum*, the cumaceans *Iphinoe trispinosa*, *I serrata*, *Cumella limicola*, the tanaid *Leptochelia* sp.), described in details in Maidanou *et al.* (2017), which support the above-mentioned associated with *C. prolifera* meadow diverse fish community (Koulouri *et al.*, 2016).

Sampling design and techniques

Fish samples were collected during daylight hours on six occasions: May 2006, July 2006, September 2006, November 2006, February 2007 and April 2007, at site A (8 m depth) -the only traditional boat seine fishing ground in the Bay- of the study area (Fig. 1). The boat seine net used (cod-end mesh size: 8 mm bar length) by a local fishing boat to sample the fishes swept an area of approximately $6 \times 10^3 \text{ m}^2$ in each occasion. All fish captured were identified to species level and a maximum of thirty specimens, where possible, of each species was selected for stomach content analysis in each occasion. A total of 17 species was chosen on this basis: *Atherina boyeri* Risso, 1810, *Boops boops* (Linnaeus, 1758), *Spicara smaris* (Linnaeus, 1758), *Spicara maena* (Linnaeus, 1758), *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758, *Mullus barbatus barbatus* Linnaeus, 1758, *Gobius niger* Linnaeus, 1758, *Serranus hepatus* (Linnaeus, 1758), *Pagellus acarne* (Risso, 1827), *Parablennius tentacularis* (Brünnich, 1768), *Pagrus pagrus* (Linnaeus, 1758), *Symphodus cinereus* (Bonnaterre, 1788), *Siganus luridus* (Rüppell, 1829), *Sphyraena sphyraena* (Linnaeus, 1758), *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758), *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) and *Stephanolepis diaspros* Fraser-Brunner, 1940. Sample material was then fixed with 10% formalin on board and returned to the laboratory for further analysis. Fish specimens were measured to the nearest mm (total length, TL) and weighed to the nearest 0.01 g. Thereafter, the stomach-intestine of each specimen was removed and wet weighed, too. The organisms found as prey items in the fish stomachs were initially identified to the most important taxonomic groups (Algae, Foraminifera, Porifera, Cnidaria, Nemertea, Sipuncula, Placophora, Gastropoda, Bivalvia, Scaphopoda, Polychaeta, crustaceans larvae, Copepoda, Ostracoda, Decapoda, Mysidacea, Cumacea, Tanaidacea, Isopoda, Amphipoda, Pycnogonida, Insecta, Chaetognatha,

Echinodermata, Ascidiacea, Pisces) and counted. Especially, Polychaeta, Mollusca and Crustacea (Decapoda, Mysidacea, Cumacea, Tanaidacea, Isopoda and Amphipoda) were subsequently identified, where possible, to species level and counted, too.

In order to determine potentially available food and selectivity of prey by the pelagic and demersal fishes examined, macrofaunal samples were also collected in the study area. Macro-zoobenthos was collected during daylight hours using an epibenthic sledge equipped with a net of 0.5 mm mesh size. Sampling design and data on macrozoobenthos are given in details in Maidanou *et al.* (2017). Five vertical hauls were also taken from ~1 m above the seabed to the water surface in each occasion using a plankton net (0.5 mm mesh size) in order to collect macro-zooplankton during daylight hours. Sampling design and data on macro-zooplankton are given in details in Dounas (2006). Sample material was fixed with 10% formalin on board immediately after collection and sorted under a dissecting microscope upon return to the laboratory. The macro-zoobenthic organisms were identified to the same taxonomic groups as the ones found in the fish stomachs, and counted. Polychaeta, Mollusca and Crustacea were subsequently identified, where possible, to species level and counted. The macro-zooplanktonic organisms were sorted into the following taxonomic groups: Phyllopora, Cnidaria, Ctenophora, Polychaeta, Gastropoda, Bivalvia, Copepoda, Ostracoda, crustaceans larvae, Amphipoda, Chaetognatha, Echinodermata, Appendicularia, fishes larvae, Eggs, and then counted.

Data analysis

The contribution of each prey item to the diet of each fish species was estimated using the following indices: a) percentage numerical abundance (% N),

based on the number of each prey item in all non-empty stomachs in a sample, expressed as the percentage of the total number of food items in all stomachs, and b) percentage frequency of occurrence (% F), based on the number of stomachs in which a food item was found, expressed as a percentage of the total number of non-empty stomachs (Berg, 1979; Hyslop, 1980).

A cluster analysis (using group average linkage) was performed using the Bray–Curtis similarity coefficient (Bray and Curtis, 1957) based on numerical abundance matrices of macro- floral and faunal taxa found as prey items in the stomachs of the fish species examined in order to determine their trophic guilds throughout the study period. Data were transformed to $\log(x+1)$ prior to analysis. For the detection of statistically significant differences between the groups of diets of the fish species examined throughout the study period, the one-way analysis of similarity (ANOSIM) test was applied (Clarke, 1993). Taxa contribution to the similarity of these groups was investigated by applying the similarity percentage (SIMPER) procedure. The Kruskal-Wallis H nonparametric test was applied to assess any significant differences between the diets (numerical abundance and frequency of occurrence of prey taxa) of each fish species of the different temporal occasions ($p < 0.05$). The STATISTICA and PRIMER v6 statistical software packages were used for the above data analyses.

Prey selectivity was then determined considering the percentage numerical abundance (%N, otherwise relative abundance) of macrofaunal taxa found in the samples collected with the different samplers and compared with the percentage numerical abundance (%N) of macrofaunal taxa found as prey items in the stomachs of the fish species. Finally, all taxa were classified to four different categories, i.e. endobenthos, epibenthos, hyperbenthos, zooplankton and nekton, according to their

mobility and bottom dependence. More specifically, all peracarids (mysids, cumaceans, tanaids, isopods and amphipods) were included in the hyperbenthic group (Brunel *et al.*, 1978). Small fish (juveniles) were also included in the same group as they are considered to be merohyperbenthos (Mees and Jones, 1997). Individuals that could not be identified to species level were included in the predominant category of each taxonomic group.

RESULTS

The fish species examined in the study area for stomach content analysis are summarized in Table 1 which gives information on the total number of specimens analysed and their length size, the number of those observed as having an empty stomach, the number of prey items and their individuals. The highest number of stomachs examined was the ones of the fish species *S. smaris* (180), *G. niger* (177), *S. hepatus* (167), *B. boops* (152) and *M. barbatus barbatus* (150). The diet of the captured fishes comprised 45,674 individuals identified to 114 prey taxa. Considering that the prey taxa of polychaetes, molluscs and crustaceans were identified to the lowest taxonomic level, the largest diversity of food items (taxa) was observed for *M. barbatus barbatus* (70), *G. niger* (58), *S. hepatus* (52), *P. tentacularis* (38), *M. surmuletus* (36) and *S. cinereus* (35) (Table 1). On the other hand, the highest number of individuals of prey taxa were found in the stomachs of *S. smaris* (11,666), *P. acarne* (8,356), *B. boops* (5,509), *S. maena* (4,907) and *M. barbatus barbatus* (4,666) (Table 1). The dietary composition of the fish species consisted mostly of crustacean taxa (41,175 individuals identified to 71 taxa of Malacostraca including their larvae and Copepoda, Appendix I).

The similarity dendrogram, based on the numerical abundance (%N) matrices of the macro- floral and faunal taxa found as prey items in the stomachs of the fish species, comprised six different trophic guilds based on the type of food ingested (Fig. 2):

(a) pelagic feeders: Species in this trophic guild were *B. boops*, *S. smaris*, *P. acarne*, *A. boyeri*, *D. annularis* and *S. maena* (42% average similarity of the stomach contents). The diet of these pelagic fish species was characterized by zooplanktonic taxa such as copepods and crustaceans larvae (87% contribution to similarity).

(b) demersal feeders: Species in this trophic guild were *M. barbatus barbatus*, *G. niger*, *P. tentacularis*, *S. cinereus*, *S. hepatus* and *M. surmuletus* (26% average similarity of the stomach contents). The diet of most of the benthic and benthopelagic fish species consisted of a wide range of prey items, mostly of amphipods (e.g. *M. stationis*, *M. versiculatus*, *C. acanthifera discrepans*, *C. acanthifera acanthifera*, *Aora spinicornis*, *P. marina*), copepods, larvae of insects, tanaids (e.g. *Leptocheilia* sp.), isopods (e.g. *Cymodoce truncata*), fish, decapods (e.g. *Paguristes syrtensis*), polychaetes (e.g. *Eunicidae* sp.) and bivalves (e.g. *A. alba*) (73% contribution to similarity).

(c) herbivorous was only *S. luridus* (81% average similarity of the stomach contents). The green macroalgae *C. prolifera* was found to be almost exclusively its prey item.

(d) demersal feeder with diet based mostly on decapods was only *P. pagrus* (19% average similarity of the stomach contents). The decapods *P. syrtensis* and *Liocarcinus arcuatus* seem to be important for its diet (89% contribution to similarity).

(e) piscivorous was only *S. sphyraena*. Fishes were found to be almost exclusively its prey.

(f) demersal feeders with diet based mostly on small crustaceans were *L. sceleratus* and *S. diaspros* (32% average similarity of the stomach contents). The copepods, the amphipod *Microdeutopus* sp. and the tanaid *Leptochelia* sp. were common in the diet of these non-indigenous species.

An ANOSIM test showed significant differences between the above-mentioned groups ($R=0.61$, $p<0.001$).

The diet composition of the pelagic fish species examined, in terms of numerical abundance and frequency of occurrence of the prey main categories on a temporal basis, is shown in Appendix II. Larvae of crustaceans were the dominant prey item (85% N and 97% F) followed by pelagic copepods for the small individuals of *B. boops* caught in July (Fig. 3, Appendix II). On the contrary, copepods were its dominant prey (maximum values of 79-90 % N and 92-97 % F) followed by crustaceans larvae throughout the rest of the study period, especially in November and February, when larger individuals of this species were found (Fig. 3, Appendix II). Both small and large individuals of *S. smarís* fed almost exclusively on copepods (maximum values of 98-99% N and 97-100% F) except for spring occasions when copepods contributed much less, but still as dominant prey, to its diet (Appendix II, Fig. 3). The individuals of *A. boyeri* and *S. maena* caught were more or less of similar size throughout the study period (Fig. 3, Appendix II). Copepods primary dominated their diet (93-96% N and 97-100% F, 94-99% N and 100% F, respectively) and secondary crustaceans larvae especially in November and February (Appendix II). Small individuals of *P. acarne* found during the spring and summer sampling occasions (Fig. 3, Appendix II) preyed almost exclusively on copepods (78-99% N

and 100% F). The few large ones (Fig. 3) in February preferred mostly amphipods (e.g. *Erichthonius* sp., *A. spinicornis*) and often tanaids (e.g. *Leptochelia* sp.) (Appendices I and II).

Though the demersal fish species *M. barbatus barbatus*, *G. niger*, *P. tentacularis*, *S. cinereus*, *S. hepatus* and *Mullus surmuletus* fed on a wide variety of prey items, the diet of each one of them was characterized by specific prey composition throughout the study period (Appendices I and II). However, temporal variations were observed concerning numerical abundance and frequency of occurrence of their specific prey items.

The smallest individuals of *M. barbatus barbatus* caught in July, November and February preyed mostly on copepods (41-91% N and 72-86% F) and often on amphipods (5-21% N and 86-90% F) such as *Microdeutopus* spp., *P. longimanus longimanus*, *Caprella* spp., *Leptocheirus bispinosus* (Fig. 3, Appendices I and II). On the contrary, the common prey for the largest individuals of this species caught in September was polychaetes (22% N and 60% F) followed by copepods (25% N and 30% F) and amphipods (12% N and 33% F) such as *P. longimanus longimanus*, *Caprella* spp., *Phthisica marina*. Cumaceans, isopods, tanaidaceans, mysids, decapods and bivalves also contributed, with different percentages of numerical abundance and frequency of occurrence, to its diet during certain occasions (Appendix II, Fig. 3). The dominant prey of *G. niger* was larvae of insects throughout the study period (31-75% N and 43-89% F) for both small and large individuals (Appendix II, Fig. 3). Secondary, they seem to prefer foraminiferans and polychaetes (e.g. Eunicidae sp., *Euclymene* sp. *Glycera alba*, Hesionidae sp.) as well as amphipods (e.g. *Caprella* spp., *A. spinicornis*) and bivalves (e.g. *A. alba*) during certain occasions (Appendices I and II).

The bulk of the diet of *P. tentacularis*, *S. cinereus*, *S. hepatus* and *M. surmuletus* was made up mostly of malacostracans (Appendices I and II). More specifically, amphipods (e.g. *Caprella* spp., *A. spinicornis*) were the most important component in the diet of *P. tentacularis* (maximum values of 82-83 % N and 82-100 % F) especially in November when the smallest individuals were caught (Fig. 3, Appendix II). Furthermore, parts of *C. prolifera* in September, isopods (e.g. *C. truncata*) in July, tanaids (e.g. *Leptochelia* sp.) in November and February also made considerable contributions to its diet (Appendices I and II). Amphipods (e.g. *P. marina*, *Caprella* spp., *A. spinicornis*,) highly contributed to the diet of small individuals of *S. hepatus* caught especially in November (71-83% N and 81-100% F, Appendix II, Fig. 3). Decapods (e.g. *P. syrtensis*, *Hippolyte leptocerus*) made considerable contributions for both small and large individuals of *S. hepatus* (maximum values of 17-36 % N and 55-69 % F) almost throughout the study period (Appendices I and II). Moreover, isopods in May and copepods especially in July and November also contributed to its diet (Appendix II). The individuals of *S. cinereus* fed mostly on amphipods and often on tanaids (32-84 % N and 82-100 % F, 10-30% N and 61-82% F, respectively) such as *A. spinicornis*, *M. stationis* and *Leptochelia* sp. (Appendix I). Copepods also dominated its diet in July (42% N and 52% F). The small individuals of *M. surmuletus* caught in July (Fig. 3, Appendix II) mostly fed on copepods (89% N and 47% F) followed often by amphipods (e.g. *M. stationis*, *M. versiculatus*, *M. anomalus*, *C. rapax*, *Lysianassa pilicornis*). A few large specimens of this species caught in September and February (Fig. 3) seem to prefer decapods which are relatively large prey items (e.g. *E. cranchii*) followed by small amphipods (e.g. *M. stationis*).

As far as *S. luridus* is concerned, parts of *C. prolifera* dominated its diet (80-100% N and 90-100% F) whenever they were caught in the study area (Appendix II). Considering that the number of specimens of *D. annularis*, *P. pagrus*, *S. sphyraena*, *S. diaspros* and *L. sceleratus* caught in the present study was extremely low, the observations of their stomach contents could be considered only as indicative of their diet (Appendix II). For instance, amphipods (e.g. *A. spinicornis*, *C. acanthifera acanthifera*, *Erichthonius* sp.), tanaids (e.g. *Leptochelia* sp.) and pelagic copepods seem to be the common prey items for *D. annularis* especially in February when most of the individuals, which were also the smallest, were caught (Appendices I and II, Fig. 3). Decapods (e.g. *P. syrtensis*) seem to be the common prey item for *P. pagrus* throughout the study period (17-56% N and 50-100% F) for both small and large individuals (Appendices I and II). Several large specimens caught in September seem to prefer crustaceans larvae too (Appendix II). The individuals of the species *S. sphyraena* caught in July almost exclusively fed on other fishes (98% N and 97% F). Finally, three individuals of the non-indigenous species *L. sceleratus* and *S. diaspros* fed on small crustaceans such as copepods, amphipods and tanaids.

The relative abundance of the macrobenthic faunal groups collected during the different occasions in the study area is shown in Figure 4a. The most abundant animal groups were found to be Amphipoda, Gastropoda, Bivalvia and Tanaidacea followed by Polychaeta, Cumacea and Isopoda. The highest relative abundances of amphipods were estimated in May, November and February, while for gastropods the highest relative abundances were estimated in September and February, for bivalves in April, for polychaetes in September and for Tanaidacea in November, February and April. The lowest relative abundances were observed for Decapoda and Mysidacea. The relative abundance of the macrozooplanktonic groups collected during the different

occasions in the study area is shown in Figure 4b. The dominant zooplanktonic group was found to be Copepoda throughout the study period followed by Appendicularia and Cnidaria. The relative abundance of crustaceans larvae was extremely low. The highest relative abundances of copepods were estimated in November, February and April.

