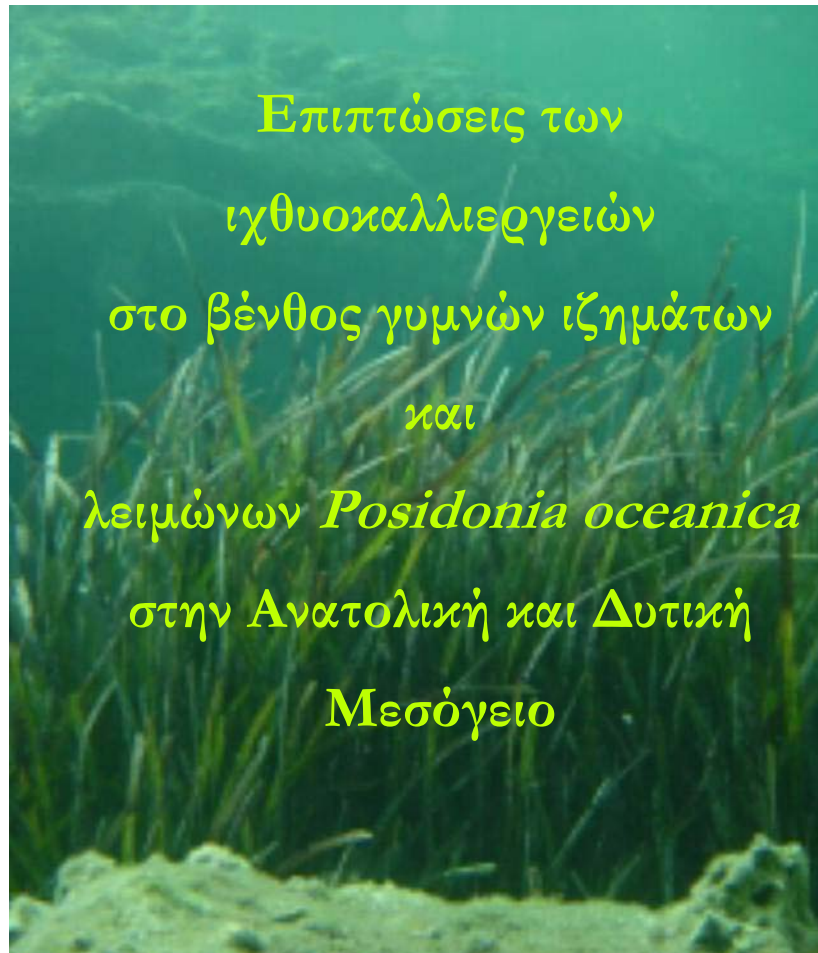


ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΚΡΗΤΗΣ  
ΣΧΟΛΗ ΘΕΤΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ  
ΤΜΗΜΑ ΒΙΟΛΟΓΙΑΣ



ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

Ευγενία Αποστολάκη

Ηράκλειο 2004

**ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΚΡΗΤΗΣ**  
**ΣΧΟΛΗ ΘΕΤΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ**  
**ΤΜΗΜΑ ΒΙΟΛΟΓΙΑΣ**

**Επιπτώσεις των ιχθυοκαλλιεργειών στο βένθος  
γυμνών ιζημάτων και λειμώνων *Posidonia oceanica* στην  
Ανατολική και Δυτική Μεσόγειο**

ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

Ευγενία Αποστολάκη

Επιβλέπουσα: Μ. Κεντούρη, Καθηγήτρια

Εξεταστική Επιτροπή: Μ. Κεντούρη, Καθηγήτρια (Επιβλέπουσα)

Ι. Καρακάσης, Αναπλ. Καθηγητής

Ηράκλειο 2004

η θάλασσα που μας πίκρανε  
είναι βαθιά και ανεξερεύνητη  
και ξεδιπλώνει μια απέραντη  
γαλήνη...

-Γ. Σεφέρης

## Περιεχόμενα

	<b>σελ.</b>
Πρόλογος.....	1
Εισαγωγή.....	2
Υλικά & Μέθοδοι.....	5
Αποτελέσματα.....	13
Συζήτηση.....	34
Συμπεράσματα.....	45
Περίληψη .....	47
Βιβλιογραφία.....	48
Παράρτημα Ι.....	57
Παράρτημα ΙΙ.....	59
Παράρτημα ΙΙΙ.....	61

## Πρόλογος

Το χρονικό διάστημα 2001-2004 δούλεψα σε ένα από τα ευρωπαϊκά ερευνητικά προγράμματα του Ι.ΘΑ.ΒΙ.Κ., το MedVeg. Στα πλαίσια αυτού του προγράμματος είχα την τύχη να ταξιδέψω στο Σούνιο και το Alicante της Ισπανίας, όπου και συλλέξαμε τα δείγματα της παρούσας εργασίας.

Δε θα μπορούσα να μην ευχαριστήσω λοιπόν τον Δρ. Μανώλη Τσαπάκη που με μύησε στην τέχνη των δειγματοληψιών, με βοήθησε στις αναλύσεις των δειγμάτων και ακόμα περισσότερο στην εξήγηση των αποτελεσμάτων και κυρίως άντεξε την γκρίνια και το άγχος μου!

Φυσικά τον Ιούλιο Γλαμπεδάκη που δεν μου αρνήθηκε κανένα δείγμα....

Τη Wanda Πλαίτη, τη Τατιάνα Τσαγκαράκη, τον Santi Diliberto, τη Μαρία Ναλετάκη και τη Νάντια Παπαδοπούλου για τη βοήθεια στον προσδιορισμό της πανίδας και τη Snezana Zivanovic και την Ελένη Δαφνομήλη για την ανάλυση των χημικών παραμέτρων.

Ευχαριστώ θερμά την επιβλέπουσά μου, Καθ. Μ. Κεντούρη, οι παρεμβάσεις της οποίας συνέβαλλαν ουσιαστικά στην τελική διαμόρφωση αυτής της δουλειάς.

Πάνω από όλους, ευχαριστώ τον Αναπλ. Καθ. Ι. Καρακάση, που εκτός του ότι μου έμαθε πράγματα και θαύματα για τη θάλασσα, ήταν παρόν με το γνωστό διακριτικό του τρόπο σε όλη τη πορεία της εργασίας.

Τέλος, ένα τεράστιο ευχαριστώ στέλνω στους φίλους και αγαπημένους μου, που δεν μου έδιναν σημασία όταν παραληρούσα και δήλωνα με ύφος ότι “εγώ θα γυρίσω σπίτι νωρίς γιατί έχω διάβασμα”!

## Εισαγωγή

Τις τελευταίες δυο δεκαετίες παρατηρείται ραγδαία ανάπτυξη των ιχθυοκαλλιεργειών στη Μεσόγειο (UNEP 2002), με αναμενόμενο ετήσιο ρυθμό αύξησης 4% στα επόμενα χρόνια. Τα είδη που καλλιεργούνται στην πλειονότητα των μονάδων ιχθυοκαλλιέργειας στη Μεσόγειο είναι είδη θερμών υδάτων, με κυριότερους αντιπροσώπους την τσιπούρα (*Sparus auratus*) και το λαβράκι (*Dicentrarchus labrax*). Τα είδη αυτά απαιτούν καλή ποιότητα και κυκλοφορία του θαλασσινού νερού, με αποτέλεσμα οι περισσότερες μονάδες να είναι τοποθετημένες σε περιοχές όπου τα ισχυρά θαλάσσια ρεύματα επιτρέπουν την ταχεία απομάκρυνση των εκροών από τα κλουβιά, την ελάχιστη συσσώρευση σωματιδιακού και διαλυτού υλικού και την καλή οξυγόνωση του νερού.

Τα ισχυρά θαλάσσια ρεύματα έχουν ως αποτέλεσμα να παρατηρείται συνήθως μικρή αύξηση των θρεπτικών και του φυτοπλαγκτού (Pitta et al. 1999), εντοπισμένη χωρικά κυρίως κοντά στους κλωβούς και περιορισμένη χρονικά στη διάρκεια του ταΐσματος (Karakassis et al. 2001). Αντίθετα, η συνεχής ροή περιττωμάτων και υπολειμμάτων τροφής από τους κλωβούς προς το βένθος επάγει την αύξηση του οργανικού υλικού (Hall et al. 1990, Holmer 1991), τη συσσώρευση ενώσεων αζώτου και φωσφόρου (Holby & Hall 1991, Hall et al. 1992), την αύξηση της βακτηριακής δραστηριότητας (La Rosa et al. 2001), την δημιουργία τροποποιημένων βενθικών κοινοτήτων (Weston 1990), οι οποίες χαρακτηρίζονται συνήθως από χαμηλή ποικιλότητα, αφθονία και βιομάζα (La Rosa et al. 2001, Karakassis et al. 2000, 2002, Karakassis & Hatziyanni 2000), και την επέκταση ταχέως αυξανόμενων μακροφυκών, όπως είναι για παράδειγμα η *Caulerpa racemosa*, σε βάρος αργά αναπτυσσόμενων ανώτερων θαλάσσιων φυτών, όπως είναι η *Posidonia oceanica* (Argyrou et al. 1999).

Η *P. oceanica* (L.) Delile (Spermatophyta, Angiospermae) σχηματίζει μεγάλης σπουδαιότητας λιβάδια στη Μεσόγειο, συνολικής έκτασης 50.000 km<sup>2</sup>, τα οποία βρίσκονται σε βάθος μεταξύ ενός και 40 m (Bethoux & Copin-Montegu 1986). Ως ενδημικό είδος της Μεσογείου, η *P. oceanica* προστατεύεται από την Οδηγία για τα Ενδιαίτηματα της Ευρωπαϊκής Ένωσης, καθώς προσφέρει πεδία οσοκίας και προστασίας για τα νεαρά στάδια πολλών ειδών ψαριών, «φιλοξενεί»

πολλά και σπάνια είδη ασπόνδυλων, αποτελώντας ενδιαίτημα αξιοσημείωτης βιοποικιλότητας (Hemminga & Duarte 2000), και σταθεροποιεί το υπόστρωμα στις παράκτιες περιοχές (Gacia & Duarte 2001, Gacia et al. 2002).

Η έκταση των λιβαδιών της *P. oceanica* μειώνεται συνεχώς ως αποτέλεσμα διάφορων ανθρώπινων δραστηριοτήτων, μια εκ των οποίων αποτελεί η εκθετική αύξηση των ιχθυοτροφείων (Duarte 2002), καθώς σε πολλές περιπτώσεις στη Μεσόγειο οι ιχθυοκαλλιέργειες εγκαθίστανται ακριβώς πάνω από τα λιβάδια της *P. oceanica*. Το παραπάνω γεγονός οφείλεται στο ότι η *P. oceanica* σχηματίζει μεγάλα λιβάδια συνήθως όπου υπάρχει αδρό ίζημα και αρκετά ισχυρά θαλάσσια ρεύματα, περιοχές δηλαδή που για τους λόγους που προαναφέρθηκαν αποτελούν ελκυστικό προορισμό για την εγκατάσταση ιχθυοτροφείων.

Κύρια επίπτωση της λειτουργίας μιας μονάδας υδατοκαλλιέργειών στην *P. oceanica* είναι η μείωση της φωτοσυνθετικής της ικανότητας, εξαιτίας είτε της μειωμένης διαθεσιμότητας φωτός λόγω της απευθείας σκίασης από τους κλωβούς (Delgado et al. 1999, Ruiz et al. 2001, Dimech et al. 2000) είτε της αύξησης των ανταγωνιστικών για θρεπτικά είδων φυτοπλαγκτού και επιφύτων στα φύλλα της *P. oceanica*, ως απόρροια της αύξησης των εκρέοντων θρεπτικών από τη μονάδα στη στήλη του νερού (Delgado et al. 1997, 1999). Παράλληλα, η συνεχής ροή περιττωμάτων και υπολειμμάτων τροφής από τους κλωβούς προκαλεί συσσώρευση οργανικού υλικού και θρεπτικών στο ίζημα (Holmer & Kristensen 1996), με αποτέλεσμα να αλλοιώνονται τα φυσικο-χημικά χαρακτηριστικά του ιζήματος και να αυξάνονται τα διαθέσιμα θρεπτικά στην *P. oceanica* (Cancemi et al. 2003). Η αύξηση αυτή προκαλεί αντίστοιχη αύξηση στο περιεχόμενο των ιστών της *P. oceanica* σε θρεπτικά, γεγονός που αντανακλάται σε ενίσχυση της βόσκησης των φύλλων της (Holmer et al. 2003). Συχνά, ο ρυθμός αύξησης των ριζωμάτων μειώνεται και επομένως η επέκταση του λιβαδιού καθίσταται δύσκολη (Pergent et al. 1999), ακόμα και τρία χρόνια μετά την παύση λειτουργίας μιας μονάδας (Delgado et al. 1999).

Οι επιπτώσεις των υδατοκαλλιέργειών στη χημεία του ιζήματος (π.χ. Hall et al. 1990, Holmer 1991, Holby & Hall 1991, Hall et al. 1992, Holmer & Kristensen 1992, 1996) και τη βενθική μακροπανίδα (π.χ. Brown et al. 1987, Rosenthal & Rangeley 1988, O' Connor et al. 1989, Ritz et al. 1989, Weston 1990, Kupka-

Hansen et al. 1991, Tsutsumi et al. 1991, Tsutsumi 1995, Findlay et al. 1995, Stenton-Dozey et al. 1999, 2001, Yokoyama 2002, Nickell et al. 2003, Brooks & Mahnken 2003) έχουν εκτενώς μελετηθεί παγκοσμίως. Αντίστοιχες έρευνες για τη χημεία του ιζήματος στη Μεσόγειο έχουν γίνει από τους Karakassis et al. (1998, 2000, 2002). Οι επιπτώσεις στη χημεία του ιζήματος εντός λειμώνων *P. oceanica* έχουν διερευνηθεί από τους Pergent et al. (1999), Delgado et al. (1997, 1999), Ruiz et al. (2001) και Cancemi et al. (2003). Οι Karakassis et al. (1999, 2000) και Karakassis & Hatziyanni (2000) έχουν παρουσιάσει αποτελέσματα σχετικά με τις επιπτώσεις των ιχθυοκαλλιέργειών στη βενθική μακροπανίδα, ενώ μόλις μια εργασία πραγματεύεται τον εντοπισμό των επιπτώσεων αυτών στην συσχετιζόμενη με τα λιβάδια της *P. oceanica* πανίδα (Dimech et al. 2002).

Η συγκεκριμένη εργασία αποτελεί μέρος του ευρωπαϊκού ερευνητικού προγράμματος “Effects of nutrient release from Mediterranean fish farms on benthic vegetation in coastal ecosystems” (MedVeg), το οποίο έχει ως στόχο την εκτίμηση των επιπτώσεων του διαλυτού και σωματιδιακού υλικού που εκρέουν κατά τη λειτουργία των μονάδων ιχθυοκαλλιέργειας στους λειμώνες θαλάσσιων φανερόγαμων *P. oceanica* στη Μεσόγειο. Σκοπό της παρούσας εργασίας αποτελεί η μελέτη των χημικών παραμέτρων του ιζήματος και της βενθικής μακροπανίδας που διαβιεί τόσο σε γυμνά ιζήματα όσο και σε λιβάδια *P. oceanica*, σε σχέση με τη επίδραση της λειτουργίας εγκαταστάσεων ιχθυοτροφείων στην Ανατολική και τη Δυτική Μεσόγειο, και η διερεύνηση της χρήσης των βενθικών ειδών ως δείκτες υγείας των οικοσυστημάτων. Καθώς οι βενθικές κοινότητες του δυτικού τμήματος της Μεσογείου χαρακτηρίζονται από μεγαλύτερη ποικιλότητα και αφθονία από τις αντίστοιχες του ανατολικού τμήματος (π.χ. Pèrès 1967, 1982, Băcescu 1985), οι συγκεκριμένες περιοχές μελέτης επιλέχθηκαν ώστε να διερευνηθεί η απόκριση διαφορετικών πανιδικών κοινοτήτων στην αυξημένη διαθεσιμότητα οργανικού υλικού. Επιπλέον, η επιλογή αυτών των περιοχών επέτρεψε την μελέτη των επιπτώσεων των ιχθυοτροφείων στη πανίδα που «φιλοξενείται» στη *P. oceanica* σε σχέση με αυτή στα γυμνά ιζήματα, δεδομένου ότι, όπως προαναφέρθηκε, οι μακροβενθικές κοινότητες που σχετίζονται με τους λειμώνες χαρακτηρίζονται από υψηλή ποικιλότητα (Hemminga & Duarte 2000).



## Υλικά & Μέθοδοι

### Περιοχή Δειγματοληψίας

Προκειμένου να μελετηθεί η επίδραση των υδατοκαλλιεργειών στη χημεία και την ποικιλότητα και την αφθονία των βενθικών ασπόνδυλων επιλέχθηκαν δυο μονάδες ιχθυοκαλλιέργειας, στην Ανατολική (Νήσος Πάτροκλος, Σούνιο, Ελλάδα) και τη Δυτική (El Campello, Alicante, Ισπανία) Μεσόγειο. Οι δυο μονάδες βρίσκονται σε εκτεθειμένους κόλπους, όπου η κυκλοφορία του θαλασσινού νερού είναι ταχεία, με αυτή του Σουνίου να βρίσκεται σε αρκετά μικρότερο βάθος από αυτή του Alicante (Πιν. 1), και λειτουργούν επτά χρόνια, με μέση ετήσια παραγωγικότητα 400 και 260 τόνους σε τσιπούρα και λαβράκι, αντίστοιχα.

**Πιν. 1.** Χαρακτηριστικά σταθμών δειγματοληψίας στο Σούνιο και το Alicante.

Περιοχή	Τύπος ιζήματος	Σταθμός	Απόσταση		Ημερομηνία
			από τους κλωβούς (m)	Βάθος (m)	
Σούνιο	Γυμνό	Επηρεαζόμενη περιοχή (GI)	0	16	Ιούν. 03
Σούνιο	Γυμνό	Ενδιάμεση περιοχή (GII)	10	16	Ιούν. 03
Σούνιο	Γυμνό	Περιοχή ελέγχου (GVI)	800	16	Ιούν. 03
Σούνιο	<i>P. oceanica</i>	Επηρεαζόμενη περιοχή (GIII)	15	16	Ιούν. 03
Σούνιο	<i>P. oceanica</i>	Ενδιάμεση περιοχή (GIV)	35	16	Ιούν. 03
Σούνιο	<i>P. oceanica</i>	Περιοχή ελέγχου (GV)	1200	16	Ιούν. 03
Alicante	Γυμνό	Επηρεαζόμενη περιοχή (AI)	0	28	Σεπτ. 03
Alicante	Γυμνό	Ενδιάμεση περιοχή (AII)	5	28	Σεπτ. 03
Alicante	Γυμνό	Περιοχή ελέγχου (AVI)	1000	28	Σεπτ. 03
Alicante	<i>P. oceanica</i>	Επηρεαζόμενη περιοχή (AIII)	10	28	Σεπτ. 03
Alicante	<i>P. oceanica</i>	Ενδιάμεση περιοχή (AIV)	40	28	Σεπτ. 03
Alicante	<i>P. oceanica</i>	Περιοχή ελέγχου (AV)	1000	28	Σεπτ. 03

Οι μονάδες είναι εγκατεστημένες πάνω από λιβάδια *P. oceanica*, ενώ υπάρχουν και περιοχές με γυμνό ιζήμα. Σε κάθε μονάδα, εκτός από τα δείγματα

που συλλέχθηκαν μέσα από το λιβάδι, ελήφθησαν και δείγματα από παρακείμενο γυμνό ιζήμα, προκειμένου να συγκριθεί η επίδραση των ιχθυοκαλλιεργειών στην πανίδα που «φιλοξενείται» στη *P. oceanica* με αυτή στα γυμνά ιζήματα.

Οι δειγματοληψίες πραγματοποιήθηκαν κατά τη θερμή περίοδο (16-28 Ιουνίου 2003 στο Σούνιο και 1-14 Σεπτεμβρίου 2003 στο Alicante), οπότε η παραγωγή της μονάδας και άρα η εκροή διαλυτού και σωματιδιακού υλικού είναι οι μέγιστες. Σε κάθε περιοχή, οι δειγματοληψίες έγιναν κατά μήκος μιας διατομής από τους κλωβούς. Επιλέχθηκαν τρεις σταθμοί, από τους οποίους ο πρώτος βρισκόταν κάτω από τους κλωβούς (επηρεαζόμενη περιοχή), ο δεύτερος σε ενδιάμεση απόσταση (ενδιάμεση περιοχή), ενώ ο τρίτος χρησιμοποιήθηκε ως σταθμός αναφοράς (περιοχή ελέγχου) και απείχε περίπου ένα χιλιόμετρο από τους κλωβούς (Πιν. 1).

### **Στρατηγική Δειγματοληψίας**

Σε κάθε σταθμό έγινε συλλογή ιζήματος (συνολικά 4 επαναλήψεις) με τη χρήση μικρών πυρηνοληπτών από plexiglas διαμέτρου 4.5 cm, για την μέτρηση της θερμοκρασίας, του οξειδοαναγωγικού δυναμικού, της χλωροφύλλης *a* και των φαιοχρωστικών, του ολικού οργανικού υλικού, του οργανικού άνθρακα, του οργανικού αζώτου και του ολικού φωσφόρου.

Στην περίπτωση των δειγμάτων που συλλέχθηκαν μέσα από το λιβάδι, ο πρώτος πυρήνας χρησιμοποιήθηκε για την μέτρηση της θερμοκρασίας και του οξειδοαναγωγικού δυναμικού (Eh) (ZoBell 1946) του υπερκείμενου νερού, ανά εκατοστό από την επιφάνεια του ιζήματος ως τα 6-8cm βάθος, καθώς η παρουσία ισχυρά αναγωγικών ιζημάτων συχνά κάτω από τους κλωβούς συνοδεύεται από μείωση της αφθονίας των οργανισμών. Στη συνέχεια συλλέχθηκαν τα πέντε πρώτα εκατοστά του συγκεκριμένου πυρήνα, προκειμένου να χρησιμοποιηθούν για την κοκκομετρική ανάλυση του ιζήματος, και διατηρήθηκαν στους  $-20^{\circ}\text{C}$ , για να αποφευχθεί η αλλοίωση των δειγμάτων από την ανάπτυξη μικροβιακής δραστηριότητας. Κατά τη δειγματοληψία των γυμνών ιζημάτων, η θερμοκρασία και το Eh μετρήθηκαν σε όλους τους μεγάλους πυρήνες (5 στον αριθμό) που

χρησιμοποιήθηκαν για τη συλλογή μακροπανίδας, ενώ τα 5 πρώτα cm ενός μικρού πυρήνα χρησιμοποιήθηκαν για την κοκκομετρική ανάλυση.

Επιφανειακό ίζημα (0-2cm) συλλέχθηκε με μικρούς πυρηνολήπτες (τρεις επαναλήψεις), διατηρήθηκε στους  $-20^{\circ}$  C και χρησιμοποιήθηκε για την μέτρηση των προαναφερθέντων χημικών παραμέτρων στο εργαστήριο.

Επίσης, σε κάθε σταθμό συλλέχθηκαν δείγματα ιζήματος (τρεις επαναλήψεις) για μακροπανιδική ανάλυση. Η συλλογή έγινε με τη χρήση μεγάλων πυρηνοληπτών από plexiglas διαμέτρου 9.5cm για τους σταθμούς με γυμνό ίζημα. Στη περίπτωση των σταθμών μέσα στα λιβάδια, η συλλογή έγινε με τη χρήση δειγματολήπτη απορρόφησης ιζήματος, το οποίο χειρίστηκαν αυτοδύτες. Η περιοχή δειγματοληψίας για κάθε επανάληψη καθορίστηκε από ένα μεταλλικό πλαίσιο συνολικής επιφάνειας  $0.2 \text{ m}^2$ , η οποία στη συνέχεια σαρώθηκε με το δειγματολήπτη απορρόφησης ιζήματος. Τα δείγματα κοσκινίστηκαν επί τόπου σε κόσκινο διαμέτρου πόρων 0.5mm. Οι οργανισμοί, στη συνέχεια, διατηρήθηκαν σε διάλυμα φορμόλης 10%, στο οποίο είχε προστεθεί μικρή ποσότητα χρωστικής Rose Bengal, για τη διευκόλυνση της διαλογής τους στο εργαστήριο.

