



**ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΚΡΗΤΗΣ
-ΤΜΗΜΑ ΒΙΟΛΟΓΙΑΣ-
ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΟ ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ
«ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΗ ΒΙΟΛΟΓΙΑ - ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ
ΘΑΛΑΣΣΙΩΝ ΚΑΙ ΧΕΡΣΑΙΩΝ ΒΙΟΛΟΓΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»**

Διδακτορική Διατριβή

**Μελέτη των επιπτώσεων των ιχθυοκαλλιεργειών στην
βενθική πανίδα και τις οικοσυστημικές λειτουργίες**

Ναυσικά Παπαγεωργίου

Ηράκλειο 2009

Εξεταστική Επιτροπή

Επιβλέπων Καθηγητής:

I. Καρακάσης (Αναπλ. Καθηγητής Πανεπιστημίου Κρήτης)

Τριμελής Συμβουλευτική Επιτροπή:

M. Μυλωνάς (Καθηγητής Πανεπιστημίου Κρήτης)

M. Παυλίδης (Επικ. Καθηγητής Πανεπιστημίου Κρήτης)

Μέλη Εξεταστικής Επιτροπής:

Νικολαΐδου Άρτεμις (Καθηγήτρια Πανεπιστημίου Αθηνών)

Λύκα Κωσταντία (Επικ. Καθηγήτρια Πανεπιστημίου Κρήτης)

Αρβανιτίδης Χρήστος (Ερευνητής Β' Ινστιτούτου Θαλάσσιας Βιολογίας και

Γενετικής Ελληνικού Κέντρου Θαλασσίων Ερευνών)

Ελευθερίου Αναστάσιος (Ομοτ. Καθηγητής Πανεπιστημίου Κρήτης)

Η μελέτη πραγματοποιήθηκε στο πλαίσιο του Μέτρου 8.3 του Ε.Π. Ανταγωνιστικότητα (ΠΕΝΕΔ) – Γ΄ Κοινοτικό Πλαίσιο Στήριξης και συγχρηματοδοτήθηκε από:

- **75% της Δημόσιας Δαπάνης από την Ευρωπαϊκή Ένωση – Ευρωπαϊκό Κοινωνικό Ταμείο**
- **25% της Δημόσιας Δαπάνης από το Ελληνικό Δημόσιο – Υπουργείο Ανάπτυξης – Γενική Γραμματεία Έρευνας και Τεχνολογίας και από τον Ιδιωτικό Τομέα**

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

1. Γενική Εισαγωγή	1
1.1 Βενθική Μακροπανίδα και Οικοσυστημική Λειτουργία	1
1.2 Γενικά Χαρακτηριστικά Των Θαλασσιών Ιζημάτων	3
1.3 Υχθυοκαλλιέργειες και Περιβάλλον	6
1.4 Στόχοι Εργασίας	11
2. Επίδραση των ιχθυοκαλλιεργειών σε ιζήματα διαφορετικών τύπων της Μεσογείου Θάλασσας	15
2.1 Περίληψη	15
2.2 Εισαγωγή	16
2.3 Υλικά και Μέθοδοι	19
2.3.1 Περιοχές δειγματοληψίας	19
2.3.2 Διαδικασία Δειγματοληψίας	20
2.3.3 Ανάλυση δεδομένων	23
2.4 Αποτελέσματα	24
2.5 Συζήτηση	37
3. Αλλαγές στην λειτουργική σύνθεση της μακροπανίδας σε περιοχές μαλακού υποστρώματος που γειτνιάζουν με κλωβούς ιχθυοτροφείων	43
3.1 Περίληψη	43
3.2 Εισαγωγή	44
3.3 Υλικά και μέθοδοι	47
3.3.1 Περιοχές δειγματοληψίας	47
3.3.2 Διαδικασία Δειγματοληψίας	47
3.3.3 Σχηματισμός των λειτουργικών κωδικών	47
3.3.4 Οικολογικά γνωρίσματα	49
3.3.5 Μορφολογικά γνωρίσματα	50
3.3.6 Ταξινόμηση των ειδών σε λειτουργικούς κωδικούς	51
3.3.7 Στατιστικές αναλύσεις	52
3.4 Αποτελέσματα	53
3.4.1 Πρότυπα ποικιλότητας και λειτουργικότητας μεταξύ ιζημάτων διαφορετικού τύπου και διαφορετικών συγκεντρώσεων TOC	53
3.4.2 Πρότυπα ποικιλότητας και λειτουργικότητας εντός κάθε τύπου ιζήματος και συγκέντρωσης TOC	56
3.5 Συζήτηση	58
3.6 Συμπεράσματα	63

4. Βενθική ποικιλότητα και οικοσυστημικές λειτουργίες σε οργανικά εμπλουτισμένα ιζήματα	65
4.1 Περίληψη _____	65
4.2 Εισαγωγή _____	66
4.3 Υλικά και Μέθοδοι _____	68
4.3.1 Περιοχές δειγματοληψίας _____	68
4.3.2 Διαδικασία Δειγματοληψίας _____	68
4.4 Αποτελέσματα _____	70
4.4.1 Σχέση ποικιλότητας και οικοσυστημικών λειτουργιών _____	70
4.4.2 Σχέση ολικού οργανικού άνθρακα και βενθικής ποικιλότητας _____	72
4.4.3 Σχέση ποικιλότητας και οικοσυστημικών λειτουργιών για ιζήματα διαφορετικών τύπων και συγκεντρώσεων TOC _____	73
4.5 Συζήτηση _____	77
4.6 Συμπεράσματα _____	82
5. Γενική συζήτηση _____	83
6. Γενικά Συμπεράσματα _____	93
Βιβλιογραφία _____	97
Περίληψη _____	123
Abstract _____	127
Παράρτημα I _____	I
Παράρτημα II _____	XII

Πρόλογος

Η εργασία αυτή πραγματοποιήθηκε στο Εργαστήριο Θαλάσσιας Οικολογίας του Τμήματος Βιολογίας του Πανεπιστημίου Κρήτης.

Πρώτον από όλους θα ήθελα να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα καθηγητή μου Γιάννη Καρακάση. Αν και γνωρίζομασταν ελάχιστα αφού ήταν «νέος» στο τμήμα βιολογίας με εμπιστεύτηκε και μου έδωσε την ευκαιρία να ασχοληθώ με ένα τόσο ενδιαφέρον και σημαντικό θέμα. Τον ευχαριστώ για την καθοδήγησή και τις συμβουλές του όλα αυτά τα χρόνια αλλά κυρίως γιατί πάντα ήταν δίπλα μου να με στηρίζει όταν το χρειαζόμουν.

Επίσης θέλω να ευχαριστήσω τα υπόλοιπα μέλη της Τριμελούς Συμβουλευτικής Επιτροπής Καθ. Μωυσή Μυλωνά και Επικ. Καθ. Μιχάλη Παυλίδη για τις χρήσιμες συμβουλές και παρατηρήσεις τους που συνέβαλαν σημαντικά στην ολοκλήρωση αυτού του διδακτορικού.