The classification of all the taxa to endobenthos, epibenthos, hyperbenthos zooplankton and nekton is provided in Appendix I. Hyperbenthos was the most abundant macrofaunal element (~62% of relative abundance), and epibenthos was the most diversified one (256 taxa). On the other hand, the largest portion of prey items found in the stomachs of most of the fish species examined consisted of zooplanktonic taxa (Appendix I) followed by hyperbenthic ones. The highest proportions of zooplanktonic prey and especially copepods were observed in the stomachs of *A. boyeri*, *B. boops*, *S. smaris*, *S. maena*, *D. annularis*, *G. niger*, *M. barbatus*, *M. surmuletus*, *P. pagrus*, *P. acarne*. The hyperbenthic faunal component was observed to be relatively abundant in the stomachs of *P. tentacularis*, *S. hepatus*, *S. cinereus*.

DISCUSSION

Elounda Bay is a semi-enclosed coastal marine ecosystem, covered by a homogenous *C. prolifera* meadow, which has been characterized as an important habitat for the growth of juveniles fishes and cephalopods, thus contributing to the conservation and maintenance of marine biological resources of the area (Koulouri *et al.*, 2016). The present study is the first attempt to investigate the feeding habits of a fish community associated with a *C. prolifera* meadow in a coastal marine ecosystem

of the Mediterranean Sea and moreover in relation to its prey availability. The presence of the continuous meadow of *C. prolifera* in this shallow wave-sheltered area characterized by high organic matter input has allowed the settlement of a highly diversified macrobenthic faunal community (Maidanou *et al.*, 2017) and a relatively abundant macrozooplanktonic community (Dounas, 2006), which seem to support an important feeding ground for the fish assemblage and its juveniles associated with this particular habitat. Results of the present study indicated that fishes examined had high food intake and at the same time they fed on a specific range of food types. Two main strategically different feeding guilds could be distinguished: demersal feeders which exhibited a generalist feeding behaviour by having a much more diverse diet, and pelagic feeders which had a rather narrow prey-spectrum and therefore they seem to be more specialists. Herbivores and piscivores were under-represented in the study area.

The pelagic feeders *B. boops*, *S. smarís*, *S. maena*, *A. boyeri*, *P. acarne*, *D. annularis*, also characterized as juvenile migrants in the study area (Koulouri *et al.*, 2016), showed a strong preference for pelagic copepods throughout the study period probably because these animals were highly available in the study area as they were found to be the dominant zooplanktonic group. This behaviour was more or less expected as prey abundance is one of the major factors influencing the choice of prey and therefore determining the major composition of items in the diet of the fish (Hinz *et al.*, 2005; Ferreira Rezende *et al.*, 2011). Furthermore, the omnivorous *B. boops* is also known as planktophagous, *S. maena* feeds especially on zooplanktonic organisms and *S. smarís* forages almost exclusively planktonic copepods (Bell and Harmelin-Vivien, 1983; Stergiou and Petrakis; 1993 Karachle and Stergiou, 2014). The omnivorous *P. acarne* also exhibits a relatively low trophic diversity (Serrano *et al.*,

2003). Actually, only the few large individuals of this species shifted their diet to other prey items, apart from copepods (Fehri-Bedoui *et al.*, 2009). For instance, amphipods and tanaids were largely consumed as an effect of both its body size and environmental prey availability (Ferreira Rezende *et al.*, 2011; Briones *et al.*, 2012). The opportunistic behaviour of *A. boyeri* observed in the Mediterranean Sea (Trabelsi *et al.*, 1994) was verified by the results of the present study as this species consumed the dominant planktonic copepods, too. Despite the extremely low presence of crustaceans larvae in the study area, these small-sized animals dominated the diet of *A. boyeri* and *B. boops* in July indicating partly prey selection which often occurs for prey of low abundance in the environment (Zander, 1990; Ferreira Rezende *et al.*, 2011). The species *D. annularis* is generally known to be carnivorous, preying upon a large variety of taxa (Bell and Harmelin-Vivien, 1983). Due to low number of only small specimens of this species examined, planktonic copepods, amphipods and tanaids comprised its dominant and common prey. In general, the pelagic feeders found in the study area seem to exploit the same food sources in a similar way, i.e. mostly planktonic copepods. However, the taxonomic identification of copepods to species level could reveal better use of the environment and its resources in order to avoid competition and achieve optimum feeding conditions through their life cycles. On the other hand, the extremely high abundance of copepods precludes the assumption for food competition in the study area which is likely only if food resources are in short supply (Pianka, 1976).

Among the demersal feeders found in the study area, the residents *G. niger*, *P. tentacularis* and *M. barbatus barbatus* appeared to be opportunistic in their behaviour, because even if they preferred specific prey organisms, they also consumed a large variety of other prey items. More specifically, *G. niger* was found to detect small

invertebrates, apart from larvae of insects, such as foraminiferans and polychaetes (e.g. Eunicidae sp., *Euclymene* sp. *Glycera alba*, Hesionidae sp.) as well as amphipods (e.g. *Aora spinicornis*, *Caprella acanthifera discrepans*, Aoridae sp., *C. acanthifera acanthifera*) and bivalves (e.g. *A. alba*) during certain occasions as also observed in other studies (Labropoulou and Markakis, 1998; Labropoulou and Papadopoulou-Smith, 1999). The omnivorous *P. tentacularis* has also been referred to consume a wide variety of prey organisms (Bell-Harmelin-Vivien, 1983). In our case, amphipods (e.g. *A. spinicornis*, *C. acanthifera acanthifera*, *C. acanthifera discrepans*) were the dominant component in its diet, while algae (*C. prolifera*), isopods (e.g. *C. truncata*), tanaids (e.g. *Leptochelia* sp.), bivalves (e.g. *Limaria* sp., *A. alba*), polychaetes (e.g. *Vermiliopsis infudibulum*) and gastropods (e.g. *Raphitoma philberti*) made considerable contributions to its diet. In many studies, it has been observed that *M. barbatus barbatus* takes a broad range of prey items verifying its opportunistic feeding habits, while *Mullus surmuletus* seems to be characterized by a more specialist feeding behavior foraging especially decapods (Ben-Eliahu & Golani, 1990, Golani & Galil, 1991, Labropoulou *et al.*, 1997; Labropoulou and Papadopoulou-Smith, 1999). Most of the individuals of *M. barbatus barbatus* and *M. surmuletus* found in the study area were small-sized especially in July and the most frequent and abundant prey in their stomachs were planktonic copepods and amphipods (e.g. *M. stationis*, *P. longimanus longimanus*). However, the large specimens of *M. barbatus barbatus* shifted their diet also to other prey organisms such as polychaetes, cumaceans, isopods, tanaids, mysids, decapods and bivalves during certain occasions of the study period. This behaviour reflects distinct ontogenetic shifts in fish diets (Jaworski and Ragnarsson, 2006; Briones *et al.*, 2012). Moreover, results of the study for the three above mentioned fishes (*G. niger*, *P. tentacularis* and *M. barbatus*

barbatus) revealed that not only the most abundant invertebrates were intensively consumed (e.g. copepods, amphipods, tanaids, bivalves, gastropods). Polychaetes and decapods, which were among the most diversified macrofaunal groups but of low relative abundances, were selected, too, as also observed elsewhere (Zander, 1990; Ferreira Rezende *et al.*, 2011).

The feeding behaviour of the following two demersal feeders also indicated a degree of opportunism, based on the variety of the prey organisms, exploiting the most commonly available food sources. More specifically, the individuals of *S. cinereus* consumed amphipods (e.g. *A. spinicornis*, *M. stationis*), tanaids (e.g. *Leptocheilia* sp.) and copepods which were found to be among the most abundant macrobenthic animal groups in the study area, reflecting the adaptation of their diet according to the availability of prey organisms (Hinz *et al.*, 2005; Ferreira Rezende *et al.*, 2011). Moreover, the individuals of *S. hepatus* revealed a wide prey spectrum feeding on decapods (e.g. *P. syrtensis*, *H. leptocerus*), amphipods (e.g. *P. marina*, *C. rapax*, *A. spinicornis*), copepods and isopods (e.g. *C. truncata*) depending on the distribution and availability of these organisms in the environment during certain occasions though most of the studies have shown that *S. hepatus* is stenophagous carnivore relying mostly on epibenthic decapods and small fish (Labropoulou and Eleftheriou, 1997; Labropoulou *et al.*, 1998). Furthermore, both fishes seem to select decapods and isopods for their prey since these organisms were found in relatively low abundances in the study area. Similarly, the few individuals of *P. pagrus* seem to select large prey items of low abundance in the study area such as decapods (e.g. *Paguristes syrtensis*).

The feeding behaviour of *S. luridus* is characterized by benthic algae regardless the size (Stergiou, 1988). Only the green macroalgae *C. prolifera* was

available in the study area and therefore consumed almost exclusively by this lessepsian immigrant. The only “competitor” of *S. luridus* was found to be the resident *P. tentacularis* which fed partly on parts of *C. prolifera* in the study area. Elounda bay is a particular habitat where fish populations are generally dominated by specimens that are small in size (juveniles or sub-adults) (Koulouri *et al.*, 2016). Meanwhile, large predators are rare occurring only sporadically such as *S. sphyraena* which was characterized as piscivorous (Kalogirou *et al.*, 2012).

Stomach content analysis revealed that there is some kind of overlap in the diet of the fishes examined indicating their opportunistic behaviour. Though dietary overlap implies food competition, it can also be increased due to high availability of food (Fjønse and Gjørseter, 1996). The food supply (e.g. macrofaunal benthic and planktonic organisms), in Elounda bay, which is abundant throughout the study period (Maidanou *et al.*, 2017; Dounas, 2006) seems to be enough to support the fish community without competitive interactions as also observed in other productive systems (Moreira *et al.*, 1992). Therefore, the assumption for food competition can be precluded because food competition is likely only if food sources are in short supply (Pianka, 1976). Furthermore, the different relative importance of prey items between and within fish species of small and large size throughout the study period suggests a considerable sharing of food sources which seem to limit inter- and intra-specific competition. This was also reflected in the low similarity values derived from multivariate analysis showing that different fish species had different prey composition and suggesting that if competition for any single prey was likely to occur, most of the fishes can shift to feeding on one of several other potential prey items (Amezcuca *et al.*, 2003).

Though the diet of most of the fishes examined was characterized by specific prey composition throughout the study period, temporal variations were also observed. Results of the present study revealed that different size of the fishes found in different occasions and food availability seem to be among the factors affecting temporal variations of diets within and between fish species as also observed in other studies (Labropoulou *et al.*, 1997; Amezcua *et al.*, 2003; Jaworski and Ragnarsson, 2006; Hajisamae, 2009; Karachle and Stergiou, 2014). Marine fishes tend to start as zooplankton feeders, thus consuming large quantities of copepods during their young stages and shifting to other food resources when they become large specimens (Hajisamae, 2009). The small individuals of the resident *M. barbatus barbatus* as well as most of the fishes that have been characterized as juvenile migrants (e.g. *P. acarne*, *D. annularis*, *A. boyeri*, *M. surmuletus*) in the study area mainly consumed planktonic copepods because of their small size and because of high availability of these copepods throughout the study period. However, there are some truly zooplanktivorous species that continue feeding on copepods even when they become large individuals such as *B. boops*, *S. smaris* and *S. maena*.

The optimal foraging theory predicts that, apart from size, prey characteristics such as the relative abundance and distribution, accessibility and mobility in addition to energy content and handling time determine prey profitability (Labropoulou and Papadopoulou-Smith, 1999; Bachok *et al.*, 2004). Most of the food sources used by the fish community in the study area were components of the macrofaunal community with a few exceptions (e.g. insects, foraminiferans, algae). Although over 350 macrofaunal taxa were found to be available in the study area and approximately 100 of them comprised prey items for most of the fish species studied, 16 taxa of 71 crustaceans (e.g. copepods, amphipods, *A. spinicornis*, crustaceans larvae, decapods,

tanaids, *Leptochelia* sp., *Caprella* spp., *P. syrtensis*, isopods, *P. marina*, *M. stationis*, *Erichthonius* sp., *C. truncata*) were classified as their principal prey. The importance of crustaceans as a source of prey across the fishes examined in the study area was expected as they represent a high quality of calorific return for predators (USDA, 2003). Moreover, the strong preference for crustaceans, even for non-abundant taxa, can be attributed to their availability which is not only a function of their abundance in the habitat but also of their behaviour and distribution (Hinz *et al.*, 2005). Crustaceans (e.g. planktonic copepods, hyperbenthic peracarids, endo- and epibenthic decapods), which represented the most important pelagic and benthic component of the macrofauna in the study area, are more vulnerable to predation because of their mobility. They are active either at the sediment surface or in the upper few centimetres of the bottom sediments and, in that way, they can be easily encountered and therefore caught and exploited by their predators (Zander, 1990; Compaire *et al.*, 2016). Moreover, the consumer-resource system of Elounda bay (Figure 5a,b) which consists mostly of juveniles fishes and it is based essentially on only a small number but extremely abundant crustacean taxa verifies their role as an important link between benthos and fishes (Edgar and Shaw, 1995; Dolbeth *et al.*, 2008).

In conclusion, the coexistence of the different fish species in Elounda Bay implies their high trophic flexibility and their ability to partition available food resources. The wide range of possible interconnections between prey and predators, however, reflect some degree of opportunistic feeding, which is probably a fundamental aspect that allows survival in this particular habitat. Results of the present study could also provide evidence on the protection value of this particular habitat, which is essential for implementing a multispecies approach to decision

making and management of fisheries resources of the local region.

ACKNOWLEDGMENTS

This work was carried out in the framework of the project: Environmental Study of Elounda Bay financed by Lasithi Prefecture of Crete Island (Greece). The authors are grateful for the critical reading of the manuscript made by Prof. A. Eleftheriou as well as the comments on the manuscript made by Mrs M. Eleftheriou.

REFERENCES

- Amezcuca F., Nash R.D.M., Veale L., 2003. Feeding habits of the order Pleuronectiformes and its relation to the sediment type in the north Irish Sea. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83: 593-601.
- Bachok Z., Mansor M.I., Noordin R.M., 2004. Diet composition and food habits of demersal and pelagic marine fishes from Terengganu waters, east coast of Peninsular Malaysia. *Naga, Worldfish Center Quarterly*, 27 (3-4): 41-47.
- 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 (8): 633-641.
- Bell J.D., Harmelin-Vivien M., 1983. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. 2. Feeding habits. *Tethys*, 11 (1): 1-14.

- Ben-Eliahu M.N., Golani D., 1990. Polychaetes (Annelida) in the gut contents of goatfishes (Mullidae), with new polychaete records for the Mediterranean Coast of Israel and the Gulf of Eilat (Red Sea). *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology*, 11 (3): 193-205.
- Berg J., 1979. Discussion of methods of investigating the food of fishes with reference to a preliminary study of the prey of *Gobiusculus flavescens* (Gobiidae). *Marine Biology*, 50: 263-273.
- Bray J.R., Curtis J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 220-249.
- Briones J.C, Tsai C.-H., Nakazawa T., Sakai Y., Papa R.D.S, Hsieh C.-H., Ocuda N., 2012. Long-Term Changes in the Diet of *Gymnogobius isaza* from Lake Biwa, Japan: Effects of Body Size and Environmental Prey Availability. *PLoS ONE*, 7 (12): 1-11.
- Brunel P., Besner M., Messier D., Poirier L., Granger D., Weinstein M., 1978. Le traineau suprabenthique MacerGIROQ: appareil amélioré pour l'échantillonnage quantitatif étage de la petite faune nageuse au voisinage du fond. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 63 (6): 815-829.
- Cheminée A., Sala E., Pastor J., Bodilis P., Thiriet P., Mangialajo L., Cottalorda J.-M., Francour P., 2013. Nursery value of *Cystoseira* forests for Mediterranean rocky reef fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 442 (C): 70–79.
- Clarke K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- Compaire J.C., Cabrera R., Gómez-Cama C., Soriguer M.C., 2016. Trophic relationships, feeding habits and seasonal dietary changes in an intertidal rockpool fish assemblage in the Gulf of Cadiz (NE Atlantic). *Journal of Marine Systems*,

158: 165-172.