### **Χημική & Βιολογική Ανάλυση**

Σύμφωνα με τον Buchanan (1984), τα χαρακτηριστικά των κόκκων του ιζήματος σχετίζονται με το φυσικό περιβάλλον και επομένως με την κατανομή των οργανισμών. Στην παρούσα εργασία κρίθηκε απαραίτητη η κοκκομετρική ανάλυση της σύστασης των κόκκων, εξαιτίας της συνεχούς εναπόθεσης οργανικού υλικού από τη λειτουργία της μονάδας και της επακόλουθης αλλαγής της σύστασης του ιζήματος, από χοντρόκοκκο στο σταθμό μάρτυρα σε λασπώδες κάτω από τους κλωβούς. Η τεχνική περιελάμβανε υγρό κοσκίνισμα των δειγμάτων ιζήματος με απιονισμένο νερό σε κόσκινο  $63 \mu\text{m}$  για τον διαχωρισμό του κλάσματος της άμμου από αυτό της ιλύος-αργίλου. Το κλάσμα της άμμου, μετά από ξήρανση, υποβλήθηκε σε διαχωρισμό των μεριδίων του μέσω της μηχανικής διέλευσής των δειγμάτων από μια σειρά κόσκινων με μειούμενη διάμετρο πόρων (από 4mm ως  $63\mu\text{m}$ , ανά 0.5φ, όπου φ ο αρνητικός λογάριθμος

της διαμέτρου με βάση το 2). Κάθε κλάσμα που συγκρατήθηκε στο εκάστοτε κόσκινο ζυγίστηκε με ακρίβεια 0.01g, ενώ το κλάσμα μικρότερο των 63μm, το οποίο αντιστοιχεί στο κλάσμα ιλύος-αργίλου, μεταφέρθηκε σε ογκομετρικούς σωλήνες συνολικού όγκου 1lt μαζί με απιονισμένο νερό μέσα σε υδατόλουτρο σταθερής θερμοκρασίας 30 °C και υποβλήθηκε σε ανάλυση πιπέτας. Σε τακτά χρονικά διαστήματα, λαμβανόταν υποδείγμα 20ml από κάθε σωλήνα και μεταφερόταν σε δισκία. Η διαδικασία αυτή στηρίζεται στον νόμο του Stoke, σύμφωνα με τον οποίο η ταχύτητα καθίζησης είναι αντιστρόφως ανάλογη της διαμέτρου των πόρων. Τα δισκία ζυγίστηκαν με ζυγό ακριβείας 0.0001g.

Στη συνέχεια, προσδιορίστηκαν μια σειρά από δείκτες της κοκκομετρικής σύστασης του ιζήματος (Καρακάσης 1991). Πιο συγκεκριμένα, μετρήθηκαν το ποσοστό ιλύος-αργίλου και η μέση διάμετρος κόκκων (MD), η οποία δίνεται από τη σχέση (1):

$$MD = 2^{-\varphi^{50}} \quad (1).$$

Όπως έχει ήδη λεχθεί, η περίσσεια θρεπτικών που απελευθερώνεται από τους κλωβούς προκαλεί συχνά αύξηση του μικροφυτοβένθους αλλά και των φυτοπλαγκτονικών κυττάρων, τα οποία τελευταία στη συνέχεια κατακρημνίζονται από τη στήλη του νερού στο ίζημα, μεταβάλλοντας αρκετά τη ροή του άνθρακα μεταξύ των τροφικών επιπέδων. Η μέτρηση της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης και των φαιοχρωστικών επομένως μπορεί να αποτελέσει ένδειξη της διαθέσιμης τροφής στους διάφορους σταθμούς. Ο προσδιορισμός των φυτοχρωστικών έγινε με τη μέθοδο των Yentsch & Menzel (1963). Τα δείγματα ιζήματος, αφού αποξηράνθηκαν, εκχειλίστηκαν σε διάλυμα ακετόνης 90% και παρέμειναν σε αναδευτήρα για 2 ώρες. Στη συνέχεια, τα δείγματα φυγοκεντρήθηκαν (2500 στροφές για 5 min) και η συγκέντρωση της χλωροφύλλης μετρήθηκε χρησιμοποιώντας φθοριόμετρο τύπου Turner. Για τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης των φαιοχρωστικών, μετά την μέτρηση της χλωροφύλλης, προστέθηκε στο δείγμα και υδροχλωρικό οξύ, το οποίο προκάλεσε την απώλεια του ιόντος Mg από το μόριο της χλωροφύλλης και τη μετατροπή αυτής σε φαιοφιδίνη.

Εκτός από την αυξημένη συγκέντρωση των φυτοχρωστικών γύρω από τους κλωβούς, η διαθεσιμότητα του οργανικού υλικού και των αζωτούχων και

φωσφορικών ενώσεων είναι, όπως προαναφέρθηκε, ιδιαίτερα υψηλή. Το ολικό οργανικό υλικό μετρήθηκε ως η απώλεια βάρους του ιζήματος μετά από καύση στους 500 °C για έξι ώρες (Kristensen & Andersen 1987). Η μέθοδος αυτή υπερεκτιμά το διαθέσιμο οργανικό υλικό, λόγω της παρατηρούμενης πυρόλυσης των καρβονικών και άλλων ανόργανων ενώσεων (Angel et al. 1995). Για τον ακριβή προσδιορισμό του οργανικού υλικού, επομένως, προσδιορίστηκαν επίσης ο οργανικός άνθρακας και το οργανικό άζωτο σε μέρος του ιζήματος χρησιμοποιώντας το Στοιχειακό Αναλυτή CHN (Perkin Elmer 2400), σύμφωνα με τη μέθοδο των Hedges & Stern (1984). Ο ολικός φώσφορος προσδιορίστηκε σε ξηρά δείγματα χρησιμοποιώντας υπερχλωρικό και νιτρικό οξύ, σύμφωνα με τους Burton & Riley (1956). Η συγκέντρωση του φωσφόρου μετρήθηκε ως ενεργός φώσφορος συνδεδεμένος με μολυβδαίνιο, με τη χρήση φωτόμετρου (Strickland & Parsons 1972).

Στο εργαστήριο έγινε η διαλογή των οργανισμών και ο προσδιορισμός τους σε επίπεδο είδους, όπου αυτό ήταν δυνατό. Για τον προσδιορισμό των ειδών χρησιμοποιήθηκαν πλήθος μονογραφιών των θαλάσσιων ασπόνδυλων: Bellan-Santini et al. (1982, 1989, 1993) για τα αμφίποδα, Fage (1951) και Jones (1976) για τα κουμώδη, Naylor (1972) για τα ισόποδα, Holdich & Jones (1983) για τα ταναϊδώδη, Falciai & Minervini (1992) για τα δεκάποδα, Day (1967), Fauvel (1923, 1927) και Fauchald (1977) για τους πολύχαιτους, Mortensen (1977) και Tortonese (1965) για τα εχινόδερμα, Pancucci-Papadopoulou et al. (1999) για τα σωληνοειδή και Parenzan (1970, 1974, 1976) για τα μαλάκια. Επίσης, οι οργανισμοί ζυγίστηκαν με ζυγό ακριβείας 0.0001gr σε επίπεδο ανώτερης ταξινομικής ομάδας (polychaeta, crustacea, mollusca, echinodermata και sipuncula, ενώ οι λοιποί οργανισμοί ομαδοποιήθηκαν ως varia).

### **Στατιστική Ανάλυση**

Η πιθανή διαφορά των χημικών παραμέτρων μεταξύ των σταθμών εκτιμήθηκε με την ανάλυση διασποράς (Analysis of variance-ANOVA), χρησιμοποιώντας το λογισμικό πακέτο STATISTICA, αφού προηγουμένως οι τιμές είχαν μετασχηματιστεί με  $\log_{10}(x+1)$ , ώστε να επιτευχθεί η κανονικότερη κατανομή

τους. Όπου παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές ( $p < 0.05$ ) μεταξύ των σταθμών, το post hoc Tukey test (Honest significant Difference- HSD) χρησιμοποιήθηκε για να δείξει ποιοι σταθμοί ήταν διαφορετικοί από τους υπόλοιπους.

Οι διαφορές στη δομή της κοινότητας μεταξύ των διαφορετικών σταθμών εκτιμήθηκαν χρησιμοποιώντας μονομεταβλητές και πολυμεταβλητές στατιστικές αναλύσεις με τη χρήση του λογισμικού πακέτου PRIMER (PRIMER, 2001). Ο δείκτης Margalef  $d$ , ο δείκτης ποικιλότητας Shannon - Wiener  $H'$  και ο δείκτης average taxonomic distinctness  $\Delta^+$  υπολογίστηκαν μέσω του DIVERSE. Ο δείκτης Margalef εκφράζει τον αριθμό των ειδών στο δείγμα και δίνεται από τη σχέση 2:

$$d = \frac{(S-1)}{\ln N} \quad (2)$$

όπου  $S$  ο αριθμός των ειδών του σταθμού και  
 $N$  ο αριθμός των ατόμων του σταθμού.

Ο δείκτης  $H'$  (σχέση 3) επηρεάζεται τόσο από τον αριθμό ειδών, όσο και από το πόσο ομοιόμορφα κατανέμονται τα άτομα μέσα στα είδη και μεγαλώνει όσο αυξάνει ο αριθμός των ειδών και όσο η εκπροσώπησή τους γίνεται πιο ομοιόμορφη (Pielou 1975).

$$H' = -\sum_{i=1}^s P_i \log_2 P_i \quad (3)$$

όπου  $S$  ο αριθμός των ειδών του σταθμού και  
 $P_i$  η σχετική πυκνότητα του είδους  $i$ .

Πέρα από το γεγονός ότι οι παραπάνω δείκτες εξαρτώνται από το μέγεθος του δείγματος, με τον δείκτη  $H'$  να εξαρτάται λιγότερο, η ποικιλότητα εμφανίζεται σχεδόν σταθερή, τουλάχιστον σε περιπτώσεις χαμηλού στρες, παρ' όλου που οι εν λόγω κοινότητες μπορεί να απαρτίζονται από είδη τα οποία βρίσκονται πολύ κοντά ή πολύ μακριά φυλογενετικά (Warwick & Clarke 1995). Οι Clarke & Warwick (1995) διατύπωσαν ένα νέο δείκτη βιο-ποικιλότητας: τον δείκτη taxonomic diversity  $\Delta$  (σχέση 4), ο οποίος αντιστοιχεί στη μέση ταξινομική «απόσταση» (δηλ.

το μήκος του κλάδου που ενώνει φυλογενετικά δυο είδη) μεταξύ δυο οποιονδήποτε ατόμων ενός δείγματος.

$$\Delta = \frac{\sum_{i < j} w_{ij} x_j + \sum_i 0 \cdot x_i(x_i-1)/2}{\sum_{i < j} x_i x_j + \sum_i 0 \cdot x_i(x_i-1)/2} \quad (4)$$

όπου  $x_i$  η αφθονία του είδους  $i$  και  $w_{ij}$  το «βάρος ευκρίνειας» που δίνεται στο μήκος του κλάδου που ενώνει φυλογενετικά τα είδη  $i$  και  $j$ .

Ο average taxonomic distinctness  $\Delta^+$  (Clarke & Warwick 1998) αντιστοιχεί στη μέση ταξινομική «απόσταση» δυο οποιονδήποτε ειδών και δίνεται από τη σχέση 5:

$$\Delta^+ = \frac{\sum_{i < j} w_{ij}}{s(s-1)/2} \quad (5)$$

όπου  $s$  ο συνολικός αριθμός των ειδών.

Ο συγκεκριμένος δείκτης υπερτερεί έναντι του  $\Delta$ , διότι είναι ανεξάρτητος του μεγέθους του δείγματος, επιτρέποντας έτσι τη σύγκριση των τιμών του μεταξύ διαφόρων εργασιών, όταν τα δείγματα έχουν διαφορετική αφθονία.

Η βιομάζα των οργανισμών μετασχηματίστηκε με  $\log_{10}(x+1)$ , ώστε να επιτευχθεί κανονικότερη κατανομή, και η πιθανή διαφορά μεταξύ των σταθμών εκτιμήθηκε με ANOVA και post hoc Tukey test. Η αφθονία των ειδών μετασχηματίστηκε με διπλή τετραγωνική ρίζα, πριν την εκτέλεση των πολυμεταβλητών αναλύσεων. Οι σταθμοί ομαδοποιήθηκαν σε δένδρογράμματα (CLUSTER analysis) και διευθετήθηκαν σε διαγράμματα MDS (Multi-Dimensional Scaling), με τη βοήθεια του δείκτη ομοιότητας Bray – Curtis (Bray & Curtis 1957), ο οποίος αποδίδει το βαθμό συγγένειας της πανίδας των δειγμάτων με βάση την αφθονία των ειδών σε κάθε δείγμα και σε κάθε σταθμό.

Η ανάλυση ομοιότητας (Analysis of Similarities- ANOSIM) χρησιμοποιήθηκε για να δείξει αν υπάρχουν διαφορές μεταξύ των σταθμών ως προς τη σύνθεση των ειδών (Clarke & Green 1988) και το SIMPER test (Similarity Percentages) για να δείξει τα χαρακτηριστικά είδη, στα οποία οφείλεται η ομοιότητα ή ανομοιότητα των σταθμών (Clarke 1993).

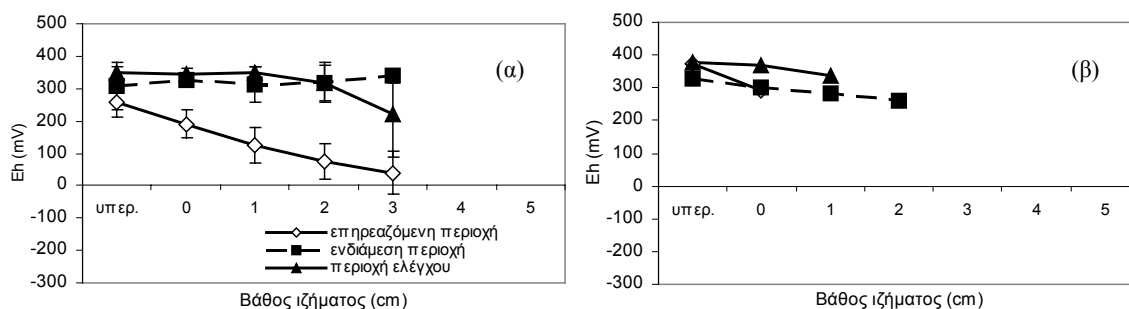
Η συσχέτιση των περιβαλλοντικών παραμέτρων με την κατανομή της αφθονίας των ειδών έγινε με γραμμική παλινδρόμηση.



## Αποτελέσματα

### Σούνιο

Το οξειδο-αναγωγικό δυναμικό (Eh) ήταν αρκετά μικρότερο για τον σταθμό κάτω των κλωβών και εμφάνισε μεγαλύτερο ρυθμό μείωσης με το βάθος του ιζήματος (Εικ. 1α). Αν και η 2-way ANOVA (απόσταση με βάθος ιζήματος) φανέρωσε διαφορές μεταξύ των σταθμών ( $p < 0.01$ ) τόσο όσο αφορά στην απόσταση από τους κλωβούς όσο και στο βάθος του ιζήματος, εντούτοις θα πρέπει να σημειωθεί ότι όλες οι μετρούμενες τιμές του Eh ήταν θετικές. Στη περίπτωση των σταθμών μέσα στο λιβάδι, το Eh παρουσίασε ελάχιστη διακύμανση (Εικ. 1β), αν και ο ελλιπής αριθμός επαναληπτικών μετρήσεων απέκλεισε τη χρήση στατιστικής ανάλυσης.



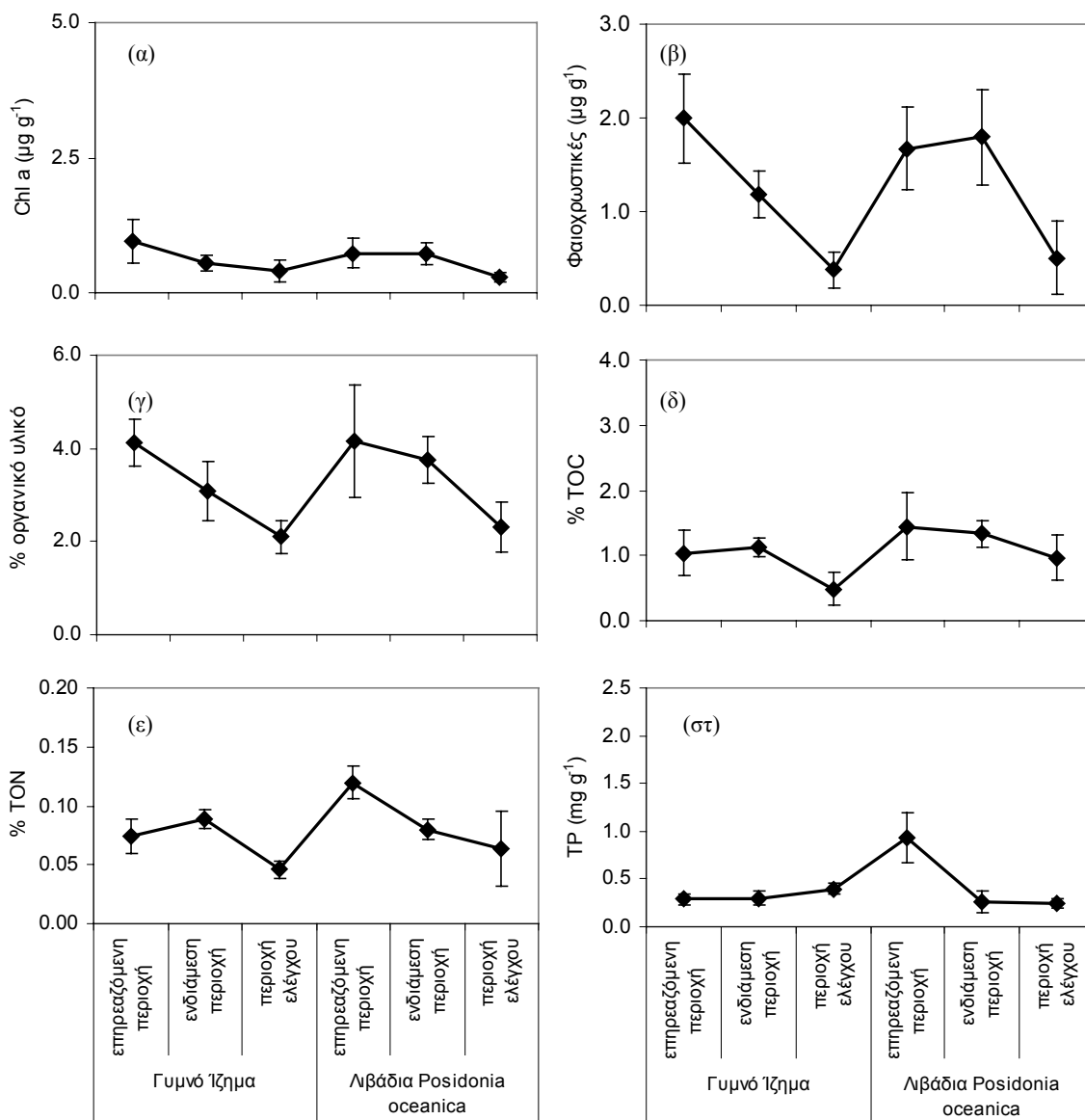
**Εικ. 1.** Οξειδο-αναγωγικό δυναμικό (α) για το γυμνό ίζημα και (β) για τους σταθμούς εντός του λιβαδιού με την απόσταση από τη μονάδα ιχθυοκαλλιέργειας (Σούνιο).

Η κοκκομετρική ανάλυση των δειγμάτων έδειξε ότι η μέση διάμετρος των κόκκων του ιζήματος αυξάνει με την απόσταση από τους κλωβούς (Πιν. 2). Η συγκεκριμένη περιοχή δειματοληψίας χαρακτηρίζεται από χονδρόκοκκο ίζημα.

**Πιν. 2.** Μέση διάμετρος και ποσοστό ιλύος-αργίλου σε διαφορετικές αποστάσεις από τους κλωβούς και για τους δυο τύπους ιζήματος (Σούνιο).

Τύπος Ιζήματος	Απόσταση	Μέση Διάμετρος (MD)	Ιλύς- Αργίλος (%)
Γυμνό	επιρρεαζόμενη περιοχή	0.47	5.71
	ενδιάμεση περιοχή	0.57	3.69
	περιοχή ελέγχου	0.84	3.85
Λιβάδια	επιρρεαζόμενη περιοχή	0.45	4.63
	ενδιάμεση περιοχή	0.35	5.94
	περιοχή ελέγχου	0.90	4.83

Η κατανομή της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης και των φαιοχρωστικών παρουσιάζονται στην εικόνα 2.



**Εικ. 2.** Κατανομή (α) της χλωροφύλλης, (β) των φαιοχρωστικών, (γ) του οργανικού υλικού, (δ) του άνθρακα, (ε) του αζώτου και (στ) του φωσφόρου για τους σταθμούς με γυμνό ίζημα και εντός του λιβαδιού, με την απόσταση από τη μονάδα ιχθυοκαλλιέργειας (Σούνιο).

Και στις δυο περιπτώσεις παρατηρείται σημαντική πτώση με την απόσταση από τους κλωβούς, τόσο στους σταθμούς με γυμνό ίζημα, όσο και σε αυτούς εντός του λιβαδιού.

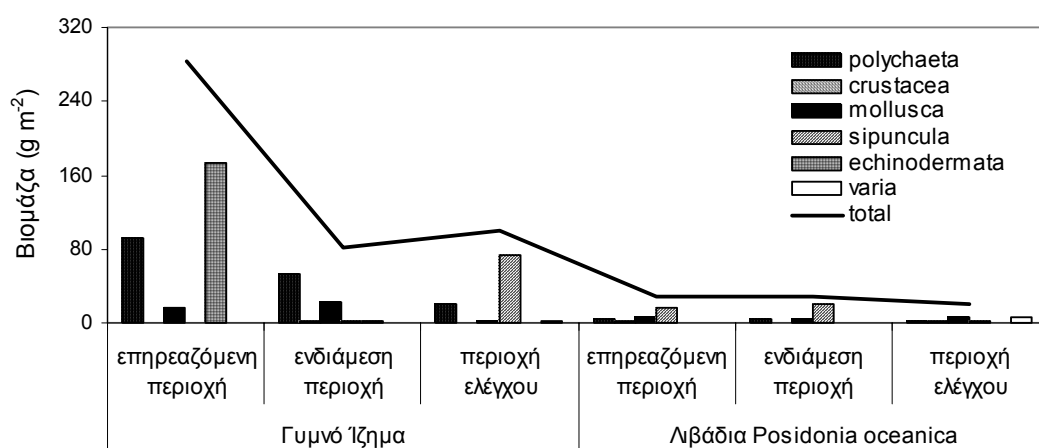
Η συγκέντρωση του ολικού οργανικού υλικού μετρήθηκε μεγαλύτερη στους κλωβούς από την αντίστοιχη του μάρτυρα τόσο για το γυμνό ίζημα όσο και για το λιβάδι (Εικ. 2γ). Το ίδιο πρότυπο παρατηρήθηκε και στην κατανομή του ολικού οργανικού άνθρακα (Εικ. 2δ) και αζώτου (Εικ. 2ε) και για τους δυο τύπους ιζήματος. Ο ολικός φώσφορος μειώθηκε με την απόσταση από τους κλωβούς εντός του λιβαδιού (Εικ. 2στ).

Η 2-way ANOVA (απόσταση με τύπο ιζήματος) φανέρωσε σημαντικές διαφορές μεταξύ των σταθμών κάτω από τους κλωβούς και των σταθμών ελέγχου για όλες τις χημικές μεταβλητές που μετρήθηκαν (Πιν. 3). Η κατανομή του άνθρακα, του αζώτου και του φωσφόρου φάνηκαν να επηρεάζονται και από τον τύπο ιζήματος.

**Πιν. 3.** 2-way ANOVA της κατανομής των χημικών παραμέτρων σε διαφορετικές αποστάσεις από τους κλωβούς με τον τύπο ιζήματος. \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ , ns: not significant.