Θέλω να ευχαριστήσω ιδιαίτερα το μέλος της Εξεταστικής Επιτροπής τον Ερευνητή Β' του Ινστιτούτου Θαλάσσιας Βιολογίας και Γενετικής του ΕΛ.ΚΕ.Θ.Ε. Χρήστο Αρβανιτίδη για την βοήθεια και τον χρόνο που μου αφιέρωσε ώστε να «μνηθώ» στον κόσμο της ταξινομικής των Πολυχαίτων. Επίσης τον ευχαριστώ πολύ για την σχολαστική διόρθωση της διατριβής μου, η οποία θα του κόστισε αρκετές ώρες από τον χρόνο του.

Θερμές ευχαριστίες οφείλω στα υπόλοιπα μέλη της εξεταστικής επιτροπής Καθ. Αρτεμης Νικολαΐδου, Ομοτ. Καθ. Αναστάσιο Ελευθερίου, Επικ. Καθ. Κωσταντία Λύκα για τις διορθώσεις και τις εύστοχες παρατηρήσεις τους πάνω στο γραπτό κείμενο τη διατριβής μου οι οποίες συνέβαλαν στη βελτίωση του τελικού κειμένου.

Ευχαριστώ πολύ την Ass. Prof. Marianne Holmer (Univeristy of Southern Denmark) για τον χρόνο που μου αφιέρωσε στις λίγες μέρες που ήταν στην Ελλάδα αλλά και για τις πολύ σημαντικές συμβουλές της πάνω στην ανάλυση των δεδομένων μου.

Επίσης θέλω να ευχαριστήσω την Νάντια Παπαδοπούλου από το Ινστιτούτο Θαλάσιων Βιολογικών Πόρων του ΕΛ.ΚΕ.Θ.Ε. για την βοήθειά της στο σχεδιασμό των λειτουργικών ομάδων της μακροπανίδας. Οι συμβουλές της με βοήθησαν ώστε η πετυχημένη δημιουργία των ομάδων αυτών να αποτελέσει κύριο μέρος της διατριβής μου.

Στο σημείο αυτό θέλω να ευχαριστήσω την Μαριάννα Γιαννουλάκη από το Ινστιτούτο Θαλάσιων Βιολογικών Πόρων του ΕΛ.ΚΕ.Θ.Ε. για τον πολύτιμο χρόνο που μου αφιέρωσε. Αν και οι αναλύσεις που κάναμε δεν μπόρεσαν να αποκαλύψουν κάποιο σημαντικό για την διατριβή μου αποτέλεσμα η προθυμία της να με βοηθήσει ήταν πολύ σημαντική για μένα.

Επίσης θα ήθελα να ευχαριστήσω τους Γιώργο Κουβαράκη και Παύλο Ζάρμπα από το Εργαστήριο Χημικών Περιβαλλοντικών Διεργασιών του Τμήματος χημείας του Πανεπιστημίου Κρήτης. Τον Γιώργο γιατί πάντα είχε πρακτικές λύσεις και απαντήσεις να μου δώσει σε σχέση με τις διαφόρου φύσεως ερωτήσεις που τον βομβάρδιζα, ενώ τον Παύλο για τον χρόνο και την προσπάθεια που αφιέρωσε στην ανάλυση των δειγμάτων θαλασσινού νερού.

Τις ευχαριστίες μου θα ήθελα επίσης να απευθύνω στην Ελένη Δαφνομήλη και την Snezana Zivanovic από το Εργαστήριο Χημείας του ΕΛ.ΚΕ.Θ.Ε. Κρήτης και στην Kerstin Nachtigall από το Leibniz-Institut für Meereswissenschaften, IFM-GEOMAR για το σημαντικό αριθμό φυσικοχημικών αναλύσεων που πραγματοποίησαν.

Η συλλογή των δειγμάτων δεν θα ήταν εφικτή χωρίς την βοήθεια από τους παρακάτω ανθρώπους: Νίκος Γκότσης, Σωτήρης Κυπαρίσσης, Dror Angel, Νάσος Κορούμπαλης, Ιορδάνης Μαγιόπουλος, Βίκυ Καλογεροπούλου. Ένα μεγάλο ευχαριστώ οφείλω στην Ευγενία Αποστολάκη που αν και ήταν απασχολημένη με την δική της δειγματοληψία βρήκε τον χρόνο να μου δείξει πως γίνονται τα πειράματα επώασης πυρήνων ιζήματος και να με βοηθήσει στις πρώτες μου απόπειρες.

Ιδιαίτερα θέλω να ευχαριστήσω τον Ιούλιο Γλαμπεδάκη όχι μόνο για τις εξαιρετικές του ικανότητες στην συλλογή των δειγμάτων κάτω από το νερό, αλλά και για την προθυμία του να βοηθήσει σε κάθε είδους δουλειά (κυρίως κουβάλημα και κοσκίνισμα) τον ελεύθερό του χρόνο. Η παρέα του και η παρουσία του στις δειγματοληψίες είναι πάντα ένας ευχάριστος και καθησυχαστικός παράγοντας για όλους. Ελπίζω μόνο την επόμενη φορά που θα παρασυρθούμε από τον Νίκο για μια νυχτερινή βολτούλα να πάμε κάπου πιο κοντά!

Θέλω να ευχαριστήσω τους Παναγιώτη Δημητρίου, Καλλιόπη Σιγάλα, και Φωτεινή Κουλάκη, φοιτητές που βρίσκονται ή πέρασαν από το Εργαστήριο Θαλάσσιας Οικολογίας και συνέβαλαν κατά ένα μικρό ή μεγαλύτερο μέρος στις εργαστηριακές αναλύσεις αυτού του διδακτορικού.

Ένα μεγάλο ευχαριστώ στην Κατερίνα Σεβαστού που αν και δεν είναι πια στο εργαστήριο θα αποτελεί για μένα πάντα μέρος της ομάδας. Η στήριξη, οι συμβουλές και η παρέα της από τότε που ξεκίνησα την μεταπτυχιακή μου διατριβή μέχρι τώρα στο τελείωμα της διδακτορικής μου διατριβής ήταν πολύ σημαντικές για μένα. Επίσης η γνώση και η μεθοδικότητά της στις δειγματοληψίες με έμαθε πώς να οργανώνω μια δειγματοληψία χωρίς να ξεχνάω κάτι πίσω, αν και μερικές φορές μου έσπαγε τα νεύρα ο διαρκείς έλεγχος του εξοπλισμού!

Φυσικά δεν θα μπορούσα να μην ευχαριστήσω την Ιωάννα Καλαντζή (σωστά δεν το έγραψα?) φίλη και συνοδοιπόρο όλα αυτά τα χρόνια του

διδασκτορικού. Η παρέα της και η βοήθειά της ήταν ουσιαστικές τόσο μέσα στο εργαστήριο όσο και κατά τις δειγματοληψίες. Ιωάννα νομίζω ότι αφού τα βγάλαμε πέρα με τις λάσπες και την ψαρίλα (να μην μιλήσω για τις πνιγμένες νυχτρίδες) θα τα καταφέρεις μια χαρά με τις αναλύσεις σου, οπότε μην αγχώνεσαι.