Darnaude A., Harmelin-Vivien M.L., Salen-Picard C., 2001. Food partitioning among flatfish (Pisces, Pleuronectiforms) juveniles in a Mediterranean coastal shallow sandy area. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81: 119–127.

Deudero S., Morey G., Frau A., Moranta J., Moreno I., 2008. Temporal trends of littoral fishes at deep *Posidonia oceanica* seagrass meadows in a temperate coastal zone. *Journal of Marine Systems*, 70: 182–195.

Dolbeth M., Martinho F., Leitão R., Cabral H., Pardal M.A., 2008. Feeding patterns of the dominant benthic and demersal fish community in a temperate estuary. *Journal of Fish Biology*, 72: 2500–2517.

Dounas C. 2006. Environmental Study of Elounda Bay. Lasithi Prefecture, Crete (Greece). HCMR Technical Report. Pp. 316 (In Greek).

Edgar G.J., Shaw C., 1995. The production and trophic ecology of shallow-waterfish assemblages in southern Australia. II. Diets of fishes and trophic relationships between fishes and benthos at Western Port, Victoria. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 194: 83-106.

Fasola M., Canova L., Foschi F., Novelli O., Bressan M., 1997. Resource use by a Mediterranean rocky slope fish assemblage. *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology*, 18: 51-66.

Fehri-Bedoui R., Mokrani E., Hassine O.K.B., 2009. Feeding habits of *Pagellus acarne* (Sparidae) in the Gulf of Tunis, central Mediterranean. *Scientia Marina*, 73 (4): 667-678.

Ferreira Rezende C., Mazzoni R., Pellegrini Caramaschi E., Rodrigues D., Moraes M., 2011. Prey selection by two benthic fish species in a Mato Grosso stream, Rio de

- Janeiro, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, 59: 1697-1706.
- Fjøsne K., Gjørseter J., 1996. Dietary composition and the potential of food competition between 0-group cod (*Gadus morhua* L.) and some other fish species in the littoral zone. *Journal of Marine Science*, 53: 757–770.
- Gillanders B.M., Able K.W., Brown J.A., Eggleston D.B., Sheridan P.F., 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Marine Ecology Progress Series*, 247: 281-295.
- Golani D., Galil B., 1991. Trophic relationships of colonizing and indigenous goat-fishes (Mullidae) in the eastern Mediterranean with special emphasis on decapod crustaceans. *Hydrobiologia*, 218: 27-33.
- 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. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 515–529.
- Hajisamae S., 2009. Trophic ecology of bottom fishes assemblage along coastal areas on Thailand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82: 503-514.
- Hammerschlag N., Ovando D., Serafy J.E., 2010. Seasonal diet and feeding habits of juvenile fishes foraging along a subtropical marine ecotone. *Aquatic Biology*, 9: 279–290.
- Hinz H., Kroncke I., Ehrich S., 2005. The feeding strategy of dab *Limanda limanda* in the southern North Sea: linking stomach contents to prey availability in the environment. *Journal of Fish Biology*, 67:125-145.
- Horinouchi M., Sano M., 2000. Food habits of fishes in a *Zostera marina* bed at Aburatsubo, central Japan. *Ichthyological Research*, 47 (2): 163-173.
- Hyslop E.J., 1980. Stomach contents analysis – a review of methods and their

- application. *Journal Fish Biology*, 17: 411-429.
- Jaworski A., Ragnarsson S., 2006. Feeding habits of demersal fish in Icelandic waters: a multivariate approach. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 1682–1694.
- Kallianiotis A., Sophronidis K., Vidoris P., Tselepides T., 2000. Demersal fish and megafaunal assemblages on the Cretan continental shelf and slope (NE Mediterranean): seasonal variation in species density, biomass and diversity. *Progress in Oceanography*, 46: 429-455.
- Kalogirou S., Corsini Foka M., Wennhage H., Pihl L., 2010. Diversity, structure and function of fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* beds in an area of eastern Mediterranean and the role of non-indigenous species. *Journal of Fish Biology*, 77: 2338-2357.
- Kalogirou S., Wennhage H., Pihl L., 2012. Non-indigenous species in Mediterranean fish assemblages: Contrasting feeding guilds of *Posidonia oceanica* meadows and sandy habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 96: 209-218.
- Karachle P.K., Stergiou K.I., 2014. Diet and feeding habits of *Spicara maena* and *S. smaris* (Pisces, Osteichthyes, Centranchidae) in the North Aegean Sea. *Acta Adriatica*, 55 (1): 75 - 84.
- Koulouri P., Arvanitidis C., Koutsoubas D., Dounas C., Tselepides A., Eleftheriou A., 2015. A field experiment on trophic relations within the benthic boundary layer (BBL) over an oligotrophic continental shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 164: 392-407.
- Koulouri P., Kalogirou S., Maidanou M., Koutsoubas D., Dounas C., 2016. Fish and cephalopod assemblage structure of green alga *Caulerpa prolifera* (Chlorophyta) meadow in the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete Island). *Regional Studies in Marine Science*, 3: 33–41.

- Labropoulou M., Eleftheriou A., 1997. The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: importance of morphological characteristics in prey selection. *Journal of Fish Biology*, 50: 324-340.
- Labropoulou M., Machias A., Tsimenidis N., Eleftheriou A., 1997. Feeding habits and ontogenetic diet shift of the striped red mullet, *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758. *Fisheries Research*, 31: 257-267.
- Labropoulou M., Markakis G., 1998. Morphological-dietary relationships within two assemblages of marine demersal fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 51:309-319.
- Labropoulou M., Tserpes G., Tsimenides N., 1998. Age, growth and feeding habits of the brown comber *Serranus hepatus* (Linnaeus, 1758) on the Cretan shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46: 723-732.
- Labropoulou M., Papadopoulou-Smith K.N., 1999. Foraging behaviour patterns of four sympatric demersal fishes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49 (Suppl. A): 99-108.
- Labropoulou M., Machias A., Tsimenides N., 1999. Habitat selection and diet of juvenile red porgy, *Pagrus pagrus* (Linnaeus, 1758). *Fisheries Bulletin*, 97: 495-507.
- Maidanou M., Koulouri P., Arvanitidis C., Koutsoubas D., Dounas C., 2017. Macrobenthic assemblage structure associated with a *Caulerpa prolifera* meadow in the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete Island). *Regional Studies in Marine Science*, 14: 1-14.
- Mees J., Jones M.B., 1997. The hyperbenthos. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 35: 221-255.
- Moreira F., Assis C.A., Almeida P.R., Costa J.L., Costa, M.J., 1992. Trophic

- Relationships in the Community of the Upper Tagus Estuary (Portugal): a Preliminary Approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 34: 617-623.
- Nakamura Y., Horinouchi M., Nakai T., Sano, M., 2003. Food habits of fishes in a seagrass bed on a fringing coral reef at Iriomote Island, southern Japan. *Ichthyological Research*, 50: 15–22.
- Pianka E.R., 1976. Competition and niche theory. In *Theoretical Ecology, Principles and Applications*, pp. 114-141. Ed by R.M. May, W.B. Saunders, Philadelphia and Toronto. 317 pp.
- Ramírez-Luna V., Navia A.F., Rubio E.A., 2008. Food habits and feeding ecology of an estuarine fish assemblage of northern Pacific Coast of Ecuador. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(3): 361- 372.
- 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.
- Serrano A., Velasco F., Olaso I., 2003. Polychaete annelids in the diet of demersal fish from the southern shelf of the Bay of Biscay. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83: 619–623.
- Stål J., Pihl L., Wennhage H., 2007. Food utilisation by coastal fish assemblages in rocky and soft bottoms on the Swedish west coast: Inference for identification of essential fish habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71: 593-607.
- Stergiou K.I., 1988. Feeding habits of the Lessepsian migrant *Siganus luridus* in the eastern Mediterranean, its new environment. *Journal of Fish Biology*, 33: 531–543.
- Stergiou K.I., Petrakis G., 1993. Description and assessment of the state and management of the demersal and inshore fisheries resources in the Hellenic seas. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2: 312-319.

Trabelsi M., Kartas F., Quignard J.P., 1994. Comparison of diet between a marine and a lagoonal populations of *Atherina boyeri* from Tunisian coasts. *Vie Milieu*, 44: 117–123.

US Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Nutrient Data Laboratory. USDA National Nutrient Database for Standard Reference, Release 28. Version Current: September 2015, slightly revised May 2016. Internet: [/nea/bhnrc/ndl](http://nea/bhnrc/ndl)

Zander C.D., 1990. Prey selection of the shallow water fish *Pomatoschistus minutus* (Gobiidae, Teleostei) in the SW Baltic. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 44: 147-157.

Zupo V., Stübing D., 2010. Diet of fish populations in *Posidonia oceanica* meadows off the Island of Ischia (Gulf of Naples, Italy): assessment of spatial and seasonal variability. *Natural Science*, 2 (11):1274-1286.

Table 1. Fish species and number of specimens examined for stomach content analysis in the study area. The numbers of empty stomachs are also shown. Size range of the total length (TL) of the fish specimens is given.

Family	Fish Species	Size range of TL (mm)	No individuals	No individuals with empty stomachs	Number of prey taxa	Individuals of prey taxa
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810	52.55-90.25	119	6	9	3,109
Sparidae	<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	53.55-162.07	152	6	23	5,509
Gobiidae	<i>Gobius niger</i> Linnaeus, 1758	34.72-125.36	177	4	58	1,258
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus sceleratus</i> (Gmelin, 1789)	111.38	1	-	2	2
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	1.18-99.53	46	1	26	1,783
Mullidae	<i>Mullus barbatus barbatus</i> Linnaeus, 1758	51.70-173.35	150	2	70	4,666
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	54.12-185.90	41	-	36	1,612
Sparidae	<i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827)	44.71-93.73	126	6	24	8,356
Sparidae	<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	39.10-162.08	46	3	23	188
Blenniidae	<i>Parablennius tentacularis</i> (Brünnich, 1768)	38.95-97.44	126	16	38	511
Serranidae	<i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1758)	30.01-90.72	167	15	52	757
Siganidae	<i>Siganus luridus</i> (Rüppell, 1829)	31.03-112.06	100	31	1	70
Centranchidae	<i>Spicara maena</i> (Linnaeus, 1758)	82.47-108.23	61	4	14	4,907
Centranchidae	<i>Spicara smaris</i> (Linnaeus, 1758)	1.02-114.27	180	2	14	11,666
Sphyraenidae	<i>Sphyraena sphyraena</i> (Linnaeus, 1758)	85.40-245.24	46	6	2	46
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)	45.80-100.70	102	4	35	1,213
Monacanthidae	<i>Stephanolepis diaspros</i> Fraser-Brunner, 1940	31.72-51.48	2	-	2	21
Total			1,642	106	114	45,674

Figure legends

Figure 1. Map showing the study area of Elounda bay.

Figure 2. Similarity dendrogram based on the relative abundance of prey taxa matrix of the different fish species examined during the six sampling occasions.

Figure 3. Number of individuals of each of the 15 common species collected during the six sampling periods in the study area. Mean total length (TL) per individual is indicated above each bar plot.

Figure 4. Relative abundance (%N) of the most important macrobenthic (A) and macrozooplanktonic (B) groups collected in the study area of Elounda bay during the six sampling occasions.

Figure 5. The consumer-resource system for the main fish species of Elounda Bay (juveniles A; adults B). The asterisks indicate the residents of Elounda bay.

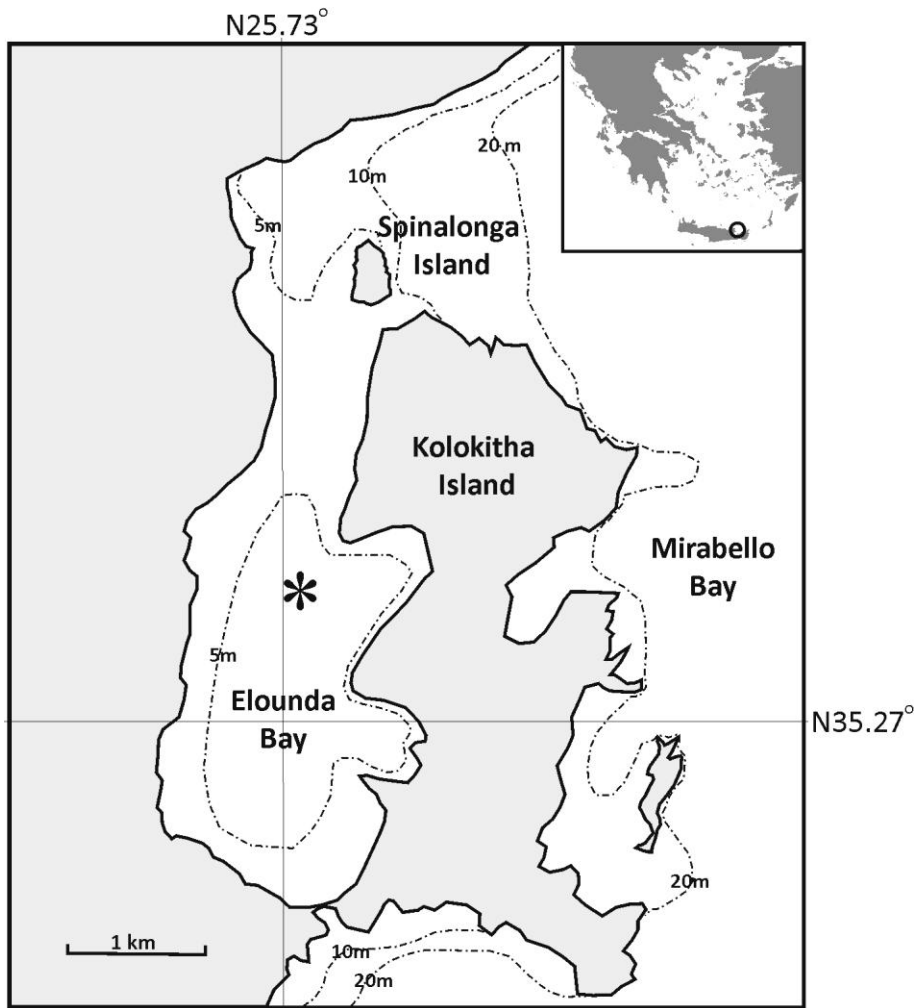


Fig. 1.