Μεταβλητή	Πηγή μεταβλητότητας	F	df	p	Tukey post hoc test				
					επηρεαζόμενη περιοχή	ενδιάμεση περιοχή	περιοχή ελέγχου	Γυμνό Ιζημα	Λιβάδια <i>P. oceanica</i>
Chl a	Απόσταση	14.028	2	$5 \times 10^{-5}$	επηρ				
	Τύπος Ιζήματος	0.320	1	ns	ενδ ελεγ	ns ***			
Φαιοχρωστικές	Απόσταση	54.007	2	$1.1 \times 10^{-10}$	επηρ				
	Τύπος Ιζήματος	1.370	1	ns	ενδ ελεγ	ns ***			
Οργανικό υλικό	Απόσταση	18.438	2	$6 \times 10^{-6}$	επηρ				
	Τύπος Ιζήματος	0.046	1	ns	ενδ ελεγ	* ***			
C	Απόσταση	9.923	2	$9 \times 10^{-4}$	επηρ			Γυμνό	
	Τύπος Ιζήματος	9.992	1	$4.7 \times 10^{-3}$	ενδ ελεγ	ns **		Λιβάδια	**
N	Απόσταση	26.281	2	$6.3 \times 10^{-6}$	επηρ			Γυμνό	
	Τύπος Ιζήματος	12.781	1	$2.3 \times 10^{-3}$	ενδ ελεγ	ns ***		Λιβάδια	**
P	Απόσταση	25.053	2	$4 \times 10^{-7}$	επηρ			Γυμνό	
	Τύπος Ιζήματος	10.333	1	$3 \times 10^{-3}$	ενδ ελεγ	*** ***		Λιβάδια	**

Επικρατούσες ομάδες όσον αφορά στη βιομάζα των σταθμών στο γυμνό ίζημα ήταν οι πολύχαιτοι, τα εχινόδερμα και τα σωληνοειδή (Εικ. 3). Η βιομάζα ήταν σχεδόν τετραπλάσια κάτω από τους κλωβούς στον σταθμό με γυμνό ίζημα και έδειξε καθαρή μείωση προς τον μάρτυρα. Μείωση με την απόσταση παρατηρήθηκε και εντός του λιβαδιού, όπου η συμμετοχή των διάφορων ομάδων στο σύνολο της βιομάζας ήταν σχεδόν ίδια (Εικ. 3).



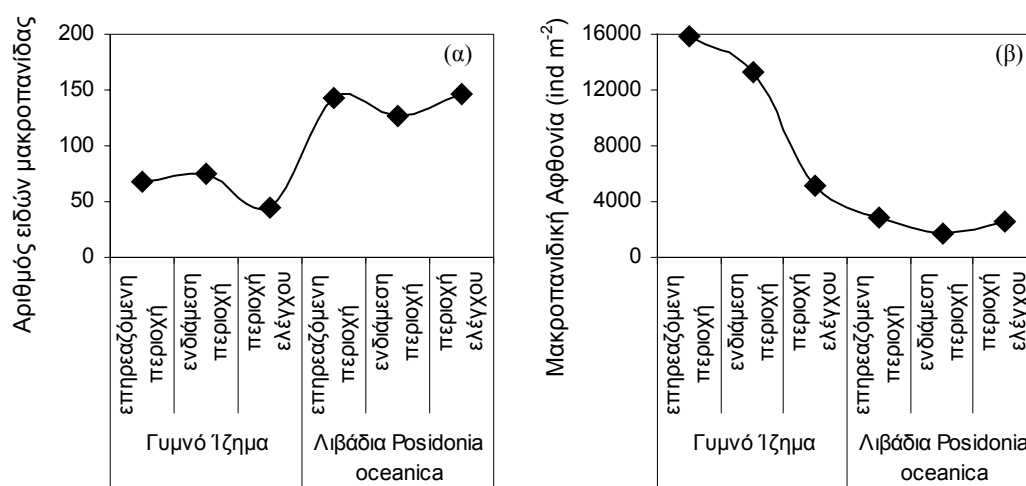
**Εικ. 3.** Υγρή βιομάζα των ομάδων και συνολική για τους σταθμούς με γυμνό ίζημα και εντός του λιβαδιού, με την απόσταση από τη μονάδα ιχθυοκαλλιέργειας (Σούνιο).

Η 2-way ANOVA (τύπος ιζήματος x απόσταση) έδειξε σημαντικές διαφορές μεταξύ των σταθμών εντός του λιβαδιού και αυτών του γυμνού ιζήματος, αλλά και μεταξύ των επηρεαζόμενων περιοχών και των περιοχών ελέγχου (Πιν. 4).

**Πιν. 4.** 2-way ANOVA της βιομάζας σε διαφορετικές αποστάσεις από τους κλωβούς με τον τύπο ιζήματος. \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ , ns: not significant.

Μεταβλητή	Πηγή μεταβλητότητας	F	df	p	Tukey post hoc test				
Βιομάζα	Απόσταση	4.401	2	0.02	επηρεαζόμενη περιοχή	ενδιάμεση περιοχή	περιοχή ελέγχου	Γυμνό ίζημα	Λιβάδια <i>P. oceanica</i>
	Τύπος Ιζήματος	20.016	1	$1.5 \times 10^{-4}$	ns	*	ns	Γυμνό ίζημα	Λιβάδια ***

Ο αριθμός των ειδών της μακροπανίδας μειώθηκε με την απόσταση από τους κλωβούς για τους σταθμούς του γυμνού ιζήματος (67 και 45 είδη στην επηρεαζόμενη περιοχή και την περιοχή ελέγχου αντίστοιχα), ενώ παρουσίασε ένα ενδιάμεσο ελάχιστο εντός του λιβαδιού (Εικ. 4α). Ο αριθμός των μακροπανιδικών ειδών ήταν τριπλάσιος στους σταθμούς εντός του λιβαδιού από τους αντίστοιχους του γυμνού ιζήματος. Η αφθονία των ειδών μειώθηκε προς τις περιοχές ελέγχου του γυμνού ιζήματος και εντός του λιβαδιού (Εικ. 4β).



**Εικ. 4.** Αριθμός (α) ειδών και (β) ατόμων για τους σταθμούς με γυμνό ίζημα και εντός του λιβαδιού, με την απόσταση από τη μονάδα ιχθυοκαλλιέργειας (Σούνιο).

Ο πολύχαιτος *Protodorvillea kefersteini* ήταν το επικρατέστερο είδος σε όλους τους σταθμούς του γυμνού ιζήματος στο Σούνιο (Πιν. 5). Οι πολύχαιτοι *Pseudoleiocarditella fauveli*, *Glycera rouxii*, *Syllis cornuta* και *Kefesteina cirrata*, το μαλάκιο *Anodontia fragilis* και τα αμφίποδα *Gammarella fucicola* και *Synchelidum longidigitatum* ήταν παρόντα σε όλους τους σταθμούς με σχετικά υψηλή αφθονία. Το αμφίποδο *Maera grossimana* και οι πολύχαιτοι *Peresiella clymenoides*, *Pseudofabricioloa sp.*, *Eteone sp.*, *Polyopthalmus pictus*, *Cirrophorus lyra*, *Euclymene sp.*, *Glycera tridactyla* και *Spiochaetopterus costarum* βρέθηκαν μόνο στην επηρεαζόμενη περιοχή, ενώ τα αμφίποδα *Maera schmidtii* και *Perioculodes longimanus* και οι πολύχαιτοι *Pista sp.*, *Prionospio steenstrupi* και *Protomystides elongata* συλλέχθηκαν μόνο από την περιοχή

ελέγχου. Παρατηρήθηκε μια μεταβατική ζώνη αποτελούμενη από είδη που συλλέχθηκαν στην επηρεαζόμενη και την ενδιάμεση περιοχή και στην ενδιάμεση περιοχή και την περιοχή ελέγχου.

**Πιν. 5.** Σχετική αφθονία (%) της μακροπανίδας ανά σταθμό (P: Polychaeta, C: Crustacea, M: Mollusca, E: Echinodermata, S: Sipuncula) στο γυμνό ίζημα (Σούνιο).

Είδη		επηρεαζόμενη	ενδιάμεση	περιοχή
		περιοχή	περιοχή	ελέγχου
<i>Protodorvillea kefersteini</i>	(P)	26.8	33.5	19.2
<i>Pseudoleiocardia fauveli</i>	(P)	6.7	4.8	1.4
<i>Anodontia fragilis</i>	(M)	3.3	0.7	2.7
<i>Glycera rouxii</i>	(P)	2.2	3.7	5.5
<i>Gammarella fucicola</i>	(C)	2.1	0.4	1.8
<i>Syllis cornuta</i>	(P)	1.8	3.2	1.4
<i>Synchelidum longidigitatum</i>	(C)	1.5	0.4	5.5
<i>Kefersteinia cirrata</i>	(P)	1.3	0.5	4.1
<i>Peresiella clymenoides</i>	(P)	1.3	0.0	0.0
<i>Pseudofabriciella sp.</i>	(P)	1.3	0.0	0.0
<i>Cirrophorus lyra</i>	(P)	0.4	0.0	0.0
<i>Euclymene sp.</i>	(P)	0.4	0.0	0.0
<i>Glycera tridactyla</i>	(P)	0.4	0.0	0.0
<i>Spiochaetopterus costarum</i>	(P)	0.4	0.0	0.0
<i>Maera grossimana</i>	(C)	1.8	0.0	0.0
<i>Cirrophorus branchiatus</i>	(P)	12.1	2.1	0.0
<i>Chaetozone setosa</i>	(P)	3.6	1.6	0.0
<i>Exogone verrugera</i>	(P)	3.1	0.5	0.0
<i>Aricidea cerrutii</i>	(P)	2.2	0.5	0.0
<i>Amphipholis squamata</i>	(E)	1.2	0.4	0.0
<i>Aspidosiphon muelleri</i>	(S)	1.2	0.4	0.0
<i>Eurydice inermis</i>	(C)	0.0	2.8	1.8
<i>Chone duneri</i>	(P)	0.0	2.1	2.7
<i>Glycera lapidum</i>	(P)	0.0	0.5	1.4
<i>Aoridae sp.</i>	(C)	0.0	0.0	1.8
<i>Maera schmidtii</i>	(C)	0.0	0.0	1.8
<i>Perioculodes longimanus</i>	(C)	0.0	0.0	1.8
<i>Pista sp.</i>	(P)	0.0	0.0	1.4
<i>Prionospio steenstrupi</i>	(P)	0.0	0.0	1.4
<i>Protomystides elongata</i>	(P)	0.0	0.0	1.4

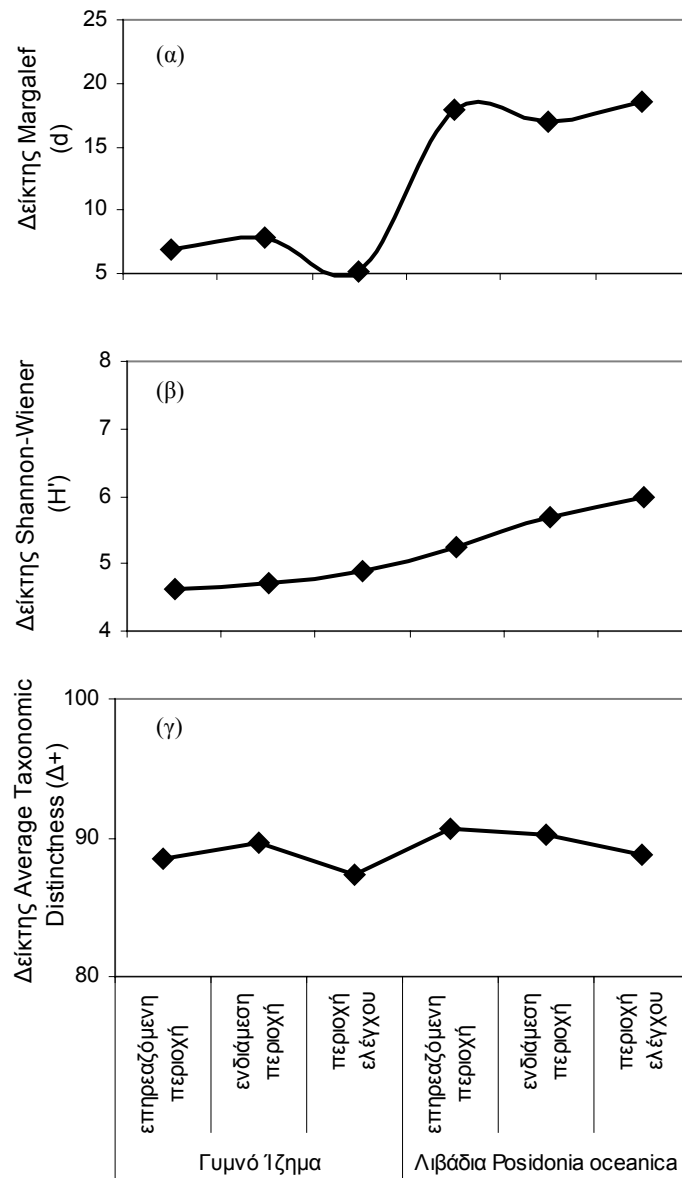
Η σχετική αφθονία του πολύχαιτου *P. kefersteini* εντός του λειμώνα μειώθηκε από την επηρεαζόμενη (24%) προς την ενδιάμεση περιοχή (5.2%), ενώ απουσίαζε από την περιοχή ελέγχου (Πιν. 6). Και στην περίπτωση των σταθμών του λειμώνα, υπήρχαν ευρύοικα είδη που βρέθηκαν σε όλους τους σταθμούς αλλά

και είδη τα οποία συλλέχθηκαν είτε στην επηρεαζόμενη περιοχή (π.χ. *Prionospio steenstrupi*, *Chaetozone setosa*) είτε στην περιοχή ελέγχου (π.χ. *Amphilochooides longimanus*, *Iphimedia minuta*). Είδη, όπως ο πολύχαιτος *Glycera rouxii*, συλλέχθηκαν τόσο στην επηρεαζόμενη όσο και την ενδιάμεση περιοχή, ενώ άλλα (π.χ. το αμφίποδο *Gammarella fucicola*) βρέθηκαν στην ενδιάμεση και τη περιοχή ελέγχου.

**Πιν. 6.** Σχετική αφθονία (%) της μακροπανίδας ανά σταθμό (P: Polychaeta, C: Crustacea) εντός του λειμώνα (Σούνιο).

Είδη		επηρεαζόμενη περιοχή	ενδιάμεση περιοχή	περιοχή ελέγχου
<i>Protodorvillea kefersteini</i>	(P)	24.1	5.2	0.4
<i>Caprella acanthifera</i>	(C)	7.7	13.8	4.7
<i>Pthisica marina</i>	(C)	5.8	7.0	4.3
<i>Syllis cornuta</i>	(P)	3.3	5.2	5.4
<i>Kefersteinia cirrata</i>	(P)	1.8	2.3	2.1
<i>Nannastacus longirostris</i>	(C)	1.6	3.2	0.9
<i>Chone duneri</i>	(P)	1.5	3.7	1.7
<i>Apherusa chiereghinnii</i>	(C)	1.5	0.3	1.3
<i>Sphaerosyllis sp.</i>	(P)	1.1	1.8	8.3
<i>Dexamine spinosa</i>	(C)	1.1	1.4	4.1
<i>Prionospio steenstrupi</i>	(P)	0.3	0.0	0.0
<i>Protomystides elongata</i>	(P)	0.3	0.0	0.0
<i>Chaetozone setosa</i>	(P)	0.2	0.0	0.0
<i>Tharyx heterochaeta</i>	(P)	0.2	0.0	0.0
<i>Lumbrineris nonatoi</i>	(P)	0.1	0.0	0.0
<i>Glycera rouxii</i>	(P)	1.0	0.3	0.0
<i>Glycera tridactyla</i>	(P)	0.5	0.4	0.0
<i>Perioculodes aequimanus</i>	(C)	0.2	0.5	0.0
<i>Marphysa bellii</i>	(P)	0.1	0.1	0.0
<i>Eurysyllis tuberculata</i>	(P)	0.0	1.2	1.3
<i>Galathea bolivari</i>	(C)	0.0	0.2	0.5
<i>Gammarella fucicola</i>	(C)	0.0	0.2	0.1
<i>Amphilochus brunneus</i>	(C)	0.0	0.1	2.1
<i>Maera grossimana</i>	(C)	0.0	0.1	0.1
<i>Syllis armillaris</i>	(P)	0.0	0.0	2.3
<i>Amphilochooides longimanus</i>	(C)	0.0	0.0	2.1
<i>Amphitrite sp.</i>	(P)	0.0	0.0	1.8
<i>Iphimedia minuta</i>	(C)	0.0	0.0	1.8
<i>Scalisetosus pellucidus</i>	(P)	0.0	0.0	1.7
<i>Leptocheirus pectinatus</i>	(C)	0.0	0.0	1.4

Ο δείκτης Margalef (Εικ. 5α) ήταν τετραπλάσιος για το σύνολο των σταθμών εντός του λιβαδιού από τους αντίστοιχους του γυμνού ιζήματος και εμφάνισε μικρή πτώση προς το σταθμό ελέγχου στο γυμνό ίζημα και μικρή αύξηση στη περιοχή ελέγχου του λιβαδιού. Ο δείκτης Shannon-Wiener (Εικ. 5β) παρουσίασε αύξηση προς την περιοχή ελέγχου και για τους δυο τύπους ιζημάτων και ήταν ελαφρά μεγαλύτερος στο σύνολο των σταθμών εντός του λιβαδιού.

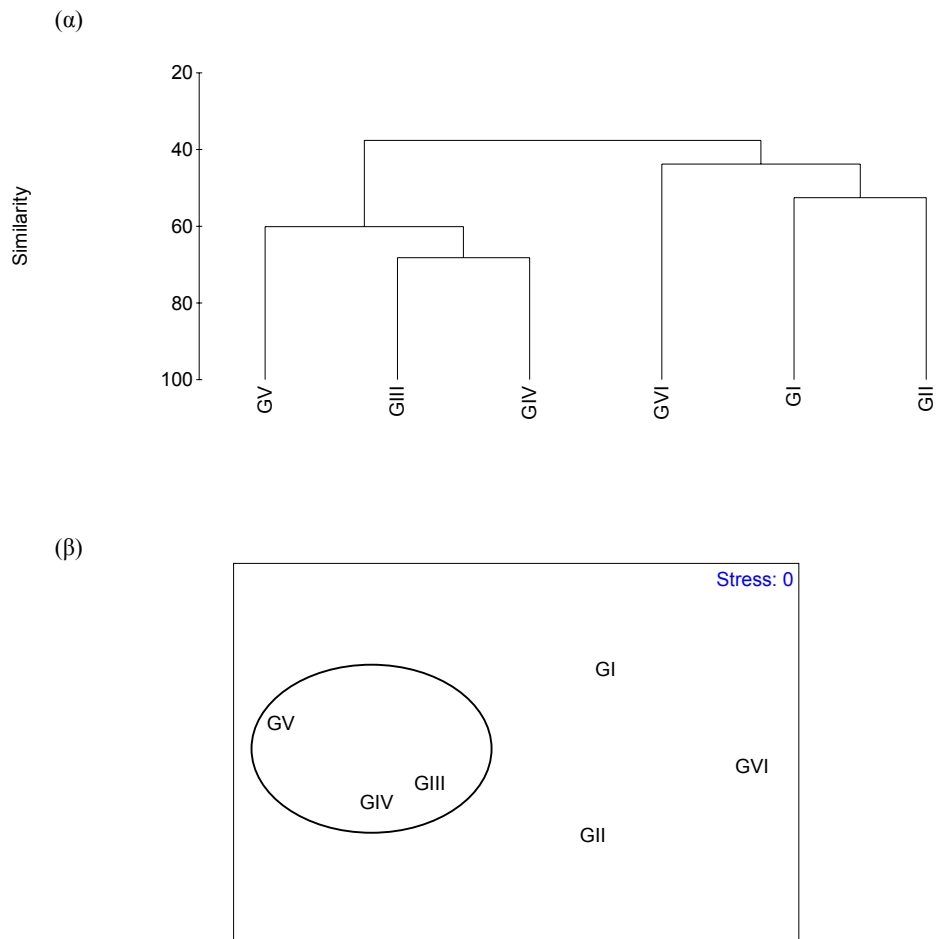


**Εικ. 5.** Δείκτης (α) Margalef, (β) Shannon-Wiener και (γ) Average Taxonomic Distinctness για τους σταθμούς με γυμνό ίζημα και εντός του λιβαδιού, με την απόσταση από τη μονάδα ιχθυοκαλλιέργειας (Σούνιο).



Ο δείκτης Average Taxonomic Distinctness (Εικ. 5γ) μειώθηκε με την απόσταση και στους δύο τύπους ιζήματος.

Η κατάταξη των σταθμών με βάση την σύνθεση και την αφθονία των μακροπανιδικών ειδών έδειξε σαφή κατηγοριοποίηση των σταθμών, αναφορικά με τον τύπο ιζήματος (Εικ. 6α, επίπεδο ομοιότητας 40%). Οι περιοχές ελέγχου των σταθμών του γυμνού ιζήματος και αυτών εντός του λιβαδιού διαφοροποιούνται από τις υπόλοιπες περιοχές σε επίπεδο 60% και 45%, ενώ οι επηρεαζόμενες ξεχωρίζουν από τις ενδιάμεσες περιοχές σε επίπεδο 70% και 50% αντίστοιχα. Ανάλογη διαφοροποίηση φαίνεται και στο MDS (Εικ. 6β).



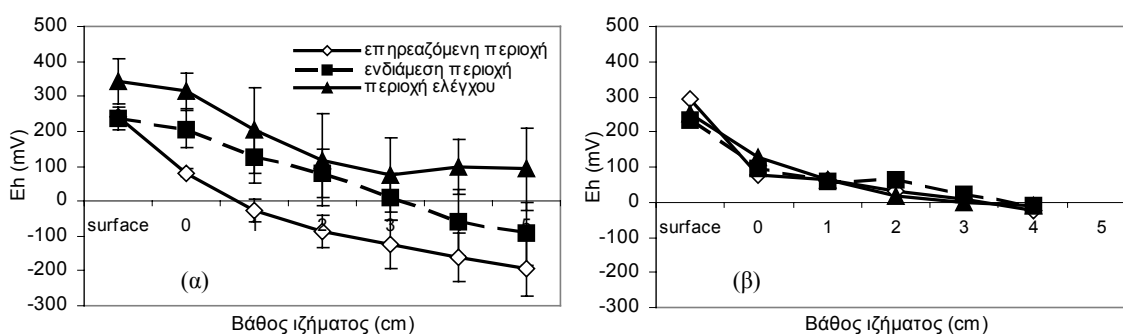
**Εικ. 6.** (α) Bray-Curtis similarity και (β) MDS των σταθμών (Σούνιο). GI, GIII: επηρεαζόμενες περιοχές, GII, GIV: ενδιάμεσες περιοχές και GVI, GV: περιοχές ελέγχου του γυμνού ιζήματος και του λιβαδιού, αντίστοιχα.

Η ανάλυση 1-way ANOSIM ως προς τον τύπο ιζήματος έδειξε σημαντική διαφορά μεταξύ των σταθμών του γυμνού ιζήματος και αυτών εντός του λειμώνα ( $R = 0.791$  και  $p = 0.2\%$ ), ενώ η 1-way ANOSIM ως προς την απόσταση για τους σταθμούς του γυμνού ιζήματος και για αυτούς εντός του λιβαδιού έδειξε ότι δεν υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά ( $p = 20\%$  και  $6.7\%$ , αντίστοιχα).

Η ανάλυση SIMPER ως προς τον τύπο ιζήματος έδειξε μέση ανομοιότητα των σταθμών  $74.96\%$ . Η ανομοιότητα αυτή οφείλεται σε 79 είδη, από τα οποία 21 βρέθηκαν μόνο στους σταθμούς των γυμνών ιζημάτων ενώ 58 βρέθηκαν μόνο σε αυτούς εντός του λειμώνα (Παράρτημα I).