Τέλος θέλω να αφιερώσω την παρούσα διατριβή στην οικογένειά μου, τον Αποστόλη και τους φίλους μου που ανέχτηκαν την γκρίνια και την παντελή έλλειψη χρόνου από μέρους μου, ενώ παράλληλα δεν έπαψαν να με στηρίζουν και να με εμπυχώνουν φροντίζοντας να βρίσκονται διακριτικά δίπλα μου.

1. Γενική Εισαγωγή

1.1 ΒΕΝΘΙΚΗ ΜΑΚΡΟΠΑΝΙΔΑ ΚΑΙ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΙΚΗ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑ

Τα θαλάσσια ιζήματα είναι ασταθή και μετακινούμενα εξαιτίας της δράσης των παλιρροιών και των ρευμάτων. Αντίθετα με τα βραχώδη υποστρώματα το σύστημα των ιζημάτων λειτουργεί σε τρεις διαστάσεις. Οι οργανισμοί που κατοικούν σε τέτοια μαλακά υποστρώματα δεν έχουν συνήθως σταθερές θέσεις προσκόλλησης, ενώ οι περισσότεροι ζουν κάτω από την επιφάνεια του ιζήματος (ενδοπανίδα) ώστε να μην παρασυρθούν από τη μετακίνηση του νερού.

Οι κοινότεροι μακροπανιδικοί οργανισμοί των θαλάσσιων μαλακών υποστρωμάτων είναι οι πολύχαιτοι δακτυλιοσκόληκες ακολουθούμενοι από τα δίθυρα μαλάκια, τα αμφίποδα και δεκάποδα καρκινοειδή και τα εχινόδερμα (Castro & Huber 1992). Κάθε μια από αυτές τις κατηγορίες επηρεάζει και επηρεάζεται από τη δομή των ιζημάτων συμβάλλοντας στη σχέση μεταξύ της στήλης του νερού και του ιζήματος. Συγκεκριμένοι τύποι πυθμένα αντιστοιχούν σε διακριτά καθορισμένες ομάδες ειδών (Fresi et al. 1983), ενώ διαφορετικοί τύποι ιζήματος και διαφορετικές συγκεντρώσεις οργανικού φορτίου προάγουν άλλες οικοσυστημικές λειτουργίες λόγω της πολύπλοκης σχέσης μεταξύ πανίδας και βιογεωχημίας του ιζήματος (Marinelli & Woodin 2002, Marinelli & Williams 2003, Waldbusser et al. 2004, Tomassetti & Porrello 2005).

Γενικά τα ενδιαίτηματα κατοικούνται και επηρεάζονται από τους βενθικούς οργανισμούς δημιουργώντας μια σειρά παραμέτρων που αλληλεπιδρούν, ενώ τα συστήματά που δημιουργούν μπορεί να καλύπτουν από τοπικής μέχρι παγκόσμιας κλίμακας διεργασίες. Οι φυσικοχημικές μεταβλητές όπως τα ρεύματα και ο τύπος του ιζήματος ορίζουν τις συνθήκες δημιουργίας ενός θεμελιώδους θώκου σε μια περιοχή. Παράλληλα οι βιολογικές αλληλεπιδράσεις (θήρευση, ανταγωνισμός) αλλάζουν τη δομή και την ποικιλότητα της βιολογικής κοινότητας τροποποιώντας

τη λειτουργικότητά της. Στη συνέχεια η βενθική κοινότητα μπορεί να μεταβάλλει τη συνολική λειτουργικότητα του συστήματος, μέσω αλλαγών στις χημικές διεργασίες και της τροποποίησης του ιζήματος (Aller & Aller 1998). Για παράδειγμα η βακτηριακή δραστηριότητα επηρεάζεται κατά πολύ από τους ενδοπανιδικούς οργανισμούς που διαταράσσουν το ιζήμα, αυξάνουν το ποσό της επιφάνειας αντιδράσεων και μπορεί να συνεισφέρουν στην αλλαγή της ροής των θρεπτικών από και προς το ιζήμα.

Υπάρχουν 3 κύριες υποθέσεις που συνοψίζουν το σύνολο των 50 διαφορετικών υποθέσεων της επίδρασης στο οικοσύστημα από τη μείωση της βιοποικιλότητας (Loreau et al. 2007). Οι υποθέσεις αυτές αφορούν στη σημασία των ειδών και της ποικιλότητάς τους για τη λειτουργικότητα του οικοσυστήματος (Gray & Elliot 2009):

1. Η υπόθεση ισότητας (*all species are equal hypothesis*) μεταξύ των ειδών υποθέτει ότι η εξάλειψη οποιουδήποτε είδους έχει κάποια επίπτωση στη λειτουργικότητα του συστήματος και η μείωση της λειτουργικότητας είναι ανάλογη των αριθμού μείωσης των ειδών.
2. Η υπόθεση του γυρωτικού ήλου (κν πιρτσινι, *rivet hypothesis*) θεωρεί ότι όλα τα είδη συμβάλλουν όπως οι ήλοι που συγκρατούν το φτερό ενός αεροπλάνου. Όσο αφαιρούνται είδη δεν συμβαίνει τίποτα μέχρι ένας κρίσιμος «ήλος» να αφαιρεθεί με αποτέλεσμα να σπάσει το φτερό και να πέσει το αεροπλάνο (απότομη αλλαγή των λειτουργικών διεργασιών).
3. Η υπόθεση του πλεονασμού των ειδών (*redundancy hypothesis*) υποθέτει ότι τα περισσότερα είδη μια πανιδικής συγκέντρωσης έχουν κάποιες μεταξύ τους αλληλεπιδράσεις και η εξάλειψη ενός είδους έχει πολύ μικρή συνολική επίδραση στη λειτουργικότητα του συστήματος μέχρι να χαθεί ένα κρίσιμο είδος, το οποίο θα οδηγήσει σε κατάρρευση του συστήματος με μεγάλη επίδραση στις λειτουργικές ιδιότητες. Το

κρίσιμο σημείο εξαρτάται από τη συγκεκριμένη βιοκοινότητα και τη σύνθεση των ειδών καθώς και από άλλες περιβαλλοντικές παραμέτρους.

Από μελέτες της χερσαίας οικολογίας έχει φανεί ότι μόνο λίγα είδη είναι λειτουργικά σημαντικά για μια συνάθροιση ειδών ενώ τα περισσότερα είδη είναι πλεονασματικά και έχουν μικρό ή και καθόλου ρόλο στις λειτουργικές διεργασίες (Loreau et al. 2002). Παράλληλα στα βενθικά οικοσυστήματα είναι πιθανόν οι λειτουργικές διεργασίες να εξαρτώνται κυρίως από τις λειτουργικές ομάδες παρά από την αφθονία των ειδών (Bolam et al. 2002). Ως λειτουργικές ομάδες ορίζονται οι ομάδες οργανισμών που μοιράζονται μεγάλο αριθμό κοινών χαρακτηριστικών και προκαλούν παρόμοια αποτελέσματα σε σημαντικές οικοσυστημικές διεργασίες (Bonsdorff & Pearson 1999, Francois et al. 2002, Rosenfeld 2002).