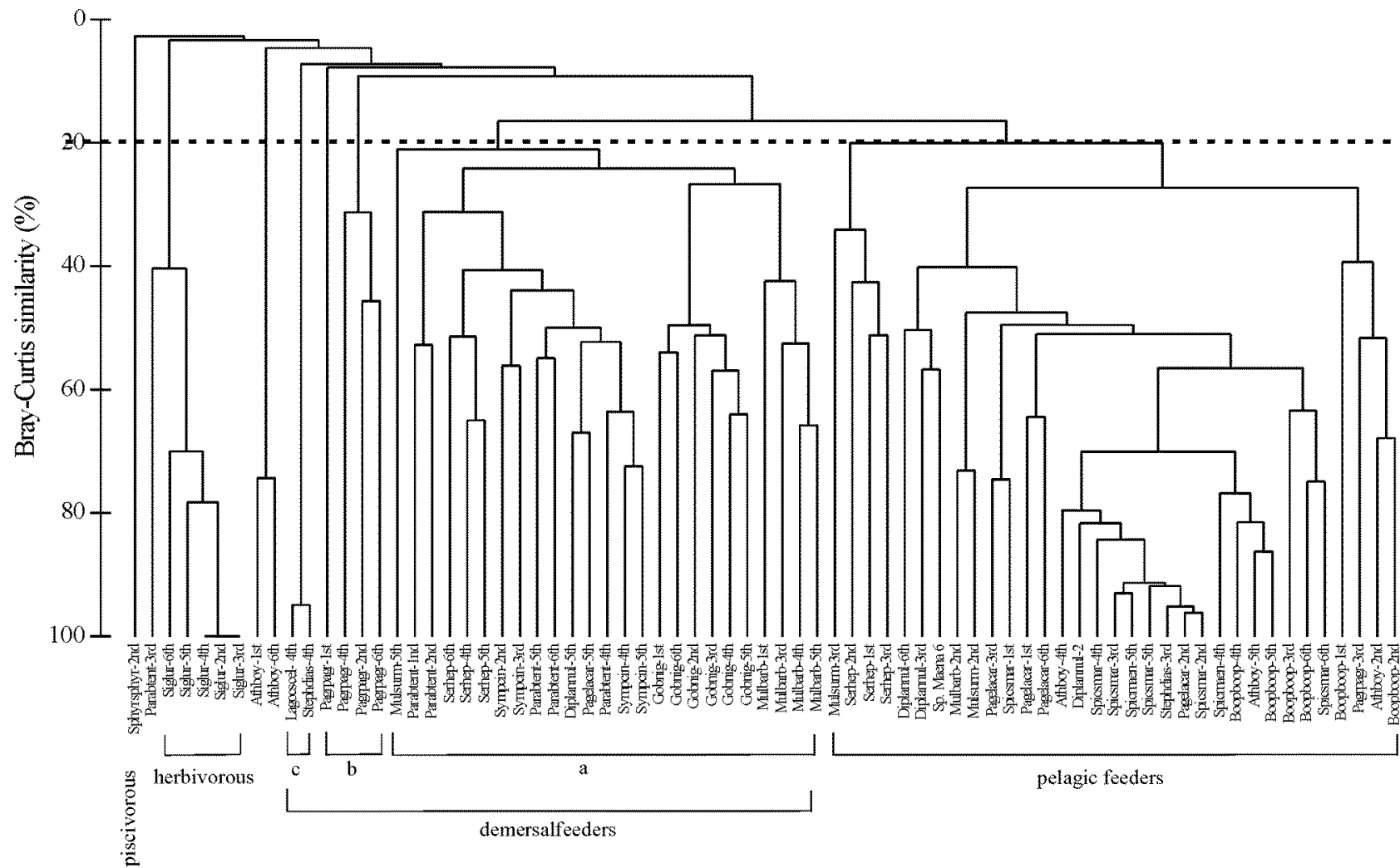


Fig. 2.

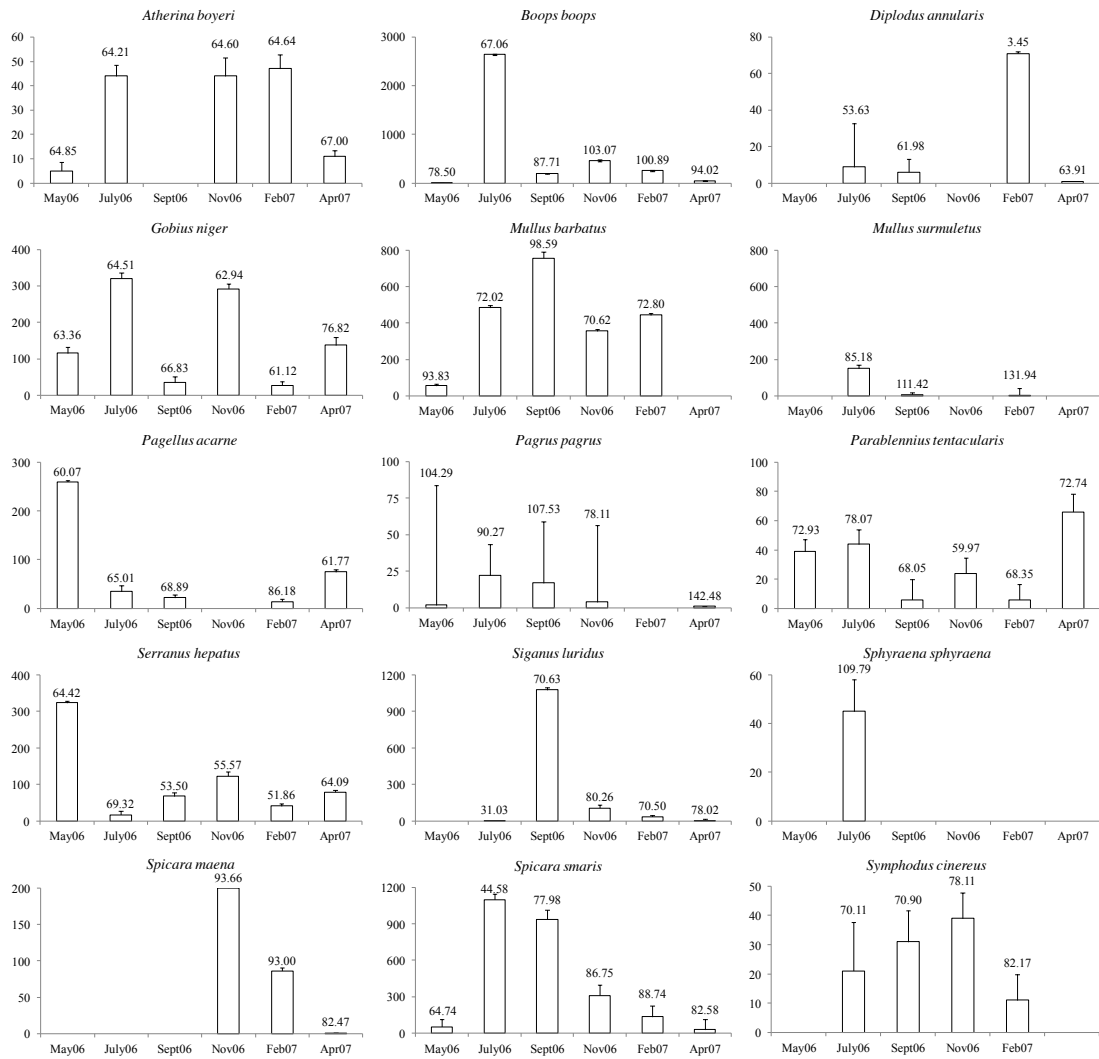


Fig. 3.

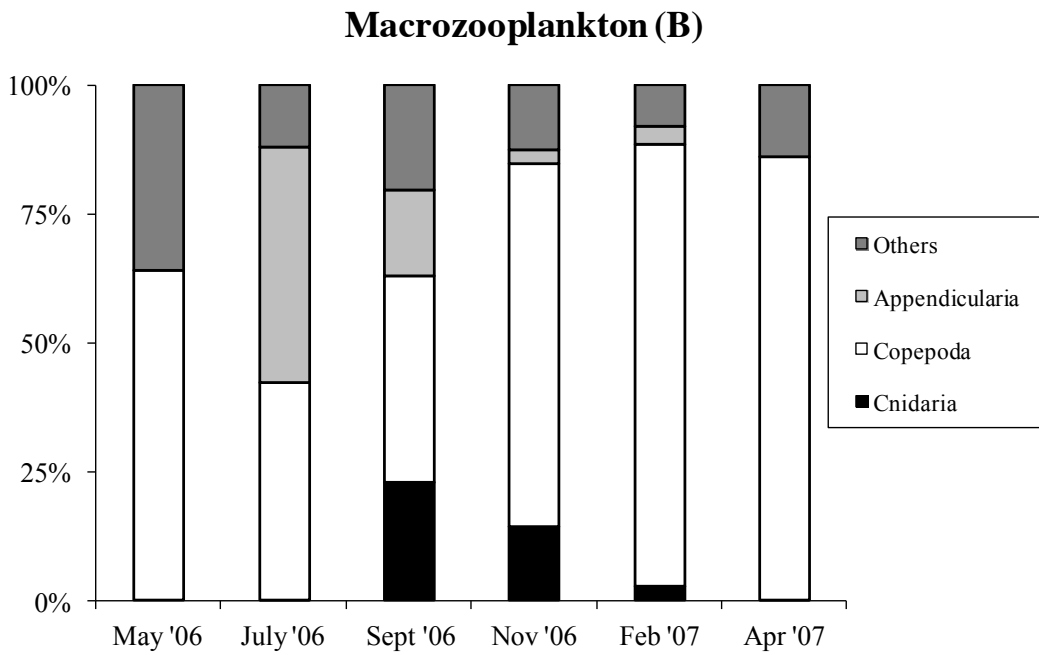
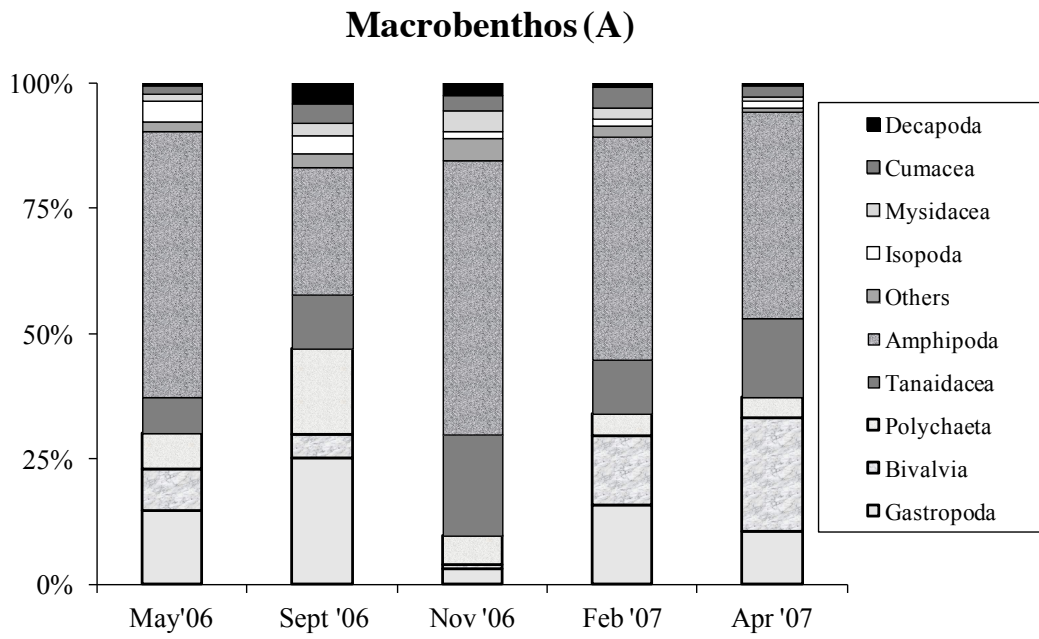
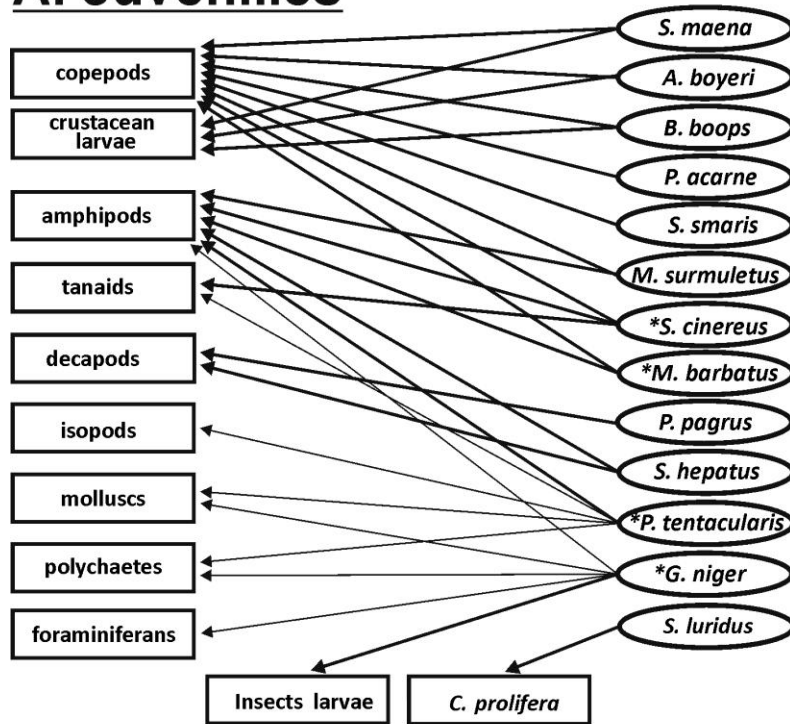


Fig. 4.

A. Juveniles



B. Adults

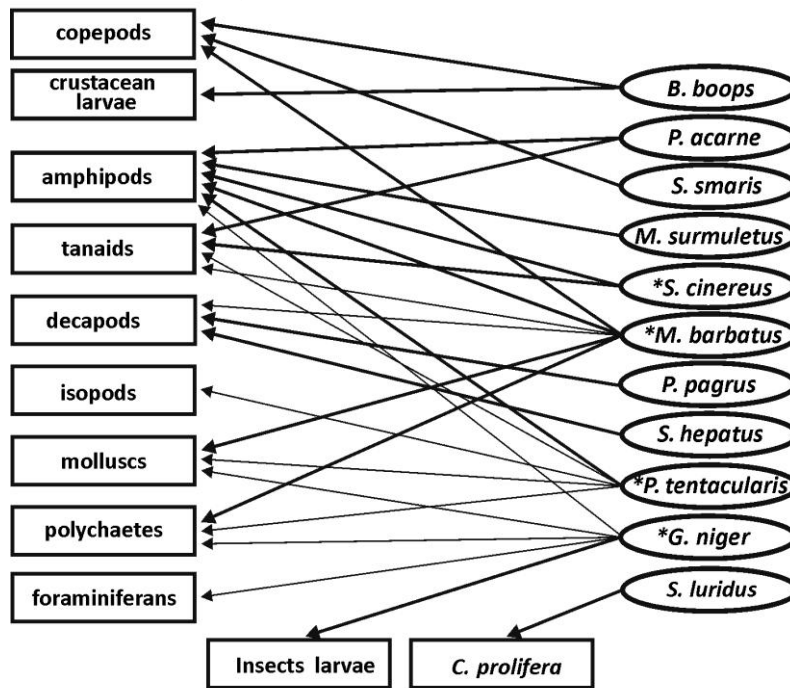


Fig. 5.

Appendix I. Percentage numerical abundance (%N) of all the macrobenthic taxa collected in Elounda bay and found as prey items in the stomachs of fish species^b examined in the study area.