## Alicante

Το οξειδο-αναγωγικό δυναμικό που μετρήθηκε στους σταθμούς του γυμνού ιζήματος στο Alicante (Εικ. 7α) έδειξε να σχετίζεται σημαντικά με την απόσταση από τη μονάδα (2-way ANOVA,  $p < 0.01$ ) και με το βάθος του ιζήματος (2-way ANOVA,  $p < 0.01$ ). Το Eh στους σταθμούς εντός του λιβαδιού έδειξε μικρή διακύμανση μεταξύ των σταθμών, αλλά και με το βάθος στο ίζημα (Εικ. 7β), αν και ανεπαρκής αριθμός επαναλήψεων εμπόδισε τη στατιστική ανάλυση.



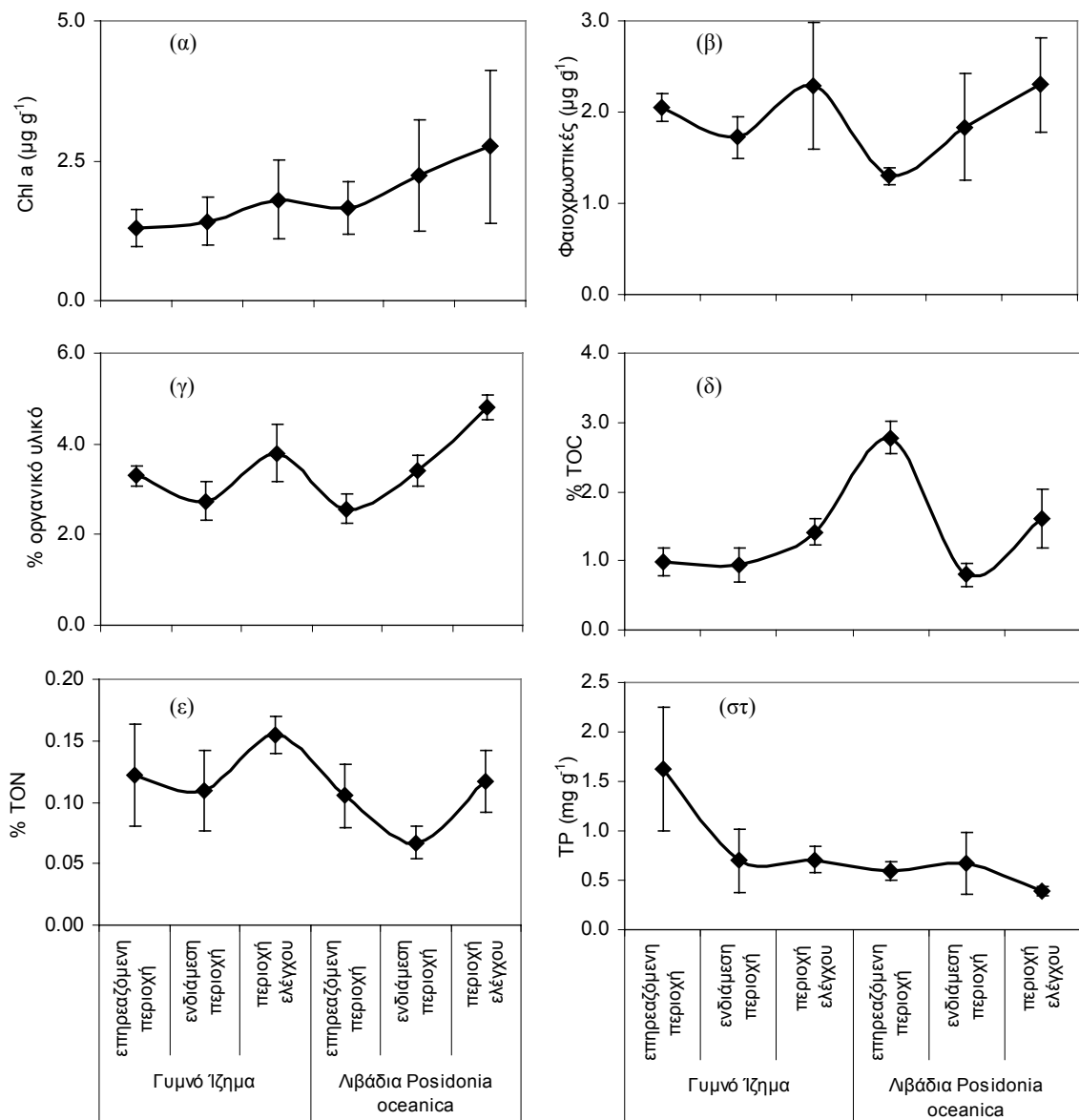
**Εικ.7.** Οξειδο-αναγωγικό δυναμικό (α) για το γυμνό ίζημα και (β) για τους σταθμούς εντός του λιβαδιού με την απόσταση από τη μονάδα ιχθυοκαλλιέργειας (Alicante).

Η κοκκομετρική ανάλυση των δειγμάτων έδειξε ότι και η συγκεκριμένη περιοχή χαρακτηρίζεται από χονδρόκοκκο ίζημα, με το ποσοστό ιλύος-αργίλου να είναι ελαφρά μεγαλύτερο από ότι στο Σούνιο (Πιν. 7).

**Πιν. 7.** Μέση διάμετρος και ποσοστό ιλύος-αργίλου σε διαφορετικές αποστάσεις από τους κλωβούς και για τους δυο τύπους ιζήματος (Alicante).

Τύπος Ιζήματος	Απόσταση	Μέση Διάμετρος (MD)	Ιλύς- Αργίλος (%)
Γυμνό	επηρεαζόμενη περιοχή	0.32	7.70
	ενδιάμεση περιοχή	0.33	13.03
	περιοχή ελέγχου	0.43	15.55
Λιβάδια	επηρεαζόμενη περιοχή	0.40	16.23
	ενδιάμεση περιοχή	0.28	9.67
	περιοχή ελέγχου	0.59	15.28

Η κατανομή της χλωροφύλλης και των φαιοχρωστικών παρουσιάζονται στην εικόνα 8α και 8β.



**Εικ. 8.** Κατανομή (α) της χλωροφύλλης, (β) των φαιοχρωστικών, (γ) του οργανικού υλικού, (δ) του άνθρακα, (ε) του αζώτου και (στ) του φωσφόρου για τους σταθμούς με γυμνό ίζημα και εντός του λιβαδιού, με την απόσταση από τη μονάδα ιχθυοκαλλιέργειας (Alicante).

Η συγκέντρωση των φυτοχρωστικών, σε αντίθεση με την περίπτωση του Σουνίου, σημείωσε αύξηση προς την περιοχή ελέγχου.

Ομοίως, το οργανικό υλικό στο Alicante παρουσίασε αυξημένη συγκέντρωση και στους δυο σταθμούς-ελέγχου (Εικ. 8γ). Αντίστοιχη αύξηση

προς τις περιοχές ελέγχου παρουσίασαν ο οργανικός άνθρακας (Εικ. 8δ) και το οργανικό άζωτο (Εικ. 8ε), ενώ ο φώσφορος (Εικ. 8στ) εμφάνισε αντίστροφη τάση.

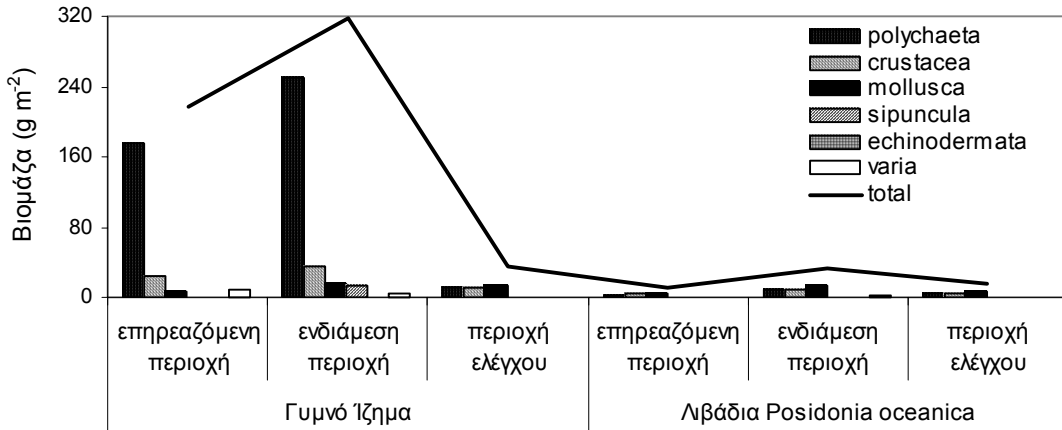
Η ανάλυση της κατανομής όλων των χημικών μεταβλητών φανέρωσε διαφορές μεταξύ των σταθμών και μεταξύ του τύπου ιζήματος (2-way ANOVA, Πιν. 8). Σε αντιστοιχία με το Σούνιο, και στο Alicante η κατανομή του άνθρακα, του αζώτου και του φωσφόρου φάνηκαν να επηρεάζονται και από τον τύπο ιζήματος.

**Πιν. 8.** 2-way ANOVA της κατανομής των χημικών παραμέτρων σε διαφορετικές αποστάσεις από τους κλωβούς, με τον τύπο ιζήματος. \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ , ns: not significant.

Μεταβλητή	Πηγή μεταβλητότητας	F	df	p	Tukey post hoc test				
					επηρεαζόμενη περιοχή	ενδιάμεση περιοχή	περιοχή ελέγχου	Γυμνό Ιζήμα	Λιβάδια <i>P. oceanica</i>
Chl a	Απόσταση	6.203	2	$5.6 \times 10^{-3}$	επηρ				
	Τύπος Ιζήματος	2.278	1	ns	ενδ ελεγ	ns **	*		
Φαιοχρωστικές	Απόσταση	6.723	2	$3.7 \times 10^{-3}$	επηρ				
	Τύπος Ιζήματος	2.858	1	ns	ενδ ελεγ	ns **	*		
Οργανικό υλικό	Απόσταση	35.208	2	$1.3 \times 10^{-8}$	επηρ				
	Τύπος Ιζήματος	3.617	1	ns	ενδ ελεγ	ns ***	***		
C	Απόσταση	21.985	2	$2.6 \times 10^{-5}$	επηρ			Γυμνό	
	Τύπος Ιζήματος	15.932	1	$1 \times 10^{-3}$	ενδ ελεγ	*** ns	***	Λιβάδια	***
N	Απόσταση	5.665	2	$9.9 \times 10^{-3}$	επηρ			Γυμνό	
	Τύπος Ιζήματος	9.768	1	$4.7 \times 10^{-3}$	ενδ ελεγ	ns ns	**	Λιβάδια	**
P	Απόσταση	9.522	2	$6.2 \times 10^{-4}$	επηρ			Γυμνό	
	Τύπος Ιζήματος	19.027	1	$1.4 \times 10^{-4}$	ενδ ελεγ	* ***	ns	Λιβάδια	***

Σε αντίθεση με το Σούνιο, στο Alicante παρατηρείται ένα ενδιάμεσο μέγιστο στη βιομάζα των οργανισμών, το οποίο είναι ιδιαίτερα έντονο στην περίπτωση των σταθμών με γυμνό ιζήμα (Εικ. 9). Οι πολύχαιτοι και λιγότερο τα καρκινοειδή και τα μαλάκια συνεισφέρουν κυρίως στην ολική βιομάζα για τους

σταθμούς με γυμνό ιζήμα, ενώ για αυτούς εντός του λιβαδιού όλες οι ομάδες συνεισφέρουν σε παρόμοια επίπεδα (Εικ. 9).



**Εικ. 9.** Υγρή βιομάζα των ομάδων και συνολική για τους σταθμούς με γυμνό ιζήμα και εντός του λιβαδιού, με την απόσταση από τη μονάδα ιχθυοκαλλιέργειας (Alicante).

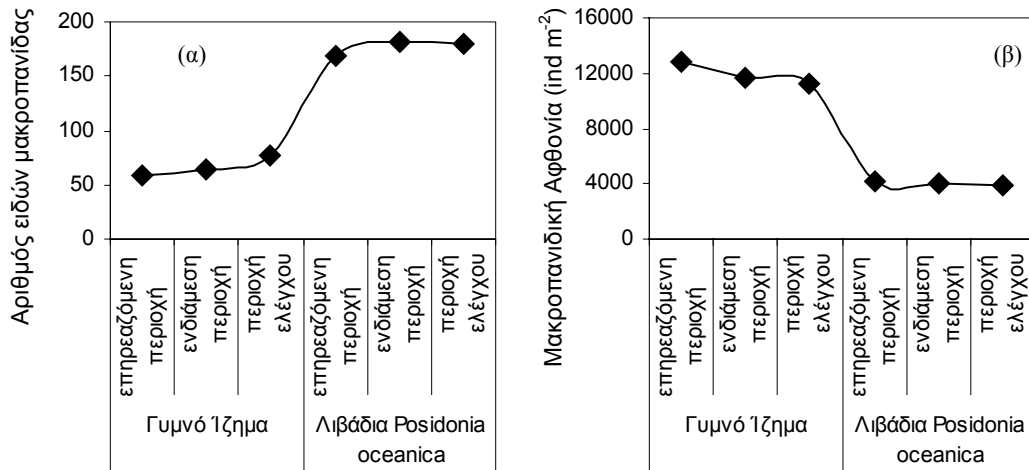
Η 2-way ANOVA (τύπος ιζήματος x απόσταση) έδειξε σημαντικές διαφορές μεταξύ των σταθμών εντός του λιβαδιού και αυτών του γυμνού ιζήματος, αλλά και μεταξύ των επηρεαζόμενων περιοχών και των περιοχών ελέγχου (Πιν. 9).

**Πιν. 9.** 2-way ANOVA της βιομάζας σε διαφορετικές αποστάσεις από τους κλωβούς με τον τύπο ιζήματος. \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ , ns: not significant.

Μεταβλητή	Πηγή μεταβλητότητας	F	df	p	Tukey post hoc test			
					επηρεαζόμενη περιοχή	ενδιάμεση περιοχή	περιοχή ελέγχου	Γυμνό Ιζήμα / Λιβάδια P.oceanica
Βιομάζα	Απόσταση	14.303	2	$8.1 \times 10^{-5}$	επηρεαζόμενη	ενδιάμεση	περιοχή ελέγχου	Γυμνό Ιζήμα
	Τύπος Ιζήματος	42.181	1	$1 \times 10^{-6}$	ns	*	***	Γυμνό Λιβάδια

Ο αριθμός των ειδών και των ατόμων της μακροπανίδας αυξήθηκε με την απόσταση από τους κλωβούς για τους σταθμούς του γυμνού ιζήματος (59 και 77 είδη στην επηρεαζόμενη περιοχή και την περιοχή ελέγχου αντίστοιχα), ενώ παρουσίασε ενδιάμεσο μέγιστο για τους σταθμούς εντός του λιβαδιού (Εικ. 10). Ο αριθμός των μακροπανιδικών ειδών (Εικ. 10α) ήταν τριπλάσιος στους σταθμούς

εντός του λιβαδιού από τους αντίστοιχους του γυμνού ιζήματος. Η αφθονία των ειδών έφθινε με την απόσταση στο γυμνό ίζημα ενώ παρουσίασε μέγιστο στην επηρεαζόμενη περιοχή του λιβαδιού (Εικ. 10β).



**Εικ. 10.** Αριθμός (α) ειδών και (β) ατόμων για τους σταθμούς με γυμνό ίζημα και εντός του λιβαδιού, με την απόσταση από τη μονάδα ιχθυοκαλλιέργειας (Alicante).

Η συστηματική κατάταξη των ειδών που συλλέχθηκαν στο Alicante φανέρωσε την ύπαρξη ευρύοικων ειδών (με επικρατέστερα είδη το αμφίποδο *G. fucicola* και τους πολύχαιτους *C. setosa* και *C. lyra*), αλλά και την ύπαρξη χαρακτηριστικών ειδών που βρέθηκαν μόνο στην επηρεαζόμενη (πχ. *C. branhiatus*) ή την περιοχή ελέγχου (πχ. *Phthisica marina*). Ομοίως με τη πανίδα του Σουνίου, παρατηρήθηκε μεταβατική ζώνη αποτελούμενη από είδη της επηρεαζόμενης/ενδιάμεσης περιοχής και είδη της ενδιάμεσης/περιοχής ελέγχου (Πιν. 10).

**Πιν. 10.** Σχετική αφθονία (%) της μακροπανίδας ανά σταθμό (P: Polychaeta, C: Crustacea, N: Nemertina) του γυμνού ιζήματος (Alicante).

Είδη		επηρεαζόμενη περιοχή	ενδιάμεση περιοχή	περιοχή ελέγχου
<i>Gammarella fucicola</i>	(C)	28.7	8.1	10.9
<i>Chaetozone setosa</i>	(P)	6.6	1.2	2.5
<i>Apseudes latreilli</i>	(C)	2.9	1.2	2.1
<i>Cirrophorus lyra</i>	(P)	2.8	4.8	3.2
<i>Syllis ferruginea</i>	(P)	2.8	2.4	1.3
<i>Pseudomystides limbata</i>	(P)	2.8	1.8	0.6
<i>Aoridae sp.</i>	(C)	2.6	1.2	3.8
<i>Cirrophorus branchiatus</i>	(P)	5.5	0.0	0.0
<i>Prionospio cirrifera</i>	(P)	1.7	0.0	0.0
<i>Notomastus latericeus</i>	(P)	0.6	0.0	0.0
<i>Eunice vittata</i>	(P)	1.1	0.0	0.0
<i>Rhodine loveni</i>	(P)	1.1	0.0	0.0
<i>Scalisetosus pellucidus</i>	(P)	1.1	0.0	0.0
<i>Harpinia dellavallei</i>	(C)	1.1	0.0	0.0
<i>Nemertinea sp. 3</i>	(N)	1.1	0.0	0.0
<i>Glycera lapidum</i>	(P)	1.1	1.8	0.0
<i>Protomystides elongata</i>	(P)	5.5	27.2	0.0
<i>Cheirocratus assimilis</i>	(C)	0.0	0.8	1.3
<i>Thelepus sp.</i>	(P)	0.0	0.6	3.2
<i>Spiochaetopterus costarum</i>	(P)	0.0	0.6	1.3
<i>Prionospio ehlersi</i>	(P)	0.0	0.6	0.6
<i>Poecilochaetus serpens</i>	(P)	0.0	0.6	0.0
<i>Exogone verrugera</i>	(P)	0.0	0.0	5.7
<i>Amphitrite sp.</i>	(P)	0.0	0.0	2.5
<i>Pectinaria sp.</i>	(P)	0.0	0.0	2.5
<i>Mysidacea</i>	(C)	0.0	0.0	2.5
<i>Nannastacus longirostris</i>	(C)	0.0	0.0	2.5
<i>Pthisica marina</i>	(C)	0.0	0.0	1.7
<i>Armandia polyophthalma</i>	(P)	0.0	0.0	1.3
<i>Pomatoceros triqueter</i>	(P)	0.0	0.0	1.3

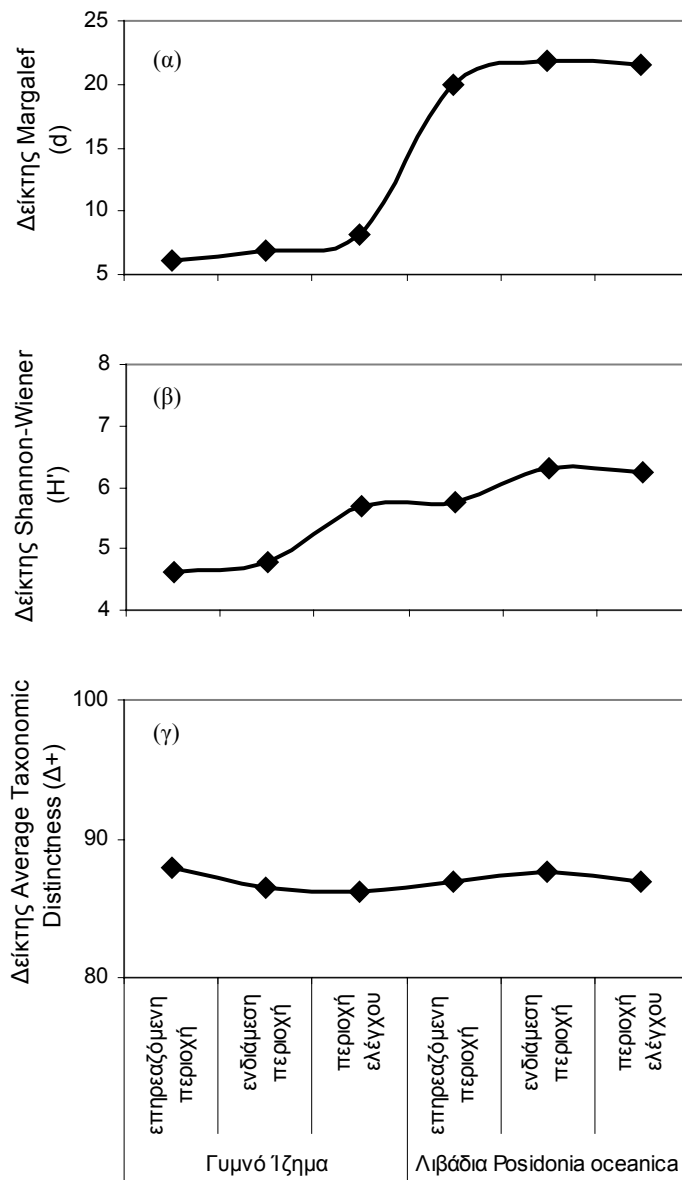
Η απόκριση της βενθικής μακροπανίδας ως προς τη σύνθεση των ειδών εντός του λειμώνα στην επίδραση των κλωβών υδατοκαλλιέργειας ήταν όμοια με τις παραπάνω περιπτώσεις: ευρύοικα είδη, χαρακτηριστικά είδη και είδη μεταβατικής ζώνης (Πιν. 11).



**Πιν. 11.** Σχετική αφθονία (%) της μακροπανίδας ανά σταθμό (P: Polychaeta, C: Crustacea, M: Mollusca, E: Echinodermata) εντός του λειμώνα (Alicante).