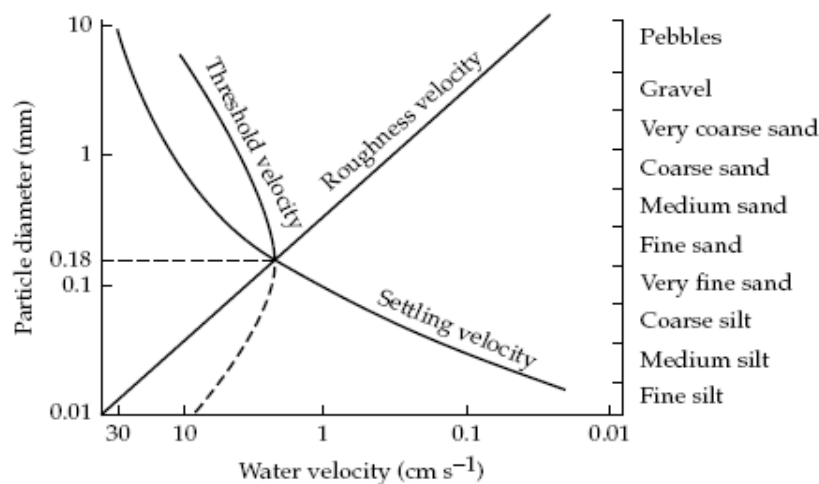
Σε περιοχές με φυσικά χαμηλή ποικιλότητα, λόγω περιβαλλοντικής πίεσης παρατηρείται καλή λειτουργικότητα αν και εμφανίζονται μόνο μερικά πολύ ανθεκτικά είδη. Με την έννοια της λειτουργικότητας εννοούμε την αποτελεσματική ανακύκλωση υλικού και ενέργειας μέσω βιοτικών (πανιδικής και βακτηριακής βιοκοινότητας – βιοποικιλότητας) και αβιοτικών (γεωχημικοί κύκλοι) διεργασιών (Naeem et al. 1999, Boero & Bonsdorff 2007).

Γενικά το μακροβένθος αποτελεί αξιόπιστο δείκτη για την κατάσταση του οικοσυστήματος λόγω των ιδιαίτερων χαρακτηριστικών του. Οι μακροπανιδικοί οργανισμοί (ιδιαίτερα η ενδοπανίδα) έχουν περιορισμένη ικανότητα μετακίνησης και κατά συνέπεια μεγάλη δυνατότητα αποτύπωσης μη αναστρέψιμων αλλαγών του υδάτινου περιβάλλοντος. Παράλληλα λόγω του αρκετά μεγάλου χρόνου ζωής τους εκτίθενται σε χημικά και οργανικά κατάλοιπα για αρκετό διάστημα ώστε να αποτυπώνονται σε αυτούς οι επιπτώσεις των περιβαλλοντικά δυσμενών ερεθισμάτων. Τέλος οι συναθροίσεις τους εμφανίζουν μεγάλη ποικιλότητα και κατά συνέπεια δυνατότητα απόκρισης σε διαφορετικούς τύπους καταπόνησης.

Για όλους τους παραπάνω λόγους, η πληροφορία που λαμβάνεται από το βένθος είναι συχνά περισσότερο αξιόπιστη από μια χημική ανάλυση.

1.2 ΓΕΝΙΚΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΤΩΝ ΘΑΛΑΣΣΙΩΝ ΙΖΗΜΑΤΩΝ

Οι ωκεανοί καταλαμβάνουν το 70% της επιφάνειας της γης γι' αυτό και τα θαλάσσια ιζήματα αποτελούν το δεύτερο μεγαλύτερο ενδιαίτημα του πλανήτη, μετά το νερό των ωκεανών.



Εικ. 1.1. Σημαντικοί παράγοντες που επηρεάζουν την κινητικότητα των μεριδίων του ιζήματος (Gray & Elliot 2009). Η ταχύτητα απόθεσης (*settling velocity*) ακολουθεί το νόμο του Stokes. Η ταχύτητα αδρότητας (*roughness velocity*) είναι η απαραίτητη ελάχιστη ταχύτητα για τη μεταφορά μεριδίων διαφορετικού μεγέθους, ενώ η ελάχιστη ταχύτητα μεταφοράς (*threshold velocity*) είναι η απαραίτητη ροή για την ανύψωση των μεριδίων από τον πυθμένα.

Τα κύματα είναι σημαντικοί παράγοντες που επηρεάζουν και διασκορπίζουν τα ιζήματα μέχρι το βάθος των 100 μέτρων. Όμως η επίδρασή τους μειώνεται εκθετικά με το βάθος και για το λόγο αυτό τα ρεύματα είναι η κύρια παράμετρος που επιδρά στα παράκτια ιζήματα. Ο τύπος απόθεσης εξαρτάται από την

ταχύτητα απόθεσης, την αδρότητα και την ελάχιστη ταχύτητα μεταφοράς (Gray & Elliot 2009) (Εικ. 1.1).

Γενικά τα αδρά αμμώδη ιζήματα αποστραγγίζονται γρήγορα ενώ περιέχουν μικρή ποσότητα οργανικού υλικού. Για το λόγο αυτό θεωρούνται αφιλόξενα ενδιαιτήματα και κατοικούνται μόνο από είδη που είναι ανθεκτικά σε τέτοιου τύπου κινητά υποστρώματα (Gray & Elliot 2009). Αντίθετα στα λασπώδη, λεπτόκοκκα ιζήματα οι κόκκοι τους είναι τοποθετημένοι πολύ κοντά μεταξύ τους, έχουν μικρό ρυθμό ανακύκλωσης νερού και συχνά χαμηλή συγκέντρωση οξυγόνου. Αυτό συμβαίνει επειδή το μικρό ποσό του οξυγόνου από τη στήλη του νερού που διαχέεται μέσα στο ίζημα καταναλώνεται γρήγορα από αερόβια βακτήρια και από τη μικρο- και μειοπανίδα. Παράλληλα ένα μεγαλύτερο ποσό οργανικού υλικού καθιζάνει σε τέτοια λασπώδη ιζήματα, αυξάνοντας τη ζήτηση σε οξυγόνο για την αερόβια αποικοδόμησή του (Castro & Huber 1992).

Ένας άλλος σημαντικός παράγοντας που επηρεάζει τη σύσταση των ιζημάτων είναι η διάμετρος των κόκκων του ιζήματος, καθώς και η ταξινόμησή τους. Λεπτόκοκκα ιζήματα εντοπίζονται σε ήρεμες προφυλαγμένες περιοχές, ενώ πιο αδρά ιζήματα εντοπίζονται σε περιοχές με έντονο κυματισμό και ρεύματα. Παράλληλα ο βαθμός ταξινόμησης των ιζημάτων αλλάζει ανάλογα με τη διάμετρο των κόκκων του ιζήματος. Καλά ταξινομημένα ιζήματα εμφανίζονται σε περιοχές υψηλού υδροδυναμισμού, ενώ σε περιοχές με μικρό κυματισμό και ρεύματα η ταξινόμηση των ιζημάτων είναι πολύ χαμηλή (Castro & Huber 1992).