^a Categories	Taxa	Macrobenthos	<i>Dipann</i>	<i>Gobnig</i>	<i>Mulbarb</i>	<i>Mulsurm</i>	<i>Pagacar</i>	<i>Pagpag</i>	<i>Partent</i>	<i>Serhep</i>	<i>Symcin</i>	<i>Athboy</i>	<i>Bopbop</i>	<i>Spicsmar</i>	<i>Spicmaen</i>
Ep	Plant			0.08					8.81				0.02		
Ep	Foraminifera			8.19	0.06		0.02		0.39					0.01	
Ep	Porifera sp1	<0.01													
Z	Actinaria sp.	0.04													
Z	Hydrozoa sp.	0.15													
Z	Cnidaria	0.19													
Z	Ctenophora														
En	Nemertea	0.26													
En	<i>Aspidosiphon</i> sp.	0.30													
En	<i>Phascolosoma</i> sp.	0.06		0.08				2.66	0.20						
	Sipuncula	0.36		0.08				2.66	0.20						
	<i>Acanthochitona crinita</i>														
Ep	Pennant, 1777	0.09						0.53							
	<i>Chiton (Rhyssoplax)</i>														
	<i>phaseolinus</i>														
Ep	Monterosato, 1879	<0.01		0.16				0.53							
	Polyplacophora	0.10		0.16				1.06							
	<i>Alvania cimex</i>														
Ep	(Linnaeus, 1758)	0.04													
	<i>Alvania dorbignyi</i>														
Ep	(Audouin, 1826)	<0.01													
	<i>Alvania mamillata</i>														
Ep	Risso, 1826	0.02													
	<i>Alvania punctura</i>														
Ep	(Montagu, 1803)	<0.01													

Ep	<i>Barleeia unifasciata</i> (Montagu, 1803)	<0.01																		
Ep	<i>Berthella</i> sp.	<0.01																		
Ep	<i>Bittium reticulatum</i> (da Costa, 1778)	2.97																		
Ep	<i>Bittium</i> sp.		0.08	0.02						0.20										
Ep	<i>Bolinus brandaris</i> (Linnaeus, 1758)	<0.01																		
Ep	<i>Bulla striata</i> Bruguière, 1792	<0.01																		
Ep	<i>Calma</i> sp.	<0.01																		
Ep	<i>Bittium submamillatum</i> de Rayneval & Ponzi, 1854	0.33																		
Ep	<i>Cerithium vulgatum</i> Bruguière, 1792	0.01																		
Ep	<i>Chromodoris</i> sp.	<0.01																		
Ep	<i>Parthenina interstincta</i> (J. Adams, 1797)	<0.01																		
Ep	<i>Chrysallida</i> sp. 1	0.00																		
Ep	<i>Chryssallida</i> sp. 2	<0.01																		
Ep	<i>Conus ventricosus</i> Gmelin, 1791	0.02																		
Ep	<i>Diodora graeca</i> (Linnaeus, 1758)	0.01																		
Ep	<i>Eubranchus farrani</i> (Alder & Hancock, 1844)	<0.01																		
Ep	<i>Eulimella acicula</i> (Philippi, 1836)	<0.01																		
Ep	<i>Euspira</i> sp.	0.01																		
Ep	Gastropoda sp.		0.56	0.11	0.19	0.37			0.59		0.66		0.02	0.24	0.02					
Ep	Gastropoda sp. 1	<0.01																		

Ep	Gastropoda sp. 2	<0.01	
Ep	<i>Gibbula albida</i> (Gmelin, 1791)	0.26	
Ep	<i>Gibbula</i> sp.		0.16
Ep	<i>Gibbula varia</i> (Linnaeus, 1758)	0.06	
Ep	<i>Giberrula philippii</i> (Monterosato, 1878)	0.49	
Ep	<i>Granullina marginata</i> (Bivona, 1832)	0.07	
Ep	<i>Haminoea</i> sp.	0.02	
Ep	<i>Hexaplex trunculus</i> (Linnaeus, 1758)	0.05	
Ep	<i>Jujubinus striatus</i> (Linnaeus, 1758)	0.13	
Ep	<i>Mangelia multilineolata</i> (Deshayes, 1835)	0.02	
Ep	<i>Odostomia conspicua</i> Alder, 1850	<0.01	
Ep	<i>Megastomia conoidea</i> (Brocchi, 1814)	0.06	
Ep	<i>Melanella levantina</i> (Oliverio, Buzzurro & Villa, 1994)	<0.01	
Ep	<i>Mellanella</i> sp.	0.10	
Ep	<i>Mitrella coccinea</i> (Philippi, 1836)	0.02	
Ep	<i>Mitrella scripta</i> (Linnaeus, 1758)	0.01	
Ep	<i>Mitrella</i> sp. 1	<0.01	
Ep	<i>Tritia couvierii</i> (Payraudeau, 1826)	0.03	
Ep	<i>Tritia pygmaea</i> (Lamarck, 1822)	0.04	

Ep	Naticidae sp. 1	0.32
	<i>Neverita josephinia</i>	
Ep	Risso, 1826	0.01
Ep	Nudibranchia sp.	0.12
	<i>Odostomia megerlei</i>	
Ep	(Locard, 1886)	0.01
Ep	<i>Odostomia</i> sp. 1	0.01
Ep	<i>Odostomia</i> sp. 2	0.02
	<i>Odostomia turriculata</i>	
Ep	Monterosato, 1869	0.01
	<i>Ondina diaphana</i>	
Ep	(Jeffreys, 1848)	0.93
	<i>Oxynoe olivacea</i>	
Ep	Rafinesque, 1814	0.05
	<i>Parthenina indistincta</i>	
Ep	(Montagu, 1808)	0.02
	<i>Parthenina moolenbeeki</i>	
Ep	(Amati, 1987)	<0.01
	<i>Parthenina palazzii</i>	
Ep	(Micali, 1984)	<0.01
	<i>Philine denticulata</i>	
Ep	(J. Adams, 1800)	<0.01
	<i>Pisinna glabrata</i>	
Ep	(Megerle von Mühlfeld, 1824)	0.04
	<i>Aplus dorbignyi</i>	
Ep	(Payraudeau, 1826)	
	<i>Pusillina inconspicua</i>	
Ep	(Alder, 1844)	0.06
	<i>Pusillina lineolata</i>	
Ep	(Michaud, 1830)	6.23
	<i>Pusillina marginata</i>	
Ep	(Michaud, 1830)	0.18
Ep	<i>Pusillina radiata</i>	<0.01

	(Philippi, 1836)			
Ep	<i>Pusillina</i> sp. 1	0.02		
Ep	<i>Pusillina</i> sp. 2	<0.01		
Ep	Pyramidellidae sp. <i>Raphitoma philberti</i>		0.02	
Ep	(Michaud, 1829)	<0.01		0.39
Ep	<i>Retusa</i> sp. 1	<0.01		
Ep	<i>Retusa</i> sp. 2			
Ep	<i>Retusa umbilicata</i> (Montagu, 1803)	1.60	0.08	
Ep	<i>Ringicula auriculata</i> (Ménard de la Groye, 1811)	<0.01		
Ep	<i>Rissoa auriformis</i> Pallary, 1904	<0.01		
Ep	<i>Rissoa lillicina</i> Récluz, 1843	0.01		
Ep	<i>Rissoa monodonta</i> Philippi, 1836	<0.01		
Ep	<i>Rissoa ventricosa</i> Desmarest, 1814	<0.01		
Ep	Rissoidea sp. <i>Setia amabilis</i>		0.08	0.45
Ep	(Locard, 1886)	0.17		
Ep	<i>Setia</i> sp. 1	<0.01		
Ep	<i>Setia</i> sp. 2	0.05		
Ep	<i>Spurilla neapolitana</i> (Delle Chiaje, 1841)	<0.01		
Ep	<i>Syrnola fasciata</i> Jickeli, 1882	0.01		
Ep	<i>Tricolia pullus</i> (Linnaeus, 1758)	0.18		

Ep	<i>Turbonilla jeffreysii</i> (Jeffreys, 1848)	0.10											
Ep	<i>Pyrgiscus rufus</i> (Philippi, 1836)	<0.01											
Ep	<i>Turbonilla</i> sp. 1	0.10											
Ep	<i>Vexillum tricolor</i> (Gmelin, 1791)	0.12											
Ep	<i>Weinkauffia turgidula</i> (Forbes, 1844)	0.02											
	Gastropoda	14.89		1.27	0.60	0.19	0.37		1.17	0.66	0.02	0.24	0.02
Ep	Dentalidae sp.	<0.01											
	Scaphopoda	0.00											
En	<i>Abra alba</i> (W. Wood, 1802)	7.87	0.06	2.15	2.06			0.20			0.02		
En	<i>Abra</i> sp. 1	0.48											
Ep	<i>Arca noae</i> Linnaeus, 1758	0.46											
Ep	<i>Arca tetragona</i> Poli, 1795	0.04											
	Bivalvia sp.		0.06										
Ep	<i>Chama gryphoides</i> Linnaeus, 1758	<0.01											
En	<i>Clausinella fasciata</i> (da Costa, 1778)	<0.01											
Ep	<i>Ctena decussata</i> (O. G. Costa, 1829)	0.10											
Ep	<i>Flexopecten hyalinus</i> (Poli, 1795)	<0.01											
En	<i>Glans trapezia</i> (Linnaeus, 1767)	0.05								0.99			
En	<i>Gouldia minima</i> (Montagu, 1803)	0.45											
En	<i>Lanjokairia lajonkairii</i>	0.02											

	(Payraudeau, 1826)								
Ep	<i>Limaria hians</i> (Gmelin, 1791)	0.04					0.20		
Ep	<i>Limaria</i> sp.		0.08				0.59		
En	<i>Loripes orbiculatus</i> (Poli 1791)	0.05							
En	<i>Loripinus fragilis</i> (Philippi, 1836)	<0.01							
En	<i>Lucinella divaricata</i> (Linnaeus, 1758)	<0.01							
Ep	<i>Mimachlamys varia</i> (Linnaeus, 1758)	0.08		0.40					
Ep	<i>Modiolus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)	0.17		0.08					
Ep	<i>Musculus discors</i> (Linnaeus, 1767)	<0.01							
Ep	<i>Neopycnodonte cochlear</i> (Poli, 1795)	<0.01							
En	<i>Nucula nucleus</i> (Linnaeus, 1758)	0.02							
En	<i>Parvicardium exiguum</i> (Gmelin, 1791)	2.32							
En	<i>Parvicardium scriptum</i> (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1892)	0.05							
En	<i>Ruditapes decussatus</i> (Linnaeus, 1758)	<0.01							
	Bivalvia	12.21	0.11	2.70	2.06		0.98	0.99	0.02
	Mollusca (unidentified)				0.04				
En	Ampharetidae sp.	<0.01							
Ep	<i>Amphiglena mediterranea</i> (Leydig, 1851)	0.05							

Ep	Amphinomidae sp.		1.06		
En	<i>Aphelochaeta</i> sp.	0.02			
	<i>Aricidea (Acmira)</i>				
	<i>cerrutii</i>				
En	Laubier, 1966	<0.01			
	<i>Aricidea (Aricidea) wassi</i>				
En	Pettibone, 1965	0.02			
En	<i>Aricidea</i> sp. 1	0.01			
	<i>Branchiosyllis exilis</i>				
Ep	(Gravier, 1900)	0.12			
	<i>Capitella teleta</i>				
	Blake, Grassle &				
En	Eckelbarger, 2009	0.05			
En	Capitellidae sp. 1	0.04	0.53		
	<i>Caulleriella viridis</i>				
En	(Langherans, 1880)	0.01			
	<i>Ceratonereis</i>				
	(<i>Composetia</i>) <i>vittata</i>				
En	Langerhans, 1884	0.16		0.15	4.39
	<i>Chaetozone setosa</i>				
En	Malmgren, 1867	<0.01			
	<i>Dialychone collaris</i>				
Ep	Langerhans, 1881	0.02			
	<i>Cirratulus cirratus</i>				
En	(O. F. Müller, 1776)	<0.01			
	<i>Cirrophorus furcatus</i>				
En	(Hartman, 1957)	0.01			
En	<i>Clymene</i> sp.	0.03			
	<i>Dacybranchus caducus</i>				
En	(Grube, 1846)	0.08			
	<i>Demonax brachychona</i>				
Ep	(Claparède, 1870)	<0.01			
	<i>Dodecaceria concharum</i>				
Ep	Örsted, 1843	<0.01			

En	Dorvilleidae sp. 1			0.08	0.24										
En	Dorvilleidae sp. 2	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Ep	<i>Eteone flava</i> (Fabricius, 1780)	0.26													
En	<i>Euclimene</i> sp. <i>Eulalia clavigera</i> (Audouin & Milne Edwards, 1833)			0.95	0.04										
Ep	<i>Eunice</i> sp. 1	0.25													
Ep	Eunicidae sp. 1 <i>Eupolymnia nesidensis</i> (Delle Chiaje, 1828)	<0.01		1.35	1.50	0.06				0.41	0.02				
Ep	<i>Eusyllis</i> sp.	<0.01													
Ep	<i>Exogone dispar</i> (Webster, 1879)	0.44													
Ep	<i>Exogone naidina</i> Örsted, 1845	0.03													
En	<i>Flabelligera affinis</i> M. Sars, 1829	0.01													
En	<i>Glycera alba</i> (O.F. Müller, 1776)	0.22		0.64	0.11										
Ep	<i>Haplosyllis spongicola</i> (Grube, 1855)	0.14													
Ep	<i>Harmothoe spinifera</i> (Ehlers, 1864)	0.60													
Ep	Hesionidae sp. <i>Hesiospina aurantiaca</i> (M. Sars, 1862)			0.64	0.04		0.01	0.53							0.13
Ep	<i>Hilbigneris gracilis</i> (Ehlers, 1868)	<0.01													
Ep	<i>Hydroides dirampha</i> Mörch, 1863	0.07													
Ep	<i>Lagis koreni</i>	0.02													

	Malmgren, 1866						
En	Lumbrineridae sp.		0.32			0.13	
	<i>Lumbrineris coccinea</i>						
En	(Renier, 1804)	0.05					
	<i>Lumbrineris latreilli</i>						
En	Audouin & Milne						
En	Edwards, 1834	0.23					
En	<i>Lysidice</i> sp.	<0.01					
	<i>Lysidice unicornis</i>						
En	(Grube, 1840)	0.23					
En	Magelonidae sp.	<0.01					
En	Maldanidae sp. 1	<0.01					
En	Maldanidae sp. 2	0.01					
	<i>Mediomastus capensis</i>						
En	Day, 1961	0.31					
	<i>Mysta picta</i>						
Ep	(Quatrefages, 1866)	0.15					
	<i>Naineris laevigata</i>						
En	(Grube, 1855)	<0.01					
En	Nephthyidae sp.			0.53			
Ep	Nereididae sp.	<0.01	0.40	0.53	0.20	0.13	0.16
	<i>Nereis splendida</i>						
Ep	Blainville, 1825	0.02					
	<i>Nicolea zostericola</i>						
En	Örsted, 1844	<0.01					
	<i>Notocirrus scoticus</i>						
En	McIntosh, 1869	<0.01					
	<i>Ophelia bovealis</i>						
En	Quatrefages, 1866	<0.01					
Ep	<i>Paraehlersia</i> sp.	0.01					
En	Paraonidae sp.	<0.01					
En	Pectinaridae sp.		0.40	0.15			

En	<i>Petta pusilla</i> Malmgren, 1866	<0.01				
Ep	<i>Pholoe inornata</i> Johnston, 1839	0.03				
En	<i>Phyllodoce laminose</i> Savigny in Lamarck, 1818	0.36				
En	<i>Phyllodoce longipes</i> Kinberg, 1866	0.02				
En	<i>Pista lornensis</i> (Pearson, 1969)	<0.01				
Ep	<i>Platynereis dumerilii</i> (Audouin & Milne Edwards, 1834)	0.27				
	Polychaeta sp.		0.95	0.17	0.59	0.25
Ep	<i>Polycirrus latidens</i> Eliason, 1962	<0.01				
Ep	<i>Polycirrus</i> sp. 1	<0.01				
En	<i>Polydora</i> sp.	<0.01				
Ep	Polynoidae sp.	<0.01				
En	<i>Polyophthalmus pictus</i> (Dujardin, 1839)	0.11				
Ep	<i>Pontogenia chrysocoma</i> (Baird, 1865)	0.02		0.43	0.39	0.03
Ep	<i>Potamilla</i> sp.				0.26	
En	<i>Prionospio cirrifera</i> Wirén, 1883	<0.01				
En	<i>Prionospio fallax</i> Söderström, 1920	0.75				
En	<i>Prionospio</i> sp. 1	0.01				
En	<i>Protodorvillea kefersteini</i> (McIntosh, 1869)	0.08				
En	<i>Pseudoleiocardia</i>	0.20				

fauveli Harmelin, 1964

En	<i>Saccocirrus</i> sp.	<0.01		
Ep	<i>Salvatoria clavata</i> (Claparède, 1863)	<0.01		
En	<i>Scalibregma inflatum</i> Rathke, 1843	<0.01		
Ep	<i>Schistomeringos rudolphi</i> (Delle Chiaje, 1828)	0.02		
Ep	<i>Serpula vermicularis</i> Linnaeus, 1767	0.02		
Ep	Sigalionidae <i>Sphaerodoridium</i> <i>minutum</i> (Webster & Benedict, 1887)	0.04		
En	<i>Sphaerosyllis pirifera</i> Claparède, 1868	0.01		
Ep	<i>Spionidae</i> sp.	0.24		
En	<i>Spirobranchus</i> sp.	<0.01		
Ep	Syllidae sp. 1 <i>Syllidia armata</i> Quatrefages, 1866	<0.01	0.08	0.26
En	<i>Syllis gracilis</i> Grube, 1840	0.31		
Ep	<i>Syllis alternata</i> Moore, 1908	0.01		
En	<i>Syllis armilaris</i> (O.F. Müller, 1776)	0.05		
Ep	<i>Syllis beneliahuae</i> (Campoy & Alquézar, 1982)	0.01		
En	<i>Syllis garciai</i> (Campoy, 1982)	0.01		