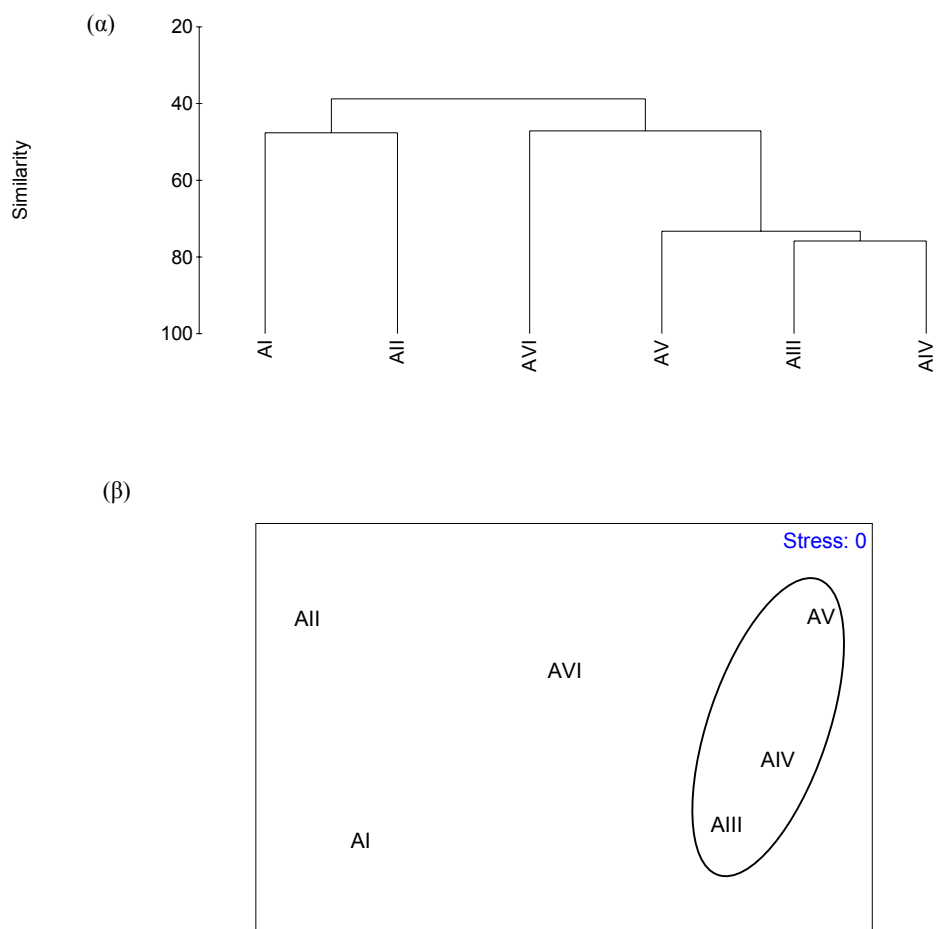
Είδη		επιρρεαζόμενη	ενδιάμεση	περιοχή
		περιοχή	περιοχή	ελέγχου
<i>Caulleriella oculata</i>	(P)	12.8	1.0	0.1
<i>Protomystides elongata</i>	(P)	8.2	2.8	1.3
<i>Aoridae sp.</i>	(C)	7.7	6.4	5.7
<i>Prionospio steenstrupi</i>	(P)	4.2	2.5	1.1
<i>Cirrophorus lyra</i>	(P)	4.1	3.9	1.0
<i>Apseudes latreilli</i>	(C)	3.0	3.1	6.4
<i>Leptochelia savignyi</i>	(C)	2.8	2.5	4.3
<i>Chrysopetalum debilis</i>	(P)	2.6	1.3	2.1
<i>Prionospio ehlersi</i>	(P)	2.2	1.0	0.5
<i>Maera grossimana</i>	(C)	2.0	1.2	0.9
<i>Gammarella fucicola</i>	(C)	1.9	1.6	0.3
<i>Amphiura chiajei</i>	(E)	1.7	1.8	0.3
<i>Anapagurus bicorniger</i>	(C)	1.7	2.7	1.3
<i>Chaetozone setosa</i>	(P)	1.5	1.0	0.4
<i>Synchelidum longidigitatum</i>	(C)	1.5	2.7	1.7
<i>Syllis ferruginea</i>	(P)	0.4	0.7	1.4
<i>Syllis cornuta</i>	(P)	0.1	0.0	0.0
<i>Perioculodes longimanus</i>	(C)	0.0	0.0	0.0
<i>Plagiocardium papillosum</i>	(M)	0.0	0.0	0.0
<i>Notomastus latericeus</i>	(P)	0.3	0.6	0.0
<i>Eunice vittata</i>	(P)	0.2	0.1	0.0
<i>Amphipholis squamata</i>	(E)	0.8	0.4	0.0
<i>Peresiella clymenoides</i>	(P)	0.1	0.1	0.0
<i>Cirrophorus branchiatus</i>	(P)	0.0	0.3	0.1
<i>Lumbrineris gracilis</i>	(P)	0.0	0.1	0.2
<i>Spirobranchus polytrema</i>	(P)	0.0	0.0	0.2
<i>Aponuphis bilineata</i>	(P)	0.0	0.0	0.1
<i>Rhodine loveni</i>	(P)	0.0	0.0	0.1
<i>Sphaerosyllis sp.</i>	(P)	0.0	0.0	0.1
<i>Gouldia minima</i>	(M)	0.0	0.0	0.0

Οι δείκτες ποικιλότητας παρουσίασαν σχεδόν όμοιο πρότυπο με αυτό στο Σούνιο: αύξηση προς τις περιοχές ελέγχου για τους δείκτες Margalef (Εικ. 11α) και Shannon-Wiener (Εικ. 11β) και μικρή πτώση προς τους σταθμούς ελέγχου για το δείκτη Average Taxonomic Distinctness (Εικ. 11γ).



**Εικ. 11.** Δείκτης (α) Margalef, (β) Shannon-Wiener και (γ) Average Taxonomic Distinctness για τους σταθμούς με γυμνό ιζήμα και εντός του λιβαδιού, με την απόσταση από τη μονάδα ιχθυοκαλλιέργειας (Alicante).

Παρ' όλες τις ομοιότητες στην ποικιλότητα των ειδών μεταξύ των δυο περιοχών, η κατάταξη των σταθμών στη περίπτωση του Alicante δεν ήταν τόσο σαφής, με την περιοχή ελέγχου του γυμνού ιζήματος να ομαδοποιείται με τους σταθμούς εντός του λειμώνα σε επίπεδο ομοιότητας περίπου 50% (Εικ. 12α). Η διαφοροποίηση όμως των σταθμών με βάση τον τύπο ιζήματος είναι ακόμα εμφανής (MDS, Εικ. 12β).



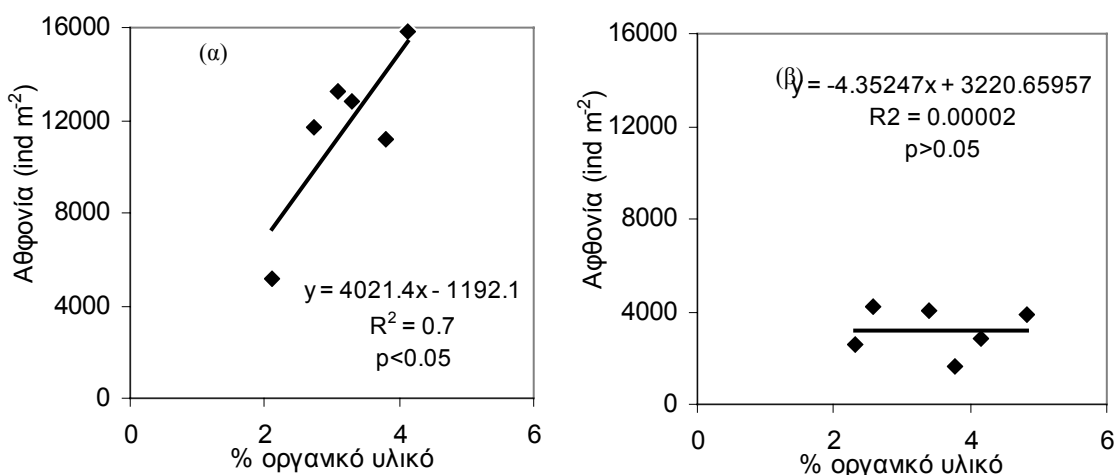
**Εικ. 12.** (α) Bray-Curtis similarity και (β) MDS των σταθμών (Alicante). AI, AIII: επηρεαζόμενες περιοχές, AII, AIV: ενδιάμεσες περιοχές και AVI, AV: περιοχές ελέγχου του γυμνού ιζήματος και του λιβαδιού, αντίστοιχα.

Η ανάλυση 1-way ANOSIM (τύπος ιζήματος) έδειξε στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των σταθμών του γυμνού ιζήματος και αυτών του λιβαδιού ( $R = 0.833$  και  $p = 0.2\%$ ). Αντίθετα, η απόσταση από τους κλωβούς δε φαίνεται να επηρεάζει την ομοιότητα των πανιδικών κοινοτήτων τόσο των σταθμών του γυμνού ιζήματος ( $p = 6.7\%$ ) όσο και αυτών του λειμώνα ( $p = 13.3\%$ ).

Η ανάλυση SIMPER ως προς τον τύπο ιζήματος έδειξε μέση ανομοιότητα των σταθμών 73.31%, η οποία οφείλεται σε 67 είδη. Πιο συγκεκριμένα, 22 είδη είναι χαρακτηριστικά των σταθμών του γυμνού ιζήματος και 45 των σταθμών του λιβαδιού (Παράρτημα II).

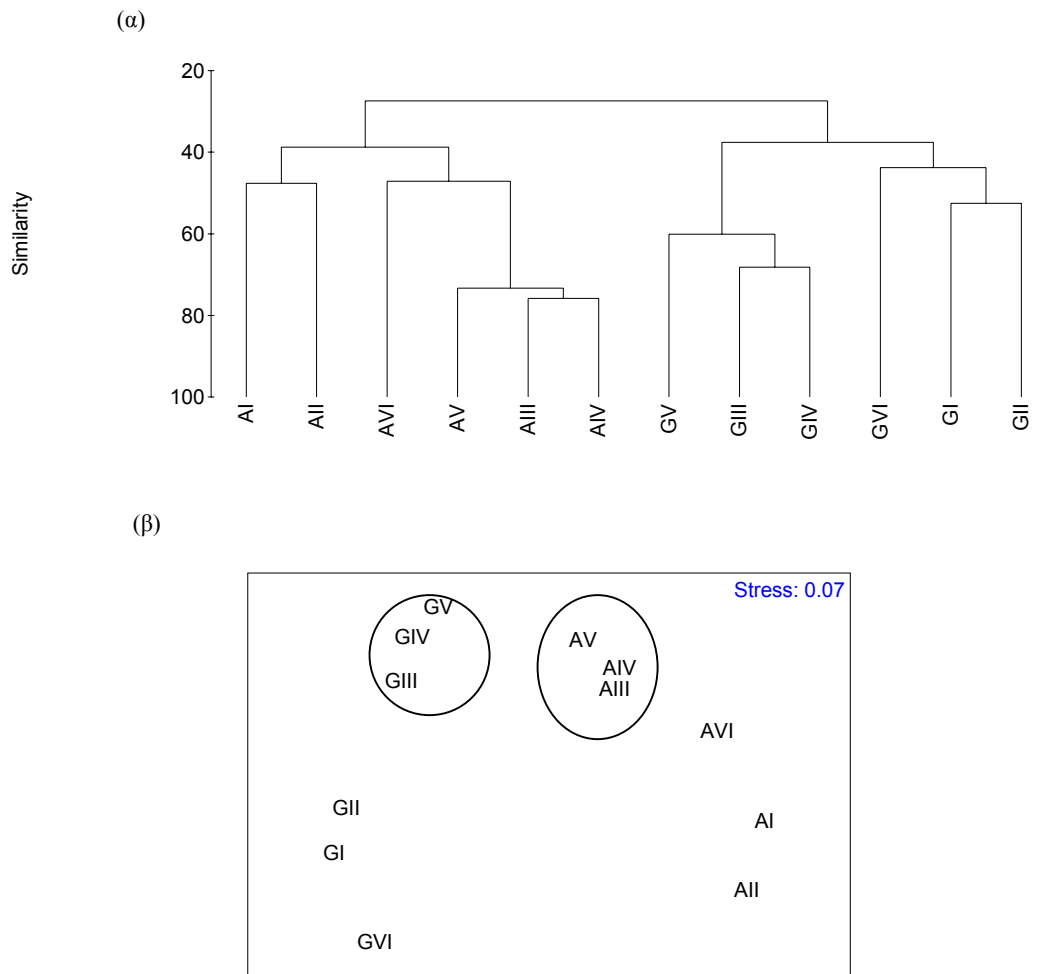
Η γραμμική παλινδρόμηση μεταξύ των χημικών παραμέτρων και της μακροπανιδικής αφθονίας έδειξε ότι η αφθονία των ειδών για το σύνολο των

σταθμών γυμνού ιζήματος σχετίζεται περισσότερο με τη διαθεσιμότητα του οργανικού υλικού (Εικ. 13α). Δε βρέθηκε συσχέτιση μεταξύ της αφθονίας για τους σταθμούς εντός του λιβαδιού και της συγκέντρωσης του οργανικού υλικού ή οποιασδήποτε άλλης χημικής παραμέτρου (Εικ. 13β).



**Εικ. 13.** Γραμμική παλινδρόμηση της αφθονίας των ειδών (α) του γυμνού ιζήματος και (β) του λιβαδιού και των δυο περιοχών μελέτης μαζί με τη συγκέντρωση του οργανικού υλικού.

Η κατηγοριοποίηση του συνόλου των σταθμών έδειξε διάκριση των σταθμών ανάλογα με την περιοχή δειγματοληψίας (επίπεδο ομοιότητας 30%, Εικ. 14α), αν και οι πανιδικές συνερεύσεις που σχηματίζονται εντός του λειμώνα της *P. oceanica* στο Σούνιο και το Alicante μοιάζουν περισσότερο μεταξύ τους (Εικ. 14β) από τις αντίστοιχες των γυμνών ιζημάτων. Από το σύνολο των 346 ειδών που προσδιορίστηκαν στα πλαίσια της παρούσας εργασίας, 77 είδη βρέθηκαν μόνο στο Σούνιο και 100 μόνο στο Alicante (Παράρτημα ΙΙΙ).



**Εικ. 14.** (α) Bray-Curtis similarity και (β) MDS του συνόλου των σταθμών. (G: Σούνιο και A: Alicante, I, III: επηρεαζόμενες περιοχές, II, IV: ενδιάμεσες περιοχές και VI, V: περιοχές ελέγχου του γυμνού ιζήματος και του λιβαδιού, αντίστοιχα).

## Συζήτηση

Μεταβολές στις χημικές παραμέτρους με την απόσταση από τους κλωβούς ιχθυοκαλλιέργειας και με τον τύπο ιζήματος παρατηρήθηκαν και στις δυο περιοχές που μελετήθηκαν. Το οξειδο-αναγωγικό δυναμικό ήταν θετικό σε όλους τους σταθμούς του γυμνού ιζήματος στο Σούνιο. Το εύρος των τιμών του Eh ήταν όμοιο με το αντίστοιχο εύρος των τιμών που μετρήθηκε σε διάφορες αποστάσεις (0-100 m και σταθμός ελέγχου) από τους κλωβούς στην ίδια περιοχή και στην Ιθάκη στα έτη 1995 και 1996 (Karakassis et al. 2000). Ο Weston (1990) επίσης μέτρησε θετικό Eh κοντά στους κλωβούς, το οποίο, όπως και στην παρούσα εργασία, ήταν μικρότερο από την αντίστοιχη τιμή της περιοχής ελέγχου. Αντίθετα, το οξειδο-αναγωγικό δυναμικό παρουσίασε αρνητικές τιμές στην επηρεαζόμενη περιοχή του περισσότερο ιλυώδους ιζήματος στο Alicante. Ανάλογη μείωση του Eh κοντά στους κλωβούς παρατηρήθηκε σε επίσης ιλυώδη ιζήματα στην Κεφαλονιά (Karakassis et al. 1998), τη Σκοτία (Brown et al. 1987) και την ανατολική ακτή του Καναδά (Hargrave et al. 1993). Τόσο στο Σούνιο όσο και στο Alicante μετρήθηκαν θετικές τιμές οξειδο-αναγωγικού δυναμικού σε όλους τους σταθμούς εντός του λειμώνα, οι οποίες θα πρέπει να οφείλονται κυρίως στην απελευθέρωση οξυγόνου κατά την αναπνοή των ριζών της *P. oceanica* (Hemminga 1998).

Οι συγκεντρώσεις του οργανικού υλικού και του οργανικού άνθρακα και αζώτου στις περιοχές ελέγχου εντός του λιβαδιού τόσο στο Σούνιο όσο και στο Alicante ήταν σημαντικά υψηλότερες των αντίστοιχων συγκεντρώσεων στις περιοχές ελέγχου του γυμνού ιζήματος. Η παραπάνω παρατηρούμενη κατανομή οφείλεται στο γεγονός ότι το οργανικό υλικό παγιδεύεται μέσα σε υγιή λιβάδια της *P. oceanica*, λόγω της μειωμένης ροής νερού εντός των βλαστών (Gacia et al. 2002). Σε τέτοια υγιή λιβάδια, η παρουσία πολλών εγκάρσιων ριζών υποβοηθά στην καλή οξυγόνωση του ιζήματος μέσω της διαδικασίας της αναπνοής (Hemminga 1998). Το παραπάνω προκαλεί την οξείδωση του σιδήρου και τη σύνδεση αυτού με το φώσφορο, με αποτέλεσμα η αύξηση των θαλάσσιων φανερογάμων να περιορίζεται συχνά από τη διαθεσιμότητα του φωσφόρου στο ίζημα (Fourqurean et al. 1992). Έτσι, και στη παρούσα εργασία, ο φώσφορος

έδειξε αντίστροφη τάση από αυτή των λοιπών χημικών μεταβλητών, με τη συγκέντρωσή του να είναι μικρότερη στην περιοχή ελέγχου εντός του λειμώνα από αυτή στο γυμνό ιζήμα τόσο στο Σούνιο όσο και στο Alicante.

Η επίδραση της λειτουργίας του ιχθυοτροφείου στο βένθος της περιοχής του Σουνίου ήταν εμφανής, καθώς η συγκέντρωση όλων των χημικών παραμέτρων του ιζήματος ήταν αυξημένη κάτω από τους κλωβούς. Η αύξηση των φυτοχρωστικών πλησίον των κλωβών οφείλεται στην ενίσχυση της φωτοσύνθεσης του μικροφυτοβένθους λόγω της περίσσειας των θρεπτικών που εκρέουν από τους κλωβούς προς το βένθος ή/και στην κατακρήμιση φυτοπλαγκτονικών κυττάρων από τη στήλη του νερού. Οι Karakassis et al. (1998) μέτρησαν τριπλάσια συγκέντρωση χλωροφύλλης και φαιοχρωστικών κάτω από τους κλωβούς σε σχέση με το control και οι Danovaro et al. (2003) έδειξαν πτώση της χλωροφύλλης με την απόσταση. Οι Pergent et al. (1999) σημείωσαν επίσης μείωση της συγκέντρωσης των φυτοχρωστικών στο ιζήμα λιβαδιών *P. oceanica* με την αύξηση της απόστασης από τη μονάδα στη Κορσική.

Το ποσοστό του οργανικού υλικού ήταν επίσης υψηλότερο στις επηρεαζόμενες περιοχές στο Σούνιο. Αντίστοιχα αυξημένη συγκέντρωση οργανικού υλικού κάτω από τα κλουβιά γυμνών ιζημάτων μέτρησαν οι Karakassis et al. (1998) και οι Holmer & Kristensen (1992). Ίδια τάση στο ποσοστό του οργανικού υλικού παρατήρησαν οι Pergent et al. (1999) στο ιζήμα λιβαδιών *P. oceanica*. Οι Ruiz et al. (2001) υπολόγισαν μείωση του οργανικού υλικού από 2% κοντά στους κλωβούς σε 0.7% στο σταθμό-μάρτυρα, οι Delgado et al. (1999) από 12.8% σε 10% και οι Cancemi et al. (2003) από 24% σε 2% σε λειμώνες *P. oceanica* στην ανατολική ακτή της Ισπανίας, τη Μινόρκα και την Κορσική αντίστοιχα.

Αύξηση της συγκέντρωσης του οργανικού άνθρακα, του οργανικού αζώτου και του φωσφόρου κάτω από τους κλωβούς παρατηρήθηκε στο Σούνιο, ως αποτέλεσμα της εκροής σωματιδιακού και διαλυτού υλικού από τη λειτουργία της μονάδας. Οι συγκεντρώσεις του αζώτου και του φωσφόρου στο ιζήμα εξαρτώνται κατά ένα μεγάλο βαθμό από τη διαθεσιμότητα του οξυγόνου. Έχει δειχθεί ότι η νιτροποίηση σχεδόν αναστέλλεται σε ανοξικά ιζήματα που δημιουργούνται κάτω από τους κλωβούς (Christensen et al. 2000). Όπως προαναφέρθηκε, σε

οξυγονωμένα ιζήματα, ο φώσφορος είναι συνδεδεμένος με οξειδωμένο σίδηρο ( $\text{Fe}^{+3}$ ). Όμως, καθώς το ίζημα και ο σίδηρος ανάγονται, ο φώσφορος αποσυνδέεται από τον σίδηρο, με αποτέλεσμα να παρατηρούνται συχνά αυξημένες συγκεντρώσεις του συγκεκριμένου στοιχείου κάτω από τους κλωβούς (Holmer et al. in prep.). Έχει υπολογιστεί ότι το 23-69% του οργανικού άνθρακα (Hall et al. 1990), το 20% του οργανικού αζώτου (Hall et al. 1992) και το 59-66% του φωσφόρου (Holby & Hall 1991) που εισάγονται στα κλουβιά καλλιέργειας σολομού συσσωρεύονται στο ίζημα. Τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας είναι σε συμφωνία με αυτά των Karakassis et al. (1998) για την Κεφαλονιά, των Karakassis et al. (2000) για το Σούνιο και την Ιθάκη, των Nickell et al. (2003) για τη Σκοτία και των Findlay et al. (1995) για το Maine, οι οποίοι επίσης παρατήρησαν μείωση των παραπάνω στοιχείων με την αύξηση της απόστασης από τη μονάδα.

Αντίθετα, οι συγκεντρώσεις των φυτοχρωστικών, του οργανικού υλικού και του οργανικού άνθρακα και αζώτου δεν παρουσίασαν το παραπάνω πρότυπο στο Alicante. Σε εκτεθειμένες περιοχές, όπως είναι και η συγκεκριμένη περιοχή μελέτης, η διασπορά του διαλυτού και σωματιδιακού υλικού που εκρέουν από μονάδες επέρχεται γρήγορα, με αποτέλεσμα οι επιπτώσεις στο βένθος να είναι λιγότερο έντονες (La Rosa et al. 2002). Το γεγονός αυτό θα μπορούσε ίσως να εξηγήσει την διαφορετική κατανομή της συγκέντρωσης των χημικών μεταβλητών. Όμως, και η μονάδα του Σουνίου βρίσκεται σε ιδιαίτερα εκτεθειμένη περιοχή, όπου μάλιστα η κυκλοφορία του θαλασσινού νερού είναι εντονότερη από αυτή του Alicante (Μ. Τσαπάκης, pers. comm.). Πιθανότατα, η συγκεκριμένη κατανομή των χημικών μεταβλητών οφείλεται στη μεγαλύτερη κατακόρυφη απόσταση μεταξύ των κλωβών και του βυθού, η οποία ισούται με 28 m. Η μονάδα στο Σούνιο βρίσκεται σε πολύ μικρότερο βάθος (μόλις 16 m από το βυθό), με αποτέλεσμα η επίδραση των εκρέοντων υλικών στο βένθος να είναι εντονότερη. Επιπλέον, το μεγαλύτερο βάθος στη μονάδα του Alicante συνεπάγεται τη δημιουργία θερμοκλινούς κατά τους καλοκαιρινούς μήνες, οπότε και πραγματοποιήθηκαν οι δειγματοληψίες στη συγκεκριμένη περιοχή, το οποίο αποτρέπει τη διέλευση των σωματιδίων προς μεγαλύτερα βάθη (Μ. Τσαπάκης, pers. comm.).



Η κατανομή των παραπάνω χημικών παραμέτρων σε σχέση με την απόσταση από τη μονάδα στο Alicante δείχνει ότι οι επιδράσεις της λειτουργίας του ιχθυοτροφείου στο βένθος της συγκεκριμένης περιοχής είναι μηδαμινές, καθώς «εξουδετερώνονται» από την μεγάλη απόσταση των κλωβών από το βυθό. Εντούτοις, η συγκέντρωση του φωσφόρου ήταν περισσότερο από διπλάσια και στις δυο επηρεαζόμενες περιοχές του Alicante σε σχέση με τις τιμές ελέγχου, σε συμφωνία με τα αποτελέσματα του Σούνιου. Επίσης, η συγκέντρωση του φωσφόρου σε γυμνό ίζημα και σε ίζημα εντός του λιβαδιού σε δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν στη Κύπρο και τη Σικελία στα πλαίσια του προγράμματος MedVeg έδειξε σαφή μείωση με την απόσταση από τους κλωβούς (I. Καρακάσης, unpubl. data). Έχει δειχθεί, με τη χρήση πελαγικών ιζηματοπαγίδων, ότι η συγκέντρωση του φωσφόρου στο σωματιδιακό υλικό που καθιζάνει κοντά στα κλουβιά είναι κατά πολύ μεγαλύτερη της αντίστοιχης στις περιοχές ελέγχου τόσο στο Σούνιο όσο και στο Alicante, ενώ η ποσότητα του οργανικού υλικού δεν έδειξε αντίστοιχα μεγάλη διαφορά μεταξύ των σταθμών (M. Τσαπάκης, unpubl. data). Φαίνεται επομένως ότι ο φώσφορος είναι καλύτερος δείκτης της επίδρασης των ιχθυοτροφείων στο βένθος. Βάσει του παραπάνω, συμπεραίνεται ότι η λειτουργία των κλωβών έχει αρνητική επίδραση στη χημεία του ιζήματος και στη περίπτωση του Alicante.