Επίσης το ποσό του νερού που μπορεί να διατηρηθεί σε ένα ίζημα (πορώδες), καθώς και η διαπερατότητα του, δηλαδή το ποσό του νερού που μπορεί να περάσει μέσω των πόρων του ιζήματος είναι σημαντικοί παράγοντες για την κατανόηση της σύστασης και λειτουργίας των ιζημάτων.

Από τα παραπάνω γίνεται φανερό ότι πολλοί από τους παράγοντες που επηρεάζουν τη σύσταση των ιζημάτων συνδέονται μεταξύ τους (Elliot et al. 1998). Έτσι ο υδροδυναμισμός μιας περιοχής επηρεάζει το μέγεθος των κόκκων

και το βαθμό ταξινόμησης των ιζημάτων. Αυτό επιδρά στο πορώδες και τη διαπερατότητα που μαζί με την τοποθέτηση των κόκκων επηρεάζουν τη μετακίνηση του νερού μέσα στο ίζημα. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα την επίδραση στη συγκέντρωση του οξυγόνου και της αλατότητας και κατά συνέπεια στη γεωχημεία των ιζημάτων (πχ. δυναμικό οξειδοαναγωγής) (Gray & Elliot 2009).

Παράλληλα το φώς είναι μια άλλη σημαντική παράμετρος που επηρεάζει τη σύσταση των ιζημάτων λόγω της δράσης του μικροφυτοβένθους στα πρώτα χιλιοστά των ιζημάτων (McIntyre et al. 1996). Δηλαδή τα πρώτα χιλιοστά του ιζήματος αποτελούν μια ζώνη ισχυρής βιογεωχημικής δραστηριότητας (Libes 1992). Στα οξυγονωμένα στρώματα του υποστρώματος κάτω από την επιφάνειά του, όπου δεν διεισδύει το φώς το χρώμα του ιζήματος είναι καφέ ενώ μετά ακολουθεί ένα λεπτό γκρίζο στρώμα μέχρι το βαθύτερο μαύρο αναερόβιο στρώμα. Στο τελευταίο αυτό στρώμα κυριαρχούν αναερόβια βακτήρια (που επάγουν την αναγωγή του θείου και τη μεθυλίωση) και κάποιες φορές αναδύεται η χαρακτηριστική μυρωδιά του υδρόθειου (Fenchel & Finley 1995). Σε ευτροφικές περιοχές η υπεραφθονία του οργανικού υλικού στη στήλη του νερού καταναλώνει όλο το διαθέσιμο οξυγόνο και οδηγεί σε αναερόβιες συνθήκες με εμφάνιση μαύρου ανοξικού ιζήματος στην επιφάνειά του. Τόσο τα καλά οξυγονωμένα όσο και τα ανοξικά ιζήματα εμφανίζουν μια πολύπλοκη βιογεωχημεία επομένως είναι απαραίτητη η μελέτη της σχέσης φυσικών, χημικών και βιολογικών μεταβλητών ώστε να κατανοήσουμε τη λειτουργικότητά τους.

1.3 ΙΧΘΥΟΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΕΣ ΚΑΙ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

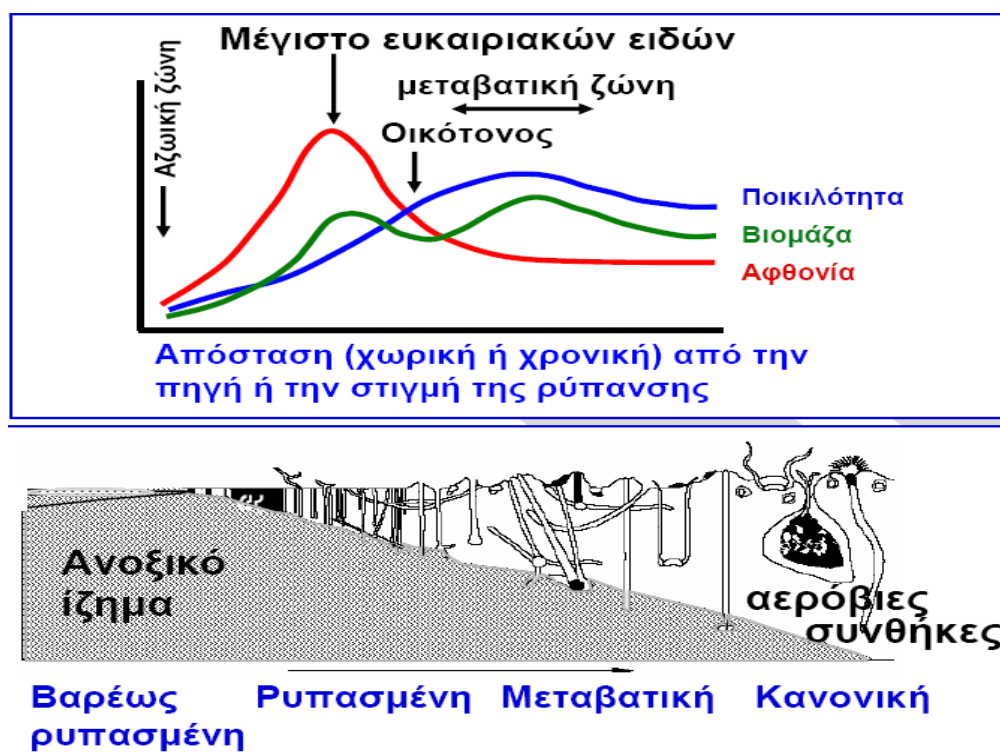
Η σημαντική ανάπτυξη των υδατοκαλλιεργειών σε παγκόσμιο επίπεδο τις τελευταίες δύο δεκαετίες έχει δημιουργήσει σοβαρές ανησυχίες όσον αφορά στις περιβαλλοντικές επιδράσεις που μπορεί να έχει στις παράκτιες περιοχές, τόσο στη στήλη του νερού όσο και στα θαλάσσια ιζήματα. Η Ελλάδα εμφανίζει το

μεγαλύτερο αριθμό ιχθυοτροφείων στη νότια Ευρώπη και τη μεγαλύτερη παραγωγή τσιπούρας (*Sparus aurata*) και λαβρακιού (*Dicentrarchus labrax*). Η ανάπτυξη αυτή επιφέρει περιβαλλοντικές, οικονομικές και κοινωνικές επιπτώσεις, ενώ αναμένεται να αυξηθεί στο μέλλον, εξαιτίας των συνεχώς μειούμενων αλιευτικών αποθεμάτων. Είναι γνωστό ότι τα ιχθυοτροφεία απελευθερώνουν διαλελυμένα και σωματιδιακά απόβλητα, τα οποία επηρεάζουν την ποιότητα του νερού και θεωρούνται ως μια πιθανή αιτία ευτροφισμού στα παράκτια οικοσυστήματα (Hall et al. 1990, Holby & Hall 1991).