Ep	<i>Syllis gerlachi</i> (HartmannSchröder, 1960)	0.02													
Ep	<i>Syllis gerundensis</i> (Alós & Campoy, 1981)	0.02													
Ep	<i>Syllis hyalina</i> Grube, 1863	<0.01													
Ep	<i>Syllis krohnii</i> Ehlers, 1864	0.05													
Ep	<i>Syllis parapari</i> San Martín & López, 2000	0.02													
Ep	<i>Syllis variegata</i> Grube, 1860	0.02													
Ep	<i>Syllis vitata</i> Grube, 1840	0.01													
Ep	<i>Syllis columbretensis</i> (Campoy, 1982)	0.15													
En	Terebellidae sp.	<0.01													
Ep	<i>Timarete filigera</i> (Delle Chiaje, 1828)	0.01													
Ep	<i>Timarete punctata</i> (Grube, 1859)	0.03													
Ep	<i>Vermiliopsis</i> <i>infundibulum</i> (Philippi, 1844)	0.03	0.11						1.37						
Ep	<i>Vermiliopsis striaticeps</i> (Grube, 1862)	0.01													
	Polychaeta	6.72	0.11	5.80	2.51	0.50	0.01	3.19	2.15	0.92	0.82	0.18	4.40	0.04	0.13
Z	Crustacea (larvae)	0.02	0.06	0.08			0.84	48.40		0.26		13.95	29.19	1.51	0.36
Z	Phyllopoda														
Z	Copepoda	0.15	62.54	2.70	77.33	86.54	89.65	5.32	0.39	10.60	9.98	40.91	44.75	83.96	84.83
Z	Ostracoda	0.10	0.39	0.08	0.09	0.12	1.02		0.59	0.13	0.33	0.01	0.12	0.06	4.17

Ep	<i>Achaeus gracilis</i> (Costa, 1839)	0.01		0.02	0.06				
En	<i>Alpheus dentipes</i> Guérin, 1832	0.10		0.04			0.13		
En	<i>Alpheus</i> sp. 1	<0.01							
Ep	<i>Anapagurus bicorniger</i> A. MilneEdwards & Bouvier, 1892	<0.01							
Ep	<i>Athanas nitescens</i> (Leach, 1813 [in Leach, 18131814])	0.18		0.06	0.19		0.79		
Ep	<i>Clibanarius erythropus</i> (Latreille, 1818)	0.03	0.08						
Z	Decapoda (larvae)	0.07							
	Decapoda sp.		0.08	0.02		0.53	1.44	0.01	0.01
Ep	<i>Derilambrus angulifrons</i> (Latreille, 1825)	<0.01							
Ep	<i>Dromia</i> sp.	<0.01							
Ep	<i>Eualus cranchii</i> (Leach, 1817 [in Leach, 18151875])	0.25			1.12		1.05		
Ep	<i>Galathea bolivari</i> Zariquiey Álvarez, 1950	0.03		0.04		3.72	0.26		
Ep	<i>Gnathophyllum elegans</i> (Risso, 1816)	0.01							
Ep	<i>Hippolyte inermis</i> Leach, 1816	0.01							
Ep	<i>Hippolyte leptocerus</i> (Heller, 1863)	0.27		0.02	0.19		2.09	4.17	
Ep	<i>Hippolyte</i> sp.			0.04	0.06		0.65		
Ep	<i>Liocarcinus navigator</i> (Herbst, 1794)	0.03	0.24			1.60	0.65	0.16	
Ep	<i>Liocarcinus zariquieyi</i> Gordon, 1968	<0.01							

Ep	<i>Maja squinado</i> (Herbst, 1788)	<0.01									
Ep	Paguridae sp.			0.02	0.06						
Ep	<i>Paguristes syrtensis</i> de Saint Laurent, 1971	0.14	0.72			16.49	0.59	4.19	1.40		
Ep	<i>Pagurus anachoretus</i> Risso, 1827	<0.01									
Ep	<i>Pagurus</i> sp.	<0.01									
Ep	<i>Palaemon serratus</i> (Pennant, 1777)	0.01				1.06		1.05			
Ep	<i>Philocheras monacanthus</i> (Holthuis, 1961)	<0.01									
Ep	<i>Philocheras trispinosus</i> (Hailstone in Hailstone & Westwood, 1835)	0.01									
Ep	<i>Pillumnus hirtellus</i> (Linnaeus, 1761)	0.01	0.08	0.02							
Ep	<i>Pisa hirticornis</i> (Herbst, 1804)	<0.01									
Ep	<i>Pisa nodipes</i> (Leach, 1815)	<0.01									
Ep	<i>Processa macrophthalma</i> Nouvel & Holthuis, 1957	0.02		0.28	0.19			0.52		0.02	
Ep	<i>Sirpus monodi</i> Gordon, 1953	<0.01									
En	<i>Upogebia pusilla</i> (Petagna, 1792)	<0.01		0.06				0.13			
	Decapoda	1.21	1.19	0.64	1.86	23.40	0.59	12.96	1.57	4.19	0.01
H	<i>Anchialina agilis</i> (Sars G.O., 1877)	0.16		0.06							
H	<i>Anchialina oculata</i> Hoenigman, 1960	0.14									
H	<i>Diamysis</i> sp. (Sars G.O., 1877)	1.45	0.08	0.04	0.31	1.06		1.83			0.39

H	<i>Haplostylus lobatus</i> (Nouvel, 1951)	0.12	0.06		0.28		0.01			0.26				
	Mysida	1.87	0.06	0.08	0.39	0.31	0.01	1.06		2.09			0.39	
H	<i>Bodotria</i> sp.	0.01												
H	<i>Campylaspis rostrata</i> Calman, 1905	0.02												
H	<i>Cumella (Cumella)</i> <i>limicola</i> Sars, 1879	0.83			0.13									
H	<i>Cumopsis</i> sp.	<0.01												
H	<i>Iphinoe serrata</i> Norman, 1867	0.70	0.06	0.24	1.31	0.06				0.13	0.08			
H	<i>Iphinoe trispinosa</i> (Goodsir, 1843)	1.50		0.16	0.86					0.13				
H	<i>Leucon</i> sp.	0.01												
H	<i>Pseudocuma</i> <i>(Pseudocuma) simile</i> G.O. Sars, 1900	0.01												
	Cumacea	3.08	0.06	0.40	2.29	0.06				0.26	0.08			
H	Apseudidae sp.	0.51												
H	Apseudoidea sp.	0.02			0.28	0.74					0.33			
H	<i>Leptocheilia</i> sp.	11.02	8.13	2.15	0.43	1.12	1.82	1.06	6.65	1.31	16.98	0.03	0.01	4.17
	Tanaidacea	11.55	8.13	2.15	0.71	1.86	1.82	1.06	6.65	1.31	17.31	0.03	0.01	4.17
H	Anthuridea sp.	0.34										0.03		
H	<i>Astacilla</i> sp.	0.09	0.06	0.08					0.78	0.92	0.16	0.08		
Ep	<i>Cymodoce truncata</i> Leach, 1814	0.31	0.11	0.72	0.47	0.37	0.02	2.13	4.50	4.32	1.65			
H	<i>Eurydice</i> sp.	<0.01					0.01			0.26	0.16	0.08	0.02	0.39
Ep	<i>Gnathia dentata</i> (Sars G.O., 1872)	0.91	0.06	0.24	1.46	1.30	0.06		0.20		0.49		0.08	
H	<i>Ianiropsis breviremis</i>	0.67			0.04				0.20	0.26				

	(Sars, 1883)														
Ep	<i>Limnoria lignorum</i> (Rathke, 1799)	0.02													
	Isopoda	2.35	0.22	1.03	1.97	1.67	0.10	2.13	5.68	5.76	2.47	0.08	0.11	0.10	0.39
	<i>Ampelisca antennata</i> BellanSantini & KaimMalka, 1977	<0.01													
Ep	<i>Ampelisca</i> sp. 1	<0.01		0.08											
Ep	<i>Ampelisca spinifer</i> Reid, 1951	0.03													
	Amphipoda sp. <i>Amphithoe ramondi</i> Audouin, 1826				0.02								0.03		0.01
H	<i>Aora spinicornis</i> Afonso, 1976	0.05								0.13					
H	<i>Aoridae</i> sp. <i>Apherusa bispinosa</i> (Bate, 1857)	2.08	9.48	3.34		0.06	0.73		38.16	6.02	38.75				
H	<i>Apherusa chiereghinii</i> Giordani Soika, 1949		1.01	0.72	0.06		0.26		2.35	0.52	2.31				
H	<i>Autonoe spiniventris</i> Della Valle, 1893	0.58			0.02	0.06					0.16				
H	<i>Caprella acanthifera</i> <i>discrepans</i> Mayer, 1890	0.01													
H	<i>Caprella acanthifera</i> acanthifera Leach, 1814	0.12		0.08											
H	<i>Caprella rapax</i> Mayer, 1890	3.26	0.45	1.59	0.36	0.19			6.07	7.33	4.53		0.05		4.17
H	<i>Caprellidae</i> sp. <i>Dexamine spinosa</i> (Montagu, 1813)	6.86	4.77	0.32	0.06		0.32	1.60	13.50	5.24	0.58				
H	<i>Erichthonius punctatus</i>	4.09	1.40		0.32	0.37	0.07	2.13	1.37	10.21	0.66				
H			0.11	0.08	0.06		0.07		0.39	1.44	0.33				
H		0.27			0.02										
H		0.72	0.11							0.13					

	(Bate, 1857)								
H	<i>Ericthonius</i> sp.		5.50	0.24	0.02	1.07	2.74	2.75	2.80
H	Gammaridae sp. 1	<0.01							
H	Gammaridae sp. 2	<0.01							
H	<i>Gammaropsis palmata</i> (Stebbing & Robertson, 1891)	0.01							
H	<i>Guernea</i> (<i>Guernea</i>) <i>coalita</i> (Norman, 1868)	0.07			0.02				
H	<i>Leptocheirus bispinosus</i> Norman, 1908	1.99		0.08	0.34	0.06	0.20	0.13	0.74
H	<i>Leptocheirus pectinatus</i> (Norman, 1869)	1.06			0.04				
H	<i>Leptocheirus</i> sp.				0.36	0.06			0.82
H	<i>Leucothoe</i> sp. 1	<0.01							
H	<i>Leucothoe spinicarpa</i> (Abildgaard, 1789)	0.39	0.06				0.39	0.13	
H	<i>Lysianassa caesarea</i> Ruffo, 1987	0.35				0.12		0.26	
H	<i>Lysianassa pilicornis</i> (Heller, 1866)	0.60				0.56		0.65	
H	<i>Lysianassa</i> sp.				0.11		0.20		
H	Lysianassidae sp 1.	<0.01		0.08	0.26	0.50			0.08
H	<i>Lysianassina longicornis</i> (Lucas, 1846)	0.06			0.04				
H	<i>Megaluropus massiliensis</i> Ledoyer, 1976	0.69			0.19				
H	<i>Microdeutopus algicola</i> Della Valle, 1893	0.06							
H	<i>Microdeutopus anomalus</i> (Rathke, 1843)	1.95			0.24	0.25		0.65	

H	<i>Microdeutopus bifidus</i>													
H	Myers, 1977	3.51	0.28		1.05	0.19			0.59	1.18	0.91			
H	<i>Microdeutopus</i> sp.			0.16	0.49	0.12			0.20	0.79	0.99			
H	<i>Microdeutopus stationis</i>													
H	Della Valle, 1893	5.35	3.37	0.16	2.51	1.67	0.47	0.53	0.78	3.01	6.76	0.04	0.05	0.07
H	<i>Microdeutopus versiculatus</i> (Bate, 1856)	3.00	0.28	0.40	1.05	0.43	0.06		0.59	0.26	3.13	0.04		
H	<i>Microjassa</i> sp.	0.25												
H	Oedicoretidae sp.			0.08	0.15									
H	<i>Orchomene grimaldii</i>													
H	Chevreaux, 1890	0.13			0.11									
H	<i>Orchomene humilis</i>													
H	(Costa, 1853)	0.21												
H	<i>Orchomene</i> sp.				0.04									
H	<i>Perioculodes longimanus longimanus</i> (Bate & Westwood, 1868)	0.79		0.16	1.71	0.68	0.01					0.02		
H	<i>Phtisica marina</i>													
H	Slabber, 1769	1.90	1.46	0.16	0.11		0.34		0.59	17.93	0.74	0.07		
H	<i>Pseudolirius kroyeri</i>													
H	(Haller, 1897)	0.82								0.52				
H	<i>Quadrimeaera inaequipis</i>													
H	(A. Costa, 1851)	2.67				0.06			0.20	0.39	0.33			
H	<i>Socarnes filicornis</i>													
H	(Heller, 1866)	0.02												
H	<i>Synchelidium haplocheles</i>													
H	(Grube, 1864)	0.13												
	Amphipoda	44.07	28.27	7.71	9.79	5.40	3.40	4.26	68.30	59.69	64.63	0.25	0.05	4.25
Ep	Pycnogonida	0.00			0.02							0.01		
M	Larvae insects			59.94	0.09	0.31	2.00		0.39	0.26		0.31	0.06	5.55
M	Insects											43.25	0.31	0.01
Z	Chaetognatha	0.54												

Ep	<i>Amphipholis squamata</i> (Delle Chiaje, 1828)	0.06													
Ep	<i>Amphiura chajei</i> Forbes, 1843	0.21													
	Echinodermata	0.26													
Z	Appendicularia														
Z	Ascidacea	0.00													
N	<i>Gobius niger</i> Linnaeus, 1758	0.06													
N	<i>Parablennius tentacularis</i> (Brünnich, 1768)	<0.01													
N	Pisces sp. <i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1758)	<0.01	0.87	0.28	1.18	0.01	1.60		4.58	0.08	0.01	3.16	0.06		
N	<i>Sygnathus acus</i> Linnaeus, 1758	<0.01													
N	<i>Uranoscopus scamber</i> Linnaeus, 1758	<0.01													
Z	Pisces (larvae)														
N	Pisces	0.07	0.87	0.28	1.18	0.01	1.60		4.58	0.08	0.01	3.16	0.06		
Z	Eggs														
	Varia		0.06	5.48	1.14		0.75	5.85	3.72	1.18	1.07	1.31	13.37	8.41	1.26
	Total	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
<hr/>															
Epibenthos		22.38	1.34	16.61	5.25	4.22	0.75	28.72	20.94	18.32	7.50	0.02	4.26	0.37	0.15
Hyperbenthos		61.64	35.56	9.62	13.14	7.63	4.98	6.38	73.58	64.27	80.05	0.08	0.36	0.08	9.20
Endobenthos		15.11	0.06	4.61	2.70	0.00	0.00	3.73	0.39	0.39	0.99	0.16	4.42	0.00	0.00
Zooplankton		0.80	63.04	8.35	78.55	86.66	92.26	59.57	4.70	12.17	11.38	56.18	87.43	93.94	90.62
Nekton		0.07		0.87	0.28	1.18	0.01	1.60		4.58	0.08	0.01	3.16	0.06	
Miscellaneous				59.94	0.09	0.31	2.00		0.39	0.26		43.56	0.37	5.55	0.03

Total	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
--------------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------

a Categories: En: endobenthos; Ep: epibenthos; H: hyperbenthos; Z: zooplankton; N: Nekton;

b Fish species: Dipann: *Diplodus annularis*; Gobnig: *Gobius niger*; Mulbarb: *Mullus barbatus barbatus*; Mulsurm: *Mullus surmuletus*; Pagacar: *Pagellus acarne*; Pagpag: *Pagrus pagrus*; Partent: *Parablennius tentacularis*; Serhep: *Serranus hepatus*; Symcin: *Symphodus cinereus*; Athboy: *Atherina boyeri*; Bopbop: *Boops boops*; Spicsmar: *Spicara smaris*; Spicmaen: *Spicara maena*

Appendix II. Numerical abundance (%N), frequency of occurrence (%F) and number of species of the most important taxonomic groups found as prey items in the stomachs of the fish species examined during the different occasions in the study area. The asterisk (*) indicates the statistically significant differences between different temporal occasions for *S. maena* ($p < 0.05$ for % N and % F), *P. pagrus* (< 0.01 for % F), *P. tentacularis* (< 0.05 for % N), *M. surmuletus* (< 0.01 for % N), *M. barbatus* (< 0.05 for % N).