Ο αριθμός των ειδών και των ατόμων στις περιοχές ελέγχου του Alicante ήταν μεγαλύτερος του αντίστοιχου στο Σούνιο, καταδεικνύοντας, και στα πλαίσια της παρούσας εργασίας, τη διαβάθμιση που παρατηρείται στη Μεσόγειο, με το δυτικό της τμήμα να χαρακτηρίζεται από μεγαλύτερη ποικιλότητα και αφθονία από το ανατολικό, ως αποτέλεσμα κυρίως της αντίστοιχης διαβάθμισης της διαθέσιμης τροφής στους βενθικούς οργανισμούς (π.χ. Pèrès 1967, 1982, Băcescu 1985) και της γειννίας με τον κατά πολύ «πλουσιότερο» όσο αφορά στη μακροπανίδα Ατλαντικό Ωκεανό (π.χ. Pèrès, 1985). Επιπλέον, ο αριθμός των μακροπανιδικών ειδών στη περιοχή ελέγχου εντός του λιβαδιού ήταν σχεδόν τριπλάσιος του αντίστοιχου στο γυμνό ίζημα και στις δυο περιοχές μελέτης, ενώ ο αριθμός των ατόμων έδειξε αντίστροφη τάση. Η συμμετοχή του κάθε είδους σε όλους τους σταθμούς εντός του λειμώνα στη συνολική αφθονία είναι μικρή, με αποτέλεσμα η βιοκοινότητα να αποτελείται από πολλά είδη χαμηλής πυκνότητας.

Αντίθετα, οι σταθμοί του γυμνού ιζήματος αποτελούνται από λιγότερα είδη, τα οποία περιλαμβάνουν περισσότερα άτομα. Το παραπάνω αντικατοπτρίζεται και στα διαγράμματα cluster και MDS που πραγματοποιήθηκαν για το σύνολο των σταθμών και των δυο περιοχών μαζί: οι πανιδικές κοινότητες που σχηματίζονται εντός του λειμώνα της *P. oceanica* στο Σούνιο και το Alicante μοιάζουν περισσότερο μεταξύ τους παρά με τις αντίστοιχες των γυμνών ιζημάτων. Τα αποτελέσματα αυτά συμφωνούν με την ευρέως αποδεκτή άποψη ότι οι πανιδικές κοινότητες που σχετίζονται με λειμώνες της *P. oceanica* αποτελούνται κυρίως από συγκεκριμένα επιπανιδικά είδη (καρκινοειδή, μαλάκια) και χαρακτηρίζονται από υψηλή ποικιλότητα (π.χ. Mazzella et al. 1989, Hemminga & Duarte 2000, Dimech et al. 2002).

Παρ' όλη, όμως, τη διαφορετική ποικιλότητα και αφθονία μεταξύ των δυο περιοχών μελέτης και των δυο τύπων ιζημάτων, οι μεταβολές στο σύνολο των βιολογικών παραμέτρων ήταν λιγότερο εμφανείς από αυτές των χημικών μεταβλητών σε σχέση με την απόσταση από τους κλωβούς. Μοναδική εξαίρεση αποτελεί η βιομάζα, η οποία αν και έχει αμφισβητηθεί ως προς την ευαισθησία της ως δείκτης της επίδρασης των υδατοκαλλιεργειών στη πανίδα (Hargrave et al. 1997), εντούτοις στην παρούσα εργασία έδειξε στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ του σταθμού κάτω των κλωβών και της περιοχής ελέγχου τόσο στο Σούνιο όσο και στο Alicante. Πάρα αυτά, σε κάθε περιοχή μελέτης η μεταβολή της βιομάζας σε σχέση με την απόσταση από τους κλωβούς ήταν διαφορετική: μειώθηκε στο Σούνιο, ενώ στο Alicante παρουσίασε ένα ενδιάμεσο μέγιστο. Φαίνεται ότι το μέγιστο της βιομάζας παρατηρήθηκε όπου υπήρχε τέτοια διαθεσιμότητα οργανικού υλικού, ώστε να επιτρέψει την ανάπτυξη των οργανισμών, χωρίς όμως να επάγει τις μικροβιακές διαδικασίες και την επακόλουθη κατανάλωση οξυγόνου, που θα προκαλούσαν τη δημιουργία ανοξικών συνθηκών στο ίζημα και ενδεχομένως αζωικής ζώνης (Pearson & Rosenberg 1978). Οι Nickell et al. (2003) καθώς και οι Karakassis et al. (2000) μέτρησαν αύξηση της βιομάζας κοντά στους κλωβούς. Αντιθέτως, ο Yokoyama (2002) παρατήρησε αύξηση της βιομάζας των μακροβενθικών οργανισμών του σταθμού-μάρτυρα σε σχέση με το σταθμό πλησίον των κλωβών σε εποχικά

δείγματα στην Ιαπωνία και οι Weston (1990), Tsutsumi (1995) και Stenton-Dozey et al. (2001) μείωση της βιομάζας κοντά στους κλωβούς.

Εξ όσων γνωρίζουμε, μέχρι στιγμής δεν υπάρχουν άλλα δημοσιευμένα δεδομένα βιομάζας μακροπανιδικών οργανισμών που διαβιούν σε λιβάδια *P. oceanica* σε σχέση με την επίδραση των ιχθυοκαλλιεργειών, οπότε δεν μπορεί να γίνει οποιαδήποτε σύγκριση των συγκεκριμένων τιμών. Φαίνεται όμως ότι οι βιοκοινότητες που σχηματίζονται στο ίζημα των λιβαδιών αντιδρούν ομοίως με αυτές των γυμνών ιζημάτων (μείωση βιομάζας με την απόσταση για το Σούνιο, ενδιάμεσο μέγιστο για το Alicante). Η ανάλυση των αποτελεσμάτων σε δειγματοληψίες εντός του λιβαδιού που πραγματοποιήθηκαν στη Κύπρο και τη Σικελία στα πλαίσια του προγράμματος MedVeg έδειξε μείωση της βιομάζας των οργανισμών προς την περιοχή ελέγχου των σταθμών εντός του λιβαδιού στη Κύπρο, ενώ στη Σικελία φανέρωσε ενδιάμεσο μέγιστο (I. Καρακάσης, unpubl. data).

Η απόκριση της μακροπανίδας, ως προς τον αριθμό ειδών και ατόμων, σε σχέση με την απόσταση από τη μονάδα ήταν επίσης διαφορετική μεταξύ των δυο περιοχών μελέτης. Ο αριθμός των ειδών και των ατόμων της μακροπανίδας παρουσίασε μείωση με την απόσταση από τους κλωβούς για τους σταθμούς του γυμνού ιζήματος στο Σούνιο. Φαίνεται ότι οι βενθικοί οργανισμοί εκμεταλλεύονται την αυξημένη διαθεσιμότητα της τροφής κάτω από τους κλωβούς, ενώ ταυτόχρονα δεν παρεμποδίζονται από τη διαθεσιμότητα του οξυγόνου, η συγκέντρωση του οποίου ήταν υψηλή σε όλους τους σταθμούς, με αποτέλεσμα να σχηματίζουν βιοκοινωνίες υψηλής αφθονίας. Πτώση του αριθμού των ειδών και των ατόμων με την απόσταση έχει παρατηρηθεί και στην Κεφαλονιά, την Ιθάκη και το Σούνιο (Karakassis et al. 2000). Μείωση της αφθονίας με την απόσταση από τη μονάδα έχει σημειωθεί και σε καλλιέργειες σολομού στη Σκοτία (Nickell et al. 2003) και στο βόρειο-δυτικό Ειρηνικό Ωκεανό (Brooks & Mahnken 2003), ενώ οι Findlay et al. (1995) μέτρησαν ένα ενδιάμεσο μέγιστο σε εποχιακές δειγματοληψίες στο Maine. Οι Tsutsumi et al. (1991) μέτρησαν επίσης μείωση της αφθονίας με την αύξηση της απόστασης στην Ιαπωνία.

Αντίθετα, στο Alicante παρατηρήθηκε αύξηση του αριθμού των ειδών προς την περιοχή ελέγχου. Ο μειωμένος αριθμός ειδών στην επηρεαζόμενη περιοχή πιθανόν να οφείλεται στην ανάλογη μειωμένη διαθεσιμότητα του οξυγόνου, όπως προέκυψε από τις μετρήσεις του οξειδο-αναγωγικού δυναμικού. Σε εξαιρετικά κρίσιμες τιμές οξυγόνου έχει σημειωθεί ταχεία θνησιμότητα των οργανισμών (Gray 1981, Gray et al. 2002). Αντίστοιχα, οι Krost et al. (1994) και Yokoyama (2002) παρατήρησαν τη δημιουργία αζωικής ζώνης κάτω από τους κλωβούς κατά τη θερμή περίοδο (σ.σ. οπότε η παραγωγή της μονάδας και η επακόλουθη εκροή προς το βένθος είναι μέγιστες). Ο αριθμός των ατόμων, από την άλλη μεριά, έδειξε να μειώνεται με την απόσταση, σε συμφωνία με τα αποτελέσματα στο Σούνιο. Όπως προέκυψε και από τη σημαντική συσχέτιση της αφθονίας με τη συγκέντρωση του οργανικού υλικού, φαίνεται ότι τα είδη του γυμνού ιζήματος που καταφέρνουν να διαβιούν κάτω από τους κλωβούς εκμεταλλεύονται την περίσσεια τροφής και αυξάνονται.

Ο αριθμός ειδών της μακροπανίδας των σταθμών εντός του λιβαδιού παρουσίασε ένα ενδιάμεσο ελάχιστο στο Σούνιο και ένα ενδιάμεσο μέγιστο στο Alicante. Η μέγιστη τιμή της αφθονίας μετρήθηκε στην επηρεαζόμενη περιοχή τόσο στο Σούνιο όσο και το Alicante, αν και δεν υπήρξε σημαντική συσχέτιση μεταξύ της αυτής και του ποσοστού του οργανικού υλικού. Μόνο οι Dimech et al. (2002) έχουν μέχρι στιγμής μελετήσει τις επιπτώσεις των ιχθυοκαλλιεργειών στη μακροπανίδα που σχετίζεται με την *P. oceanica* στη Κορσική, τα αποτελέσματα των οποίων συμφωνούν εν μέρει με τα αποτελέσματα στο Alicante (παρατήρησαν ενδιάμεσο μέγιστο του αριθμού τόσο των ειδών όσο και των ατόμων).

Και στις δυο περιοχές μελέτης ο αριθμός των μακροπανιδικών ειδών ήταν τριπλάσιος στους σταθμούς εντός του λιβαδιού από τους αντίστοιχους του γυμνού ιζήματος, ενώ η αφθονία των ειδών παρουσίασε ακριβώς αντίθετο πρότυπο. Αυτό αντικατοπτρίζεται στους δείκτες ποικιλότητας, οι τιμές των οποίων παρουσίασαν μεγάλη διαφορά μεταξύ των δυο τύπων ιζήματος. Πάρ' αυτά, ο δείκτης Margalef σημείωσε αύξηση προς όλες τις περιοχές ελέγχου, με εξαίρεση αυτή του γυμνού ιζήματος στο Σούνιο, όπου έδειξε μικρή πτώση. Ο δείκτης Shannon-Wiener αυξήθηκε προς τις περιοχές ελέγχου και των δυο τύπων ιζήματος και στις δυο

μονάδες. Ομοίως, αύξηση του H' προς το control έδειξαν οι Karakassis et al. (2000), οι Stenton-Dozey et al. (1999), Findlay et al. (1995) και Yokoyama (2002). Ο δείκτης H' ήταν μικρότερος από τη μονάδα σε εποχιακά δείγματα που συλλέχθηκαν κάτω από κλωβούς σολομού στην Τασμανία (Ritz et al. 1989), ενώ η μικρότερη τιμή του H' που υπολογίστηκε στα πλαίσια της παρούσας εργασίας (στις δυο επηρεαζόμενες περιοχές των γυμνών ιζημάτων) ήταν ίση με 4.6.

Ανάλογα υψηλός βρέθηκε να είναι και ο δείκτης Average Taxonomic Distinctness, ο οποίος έδειξε μικρή μεταβλητότητα μεταξύ των σταθμών και στις δυο περιοχές μελέτης. Συνήθως, ο δείκτης αυτός μπορεί να απεικονίσει μεταβολές στην ποικιλότητα των σταθμών με μεγάλη ακρίβεια, ακόμα και αν ο ευρέως χρησιμοποιούμενος δείκτης H' δεν παρουσιάζει διαφοροποίηση (Clarke & Warwick 1998). Έχει δειχθεί ότι οι βιοκοινότητες που σχηματίζονται σε περιοχές οι οποίες δέχονται έντονη ανθρωπογενή ή άλλη αρνητική επίδραση χαρακτηρίζονται από είδη τα οποία βρίσκονται κοντύτερα φυλογενετικά, δηλαδή έχουν μικρότερο  $\Delta^+$  (Warwick & Clarke 1995, Warwick et al. 2002).

Επομένως, οι μεγάλες τιμές και των τριών δεικτών ποικιλότητας στο σύνολο των σταθμών δείχνουν ότι η επίδραση των ιχθυοτροφείων στη μακροπανίδα και των δυο περιοχών είναι μηδαμινή, όπως άλλωστε προέκυψε και από τους ελέγχους ANOSIM. Στην ουσία, οι σταθμοί διαφοροποιήθηκαν σημαντικά μεταξύ τους ως προς τον τύπο ιζήματος, αποτελούμενοι από χαρακτηριστικά είδη, ενώ δεν παρουσίασαν διαφορά ως προς την απόσταση από τους κλωβούς. Το πιο αντιπροσωπευτικό είδος-δείκτης ρύπανσης, ο πολύχαιτος *Capitella cf capitata*, βρέθηκε μόνο στην ενδιάμεση περιοχή του γυμνού ιζήματος στο Σούνιο (σχετική αφθονία 0.53%) και στην επηρεαζόμενη περιοχή εντός του λιβαδιού στο Alicante, όπου μετείχε με μόλις 0.05% στο σύνολο της αφθονίας του σταθμού. Αντιθέτως, σε βαριά επηρεαζόμενες περιοχές, η σχετική αφθονία του πολύχαιτου *Capitella cf capitata* κάτω από τους κλωβούς είναι ιδιαίτερα υψηλή, όπως για παράδειγμα στην Κεφαλονιά και την Ιθάκη όπου βρέθηκε ίση με 45% και 75% αντίστοιχα (Karakassis et al. 2000) και στο Maine με 96% (Findlay et al. 1995). Στην Ιαπωνία σημείωσε επίσης τη μέγιστη πυκνότητα στο σύνολο των ειδών που βρέθηκαν κάτω από κλωβούς (Yokoyama 2002), ενώ στο Καναδά (Rosenthal &

Rangeley 1988), τη Σκοτία (Nickell et al. 2003) και τη βόρειο-δυτική ακτή του Ειρηνικού (Brooks & Mahnken 2003) ήταν από τα επικρατέστερα είδη.

Εκτός από την απουσία επικράτησης οπορτουνιστικών ειδών, δεν παρατηρήθηκε επίσης μείωση του μέσου μεγέθους των οργανισμών με τον οργανικό εμπλουτισμό, όπως έχει προταθεί από τους Pearson & Rosenberg (1978). Ο λόγος τόσο της αφθονίας όσο και της βιομάζας των οργανισμών που συλλέχθηκαν με κόσκινο διαμέτρου πόρων 0.5mm προς τη συνολική αφθονία και βιομάζα (άθροισμα των οργανισμών που συλλέχθηκαν με κόσκινα διαμέτρου 1mm και 0.5 mm) αντίστοιχα αυξήθηκε με την απόσταση από τους κλωβούς και στους δυο τύπους ιζήματος του Σούνιου και του Alicante (data not shown). Η μοναδική μείωση που παρατηρήθηκε ήταν στο λόγο της αφθονίας των σταθμών του γυμνού ιζήματος στο Alicante, αλλά ήταν τόσο μικρή (ο λόγος της αφθονίας ήταν ίσος με 0.5 στην επηρεαζόμενη περιοχή και με 0.45 στην περιοχή ελέγχου) που δεν μπορεί να θεωρηθεί σημαντική. Η ύπαρξη μεγάλων ατόμων φαίνεται να υποβοηθά τη διατήρηση οξυγονωμένων συνθηκών στο ίζημα. Έχει δειχθεί πειραματικά ότι η παρουσία μεγάλων ατόμων πολυχαίτων μειώνει το ρυθμό αναγωγής του θείου μέχρι και σε ποσοστό 50% (Heilskov & Holmer in prep.), ενώ αντίθετα αυτή μικρών ατόμων *C. capitata* δεν τον επηρεάζει (Heilskov & Holmer 2001). Τα παραπάνω πιθανότατα εξηγούν τις υψηλές τιμές του Eh σε όλους σχεδόν τους σταθμούς.

Συμπερασματικά, προκύπτει ότι η επίδραση της λειτουργίας των συγκεκριμένων ιχθυοτροφείων είναι περισσότερο εμφανής στις χημικές παρά τις βιολογικές παραμέτρους. Η κατανομή της συγκέντρωσης των χημικών μεταβλητών, και ιδιαίτερα αυτή του φωσφόρου, ήταν στατιστικά σημαντική μεταξύ των σταθμών, αποδεικνύοντας τη δημιουργία τριών διαφορετικών περιοχών (επηρεαζόμενη περιοχή, ενδιάμεση περιοχή, περιοχή ελέγχου) τόσο στο Σούνιο όσο και το Alicante. Αν και η απόκριση της πανίδας ήταν διαφορετική ως προς την περιοχή έρευνας (Σούνιο και Alicante), τον τύπο ιζήματος (γυμνό ίζημα και ίζημα με *P. oceanica*) και την μετρηθείσα παράμετρο (βιομάζα, αριθμός ειδών, αφθονία, ποικιλότητα), εντούτοις φάνηκε ότι η επίδραση της λειτουργίας των ιχθυοτροφείων στις συγκεκριμένες μακροβενθικές κοινότητες είναι μηδαμινή. Αν και η βιομάζα εμφανίστηκε να διαφοροποιεί τους σταθμούς ως

προς την απόστασή τους από τους κλωβούς, στο σύνολο των παραμέτρων φάνηκε ότι η αυξημένη διαθεσιμότητα της τροφής στο ίζημα, σε συνδυασμό με την κανονική διαθεσιμότητα του οξυγόνου, επιτρέπει τη δημιουργία μακροβενθικών κοινοτήτων υψηλής βιοποικιλότητας και αφθονίας μέχρι και χίλια μέτρα από τη μονάδα και στις δυο περιοχές μελέτης. Δεδομένου ότι τόσο η χημεία του ιζήματος όσο και η σύνθεση της μακροπανίδας αποτελούν κριτήριο για την εκτίμηση του μεγέθους των επιπτώσεων των ιχθυοκαλλιεργειών στο βένθος (O' Sullivan 1991, Yokoyama 2003), τα παραπάνω αντικρουόμενα αποτελέσματα δεν επιτρέπουν εκ πρώτης όψεως τη εξαγωγή ενός στέρεου συμπεράσματος για τις συγκεκριμένες περιοχές μελέτης.

Από την άλλη μεριά όμως, η εναπόθεση οργανικού υλικού στο βένθος των συγκεκριμένων περιοχών μελέτης στο Σούνιο και το Alicante έχει συσχετιστεί (στα πλαίσια του MedVeg) με τη μείωση της πυκνότητας και της βιομάζας (O. Invers, pers. comm.) και εν γένει τη θνησιμότητα βλαστών της *P. oceanica* (Holmer et al. 2003). Γενικά, η φυσιολογική απόκριση των θαλάσσιων φανερόγαμων έχει συσχετιστεί με την ανθρωπογενή εισαγωγή θρεπτικών στο περιβάλλον (Udy & Dennison 1997) και η χρήση της *P. oceanica* ως βιο-δείκτης της ποιότητας του περιβάλλοντος έχει αποδειχθεί (Ferrat et al. 2003). Τα παραπάνω συνηγορούν στο ότι οι περιοχές μελέτης δέχονται όντως επίδραση από τη λειτουργία των αντίστοιχων μονάδων, το μέγεθος της οποίας ποικίλει ανάλογα με την υπό μελέτη μεταβλητή. Ενδεχομένως, η σύνθεση της πανίδας να μην αποτελεί ευαίσθητο δείκτη σε εκτεθειμένες περιοχές, όπως είναι οι περιοχές μελέτης της παρούσας εργασίας. Η παρουσία χονδρόκοκκου ιζήματος, ως αποτέλεσμα του έντονου υδροδυναμισμού που παρατηρείται σε αυτές τις περιοχές, συνεπάγεται τη διατήρηση οξυγονωμένων συνθηκών στο ίζημα, με αποτέλεσμα οι μικροβιακές διαδικασίες που σχετίζονται με την αποικοδόμηση του καθιζάνοντος υλικού από τους κλωβούς να μην προκαλούν έντονο στρες στη μακροπανίδα. Αντίθετα, σε προφυλαγμένες περιοχές, όπως είναι για παράδειγμα η Κεφαλονιά, όπου το ποσοστό ιλύος-αργίλου ήταν κατά μέσο όρο 85% (I. Καρακάσης, unpubl. data), η σύνθεση της πανίδας διέφερε μεταξύ του σταθμού κάτω από τους κλωβούς και της περιοχής ελέγχου και η επίδραση της λειτουργίας του ιχθυοτροφείου στη βενθική κοινότητα ήταν εμφανής μέχρι και 25 m από τους

κλωβούς (Karakassis et al. 2000). Δεδομένου επομένως ότι οι επιπτώσεις των ιχθυοκαλλιεργειών στη βενθική πανίδα της Μεσογείου εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από τα φυσικά χαρακτηριστικά της περιοχής μελέτης, φαίνεται ότι η πανίδα δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης υγείας χονδρόκοκκων ιζημάτων, όπως είναι και το ίζημα εντός του λειμώνα της *P. oceanica*.

Είναι φανερό, άρα, η αναγκαιότητα μελέτης πολλών και διαφορετικών παραμέτρων προκειμένου να εκτιμηθεί με ακρίβεια το εύρος των επιπτώσεων των ιχθυοκαλλιεργειών στο περιβάλλον, ώστε να διασφαλιστεί η προστασία των ειδών και των βιοτόπων, και ιδιαίτερα αυτών των θαλάσσιων φανερογάμων, τα οποία καλύπτουν το 0.1-0.2% του παγκόσμιου ωκεανού, αποτελώντας καίριο μέρος των παράκτιων οικοσυστημάτων (Duarte 2002).



## Συμπεράσματα

1. Το οξειδο-αναγωγικό δυναμικό ήταν θετικό σε όλους τους σταθμούς του γυμνού ιζήματος στο Σούνιο, ενώ παρουσίασε αρνητικές τιμές στην επηρεαζόμενη περιοχή του περισσότερο ιλυώδους ιζήματος στο Alicante. Διατηρήθηκε θετικό για το σύνολο των σταθμών εντός του λειμώνα της *P. oceanica*.
2. Οι συγκεντρώσεις των φυτοχρωστικών, του οργανικού υλικού, του οργανικού άνθρακα, του οργανικού αζώτου και του ολικού φωσφόρου έδειξαν στατιστικά σημαντική πτώση με την αύξηση της απόστασης από τους κλωβούς στο Σούνιο. Αντίστοιχα σημαντική μείωση στο Alicante παρατηρήθηκε μόνο στη συγκέντρωση του φωσφόρου.
3. Η βιομάζα των μακροπανιδικών ειδών έδειξε μέγιστο στην επηρεαζόμενη και την ενδιάμεση περιοχή για τους δυο τύπους ιζήματος στο Σούνιο και το Alicante, αντίστοιχα, διαχωρίζοντας τους σταθμούς ως προς την απόσταση από τους κλωβούς.
4. Ο αριθμός των ειδών και των ατόμων της μακροπανίδας παρουσίασε μείωση με την απόσταση από τους κλωβούς για τους σταθμούς του γυμνού ιζήματος στο Σούνιο. Στο Alicante παρατηρήθηκε αύξηση του αριθμού των ειδών και μείωση του αριθμού των ατόμων προς την περιοχή ελέγχου. Ο αριθμός ειδών των σταθμών εντός του λιβαδιού παρουσίασε ένα ενδιάμεσο ελάχιστο στο Σούνιο και ένα ενδιάμεσο μέγιστο στο Alicante. Η μέγιστη τιμή της αφθονίας μετρήθηκε στην επηρεαζόμενη περιοχή του λιβαδιού τόσο στο Σούνιο όσο και το Alicante.
5. Οι τιμές των δεικτών ποικιλότητας Margalef, Shannon-Wiener και Average Taxonomic Distinctness ήταν υψηλές στο σύνολο των σταθμών. Οι σταθμοί διαφοροποιήθηκαν σημαντικά μεταξύ τους ως προς τον τύπο ιζήματος, αποτελούμενοι από χαρακτηριστικά είδη, ενώ δεν παρουσίασαν διαφορά ως προς την απόσταση από τους κλωβούς.
6. Ο έντονος υδροδυναμισμός και το χονδρόκοκκο ίζημα συνεπάγονται αυξημένη διαθεσιμότητα οξυγόνου στο βένθος, με αποτέλεσμα η επίδραση

των ιχθυοτροφείων στη μακροπανίδα και των δυο περιοχών να είναι μηδαμινή.