Η πλέον διαδεδομένη επίπτωση των ιχθυοκαλλιεργειών αφορά τον οργανικό εμπλουτισμό των ιζημάτων που είναι αποτέλεσμα της καθίζησης αχρησιμοποίητης τροφής και περιττωμάτων των ψαριών. Η συσσώρευση υλικού κάτω από τους κλωβούς έχει ως αποτέλεσμα την εμφάνιση ενός χαλαρού μαύρου στρώματος ιζήματος κάτω από τους κλωβούς (Holmer 1991). Αυτό χαρακτηρίζεται από χαμηλές τιμές οξειδοαναγωγικού δυναμικού (Hargrave et al. 1993), υψηλή περιεκτικότητα σε οργανικό υλικό και συσσώρευση ενώσεων αζώτου και φωσφόρου (Hall et al. 1990, Holby & Hall 1991, Karakassis et al. 1998). Αυτές οι αλλαγές στα φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά του ιζήματος επάγουν αλλαγές στα βενθικά ενδιαιτήματα και στη δομή των βενθικών κοινοτήτων (Brown et al. 1987, Karakassis et al. 1998, 1999, 2000).

Σημαντικά ενδιαιτήματα όπως τα λιβάδια *Posidonia oceanica* στη Μεσόγειο επηρεάζονται σε σημαντικό βαθμό από την απελευθέρωση θρεπτικών, τη συσσώρευση οργανικού υλικού και τη μεταβολή των οπτικών ιδιοτήτων του νερού (μείωση της διείσδυσης του φωτός στη στήλη του νερού). Οι επιδράσεις σε αυτά τα λιβάδια μπορεί να είναι σημαντικές για το θαλάσσιο οικοσύστημα καθώς αποτελούν στρατηγικά ενδιαιτήματα που διαδραματίζουν σημαντικό ρόλο στη γαμετοκία και «στρατολόγηση» διαφόρων θαλάσσιων οργανισμών. Υπάρχουν ενδείξεις πως οι λειμώνες φανερόγαμων έχουν προσβληθεί σοβαρά ή έχουν εξαλειφθεί ολοκληρωτικά σε κάποιες περιοχές ως αποτέλεσμα

ιχθυοκαλλιεργητικών δραστηριοτήτων (Delgado et al. 1999) ενώ δεν υπήρξαν συνθήκες ανάκαμψης του συστήματος για τουλάχιστον 3 χρόνια μετά την παύση των δραστηριοτήτων αυτών.



Εικ. 1.2. Μοντέλο διαδοχής του μακροβένθους συναρτήσει της απόστασης από την πηγή του οργανικού εμπλουτισμού (Pearson & Rosenberg, 1978). (α) διάγραμμα μεταβολής των κυριότερων παραμέτρων της βιοκοινότητας και (β) διαγραμματική απεικόνιση των κυριότερων ζωνών διαδοχής

Η μακροπανίδα (κυρίως η ενδοπανίδα) αντανακλά με μεγάλη ευαισθησία τις αλλαγές που επέρχονται στο περιβάλλον από τον οργανικό εμπλουτισμό του ιζήματος από απόβλητα ιχθυοτροφείων και η εικόνα που παρουσιάζει είναι σε μεγάλο βαθμό παρόμοια με εκείνη που έχει περιγραφεί από τους [Pearson & Rosenberg \(1978\)](#) γενικά για τον οργανικό εμπλουτισμό (Εικόνα 1.2).

Ακριβώς κάτω από τους κλωβούς, όταν ο ρυθμός καθίζησης των οργανικών υπολειμμάτων είναι υψηλός, η πανίδα μπορεί και να εξαφανιστεί εντελώς,

αφήνοντας μια αζωική ζώνη (Brown et al. 1987, Heilskov & Holmer 2001), όπου κυριαρχούν τα αναερόβια βακτήρια. Ακολουθεί μια ζώνη με χαμηλή ποικιλότητα ειδών, η οποία κυριαρχείται από λίγα και μικρού μεγέθους ευκαιριακά είδη πολυχαίτων. Τα είδη αυτά έχουν αναπαραγωγικά και αναπτυξιακά χαρακτηριστικά που τους παρέχουν το πλεονέκτημα της εκμετάλλευσης οικοθέσεων που προκύπτουν από ξαφνικές περιβαλλοντικές αλλαγές, με κύριο εκπρόσωπο το είδος *Capitella capitata* (είδη r-επιλογής). Αυξανόμενης της απόστασης από τους κλωβούς, αυξάνεται και η ποικιλότητα, με την προσθήκη και λιγότερο ανθεκτικών στη ρύπανση ειδών (είδη k-επιλογής) (Heilskov & Holmer 2001).

Τέλος σε μεγάλη απόσταση από τις ιχθυοκαλλιέργειες τα ιζήματα επανέρχονται στην «κανονική» τους κατάσταση με αυξημένη βενθική ποικιλότητα (οργανισμοί με ευρύ φάσμα μεγεθών και εκπροσώπους από διάφορες ταξινομικές ομάδες) και φυσιολογικές για την περιοχή συνθήκες οξυγόνωσης. Από τα παραπάνω γίνεται φανερό ότι η απόκριση της βενθικής πανίδας στον οργανικό εμπλουτισμό εξαρτάται από τα βιολογικά γνωρίσματα των οργανισμών. Διαφορετικά είδη ενεργοποιούνται με διαφορετικά πρότυπα σημαντικά για τη ρύθμιση των συστημάτων. Κάθε πρότυπο συχνά συνδέεται με ιδιαίτερα γνωρίσματα του είδους (Norling et al. 2007).

Η επίδραση των ιχθυοκαλλιεργειών στις βιοτικές και αβιοτικές παραμέτρους, δηλαδή η ένταση του φαινομένου του οργανικού εμπλουτισμού εξαρτάται από τις πρακτικές εκτροφής καθώς και από τα φυσικά (βαθυμετρία, γεωγραφικό πλάτος, απόσταση από τους κλωβούς), χημικά και βιολογικά χαρακτηριστικά της περιοχής (Kalantzi & Karakassis 2006). Σε περιοχές υψηλού υδροδυναμισμού ή με αδρά ιζήματα γίνεται γρήγορη ανανέωση νερού και απομάκρυνση των οργανικών ουσιών επομένως εμφανίζουν σημαντικά μικρότερο βαθμό συσσώρευσης αποβλήτων από ότι κλειστοί ρηχοί κόλποι (Karakassis 2001). Επιπλέον έχει παρατηρηθεί ότι η ζώνη του βυθού που επηρεάζεται σε σχέση με τη

μακροπανίδα εκτείνεται σε απόσταση 10-25 μέτρα από τα όρια των κλωβών (Karakassis 2001, Lampadariou et al. 2005). Αντίθετα η επίδραση των ιχθυοκαλλιεργειών στη συγκέντρωση του άνθρακα και αζώτου των ιζημάτων για πυθμένες 25 μέτρων βάθους μπορεί να ανιχνευτεί σε μια ευρύτερη περιοχή γύρω στα 1000 μέτρα από τους κλωβούς (Sara et al. 2004). Τέλος είναι σημαντικό να αναφερθεί ότι οι επιδράσεις στο περιβάλλον υπόκεινται σε σημαντικές εποχικές αλλαγές και είναι λιγότερο σοβαρές το χειμώνα όταν η παροχή τροφής είναι μικρότερη και η επαναιώρηση και οξυγόνωση του ιζήματος μεγαλύτερες.