<i>Atherina boyeri</i>																			
		May '06			July '06			Sept '06			Nov '06			Feb '07			Apr '07		
Individuals		5			42						30			30			11		
Size range of TL (mm)		60.86-69.92			52.55-74.10						52.82-89.54			57.11-90.25			63.50-71.72		
Taxa	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	
Polychaeta	-	-		0.9	10.5	1				-	-		0.1	6.7	1	-	-		
Crustacea (larvae)	11.8	20.0		52.9	68.4					1.6	6.9		0.3	16.7		-	-		
Copepoda	-	-		18.9	10.5					96.4	96.6		93.4	100.0		-	-		
Ostracoda	-	-		-	-					-	-		0.1	3.3		-	-		
Isopoda	-	-		0.5	5.3	2				-	-		-	-		-	-		
Insecta	88.2	80.0		25.2	44.7					1.9	10.3		-	-		99.5	100.0		
Insecta (larvae)	-	-		1.4	13.2					-	-		-	-		-	-		
Pisces	-	-		0.2	2.6					-	-		0.1	3.3		-	-		
Varia	-	-		-	-					-	-		6.0	56.7		0.5	18.2		

<i>Siganus luridus</i>		May '06		July '06		Sept '06		Nov '06		Feb '07		Apr '07				
Individuals				1		30		30		35		4				
Size range of TL (mm)				31.03		38.50-99.24		37.96-11.06		50.87-92.24		66.57-98.22				
Taxa	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	
Algae				100.			100.			100.						
				0	100.0	0	100.0	0	100.0	0	100.0	90.0	90.0	80.0	100.0	
Amphipoda				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20.0	25.0	1
Varia				-	-	-	-	-	-	-	-	10.0	10.0	-	-	

<i>Boops boops</i>		May '06		July '06		Sept '06		Nov '06		Feb '07		Apr '07					
Individuals		2		30		30		30		30		30					
Size range of TL (mm)		77.68-79.23		53.55-127.66		72.07-113.15		82.54-162.07		87.23-120.14		80.50-103.93					
Taxa	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species		
Algae	-	-		0.1	3.3		-	-		-	-	<0.1	3.4	-	-		
Gastropoda	-	-		-	-		-	-		-	-	-	-	0.12	3.3	1	
Bivalvia	-	-		-	-		-	-		-	-	-	-	0.12	3.3		
Polychaeta	25.0	50.0	1	0.9	33.3	1	0.3	6.9	1	-	-	0.1	10.3	1	0.12	3.3	1
Crustacea (larvae)	50.0	100.0		84.5	96.7		29.4	82.8		4.1	30.8	3.8	69.0	3.25	46.7		
Copepoda	-	-		12.6	56.7		45.9	44.8		79.4	92.3	90.3	96.6	40.4	90.0		
Ostracoda	-	-		0.3	10.0		-	-		-	-	0.1	10.3	0.35	10.0		
Decapoda	25.0	50.0	1	-	-		-	-		-	-	<0.1	3.4	1	0.12	3.3	1
Tanaidacea	-	-		-	-		-	-		-	-	0.1	6.9	1	0.12	3.3	1
Isopoda	-	-		0.3	6.7	2	-	-		0.3	3.8	1	-	-	-	-	
Amphipoda	-	-		0.1	6.7	1	-	-		-	-	0.1	3.4	2	1.28	26.7	6
Pycnogonida	-	-		-	-		-	-		-	-	<0.1	3.4	-	-		
Insecta	-	-		-	-		-	-		0.6	3.8	-	-	1.28	16.7		
Insecta (larvae)	-	-		-	-		-	-		0.3	3.8	0.0	3.4	-	-		
Pisces	-	-		0.3	13.3		16.4	44.8		0.3	3.8	-	-	1.97	33.3		
Varia	-	-		0.9	16.7		8.1	24.1		15.0	42.3	5.3	48.3	50.9	80.0		

<i>Diplodus annularis</i>																				
			May '06			July '06			Sept '06			Nov '06			Feb '07			Apr '07		
Individuals			9			6			30			1								
Size range of TL (mm)			35.90-99.53			55.07-70.82			1.18-5.74			63.91								
Taxa	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species		
Bivalvia			-	-	-	-	-	-				0.3	10.0	2	-	-				
Polychaeta			-	-		1.5	16.7	1				0.2	3.3	1	-	-				
Crustacea (larvae)			-	-	-	-	-	-				-	-		3.2	100.0				
Copepoda			98.3	100.0		32.4	66.7				6.9	40.0		35.5	100.0					
Ostracoda			-	-		5.9	16.7				0.5	10.0		-	-					
Mysidacea			-	-	-	-	-	-			0.2	3.3	1	-	-					
Cumacea			0.1	12.5	1	-	-	-			-	-	-	-	-					
Tanaidacea			0.4	50.0	1	42.6	66.7	1			16.4	80.0	1	29.0	100.0	1				
Isopoda			0.1	12.5	1	2.9	33.3	1			0.2	3.3	1	-	-					
Amphipoda			1.1	75.0	6	14.7	50.0	3			75.3	96.7	13	32.3	100.0	1				
Varia			-	-	-	-	-	-			0.2	3.3		-	-					

<i>Pagellus acarne</i>																		
		May '06			July '06			Sept '06		Nov '06			Feb '07			Apr '07		
Individuals		30			31			22					14			30		
Size range of TL (mm)		52.80-66.65			44.71-80.70			62.44-86.36					77.58-93.73			52.30-71.33		
Taxa	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species
Foraminifera	0.2	6.7		-	-		-	-					-	-		-	-	
Gastropoda	0.8	26.7	1	-	-		-	-					-	-	1	1.9	37.9	1
Polychaeta	-	-		-	-		-	-					0.3	7.1	1	-	-	
Crustacea (larvae)	5.7	23.3		<0.1	3.3		-	-					1.4	21.4		0.2	6.9	
Copepoda	85.1	100.0		99.5	100.0		32.7	70.6					17.5	28.6		78.2	100.0	
Ostracoda	0.3	10.0		0.3	33.3		-	-					9.0	71.4		3.0	34.5	
Mysidacea	0.1	3.3	1	-	-		-	-					-	-		-	-	
Tanaidacea	3.3	56.7	1	0.1	20.0	1	-	-					16.6	100.0	1	4.5	51.7	1
Isopoda	0.5	20.0	2	<0.1	3.3	1	-	-					0.3	7.1	1	-	-	
Amphipoda	3.1	46.7	5	<0.1	6.7	2	-	-					48.5	100.0	9	6.7	41.4	9
Insecta (larvae)	1.0	3.3		-	-		67.3	82.4					6.5	21.4		0.1	3.4	
Pisces	-	-		<0.1	3.3		-	-					-	-		-	-	
Varia	-	-		-	-		-	-					-	-		5.5	24.1	

<i>Spicara smaris</i>																				
May '06			July '06			Sept '06			Nov '06			Feb '07			Apr '07					
Individuals			30			31			30			30			29					
Size range of TL (mm)			48.88-81.49			1.02-72.38			63.01-86.87			69.40-101.34			72.18-114.27			72.16-100.74		
Taxa	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species		
Foraminifera	-	-	< 0.1	3.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Gastropoda	1.3	13.3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1	3.6	1			
Polychaeta	-	-	-	-	-	-	-	0.1	3.4	1	-	-	0.1	3.6	1					
Crustacea (larvae)	7.5	53.3	0.1	6.5	0.6	40.0	0.7	17.2	-	-	< 0.1	3.3	0.1	3.6						
Copepoda	57.7	96.7	99.5	100.0	99.1	100.0	97.6	96.6	99.4	100.0	50.5	71.4								
Ostracoda	-	-	0.4	16.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Decapoda	-	-	< 0.1	3.2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Tanaidacea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1	3.6	1					
Isopoda	0.5	10.0	1	-	-	-	-	0.1	3.4	1	-	-	-	-	-	-	-	-		
Amphipoda	0.2	3.3	1	-	-	-	-	0.1	3.4	1	-	-	-	-	-	-	-	-		
Insecta (larvae)	32.8	76.7	-	-	-	-	-	0.1	3.4	0.4	23.3	-	-	-	-	-	-	-		
Pisces	-	-	-	-	0.3	16.7	-	-	-	-	-	-	0.1	3.6						
Varia	-	-	-	-	-	-	-	1.2	24.1	0.2	26.7	49.1	89.3							

<i>* Spicara maena</i>																		
May '06			July '06			Sept '06			Nov '06			Feb '07			Apr '07			
Individuals									30			30			1			
Size range of TL (mm)			84.33-108.23			84.33-108.23			84.33-108.23			83.76-101.90			82.47			
Taxa	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species
Gastropoda										-	-		< 0.1	7.7	1	-	-	
Polychaeta										0.4	6.7	1	-	-		-	-	
Crustacea (larvae)										0.8	13.3		0.3	38.5		-	-	
Copepoda										93.7	100.0		99.4	100.0		62.5	100.0	
Ostracoda										-	-		-	-		12.5	100.0	
Tanaidacea										-	-		< 0.1	3.8	1	12.5	100.0	1
Isopoda										1.2	3.3	1	-	-		-	-	
Amphipoda										0.2	3.3	1	< 0.1	7.7	2	12.5	100.0	1
Insecta										-	-		< 0.1	3.8		-	-	
Insecta (larvae)										-	-		0.1	3.8		-	-	
Varia										3.8	20.0		0.1	7.7		-	-	

<i>Symphodus cinereus</i>																		
May '06			July '06			Sept '06			Nov '06			Feb '07			Apr '07			
Individuals			21			31			39			11						
Size range of TL (mm)			45.80-100.70			45.80-100.70			50.37-99.40			54.68-97.73			66.70-92.27			
Taxa	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species
Gastropoda				-	-		0.7	3.6	1	1.2	2.6	1	0.4	9.1	1			
Bivalvia				-	-		2.0	3.6	1	0.6	5.3	1	2.2	27.3	1			
Polychaeta				1.8	19.0	3	2.7	10.7	2	0.2	2.6	1	-	-				
Copepoda				41.8	52.4		1.4	7.1		0.6	2.6		0.7	9.1				
Ostracoda				0.4	4.8		2.0	7.1		-	-		-	-				
Decapoda				1.8	23.8	2	5.4	14.3	1	1.2	7.9	1	-	-				
Cumacea				-	-		-	-		0.2	2.6	1	-	-				
Tanaidacea				16.8	76.2	2	29.7	60.7	1	17.9	71.1	1	10.1	81.8	1			
Isopoda				3.7	28.6	1	7.4	35.7	4	1.6	21.1	3	0.4	9.1	1			
Amphipoda				31.9	90.5	13	48.0	82.1	11	76.5	94.7	10	83.8	100.0	7			
Pisces				-	-		0.7	3.6		-	-		-	-				
Varia				1.8	14.3		-	-		0.2	2.6		2.5	36.4				

<i>* Pagrus pagrus</i>	May '06		July '06			Sept '06			Nov '06			Feb '07			Apr '07			
Individuals	2		22			17			4						1			
Size range of TL (mm)	46.50-162.08		43.58-119.60			39.10-147.13			49.69-156.42						142.48			
Taxa	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species
Sipuncula	-	-		9.4	14.3		1.5	13.3		-	-		-	-		-	-	
Polyplacophora	-	-		-	-		1.5	13.3	2	-	-		-	-		-	-	
Polychaeta	9.1	50.0	1	6.3	9.5	1	2.2	20.0	3	-	-		-	-		-	-	
Crustacea larvae	-	-		-	-		67.4	6.7		-	-		-	-		-	-	
Copepoda	-	-		-	-		7.4	6.7		-	-		-	-		-	-	
				56.														
Decapoda	18.2	100.0	1	3	76.2	1	15.6	66.7	3	40.0	50.0	2				20.0	100.0	1
Mysidacea	-	-		3.1	4.8	1	-	-		20.0	25.0	1				-	-	
Tanaidacea	-	-		-	-		1.5	6.7	1	-	-					-	-	
				12.														
Isopoda	-	-		5	14.3	1	-	-		-	-		-	-		-	-	
Amphipoda	72.7	50.0	3	-	-		-	-		-	-		-	-		-	-	
Fish	-	-		3.1	4.8		1.5	13.3		-	-		-	-		-	-	
Varia	-	-		9.4	14.3		1.5	13.3		40.0	50.0					80.0	100.0	

<i>* Parablennius tentacularis</i>																		
	May '06		July '06			Sept '06			Nov '06			Feb '07			Apr '07			
Individuals	30		30			6			24			6			30			
Size range of TL (mm)	58.23-88.88		52.20-92.70			51.42-87.38			38.95-85.52			51.40-82.95			54.51-97.44			
Taxa	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species
Algae	23.7	48.3		13.5	23.8		40.0	40.0		4.5	31.8		1.3	16.7		8.9	59.3	
Foraminifera	-	-		2.7	4.8		20.0	20.0		-	-		-	-		-	-	
Sipuncula	1.7	3.4		-	-		-	-		-	-		-	-		-	-	
Gastropoda	1.7	3.4	1	8.1	19.0	2	20.0	20.0	1	-	-		-	-		0.6	3.7	1
Bivalvia	3.4	6.9	2	-	-		-	-		-	-		-	-		1.7	3.7	1
Polychaeta	3.4	13.8	1	16.2	28.6	2	-	-		1.3	9.1	2	1.3	16.7	1	-	-	
Copepoda	-	-		-	-		-	-		1.3	9.1		-	-		-	-	
Ostracoda	-	-		2.7	4.8		-	-		0.6	4.5		1.3	16.7		-	-	
Decapoda	-	-		-	-		-	-		-	-		-	-		1.7	11.1	1
Tanaiidacea	5.1	10.3	1	8.1	14.3	1	-	-		5.8	22.7	1	6.7	33.3	1	7.8	37.0	1
Isopoda	18.6	37.9	3	29.7	38.1	2	20.0	20.0	1	2.6	13.6	1	-	-		1.1	7.4	2
Amphipoda	27.1	27.6	9	8.1	14.3	3	-	-		82.1	81.8	9	82.7	100.0	5	78.2	59.3	8
Insecta (larvae)	-	-		2.7	4.8		-	-		0.6	4.5		-	-		-	-	
Varia	15.3	27.6		8.1	14.3		-	-		1.3	9.1		6.7	16.7		-	-	

<i>* Mullus surmuletus</i>																				
			May '06			July '06			Sept '06			Nov '06			Feb '07			Apr '07		
Individuals			30			7									4					
Size range of TL (mm)			54.12-109.89			94.10-122.11									102.62-185.90					
Taxa	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species		
Gastropoda			0.2	10.0	1	-	-						-	-						
Polychaeta			0.4	20.0	2	11.8	33.3	1					-	-						
Copepoda			88.8	46.7		17.6	33.3						-	-						
Ostracoda			0.1	3.3		-	-						-	-						
Decapoda			0.4	23.3	4	41.2	50.0	4					57.1	75.0	1					
Mysidacea			0.3	16.7	1	-	-						-	-						
Cumacea			0.1	3.3	1	-	-						-	-						
Tanaidacea			1.9	36.7	2	-	-						3.6	25.0	1					
Isopoda			1.7	43.3	2	-	-						-	-						
Amphipoda			4.9	80.0	14	23.5	50.0	3					21.4	75.0	4					
Insecta (larvae)			-	-		-	-						17.9	25.0						
Pisces			1.1	50.0		5.9	16.6						-	-						