7. Η βενθική μακροπανίδα δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης υγείας χονδρόκοκκων ιζημάτων, όπως είναι και το ίζημα εντός του λειμώνα της *P. oceanica*.
8. Είναι φανερή η αναγκαιότητα μελέτης πολλών και διαφορετικών παραμέτρων προκειμένου να εκτιμηθεί με ακρίβεια το εύρος των επιπτώσεων των ιχθυοκαλλιεργειών στο περιβάλλον.

## Περίληψη

Σκοπό της παρούσας εργασίας αποτελεί η μελέτη των χημικών παραμέτρων του ιζήματος και της βενθικής μακροπανίδας που διαβιεί τόσο σε γυμνά ιζήματα όσο και σε λιβάδια *Posidonia oceanica*, σε σχέση με τη επίδραση της λειτουργίας εγκαταστάσεων ιχθυοτροφείων στην Ανατολική και Δυτική Μεσόγειο. Δειγματοληψίες πραγματοποιήθηκαν σε δυο μονάδες (Σούνιο και Alicante) και περιελάμβαναν συλλογή δειγμάτων ιζήματος και μακροπανίδας κατά μήκος μιας διατομής από τους κλωβούς. Το οξειδο-αναγωγικό δυναμικό ήταν θετικό σε όλους τους σταθμούς του γυμνού ιζήματος στο Σούνιο, ενώ παρουσίασε αρνητικές τιμές στην επηρεαζόμενη περιοχή του περισσότερο ιλυώδους ιζήματος στο Alicante. Διατηρήθηκε θετικό για το σύνολο των σταθμών εντός του λειμώνα της *P. oceanica*. Οι συγκεντρώσεις των φυτοχρωστικών, του οργανικού υλικού, του οργανικού άνθρακα, του οργανικού αζώτου και του ολικού φωσφόρου έδειξαν σημαντική πτώση με την αύξηση της απόστασης από τους κλωβούς στο Σούνιο. Αντίστοιχα σημαντική μείωση στο Alicante παρατηρήθηκε μόνο στη συγκέντρωση του φωσφόρου. Η απόκριση της πανίδας ήταν διαφορετική ως προς την περιοχή έρευνας (Σούνιο και Alicante), τον τύπο ιζήματος (γυμνό ίζημα και ίζημα με *P. oceanica*) και την μετρηθείσα παράμετρο (βιομάζα, αριθμός ειδών, αφθονία, ποικιλότητα). Οι τιμές των δεικτών ποικιλότητας (Margalef, Shannon-Wiener, Average Taxonomic Distinctness) ήταν υψηλές στο σύνολο των σταθμών. Οι σταθμοί διαφοροποιήθηκαν σημαντικά μεταξύ τους ως προς τον τύπο ιζήματος, αποτελούμενοι από χαρακτηριστικά είδη, ενώ δεν παρουσίασαν διαφορά ως προς την απόσταση από τους κλωβούς. Ο έντονος υδροδυναμισμός και το χονδρόκοκκο ίζημα, που παρατηρήθηκαν στις εκτεθειμένες περιοχές μελέτης, καθώς συνεπάγονται αυξημένη διαθεσιμότητα οξυγόνου στο ίζημα, εξηγούν τη μικρή επίδραση των ιχθυοτροφείων στη μακροπανίδα και των δυο περιοχών. Βάσει των παραπάνω, και δεδομένου ότι οι λειμώνες της *P. oceanica* στις συγκεκριμένες περιοχές μελέτης συρρικνώνονται συνεχώς ως αποτέλεσμα της λειτουργίας των ιχθυοτροφείων, προκύπτει ότι η βενθική μακροπανίδα δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης υγείας χονδρόκοκκων ιζημάτων, όπως είναι το ίζημα εντός του λειμώνα της *P. oceanica*.

## Βιβλιογραφία

- Angel DL, Krost P, Gordin H (1995) Benthic implications of the net cage aquaculture in the oligotrophic Gulf of Acaba. In: Rosenthal H, Moav B, Gordin H (eds) Improving the knowledge base in modern aquaculture. Eur Aquacult Soc Spec Publ 25: 129-173.
- Argyrou M, Demetropoulos A, Hadjichristophorou M (1999) Expansion of the macroalga *Caulerpa racemosa* and changes in soft bottom macrofaunal assemblages in Moni Bay, Cyprus. Oceanol. Acta 22: 517-528.
- Băcescu M (1985) The Effects of the geological and physico – chemical factors on the distribution of marine plants and animals in the Mediterranean. In Moraitou – Apostolopoulou M and Kiortsis V (eds) Mediterranean marine ecosystems. NATO Conf. Ser., Plenum, NY London, 1, Ecology, 8: 195-212.
- Bellan-Santini D, Karaman G, Krapp-Schickel G, Ledoyer M, Myers A, Ruffo S, Schiecke U (1982) The Amphipoda of the Mediterranean. Part 1. Memoires de l' Institut Oceanographique, S. Ruffo (ed), 1-364pp.
- Bellan-Santini D, Karaman G, Krapp-Schickel G, Ledoyer M, Myers A, Ruffo S, Schiecke U (1989) The Amphipoda of the Mediterranean. Part 2. Memoires de l' Institut Oceanographique, S. Ruffo (ed), 365-576pp.
- Bellan-Santini D, Karaman G, Krapp-Schickel G, Ledoyer M, Myers A, Ruffo S, Schiecke U (1993) The Amphipoda of the Mediterranean. Part 3. Memoires de l' Institut Oceanographique, S. Ruffo (ed), 579-813pp.
- Bethoux JP, Copin-Montegu G (1986) Biological fixation of atmospheric nitrogen in the Mediterranean Sea. Limnol Oceanogr 31(6): 1353-1358.
- Bray RJ, Curtis JT (1957) An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecol Monogr 27: 325-349.
- Brooks KM, Mahnken CVW (2003) Interactions of Atlantic salmon in the Pacific northwest environment II. Organic wastes. Fish. Res. 62: 255-293.
- Brown JR, Gowen RJ, McLusky DM (1987) The effects of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. J Exp Mar Biol Ecol 109: 39-51.

- Buchanan JB (1984) Sediment Analysis. In Holme NA and AD McIntyre (eds.) Methods of the study of marine benthos. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 41-65pp.
- Burton JD, Riley JP (1956) Determination of soluble phosphate, and total phosphorus in sea-water and of total phosphorus in marine muds. *Mikrochim Acta* 9: 1350-1365.
- Cancemi G, De Falco G, Pergent G (2003) Effects of organic input from a fish farm facility on a *Posidonia oceanica* meadow. *Estuar., Coast. Shelf Sci.* 56: 961-968.
- Christensen PB, Rysgaard S, Sloth NP, Dalsgaard T, Schwærter S (2000) Sediment mineralization, nutrient fluxes, denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in an estuarine fjord with sea cage trout farms. *Aquat Microb Ecol* 21(1): 73-84.
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust J Ecol* 18: 117-143.
- Clarke KR, Green RH (1988) Statistical design and analysis for a “biological effects” study. *Mar Ecol Prog Ser* 46: 213-226.
- Clarke KR, Warwick RM (1998) A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *J Appl Ecol* 35: 523-531.
- Danovaro R, Corinaldesi C, La Rosa T, Luna GM, Mazzola A, Mirto S, Vezzulli L, Fabiano M (2003) Aquaculture impact on benthic microbes and organic matter cycling in coastal mediterranean sediments. *Chem Ecol* 19: 59-65.
- Day JH (1967) A monograph of the polychaeta of Southern Africa. Part 1: Errantia, Part 2: Sedentaria. *Publ. Brit. Mus. (Nat. Hist.)*, London 656: 1-878.
- Delgado O, Grau A, Pou S, Riera F, Massuti C, Zabala M, Ballesteros E (1997) Seagrass regression caused by fish cultures in Fornells Bay (Menorca, Western Mediterranean). *Oceanol Acta* 20: 557-563.
- Delgado O, Ruiz JM, Perez M, Romero J, Ballesteros E (1999) Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. *Oceanologica Acta* 22: 109-117.

- Dimech M, Borg JA, Schembri PJ (2002) Changes in structure of a *Posidonia oceanica* meadow and in the diversity of associated decapod, mollusc and echinoderm assemblages, resulting from inputs of waste from a marine fish farm (Malta, Mediterranean Sea). *Bull Mar Sci* 71(3): 1309-1321.
- Duarte CM (2002) The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation* 29: 192-206.
- Fage L (1951) Faune de France: Cumaces. Office central de Faunistique, Paris.
- Falciai L, Minervini R (1992) Guida dei Crostacei Decapodi d' Europa. Scienze Naturali – F. Muzzio (ed), Padova.
- Fauchald K (1977) The polychaete worms: definitions and keys to the orders, families and genera. *Nat. Hist. Mus. Of Los Angeles County- Allan Hancock Foundation, Univ. Southern California. Ser. 28.*
- Fauvel P (1923) Faune de France: Polychetes errantes. Office central de Faunistique, Paris.
- Fauvel P (1927) Faune de France: Polychetes sedentaires. Office central de Faunistique, Paris.
- Ferrat L, Pergent-Martini C, Romeo M (2003) Assessment of the use of biomarkers in aquatic plants for the evaluation of environmental quality: application to seagrasses. *Aquatic Toxicology* 65: 187-204.
- Findlay RH, Watling L, Mayer LM (1995) Environmental impact of salmon net-pen culture on marine benthic communities in Maine: a case study. *Estuaries* 18(1): 145-179.
- Fourqurean JW, Zieman JC, Powell GVN (1992) Phosphorus limitation of primary production in Florida Bay: evidence from C:N:P ratios of the dominant seagrass *Thalassia testudinum*. *Limnol. Oceanogr.* 37: 162-171.
- Gacia E, Duarte CM (2001) Sediment retention by a mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Estuar., Coast. Shelf Sci.* 52: 505-514.
- Gacia E, Duarte CM, Middelburg JJ (2002) Carbon and nutrient deposition in a Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Limnol. Oceanogr.* 47: 23-32.

- Gray J (1981) *The ecology of marine sediments*. Cambridge University Press, London.
- Gray JS, Wu RSS, Or YY (2002) Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Mar Ecol Prog Ser* 238: 249-279.
- Hall POJ, Anderson LG, Holby O, Kollberg S, Samuelsson MO (1990) Chemical fluxes and mass balances in marine fish cage farm. I. Carbon. *Mar Ecol Prog Ser* 61: 61-73.
- Hall POJ, Holby O, Kollberg S, Samuelsson MO (1992) Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV. Nitrogen. *Mar Ecol Prog Ser* 89: 81-91.
- Hargrave BT, Duplisea DE, Pfeiffer E, Wildish DJ (1993) Seasonal changes in benthic fluxes of dissolved oxygen and ammonium associated with marine cultured Atlantic salmon. *Mar Ecol Prog Ser* 96: 249-257.
- Hargrave BT, Phillips GA, Doucette LI, White MJ, Milligan TG, Wildish DJ, Cranston RE (1997) Assessing benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. *Water Air Soil Poll* 99: 641-650.
- Hedges JL, Stern JH (1984) Carbon and nitrogen determination of carbonate containing solids. *Limnol. Oceanogr.* 29(3): 657-663.
- Heilskov AC, Holmer M (2001) Effects of benthic fauna on organic mineralization in fish-farm sediments: importance of size and abundance. *ICES Journal of Marine Science* 58: 427-434.
- Heilskov AC, Holmer M (in preparation).
- Hemminga MA (1998) The root/rhizome system of seagrasses: as asset and a burden. *J Sea Research* 39: 183-196.
- Hemminga MA, Duarte CM (2000) *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Holby O, Hall POJ (1991) Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. II. Phosphorus. *Mar Ecol Prog Ser* 70: 263-272.
- Holdich DM, Jones JA (1983) *Tanaids. Keys and notes for the identification of the species. Synopses of the British Fauna No 27* – Cambridge University Press Cambridge, London, New York, New Rochelle, Melbourne and Sydney.

- Holmer M (1991) Impacts of aquaculture on surrounding sediments: generation of organic-rich sediments. In: De Pauw N, Joyce J (eds) Aquaculture and the environment. Eur Aquacult Soc Spec Publ 16: 155-175.
- Holmer M, Kristensen E (1992) Impact of fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. Mar Ecol Prog Ser 80: 191-201.
- Holmer M, Kristensen E (1996) Seasonality of sulfate reduction and pore water solutes in a marine fish farm sediment: the importance of temperature and sedimentary organic matter. Biogeochemistry 32: 15-39.
- Holmer M, Perez M, Duarte CM (2003) Benthic primary producers - a neglected environmental problem in Mediterranean maricultures? Mar Pol Bull 46: 1372-1376.
- Holmer M, Wildish D, Hargrave B Organic enrichment from marine finfish aquaculture and effects on sediment processes (in preparation).
- Jones NS (1976) British Cumaceans. Keys and notes for the identification of the species. Synopses of the British Fauna No 7- Academic Press London and New York.
- Karakassis I, Hatziyanni E (2000) Benthic disturbance due to fish farming analyzed under different levels of taxonomic resolution. Mar Ecol Prog Ser 203: 247-253.
- Karakassis I, Hatziyanni E, Tsapakis M, Papadopoulou KN, Plaiti W (1999) Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. Mar Ecol Prog Ser 184: 205-218.
- Karakassis I, Hatziyanni E, Tsapakis M, Plaiti W (2000) Impact of bass and bream farming cages on the seabed in three Mediterranean coastal areas. ICES J Mar Sci 57(5): 1462-1471.
- Karakassis I, Tsapakis M, Hatziyanni E & Pitta P (2001) Diel variation of nutrients and chlorophyll in sea bream and sea bass cages in the Mediterranean. Fresen. Environ. Bull. 10: 278-283.
- Karakassis I, Tsapakis M, Hatziyanni E (1998) Seasonal variability in sediment profiles beneath fish farm cages in the Mediterranean. Mar Ecol Prog Ser 162: 243-252.



- Karakassis I, Tsapakis M, Smith CJ, Rumohr H (2002) Fish farming impacts in the Mediterranean studied through sediment profile imagery. *Mar Ecol Prog Ser* 227: 125-133.
- Kristensen E, Andersen FØ (1987) Determination of organic carbon in marine sediments: a comparison of two CHN-analyzer methods. *J Exp Mar Biol Ecol* 109: 15-23.
- Krost P, Chrzan T, Schomann H, Rosenthal H (1994) Effects of floating fish farm in Kiel-fjord on the sediment. *J Appl Ichthyol* 10(4): 353-361.
- Kupka-Hansen P, Pittman K, Ervik A (1991) Organic waste from marine fish farms – effects on the sea bed. *In Marine Aquaculture and Environment*. Pp. 105-119. Ed. by T. Mäkinen. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 126 pp.
- La Rosa T, Mirto S, Favalaro E, Savona B, Sara G, Danovaro R, Mazzola A (2002) Impact of the water column biogeochemistry of a Mediterranean mussel and fish farm. *Water Research* 36: 713-721.
- La Rosa T, Mirto S, Mazzola A & Danovaro R (2001) Differential responses of benthic microbes and meiofauna to fish farm disturbance in coastal sediments. *Environ. Pollut.* 112: 427-434.
- Mazzella L, Scipione MB, Buia MC (1989) Spatio-temporal distribution of algal and animal communities in a *Posidonia oceanica* meadow. *P.S.Z.N.I. Mar. Ecol.* 10(2): 107-129.
- Mortensen T (1977) *Handbook of the echinoderms of the British Isles*. Dr. W. Backhuys, Rotterdam.
- Naylor E (1972) *British Marine Isopods. Keys and notes for the identification of the species*. Synopses of the British Fauna No 3 - Academic Press London and New York.
- Nickell LA, Black KD, Hughes DJ, Overnell J, Brand T, Nickell TD, Breuer E, Harvey SM (2003) Bioturbation, sediment fluxes and benthic community structure around a salmon cage farm in Loch Creran, Scotland. *J Exp Mar Biol Ecol* 285-286: 221-233.

- O' Connor BDS, Costelloe J, Keegan BF, Rhoads, DC (1989) The use of REMOTS technology in monitoring coastal enrichment resulting from mariculture. *Mar Pol Bull* 20: 384-390.
- O' Sullivan M (1991) Environmental impact assessment and aquaculture in Ireland. In: De Pauw N, Joyce J (eds) *Aquaculture and the environment*. Eur Aquacult Soc Spec Publ 16: 103-108.
- Pancucci-Papadopoulou MA, Murina GVV, Zenetos A (1999) The phylum Sipuncula in the Mediterranean Sea. *Monographs on Marine Sciences*, National Centre for Marine Research.
- Parenzan P (1970) *Carta d' identita delle conchiglie del Mediterraneo*. Ed. Bios, Taranto.
- Pèrés JM (1967) The Mediterranean benthos. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 5: 449-533.
- Pèrés JM (1982) Major Benthic Assemblages. In: *Marine Ecology*. Eds. O. Kinne, John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, V(1): 373-508.
- Pèrés JM (1985) History of the Mediterranean biota and the Colonization of the Depths. In Margalef R (ed) *Western Mediterranean. Key Environments*. Pergamon Press, Oxford. 1-16 pp.
- Pergent G, Mendez S, Pergent-Martini C, Pasqualini V (1999) Preliminary data on the impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows in the Mediterranean. *Oceanologica Acta* 22: 95-107.
- Person TH, Rosenberg R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev* 16: 229-311.
- Pielou EC (1975) *Ecological diversity*. Wiley, New York.
- Pitta P, Karakassis I, Tsapakis M, Zivanovic S (1999) Natural vs. mariculture induced variability in nutrients and plankton in the Eastern Mediterranean. *Hydrobiologica* 391: 181-194.
- PRIMER, 2001. PRIMER 5 for Windows. Version 5.2.4 PRIMER-E, Plymouth, U.K.

- Ritz DA, Lewis ME, Shen M (1989) Response to organic enrichment of infaunal macrobenthic communities under salmonid seacages. *Mar Biol* 103: 211-214.
- Rosenthal H, Rangeley RW (1988) The effect of salmon cage culture on the benthic community in a largely enclosed Bay (Dark Harbour, Grand Manan Island, N.B. Canada). *In Fish Health Protection Strategies*, pp. 207-223. Ed. By K. Lillelund and H. Rosenthal, Bundesministerium für Forschung und Technologie, Hambourg/ Bonn. 299 pp.
- Ruiz JM, Perez M, Romero J (2001) Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*) Distribution, growth and photosynthesis. *Mar Pol Bull* 42: 749-760.
- Stenton-Dozey J, Probyn T, Busby A (2001) Impact of mussel (*Mytilus galloprovincialis*) raft-culture on benthic macrofauna, in situ oxygen uptake and nutrient fluxes in Saldanha Bay, South Africa. *Can J Fish Aquat Sci* 58(5): 1021-1031.
- Stenton-Dozey JME, Jackson LF, Busby AJ (1999) Impact of mussel culture on macrobenthic community structure in Saldanha Bay, South Africa. *Mar Pol Bull* 39: 357-366.
- Stickland JD, Parsons TR (1972) A practical handbook of sea-water analysis. *Bull Fish Res Bd Can* 167.
- Tortonese E (1965) Echinodermata. Fauna d' Italia. Ed. Calderini, Bologna.
- Tsutsumi H (1995) Impact of fish net pen culture on the benthic environment of a cove in South Japan. *Estuaries* 18: 108-115.
- Tsutsumi H, Kikuchi T, Tanaka M, Higashi T, Imasaka K, Miyazaki M (1991) Benthic faunal succession in a cove organically polluted by fish farming. *Mar Pol Bull* 23: 233-238.
- Udy JW, Dennison WC (1997) Physiological responses of seagrasses used to identify anthropogenic nutrient inputs. *Mar Freshwater Res* 48: 605-614.
- UNEP (2002) Vital water graphics – An overview of the State of the World's Fresh and Marine Waters. UNEP, Nairobi, Kenya. ISBN: 92-807-2236-0.
- Warwick RM, Ashman CM, Brown AR, Clarke KR, Dowell B, Hart B, Lewis RE, Shillabeer N, Somerfield PJ, Tapp JF (2002) Inter-annual changes in the biodiversity and community structure of the macrobenthos in Tees Bay and

- the Tees estuary, UK, associated with local and regional environmental events. *Mar Ecol Prog Ser* 234: 1-13.
- Warwick RM, Clarke KR (1995) New "biodiversity" measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Mar Ecol Prog Ser* 129: 301-305.
- Weston DP (1990) Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Mar Ecol Prog Ser* 61: 233-244.
- Yentsch CS, Menzel DW (1963) A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep Sea Res* 10: 221-231.
- Yokoyama H (2002) Impact of fish and pearl farming on the benthic environments in Gokasho Bay: evaluation from seasonal fluctuations of the macrobenthos. *Fisheries Science* 68: 258-268.
- Yokoyama H (2003) Environmental quality criteria for fish farms in Japan. *Aquaculture* 226: 45-56.
- ZoBell CL (1946) Studies on redox potential of marine sediments. *The Bulletin of the American Association of Petroleum Geologists* 30 (4): 477-513.
- Καρακάσης Ι (1991) Συμβολή στη μελέτη του βενθικού οικοσυστήματος της υφαλοκρηπίδας της Κρήτης. Διδακτορική Διατριβή, Πανεπιστήμιο Κρήτης, 195 σελ.