Οι μελέτες όσον αφορά τις επιπτώσεις των ιχθυοκαλλιεργειών στα θαλάσσια ιζήματα της Μεσογείου διαφοροποιούνται σε σχέση με αυτές που έχουν πραγματοποιηθεί σε βορειότερες περιοχές της Ευρώπης (Karakassis et al. 1998, 2000, 2002, Mazzola et al. 1999, Mirto et al. 2000, Vezzulli et al. 2003). Τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά των Μεσογειακών οικοσυστημάτων, που τα κάνουν να διαφέρουν από αυτά της Βόρειας Ευρώπης και επηρεάζουν τόσο τις υδατοκαλλιέργειες όσο και τις οικολογικές διαδικασίες αποικοδόμησης των υπολειμμάτων τους είναι σύμφωνα με τον Karakassis (2001), τα ακόλουθα: α) η υψηλή θερμοκρασία (ετήσιο ελάχιστο στους 12°C και ετήσιο μέγιστο στους 25°C) που επάγει υψηλούς μεταβολικούς ρυθμούς, επηρεάζοντας και την παραγωγή των ψαριών και τη δραστηριότητα των μικροβίων. β) το παλιρροιακό καθεστώς (εύρος παλίρροιας μικρότερο από 50cm), το οποίο δεν ευνοεί τη διάλυση και τη διασπορά των υγρών και σωματιδιακών αποβλήτων, ιδίως σε σχετικά κλειστούς κόλπους, όπου τα ρεύματα δεν είναι ισχυρά. γ) η ολιγοτροφία της Μεσογείου, που χαρακτηρίζεται από χαμηλή περιεκτικότητα σε θρεπτικά, μικρή πρωτογενή παραγωγή και μικρή φυτοπλαγκτονική βιομάζα, συντελεί στην αυξημένη διαύγεια του νερού που επιτρέπει τη διαδικασία της φωτοσύνθεσης σε μεγαλύτερα βάθη. δ) η πρωτογενής παραγωγή περιορίζεται από το φώσφορο, σε αντίθεση με την πλειονότητα των άλλων παράκτιων θαλασσιών περιοχών, όπου περιοριστικός παράγοντας είναι το άζωτο και έτσι ευτροφισμός προκύπτει μόνο όταν υπάρχει απελευθέρωση μεγάλων ποσοτήτων φωσφόρου. ε) η πανίδα και η

χλωρίδα του οικοσυστήματος είναι ποικιλόμορφες, ιδιαίτερα στην παράκτια ζώνη και περιλαμβάνουν μεγάλο ποσοστό ενδημικών ειδών ως αποτέλεσμα του δυναμικού γεωλογικού παρελθόντος της Μεσογείου (γενικά, παρατηρούνται χαμηλές αφθονίες και βιομάζες που οφείλονται στο oligοτροφικό περιβάλλον). στ) η μορφολογία των παράκτιων κόλπων, όπου το μεγαλύτερο ποσοστό των υδατοκαλλιεργειών διενεργείται, είναι πολύ διαφορετική από αυτό των βόρειων περιοχών, ενώ συνήθως δεν υπάρχει συνεχής παροχή γλυκού νερού.

Τα παραπάνω χαρακτηριστικά του ελληνικού θαλάσσιου οικοσυστήματος έπαιξαν σημαντικό ρόλο στη μεγάλη ανάπτυξη των ιχθυοκαλλιεργειών τα τελευταία χρόνια. Για τη διατήρηση και διαχείριση των περιοχών αυτών είναι σημαντική η κατανόηση της λειτουργικότητας των βενθικών οικοσυστημάτων κοντά σε ιχθυοκαλλιέργειες μέσω της μελέτης των σχέσεων μακροπανίδας και γεωχημικών χαρακτηριστικών των ιζημάτων.

1.4 ΣΤΟΧΟΙ ΕΡΓΑΣΙΑΣ

Τα θαλάσσια παράκτια ενδιαιτήματα είναι αυτά που επηρεάζονται κυρίως από τις ανθρωπογενείς επιδράσεις. Ιδιαίτερα στην περίπτωση των ιχθυοκαλλιεργειών φαίνεται ότι συχνά εγκαθίστανται πάνω από τα σημαντικά ενδιαιτήματα των λειμώνων *Posidonia oceanica* επειδή τα ιδιαίτερα περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά των περιοχών αυτών (ισχυρά ρεύματα, καλή ποιότητα νερού και αδρά ιζήματα) ταιριάζουν απόλυτα με τις απαιτήσεις των ιχθυοτροφείων. Επομένως οι πρωταρχικοί στόχοι της παρούσας εργασίας ήταν (α) η μελέτη της επίδρασης των ιχθυοκαλλιεργειών σε διαφορετικά ενδιαιτήματα και ιζήματα της Μεσογείου, (β) η διερεύνηση των αλλαγών στη λειτουργική σύσταση μακροπανιδικών βιοκοινοτήτων μαλακού υποστρώματος σε περιοχές που γειτνιάζουν με ιχθυοκαλλιέργειες και (γ) η διερεύνηση της σχέσης βενθικής ποικιλότητας και οικοσυστημικών λειτουργιών.

Επειδή η βαθμιαία μεταβολή του οργανικού εμπλουτισμού μπορεί να προκαλέσει αλλαγές στη ροή των θρεπτικών και του οξυγόνου εξαιτίας της μικροβιακής ανοργανοποίησης του οργανικού υλικού οι αναλύσεις επαναλήφθηκαν για διαφορετικού τύπου ιζήματα και για διαφορετικά επίπεδα οργανικού εμπλουτισμού, ώστε να απομονώσουμε τη δράση της ποικιλότητας, διατηρώντας τη διακύμανση άλλων παραμέτρων σε χαμηλό επίπεδο.