<i>* Mullus barbatus</i>	May '06		July '06			Sept '06			Nov '06			Feb '07		Apr '07				
Individuals	30		30			30			30			30						
Size range of TL (mm)	70.75-130.00		57.27-108.80			64.36-173.35			51.70-103.26			63.26-97.57						
Taxa	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species
Foraminifera	0.8	3.3		-	-		0.5	3.3		-	-		0.1	3.4				
Mollusca	-	-		0.1	6.7		-	-		-	-		-	-				
Gastropoda	0.8	3.3	1	-	-		-	-		5.7	13.8	2	0.7	6.9	1			
Bivalvia	17.5	63.3	1	0.1	10.0	1	12.1	10.0	1	3.1	17.2	1	5.3	37.9	1			
Polychaeta	4.2	16.7	3	1.1	56.7	5	22.1	60.0	6	4.1	44.8	6	2.6	20.7	6			
Copepoda	5.8	10.0		91.2	80.0		24.7	30.0		41.5	72.4		59.3	86.2				
Ostracoda	-	-		0.1	6.7		0.5	3.3		-	-		-	-				
Decapoda	3.3	13.3	4	0.2	16.7	4	4.2	13.3	6	3.1	20.7	4	-	-				
Mysidacea	7.5	30.0	1	0.1	10.0	2	-	-		0.3	3.4	1	0.6	13.8	3			
Cumacea	6.7	20.0	1	0.1	10.0	2	4.7	23.3	3	8.5	51.7	3	7.7	69.0	3			
Tanaidacea	5.0	20.0	1	0.3	30.0	2	2.6	16.7	2	1.3	13.8	2	1.1	24.1	2			
Isopoda	5.8	23.3	2	1.8	63.3	2	6.3	23.3	3	1.8	20.7	2	1.0	20.7	3			
Amphipoda	39.2	63.3	10	4.8	90.0	21	12.1	33.3	8	21.1	86.2	20	21.1	89.7	11			
Pycnogonida	-	-		<0.1	3.3		-	-		-	-		-	-				
Insect (larvae)	-	-		-	-		0.5	3.3		0.3	3.4		0.1	3.4				
Pisces	-	-		0.2	20.0		3.7	16.7		-	-		-	-				
Varia	2.5	10.0		-	-		5.8	23.3		9.3	41.4		0.4	10.3				

<i>Gobius niger</i>	May '06		July '06		Sept '06		Nov '06		Feb '07		Apr '07							
Individuals	30		30		30		30		27		30							
Size range of TL (mm)	44.41-96.45		45.77-97.45		49.37-106.94		34.72-99.96		42.95-84.61		46.66-125.36							
Taxa	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species
Algae	-	-		0.5	3.3		-	-		-	-		-	-		-	-	
Foraminifera	4.4	24.1		13.4	50.0		9.1	36.7		18.4	41.4		7.2	33.3		0.7	3.6	
Sipuncula	0.6	3.4		-	-		-	-		-	-		-	-		-	-	
Polyplacophora	-	-		-	-		-	-		1.1	6.9	1	-	-		-	-	
Gastropoda	3.3	20.7	3	-	-		2.5	13.3	4	0.6	3.4	1	0.5	3.7	1	1.0	10.7	1
Bivalvia	3.3	20.7	1	3.5	23.3	1	2.5	16.7	3	2.8	13.8	2	-	-		3.8	28.6	2
Polychaeta	2.8	17.2	4	12.9	63.3	5	8.6	46.7	6	6.1	31.0	3	4.8	37.0	3	1.4	14.3	1
Crustacea (larvae)	-	-		-	-		0.5	3.3		-	-		-	-		-	-	
Copepoda	2.2	6.9		7.9	20.0		-	-		1.1	6.9		4.3	25.9		1.0	10.7	
Ostracoda	0.6	3.4		-	-		-	-		-	-		-	-		-	-	
Decapoda	0.6	3.4	1	1.5	10.0	3	2.0	13.3	2	1.1	6.9	1	1.0	7.4	1	1.0	10.7	2
Mysidacea	-	-		-	-		-	-		-	-		0.5	3.7	1	-	-	
Cumacea	-	-		0.5	3.3	1	-	-		1.1	6.9	2	-	-		0.7	7.1	2
Tanaidacea	-	-		4.0	26.7	1	0.5	3.3	1	3.4	10.3	1	2.4	14.8	1	2.4	14.3	1
Isopoda	1.1	6.9	1	2.0	13.3	1	1.0	6.7	1	1.1	6.9	2	1.4	11.1	1	-	-	
Amphipoda	0.6	3.4	1	7.9	33.3	5	1.0	6.7	2	7.8	37.9	6	23.9	70.4	7	4.8	25.0	10
Insecta (larvae)	75.0	58.6		30.7	43.3		71.6	83.3		52.0	72.4		51.2	88.9		74.2	82.1	
Pisces	0.6	3.4		-	-		0.5	3.3		2.8	13.8		0.5	3.7		1.0	10.7	
Varia	5.0	13.8		15.3	30.0		-	-		0.6	3.4		2.4	14.8		7.9	25.0	

<i>Serranus hepatus</i>																				
			May '06			July '06			Sept '06			Nov '06			Feb '07			Apr '07		
Individuals			30			17			30			30			30			30		
Size range of TL (mm)			53.55-72.66			32.17-78.85			30.01-90.72			40.76-89.59			39.31-64.62			53.54-74.73		
Taxa	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species	%N	%F	No species		
Polychaeta	1.3	3.4	1	2.0	7.7	1	5.1	10.7	3	0.6	3.7	1	-	-	0.8	4.0	1			
Crustacea (larvae)	1.3	3.4		-	-		-	-		-	-		-	-	0.8	4.0				
Copepoda	8.8	10.3		56.0	7.7		3.4	3.6		14.6	33.3		4.3	20.0	1.5	4.0				
Ostracoda	-	-		-	-		-	-		0.6	3.7		-	-	-	-				
Decapoda	25.0	55.2	7	20.0	69.2	3	35.6	64.3	9	5.1	29.6	5	6.4	50.0	5	16.9	64.0	5		
Mysidacea	2.5	6.9	1	-	-		15.3	28.6	1	0.6	3.7	1	1.1	10.0	1	0.8	4.0	1		
Cumacea	-	-		-	-		-	-		-	-		0.4	3.3	1	0.8	4.0	1		
Tanaidacea	-	-		-	-		-	-		1.3	7.4	1	1.1	6.7	1	3.8	20.0	1		
Isopoda	30.0	55.2	2	-	-		13.6	25.0	3	2.5	11.1	2	2.1	13.3	3	1.5	8.0	1		
Amphipoda	17.5	27.6	6	14.0	23.1	5	23.7	39.3	7	71.5	81.5	14	82.9	100.0	12	58.5	52.0	9		
Insecta (larvae)	-	-		-	-		-	-		-	-		-	-	1.5	4.0				
Varia	12.5	27.6		8.0	30.8		3.4	7.1		1.3	7.4		-	-	13.1	20.0				

UNIVERSITY OF AVEIRO, 25 TO 30 JULY 2011



5th
EUROLAG
EUROPEAN COASTAL LAGOONS SYMPOSIUM

Coastal Lagoons in a Changing Environment:
Understanding, Evaluating and Responding



Trophodynamics of fish assemblages associated with a *Caulerpa prolifera* (Forsskål) meadow in a shallow semi-enclosed embayment: preliminary results

Maria Maidanou¹, P. Koulouri¹, D. Koutsoubas², C. Dounas¹

¹ Institute of Marine Biology & Genetics, HCMR, Greece

² Department of Marine Sciences, Faculty of Environment, University of the Aegean

mariam@her.hcmr.gr

Semi-enclosed coastal ecosystems are generally included in the highly productive systems of the world. These systems are often associated with macroalgal habitats characterised as heterogeneous environments with high structural complexity supporting a great variety of faunal relationships. Elounda Bay, situated in the north-eastern part of Crete Island (Greece), covers a total area of 6.5 km² and communicates with the open sea through two narrow channels. The inner basin occupies a surface of 4.7 km² with maximum depth of 8.7 m and is characterised by remarkable seasonal fluctuations of temperature and salinity. The seabed is covered by the green algae *Caulerpa prolifera* which forms a dense and continuous canopy. Seven field surveys were carried out over a grid of stations located mostly in the inner basin on a bi-month basis during the period 2006-2007. In each survey, physico-chemical parameters of the water column and the surface sediments were measured and analysed. For the study of benthic and pelagic macrofauna, a benthic sledge and plankton net were performed respectively. A total of 12,949 individuals belonging to 37 benthopelagic fish species were collected by using a beach seine fishing net. Stomach content analysis of the most important fish species, in terms of abundance and biomass, was further examined. Taxa composition, abundance and frequency of occurrence of their prey revealed significant seasonal changes. Data from the fish stomach contents were also compared with the available macrofaunal benthic and planktonic organisms. Preliminary results showed that the favorable natural conditions, prevailing in the study area, and especially the presence of the *Caulerpa prolifera* meadow - an important structuring element providing a great variety of ecological niches and shelter for larvae and juveniles - makes it an essential fish habitat for the north-eastern coasts of Crete.



7^ο Πανελλήνιο Συνέδριο Οικολογίας

Πρόγραμμα - Περιλήψεις

Οικολογία: συνδέοντας συστήματα, κλίμακες και ερευνητικά πεδία

Μυτιλήνη, 9-12 Οκτωβρίου 2014



ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΑΙΓΑΙΟΥ



ΕΛΛΗΝΙΚΗ ΟΙΚΟΛΟΓΙΚΗ ΕΤΑΙΡΕΙΑ
HELLENIC ECOLOGICAL SOCIETY



Εποχική μελέτη των τροφικών συνηθειών βενθοπελαγικών ψαριών λειμώνων ποσειδώνιας στον Όρμο της Ελούντας, Κρήτη

Μαρία Μαϊδανού^{1,3*}, Παναγιώτα Κουλούρη¹, Κωνσταντίνος Ντούνας¹, Στέφανος Καλογήρου², Δρόσος Κουτσούμπας³

¹ Ινστιτούτο Θαλάσσιας Βιολογίας, Βιοτεχνολογίας και Υδατοκαλλιεργειών (ΙΘΑΒΒΥΚ), Ελληνικό Κέντρο Θαλασσίων Ερευνών, Πρώην Αμερικανική Βάση Γουρνών, ΤΚ 71500, Ηράκλειο. E-mail: mariam@hcmr.gr

² Ινστιτούτο Θαλάσσιων Βιολογικών Πόρων και Εσωτερικών Υδάτων (ΙΘΑΒΙΠΕΥ), Ελληνικό Κέντρο Θαλασσίων Ερευνών, Υδροβιολογικός Σταθμός Ρόδου, ΤΚ 85100, Ρόδος

³ Πανεπιστήμιο Αιγαίου, Τμήμα Επιστημών της Θάλασσας, Σχολή Περιβάλλοντος, Τ.Κ.81100, Μυτιλήνη

Τα παράκτια θαλάσσια οικοσυστήματα θεωρούνται τα πιο παραγωγικά και ποικιλόμορφα συστήματα παγκοσμίως προσφέροντας τροφή και καταφύγιο σε βενθικά και πελαγικά ασπόνδυλα καθώς και σε πολυάριθμα είδη ψαριών. Ειδικότερα, τα παράκτια συστήματα τα οποία σχετίζονται με την ανάπτυξη μακροφυτικών συναθροίσεων, χαρακτηρίζονται από μεγάλη ποικιλία ειδών ψαριών και ασπονδύλων κύρια εξαιτίας της μεγάλης μορφολογικής τους πολυπλοκότητας και παραγωγικότητας. Στη Μεσόγειο, πολλές μελέτες έχουν επικεντρωθεί στα λιβάδια της ποσειδώνιας (*Posidonia oceanica*) που θεωρείται ένα από τα σημαντικότερα ενδιαιτήματα τα οποία χρήζουν άμεσης προστασίας εξαιτίας της παρατηρούμενης ραγδαίας υποβάθμισης τους. Η εξωτερική λεκάνη του όρμου της Ελούντας στο βόρειο-ανατολικό τμήμα των ακτών της Κρήτης, αποτελεί μια αντιπροσωπευτική περιοχή που καλύπτεται από εκτεταμένα λιβάδια ποσειδώνιας. Στόχος της μελέτης αυτής είναι η εποχιακή διερεύνηση της σύνθεσης των πληθυσμών και των τροφικών συνηθειών των βενθοπελαγικών ψαριών που σχετίζονται, άμεσα ή έμμεσα, με τα τοπικά λιβάδια της ποσειδώνιας. Θα πρέπει να σημειωθεί ότι ελάχιστες πληροφορίες έχουν καταγραφεί μέχρι σήμερα για το συγκεκριμένο αντικείμενο. Οι εργασίες πεδίου περιλάμβαναν εποχιακές δειγματοληψίες για τη μελέτη μιας σειράς φυσικών, χημικών και βιολογικών παραμέτρων στην υδάτινη στήλη και το ίζημα. Παράλληλα, πραγματοποιήθηκε πειραματική αλιεία με χρήση βιντζότρατας και έγινε καταγραφή όλων των ειδών των ψαριών καθώς επίσης καταμέτρηση της αφθονίας και της βιομάζας των ατόμων κάθε είδους. Τέλος, αναλύθηκε το στομαχικό περιεχόμενο των σημαντικότερων βενθοπελαγικών ψαριών και υπολογίστηκε η σχετική αφθονία και συχνότητα εμφάνισης όλων των ειδών λείας για κάθε είδος ψαριού. Τα αποτελέσματα κατέδειξαν μια ιδιαίτερα αυξημένη τροφική ποικιλότητα καθώς και σημαντικές εποχιακές μεταβολές στην δίαιτα των κυριότερων ψαριών. Οι ποσοτικές αυτές εκτιμήσεις θα αποτελέσουν την βάση για περεταίρω διερεύνηση των οικολογικών και διατροφικών 'θώκων' των βενθοπελαγικών ψαριών που απαντούν στο συγκεκριμένο ενδιαίτημα.

Η συγκεκριμένη έρευνα χρηματοδοτήθηκε από τη Νομαρχιακή Αυτοδιοίκηση Λασιθίου στα πλαίσια ενός ερευνητικού προγράμματος για τον περιβαλλοντικό έλεγχο και τη λήψη διαχειριστικών αλιευτικών μέτρων στον όρμο της Ελούντας.



38

TROPHODYNAMICS OF FISH ASSEMBLAGES ASSOCIATED WITH *CAULERPA PROLIFERA* AND *POSIDONIA OCEANICA* MEADOWS IN A SHALLOW SEMI-ENCLOSED EMBAYMENT OF THE EASTERN MEDITERRANEAN

Maria Maidanou¹, Panayota Koulouri¹, Drosos Koutsoubas², Costas Dounas¹

¹Institute of Marine Biology, Biotechnology & Aquaculture, Hellenic Centre for Marine Research, Gournes Pediados, P.O. Box 2214, 71003, Heraklion, Crete, Greece

²Department of Marine Sciences, Faculty of Environment, University of the Aegean, University Hill, 81100, Mytilene, Greece

Semi-enclosed coastal ecosystems are considered to be highly productive as they are often associated with seagrass and/or macroalgal habitats characterised by high structural complexity and offering a great variety of ecological niches. Elounda Bay, located in the north-eastern part of Crete Island (Greece) covers a total area of 6.5 km². In the inner shallow basin of the bay, occupying 4.7 km² (max. depth 8.7 m), the seabed is silty and covered by a continuous and dense meadow of *Caulerpa prolifera*. In contrast, the outer basin is deeper (max. depth 15 m) and the sandy bottom is covered by patches of *Posidonia oceanica*. Seven field surveys were carried out during the period 2006-2007 over a grid of eleven stations using a local fishing boat. Physico-chemical (e.g. temperature, chloroplastic pigments) and biological (macrobenthos, zooplankton) parameters in the surface sediments and the water column were measured and analysed. For the study of fish fauna, a local boat seine net was used. Stomach content analysis of the most important fish species, in terms of abundance and biomass, was carried out and further examined. A total of 12,949 and 8,342 individuals of fish were collected and identified to 37 and 41 species in the inner and outer basins, respectively. The total fish biomass was almost the same in both basins (80 and 90 kg) throughout the study period. The dominant fish species were *Boops boops* and *Spicara smaris* in both basins. In addition, *Mullus barbatus* and the cephalopod *Sepia officinalis* in the inner part and *Pagellus acarne* and *Pagrus pagrus* in the outer part were also abundant. Taxa composition, abundance and frequency of occurrence of fish prey revealed significant differences between the two basins. Data from the fish stomach contents were also compared with the available macrofaunal organisms in both habitats. Results showed that the presence of the *Caulerpa prolifera* meadow along with the specific abiotic and biotic features prevailing in the inner basin provide a significantly greater variety of ecological niches and shelter for the development of juvenile fishes, in comparison with the *Posidonia oceanica* habitat which occupies the outer basin of the Bay.