**Παράρτημα Ι.** Ανάλυση SIMPER των μακροπανιδικών ειδών που συλλέχθηκαν στο Σούνιο.

Είδη	Γομνό Ίζημα	Λιβάδια <i>P. oceanica</i>	Cum. %
	Μέση Αφθονία	Μέση Αφθονία	
<i>Tellinella pulchella</i>	117.64	0.00	13.05
<i>Amaeana trilobata</i>	47.05	0.00	63.06
<i>Amphipholis squamata</i>	117.64	0.00	64.05
<i>Mysella bidentata</i>	47.05	0.00	66.42
<i>Anapagurus breviaculeatus</i>	47.05	0.00	67.34
<i>Maera schmidtii</i>	47.05	0.00	81.49
<i>Briozoa sp.1</i>	23.53	0.00	84.03
<i>Ophiura texturata</i>	23.53	0.00	84.33
<i>Upogebia tipica</i>	23.53	0.00	85.19
<i>Hippomedon ambiguous</i>	23.53	0.00	85.46
<i>Peresiella clymenoides</i>	70.58	0.00	87.07
<i>Malacoceros fuliginosus</i>	23.53	0.00	87.33
<i>Turbelaria sp.</i>	23.53	0.00	87.59
<i>Cephalopoda</i>	23.53	0.00	87.85
<i>Cirrophorus lyra</i>	23.53	0.00	88.11
<i>Thelepus sp.</i>	47.05	0.00	88.61
<i>Pseudomystides limbata</i>	47.05	0.00	88.86
<i>Kellia sp.</i>	47.05	0.00	89.59
<i>Polycirrus sp.</i>	47.05	0.00	89.82
<i>Sphenia binghami</i>	0.00	19.66	20.51
<i>Iphinoe serrata</i>	0.00	20.42	22.29
<i>Ostracoda</i>	0.00	16.64	29.16
<i>Plagiobrissus costai</i>	0.00	14.37	30.00
<i>Apherusa chiereghinnii</i>	0.00	35.54	31.64
<i>Janiropsis sp.</i>	0.00	48.40	35.60
<i>Ampelisca ledoyeri</i>	0.00	15.12	38.61
<i>Anapagurus bicorniger</i>	0.00	14.37	39.34
<i>Lysidice ninetta</i>	0.00	15.88	40.81
<i>Eurysyllis tuberculata</i>	0.00	18.15	49.76
<i>Parvicardium minimum</i>	0.00	10.59	50.41
<i>Eulalia sp.</i>	0.00	8.32	51.69
<i>Ampharete acutifrons</i>	0.00	6.81	55.35
<i>Gnathia juvenile</i>	0.00	6.05	56.52
<i>Laetmonice hystrix</i>	0.00	9.07	57.67
<i>Athanas nitescens</i>	0.00	12.86	58.80
<i>Nannastacus unguiculatus</i>	0.00	5.29	62.56
<i>Amphilochus brunneus</i>	0.00	26.47	63.56
<i>Anthozoa sp.5</i>	0.00	4.54	65.01
<i>Terebellides stroemi</i>	0.00	7.56	65.48
<i>Nematonereis unicornis</i>	0.00	4.54	68.24
<i>Philine sp.</i>	0.00	3.78	69.13

<i>Dexamine spiniventris</i>	0.00	8.32	69.57
<i>Lysianassa costae</i>	0.00	12.86	70.01
<i>Chrysopetalum debilis</i>	0.00	11.34	71.30
<i>Harmothoe sp.3</i>	0.00	7.56	71.71
<i>Thracia papyracea</i>	0.00	8.32	72.52
<i>Schistomeringos neglecta</i>	0.00	4.54	72.92
<i>Thoralus cranchii</i>	0.00	7.56	73.31
<i>Amphilochooides longimanus</i>	0.00	27.22	73.70
<i>Cylichna sp.</i>	0.00	3.78	74.47
<i>Phascolosoma scolops</i>	0.00	4.54	74.85
<i>Chiton sp.</i>	0.00	5.29	75.23
<i>Galathea bolivari</i>	0.00	5.29	75.61
<i>Astacilla longicornis</i>	0.00	6.05	76.35
<i>Syllis armillaris</i>	0.00	19.66	76.71
<i>Iphimedia minuta</i>	0.00	18.91	78.11
<i>Laonice cirrata</i>	0.00	3.78	78.46
<i>Pholoe minuta</i>	0.00	4.54	78.80
<i>Asterina gibbosa</i>	0.00	3.78	79.49
<i>Astropecten spinulosus</i>	0.00	3.78	79.83
<i>Amphitrite sp.</i>	0.00	15.12	80.17
<i>Scalisetosus pellucidus</i>	0.00	14.37	80.84
<i>Phascolion convestitum</i>	0.00	3.02	81.16
<i>Scoloplos sp.</i>	0.00	2.27	81.82
<i>Sycon raphans</i>	0.00	3.78	82.14
<i>Leucothoe euryonyx</i>	0.00	3.02	82.46
<i>Atylus vedlomensis</i>	0.00	2.27	83.10
<i>Macropodia linaresi</i>	0.00	2.27	83.42
<i>Anthozoa sp.3</i>	0.00	6.81	83.72
<i>Harmothoe sp.2</i>	0.00	3.78	86.00
<i>Leucothoe spinicarpa</i>	0.00	6.05	86.27
<i>Trypanosyllis zebra</i>	0.00	6.81	86.54
<i>Periocolodes aequimanus</i>	0.00	3.02	86.81
<i>Ophiura grubei</i>	0.00	3.02	88.37
<i>Pycnogonidae</i>	0.00	3.78	89.11
<i>Nemertinea sp. 5</i>	0.00	2.27	89.35
<i>Monoculodes gibbosus</i>	0.00	2.27	90.06

**Παράρτημα II.** Ανάλυση SIMPER των μακροπανιδικών ειδών που συλλέχθηκαν στο Alicante.

Είδη	Γομνό Ίζημα	Λιβάδια <i>P. oceanica</i>	Cum. %
	Μέση Αφθονία	Μέση Αφθονία	
<i>Anodontia fragilis</i>	164.69	0.00	18.88
<i>Exogone verrugera</i>	211.74	0.00	32.13
<i>Cheirocratus assimilis</i>	117.64	0.00	43.18
<i>Gourretia denticulata</i>	70.58	0.00	46.84
<i>Aspidosiphon muelleri</i>	70.58	0.00	51.58
<i>Glycera tridactyla</i>	47.05	0.00	67.62
<i>Armandia polyophtalma</i>	47.05	0.00	69.81
<i>Nemertinea sp. 3</i>	70.58	0.00	73.56
<i>Ophioconis forbesi</i>	70.58	0.00	80.69
<i>Plagiocardium papillosum</i>	23.53	0.00	85.04
<i>Processa macrophthalma</i>	23.53	0.00	85.30
<i>Pagurus cuanensis</i>	23.53	0.00	85.55
<i>Arcopagia balaustina</i>	23.53	0.00	86.52
<i>Periclimenes scriptus</i>	23.53	0.00	86.76
<i>Sigambra tentaculata</i>	23.53	0.00	87.00
<i>Owenia fusiformis</i>	23.53	0.00	87.23
<i>Serpula sp</i>	23.53	0.00	87.70
<i>Briozoa sp.2</i>	23.53	0.00	88.81
<i>Sirpus zariquieyi</i>	23.53	0.00	89.03
<i>Syllides sp.</i>	23.53	0.00	89.25
<i>Scoletoma impatiens</i>	23.53	0.00	89.46
<i>Oligochaeta sp.</i>	23.53	0.00	89.68
<i>Leptochelia savignyi</i>	0.00	139.90	10.84
<i>Caulleriella oculata</i>	0.00	194.34	17.77
<i>Astropecten sp.</i>	0.00	86.21	27.87
<i>Bivalvia</i>	0.00	60.50	29.63
<i>Anapagurus bicorniger</i>	0.00	80.91	30.46
<i>Dexamine spinosa</i>	0.00	52.18	41.65
<i>Amphiura chiajei</i>	0.00	58.98	42.42
<i>Maera schmidtii</i>	0.00	40.83	49.58
<i>Upogebia tipica</i>	0.00	34.03	59.70
<i>Thoralus cranchii</i>	0.00	30.25	61.31
<i>Glycera rouxii</i>	0.00	19.66	65.77
<i>Pilumnus hirtellus</i>	0.00	21.93	66.70
<i>Atylus vedlomensis</i>	0.00	19.66	68.06
<i>Amphicteis gunneri</i>	0.00	16.64	68.94
<i>Euclymene palermitana</i>	0.00	15.88	69.38
<i>Tharyx heterochaeta</i>	0.00	15.88	70.24
<i>Amphithoe ramondi</i>	0.00	22.69	71.08
<i>Thracia sp.</i>	0.00	16.64	71.50
<i>Parapionosyllis minuta</i>	0.00	18.15	72.75
<i>Sphenia binghami</i>	0.00	13.61	73.16

<i>Ampelisca ledoyeri</i>	0.00	15.88	74.35
<i>Guerneia coalita</i>	0.00	25.71	74.74
<i>Leucothoe euryonyx</i>	0.00	12.86	75.50
<i>Leptocheirus pectinatus</i>	0.00	11.34	75.87
<i>Ampelisca sp.</i>	0.00	11.34	76.24
<i>Gobius sp.2</i>	0.00	11.34	77.68
<i>Ostracoda</i>	0.00	12.86	78.74
<i>Apherusa chiereghinii</i>	0.00	12.86	79.08
<i>Nebalia bipes</i>	0.00	9.07	80.06
<i>Echinocyamus pusillus</i>	0.00	8.32	80.98
<i>Nannastacus unguiculatus</i>	0.00	11.34	81.27
<i>Microdeutopus stationis</i>	0.00	8.32	81.55
<i>Alpheus glaber</i>	0.00	7.56	82.12
<i>Harmothoe sp.1</i>	0.00	7.56	83.22
<i>Propeamussium fenestratum</i>	0.00	8.32	83.49
<i>Hiatella arctica</i>	0.00	7.56	83.76
<i>Modiolula phaseolina</i>	0.00	8.32	84.79
<i>Parvicardium minimum</i>	0.00	13.61	86.04
<i>Liljeborgia dellavallei</i>	0.00	9.83	87.47
<i>Euprosyne sp.</i>	0.00	8.32	87.93
<i>Eurydice inermis</i>	0.00	5.29	88.15
<i>Nereis sp.</i>	0.00	6.81	88.38
<i>Orchomene humilis</i>	0.00	12.10	88.60
<i>Levinsenia gracilis</i>	0.00	4.54	89.90
<i>Micronephtys maryae</i>	0.00	4.54	90.11



**Παράρτημα III.** Λίστα των μακροπανιδικών ειδών που συλλέχθηκαν στα πλαίσια της παρούσας εργασίας στο Σούνιο και το Alicante.

Φύλο	Κλάση	Είδος	Σούνιο	Alicante
Acrania	Leptocardia	<i>Amphioxus lanceolatus</i>	+	
Annelida	Oligochaeta	<i>Oligochaeta sp.</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Acrocirrus frontifilis</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Amaeana trilobata</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Ampharete acutifrons</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Amphicteis gunneri</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Amphitrite sp.</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Aphelochaeta marioni</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Aponuphis bilineata</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Arabella geniculata</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Aricidea catherinae</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Aricidea cerrutii</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Aricidea suecisa</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Arandia polyophthalma</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Autolytus sp.</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Brachiomma sp.</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Capitella capitata</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Cautleriella oculata</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Chaetozone setosa</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Chone duneri</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Chrysopetalum debilis</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Cirratulus filiformis</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Cirriformia tentaculata</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Cirrophorus branchiatus</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Cirrophorus lyra</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Cossura coasta</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Dodecaceria concharum</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Dorvillea rubrovittata</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Eteone sp.</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Euchone rosea</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Euclymene palermitana</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Euclymene sp.</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Eulalia sp.</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Eunice vittata</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Eupolymnia nebulosa</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Euprolyne sp.</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Eurysyllis tuberculata</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Exogone sp.</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Exogone verrugera</i>	+	+

Annelida	Polychaeta	<i>Glycera lapidum</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Glycera rouxii</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Glycera tridactyla</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Goniada maculata</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Harmothoe impar</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Harmothoe sp.1</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Harmothoe sp.2</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Harmothoe sp.3</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Hermodice carunculata</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Laetmonice hystrix</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Hydroides pseudouncinata</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Kefersteinia cirrata</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Lacydonia miranda</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Laonice cirrata</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Levinsenia gracilis</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Lumbrineriopsis paradoxa</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Lumbrineris gracilis</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Lumbrineris nonatoi</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Lysidice ninetta</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Magelona alleni</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Magelona equilamellae</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Malacoceros fuliginosus</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Marphysa bellii</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Megalomma sp.</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Melinna palmata</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Micronephtys maryae</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Microphthalmus sp.</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Microspio mesznikowianus</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Neanthes caudata</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Nematonereis unicornis</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Nephtys hystricis</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Nereis rava</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Nereis sp.</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Nicolea venustula</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Notomastus latericeus</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Odontosyllis sp.</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Ophryotrocha sp.</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Owenia fusiformis</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Paralacydonia paradoxa</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Parapionosyllis minuta</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Pectinaria sp.</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Peresiella clymenoides</i>	+	+

Annelida	Polychaeta	<i>Petaloproctus terricola</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Pherusa eruca</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Pholoe minuta</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Phyllodoce sp.1</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Phyllodoce sp.2</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Pista sp.</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Poecilochaetus serpens</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Polycirrus sp.</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Polyophthalmus pictus</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Pomatoceros triqueter</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Pontogenia crysocoma</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Praxillella sp.</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Prionospio cirrifera</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Prionospio ehlersi</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Prionospio malmgreni</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Prionospio steenstrupi</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Protodorvillea kefersteini</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Protomystides elongata</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Pseudofabriciola sp.</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Pseudoleiocapitella fauveli</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Pseudomystides limbata</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Rhodine loveni</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Sabellariidae sp.</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Scalibregma inflatum</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Scalisetosus pellucidus</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Schistomeringos neglecta</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Schistomeringos rudolphii</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Sclerocheilus minutus</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Scolelepis sp.</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Scoletoma impatiens</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Scoloplos sp.</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Serpula sp</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Sigambra tentaculata</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Sphaerodoridae sp.</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Sphaerosyllis sp.</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Spiochaetopterus costarum</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Spiophanes kroyeri</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Spirobranchus polytrema</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Sthenelais boa</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Streptosyllis sp.</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Syllides sp.</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Syllis armillaris</i>	+	

Annelida	Polychaeta	<i>Syllis cornuta</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Syllis ferruginea</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Syllis gracilis</i>		+
Annelida	Polychaeta	<i>Syllis hyalina</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Syllis sp.</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Synelmis sp.</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Terebellides stroemi</i>	+	
Annelida	Polychaeta	<i>Tharyx heterochaeta</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Thelepus sp.</i>	+	+
Annelida	Polychaeta	<i>Trypanosyllis zebra</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Alpheus dentipes</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Alpheus glaber</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Ampelisca ledoyeri</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Ampelisca sp.</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Ampelisca tenuicornis</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Amphilochoides longimanus</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Amphilochus brunneus</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Amphipoda sp</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Amphithoe ramondi</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Anapagurus bicorniger</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Anapagurus breviaculeatus</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Anthuridae</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Aora spinicornis</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Aoridae sp.</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Apherusa chiereghinnii</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Apseudes latreilli</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Apseudes sp.</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Astacilla longicornis</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Athanas nitescens</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Atylus vedlomensis</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Calcinus tubularis</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Caprella acanthifera</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Cheirocratus assimilis</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Cirolana cranchii</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Colomastix pusilla</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Crustacea</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Cumella pygmaea</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Cymodoce truncata</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Dexamine spiniventris</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Dexamine spinosa</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Diastylis cornuta</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Ebalia cranchii</i>		+

Arthropoda	Crustacea	<i>Ebalia tuberosa</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Ebalia tumefacta</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Elasmopus rapax</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Erichtonius punctatus</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Ethusa mascarone</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Eucoma ferox</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Eucoma sarsii</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Eurydice inermis</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Galathea bolivari</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Gammarella fucicola</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Gitana sarsi</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Gnathia juvenile</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Gnathia venusta</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Gourretia denticulata</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Guernea coalita</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Harpinia crenulata</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Harpinia dellavallei</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Hippolyte inermis</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Hippomedon ambiguous</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Hippomedon oculatus</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Hyale camptonyx</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Iphimedia minuta</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Iphinoe serrata</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Ischyrocerus inexpectatus</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Janiropsis sp</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Lembos websteri</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Lepidepcreum crypticum</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Leptocheirus hirsutimanus</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Leptocheirus pectinatus</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Leptochelia savignyi</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Leucothoe euryonyx</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Leucothoe lilljeborgi</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Leucothoe spinicarpa</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Liljeborgia dellavallei</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Liocarcinus arcuatus</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Liocarcinus bolivari</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Liocarcinus zariquieyi</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Lysianassa costae</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Lysianassidae</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Macropodia linaresi</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Maera grossimana</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Maera schmidtii</i>	+	+

Arthropoda	Crustacea	<i>Metaphoxus simplex</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Microdeutopus algicola</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Microdeutopus stationis</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Microdeutopus versiculatus</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Monoculodes gibbosus</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Mysidacea</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Nannastacus longirostris</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Nannastacus unguiculatus</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Nebalia bipes</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Orchomene humilis</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Ostracoda</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Pachygrapsus marmoratus</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Pagurus cuanensis</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Parthenope expansa</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Periclimenes scriptus</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Perioculodes aequimanus</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Perioculodes longimanus</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Perionotus testudo</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Philocheras bispinosus</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Philocheras sculptus</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Pilumnus hirtellus</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Pisidia bluteli</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Pisidia longicornis</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Processa macrophthalma</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Processa modica</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Pthisica marina</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Rocinela sp.</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Siphonoecetes dellavallei</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Sirpus zariquieyi</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Socarnes filicornis</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Stenothoe tergestina</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Synalpheus gambarelloides</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Synchelidum longidigitatum</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Synchelidum maculatum</i>	+	
Arthropoda	Crustacea	<i>Tanais dulongii</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Thoralus cranchii</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Tritaeta gibbosa</i>		
Arthropoda	Crustacea	<i>Upogebia deltaura</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Upogebia sp.</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Upogebia tipica</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Urothoe elegans</i>	+	+
Arthropoda	Crustacea	<i>Vaunthompsonia cristata</i>	+	+

Arthropoda	Crustacea	<i>Xantho pilipes</i>		+
Arthropoda	Crustacea	<i>Zenobiana prismatica</i>	+	+
Arthropoda	Pycnogonida	<i>Pycnogonidae</i>	+	+
Chaetognatha	Sagittoidea	<i>Sagitta setosa</i>	+	+
Cnidaria	Anthozoa	<i>Anemone</i>	+	
Cnidaria	Anthozoa	<i>Anthozoa sp.1</i>	+	+
Cnidaria	Anthozoa	<i>Anthozoa sp.2</i>		+
Cnidaria	Anthozoa	<i>Anthozoa sp.3</i>	+	
Cnidaria	Anthozoa	<i>Anthozoa sp.4</i>		+
Cnidaria	Anthozoa	<i>Anthozoa sp.5</i>	+	
Echinoderma	Asteroidea	<i>Asterina gibbosa</i>	+	+
Echinoderma	Asteroidea	<i>Astropecten aranciacus</i>	+	
Echinoderma	Asteroidea	<i>Astropecten sp.</i>	+	+
Echinoderma	Asteroidea	<i>Astropecten spinulosus</i>	+	
Echinoderma	Echinoidea	<i>Arbaciella elegans</i>		+
Echinoderma	Echinoidea	<i>Centrostephanus longispinus</i>	+	
Echinoderma	Echinoidea	<i>Echinocyamus pusillus</i>	+	+
Echinoderma	Echinoidea	<i>Paracentrotus lividus</i>	+	
Echinoderma	Echinoidea	<i>Plagiobrissus costai</i>	+	
Echinoderma	Echinoidea	<i>Psammechinus microtuberculatus</i>	+	+
Echinoderma	Ophiouroidea	<i>Acrocniida branciata</i>	+	
Echinoderma	Ophiouroidea	<i>Amphipholis squamata</i>	+	+
Echinoderma	Ophiouroidea	<i>Amphiura chiajei</i>	+	+
Echinoderma	Ophiouroidea	<i>Ophioconis forbesi</i>		+
Echinoderma	Ophiouroidea	<i>Ophiomyxa pentagona</i>	+	
Echinoderma	Ophiouroidea	<i>Ophiopsila aranea</i>		+
Echinoderma	Ophiouroidea	<i>Ophiothrix quinquemaculata</i>	+	+
Echinoderma	Ophiouroidea	<i>Ophiotrix fragilis</i>	+	+
Echinoderma	Ophiouroidea	<i>Ophiura albida</i>	+	
Echinoderma	Ophiouroidea	<i>Ophiura grubei</i>	+	+
Echinoderma	Ophiouroidea	<i>Ophiura texturata</i>	+	
Mollusca	Bivalvia	<i>Abra alba</i>	+	
Mollusca	Bivalvia	<i>Anodontia fragilis</i>	+	+
Mollusca	Bivalvia	<i>Arcopagia balaustina</i>	+	+
Mollusca	Bivalvia	<i>Bivalvia</i>		+
Mollusca	Bivalvia	<i>Cardita trapezia</i>	+	
Mollusca	Bivalvia	<i>Corbula gibba</i>	+	+
Mollusca	Bivalvia	<i>Ctena decussata</i>	+	
Mollusca	Bivalvia	<i>Fabulina compressa</i>	+	
Mollusca	Bivalvia	<i>Glans trapezia</i>	+	+
Mollusca	Bivalvia	<i>Gouldia minima</i>	+	+
Mollusca	Bivalvia	<i>Hiatella arctica</i>	+	+

Mollusca	Bivalvia	<i>Kellia sp.</i>	+	
Mollusca	Bivalvia	<i>Laevicardium oblongum</i>	+	
Mollusca	Bivalvia	<i>Limaria loscombi</i>	+	
Mollusca	Bivalvia	<i>Loripes lacteus</i>	+	+
Mollusca	Bivalvia	<i>Modiolula phaseolina</i>	+	+
Mollusca	Bivalvia	<i>Musculus discors</i>	+	
Mollusca	Bivalvia	<i>Myrtea spinifera</i>	+	+
Mollusca	Bivalvia	<i>Mysella bidentata</i>	+	+
Mollusca	Bivalvia	<i>Nucula sulcata</i>		+
Mollusca	Bivalvia	<i>Parvicardium minimum</i>	+	+
Mollusca	Bivalvia	<i>Plagiocardium papillosum</i>	+	+
Mollusca	Bivalvia	<i>Propeamussium fenestratum</i>	+	+
Mollusca	Bivalvia	<i>Psammocola costulata</i>	+	
Mollusca	Bivalvia	<i>Sphenia binghami</i>	+	+
Mollusca	Bivalvia	<i>Tellina serrata</i>		+
Mollusca	Bivalvia	<i>Tellinella pulchella</i>	+	+
Mollusca	Bivalvia	<i>Tetrarca tetragona</i>	+	+
Mollusca	Bivalvia	<i>Thracia papyracea</i>	+	
Mollusca	Bivalvia	<i>Thracia sp.</i>		+
Mollusca	Bivalvia	<i>Thyasira flexuosa</i>		+
Mollusca	Bivalvia	<i>Venus casina</i>		+
Mollusca	Cephalopoda	<i>Cephalopoda</i>	+	
Mollusca	Gastropoda	<i>Acera bullata</i>	+	+
Mollusca	Gastropoda	<i>Cylichna sp.</i>	+	+
Mollusca	Gastropoda	<i>Cylindrobula fragilis</i>	+	+
Mollusca	Gastropoda	<i>Gastropoda</i>		+
Mollusca	Gastropoda	<i>Naticarius millepunctatus</i>	+	
Mollusca	Gastropoda	<i>Nudibranchia</i>	+	+
Mollusca	Gastropoda	<i>Philine sp</i>	+	
Mollusca	Gastropoda	<i>Retusa sp.</i>	+	
Mollusca	Gastropoda	<i>Scissurella sp.</i>	+	+
Mollusca	Polyplacophora	<i>Chiton sp.</i>	+	+
Nemertina	Nemertina	<i>Nemertinea sp. 1</i>	+	
Nemertina	Nemertina	<i>Nemertinea sp. 2</i>	+	+
Nemertina	Nemertina	<i>Nemertinea sp. 3</i>	+	+
Nemertina	Nemertina	<i>Nemertinea sp. 4</i>	+	+
Nemertina	Nemertina	<i>Nemertinea sp. 5</i>	+	+
Plathelminthes	Turbellaria	<i>Turbellaria sp.</i>	+	
Porifera	Demospongiae	<i>Demospongiae sp.1</i>	+	+
Porifera	Demospongiae	<i>Demospongiae sp.2</i>	+	
Porifera	Calciospongiae	<i>Sycon raphans</i>	+	
Sipuncula	Phascolosomatidea	<i>Aspidosiphon muelleri</i>	+	+



Sipuncula	Sipunculidea	<i>Golfingia elongata</i>		+
Sipuncula	Sipunculidea	<i>Golfingia sp.</i>		+
Sipuncula	Sipunculidea	<i>Phascolion convestitum</i>	+	
Sipuncula	Sipunculidea	<i>Phascolion strombi</i>		+
Sipuncula	Phascolosomatidea	<i>Phascolosoma scolops</i>	+	+
Sipuncula	Sipuncula	<i>Sipunculus nudus</i>	+	+
Tentaculata	Bryozoa	<i>Bryozoa sp.1</i>	+	+
Tentaculata	Bryozoa	<i>Bryozoa sp.2</i>		+
Tentaculata	Phoronidea	<i>Phoronis mulleri</i>	+	+
Tunicata	Asciacea	<i>Microcosmus sp.</i>	+	+
Vertebrata	Vertebrata	<i>Gobius sp.1</i>	+	
Vertebrata	Vertebrata	<i>Gobius sp.2</i>		+
Vertebrata	Vertebrata	<i>Labridae sp.</i>	+	+