Η υποθέσεις που διερευνήθηκαν αφορούσαν (α) τη διαφοροποίηση του πρότυπου μεταβολής των βιογεωχημικών μεταβλητών ανάμεσα σε διαφορετικούς τύπους ιζημάτων, (β) την ανίχνευση διαφορών ανάμεσα σε ενδιαίτηματα μαλακών υποστρωμάτων που επηρεάζονται από αυξημένα φορτία θρεπτικών, (γ) τη διαφοροποίηση της χωρικής έκτασης του οργανικού εμπλουτισμού από ιχθυοκαλλιεργητικές δραστηριότητες μεταξύ διαφορετικού τύπου πυθμένων, (δ) τη διερεύνηση της σχέσης λειτουργικής ποικιλότητας και σύστασης με τις αλλαγές των οικοσυστημικών διεργασιών σε ιζήματα με διαβαθμίσεις οργανικού εμπλουτισμού, (ε) τη μελέτη του λειτουργικού πλεονασμού (*redundancy*) για συγκεκριμένα λειτουργικά γνωρίσματα εντός της ποικιλότητάς τους (α-ποικιλότητα δείγματα μέσα σε ένα ενδιαίτημα), εφόσον οι λειτουργικές διαφορές της ποικιλότητας ανάμεσα στα εξεταζόμενα ενδιαίτηματα (β-ποικιλότητα: ο βαθμός μεταβολής της σύνθεσης των ειδών σε κοινότητες κατά μήκος μιας βαθμιαίας μεταβολής) δεν είναι ικανές να αποκαλύψουν πληροφορίες για το λειτουργικό πλεονασμό των ειδών και (στ) τη διερεύνηση της σχέσης βενθικής ποικιλότητας και οικοσυστημικών λειτουργιών σε οργανικά εμπλουτισμένα ιζήματα χρησιμοποιώντας τη ροή των θρεπτικών και του οξυγόνου ως εκφραστής αυτής της σχέσης.

Σε καθένα από τα κεφάλαια που ακολουθούν παρουσιάζονται τα αποτελέσματα στα οποία στηρίχθηκαν οι έλεγχοι υποθέσεων που αναφέρονται παραπάνω. Στο Κεφάλαιο 2 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα της επίδρασης των ιχθυοκαλλιεργειών σε ιζήματα διαφορετικού τύπου της Μεσογείου. Στο

Κεφάλαιο 3 παρουσιάζονται οι αλλαγές της λειτουργικής σύνθεσης της μακροπανίδας σε περιοχές που γειτνιάζουν με ιχθυοκαλλιεργητικές μονάδες και έχουν διαφορετικού τύπου ιζήματα. Στο κεφάλαιο 4 εξετάζεται η βενθική ποικιλότητα σε σχέση με τις οικοσυστημικές λειτουργίες σε οργανικά εμπλουτισμένα ιζήματα. Τέλος στο Κεφάλαιο 5 συζητούνται εκτενώς τα ευρήματα της συνολικής εργασίας και στο κεφάλαιο 6 συνοψίζονται σε βασικά σημεία.

2. Επίδραση των ιχθυοκαλλιεργειών σε ιζήματα διαφορετικών τύπων της Μεσογείου *

2.1 ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Οι διαφορές στο πρότυπο μεταβολής διαφορετικών τύπων ιζήματος μελετήθηκαν σε ιζήματα οργανικά εμπλουτισμένα από ιχθυοκαλλιεργητικές δραστηριότητες. Ως περιοχές ελέγχου επιλέχθηκαν ιζήματα από λασπώδη και αμμώδη ενδαιτήματα (σε γεινίαση με λειμώνες φανερόγαμων), εξαιτίας των διαφοροποιημένων βιογεωχημικών χαρακτηριστικών και λειτουργιών που παρουσιάζουν. Τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας έδειξαν τη σχέση των βιογεωχημικών μεταβλητών με τη βαθυμετρία και τη σύσταση του ιζήματος. Παρά το ότι η χωρική έκταση του οργανικού εμπλουτισμού ήταν η ίδια οι βενθικοί οργανισμοί και οι γεωχημικές μεταβλητές των εξεταζόμενων ενδαιτημάτων έδειξαν διαφορετικά πρότυπα ανάλογα με τις λειτουργίες τους. Για την αφαίρεση της επίδρασης λειτουργικής ποικιλότητας των ιζημάτων οι αναλύσεις επαναλήφθηκαν χωριστά για τους δύο κύριους τύπους ενδαιτημάτων του γυμνού ιζήματος (λασπώδες και λειμώνων φανερόγαμων). Φαίνεται ότι η γενική απόκριση των βιολογικών και γεωχημικών παραμέτρων στον οργανικό εμπλουτισμό διαφοροποιήθηκε σημαντικά ανάμεσα στα διαφορετικά ενδαιτήματα. Επίσης οι επιδράσεις στο βενθικό περιβάλλον των αδρών ιζημάτων είναι πιο δύσκολα ανιχνεύσιμες με τις συνήθεις μεθόδους παρακολούθησης.

* Δεδομένα από το κεφάλαιο αυτό έχουν υποβληθεί για δημοσίευση: Papageorgiou N, Kalantzi I, Karakassis I (2009). Effects of fish farming on different sediment types of the Mediterranean Sea. Marine Environmental Research, MERE-D-09-00041

2.2 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Έχει δειχθεί ότι η επίδραση των ιχθυοκαλλιεργειών στις βιοτικές και αβιοτικές παραμέτρους καθορίζεται σε μεγάλο βαθμό από την απόσταση από τους κλωβούς, το βάθος της θάλασσας και το γεωγραφικό πλάτος (Kalantzi & Karakassis 2006). Προηγούμενες μελέτες που πραγματοποιήθηκαν στη μεσόγειο έδειξαν ότι οι σοβαρές επιδράσεις των ιχθυοκαλλιεργητικών εκροών περιορίζονται για τη μακροπανίδα σε μια απόσταση μέχρι 25 μέτρα από την άκρη των κλωβών (Karakassis 2001, Lampadariou et al. 2005). Αντίθετα η επίδραση των ιχθυοκαλλιεργειών στη συγκέντρωση του άνθρακα και αζώτου των ιζημάτων για πυθμένες 25 μέτρων βάθους μπορεί να ανιχνευτεί σε μια ευρύτερη περιοχή γύρω στα 1000 μέτρα από τους κλωβούς (Sara et al. 2004).

Τα αποτελέσματα του οργανικού εμπλουτισμού στον πυθμένα κάτω από τους κλωβούς ποικίλλουν από πολύ σοβαρά μέχρι σχεδόν αμελητέα ανάλογα με το είδος του ιζήματος και την ένταση των ρευμάτων που κυριαρχούν στην περιοχή. Πάντως τα ιλύδη ιζήματα έχουν δυνητικά μεγαλύτερη πιθανότητα να υποβαθμιστούν (Karakassis 2001).

Γενικά οι αλλαγές των βενθικών βιοκοινοτήτων σε περιπτώσεις οργανικού εμπλουτισμού, ακολουθούν το πρότυπο διαδοχής που περιγράφεται από τους Pearson & Rosenberg (1978). Σύμφωνα με το συγκεκριμένο μοντέλο η αφθονία αρχικά αυξάνει σταδιακά όσο αυξάνεται το οργανικό φορτίο, στη συνέχεια η κλίση της καμπύλης αφθονίας γίνεται πιο απότομη μέχρι που φτάνει σε ένα μέγιστο (το μέγιστο των ευκαιριακών ή οπορτουμιστικών οργανισμών). Στη συνέχεια η αφθονία μειώνεται απότομα όσο μειώνεται και η συγκέντρωση του οξυγόνου στο ιζημα. Η βιομάζα ακολουθεί το ίδιο πρότυπο αλλά συχνά εμφανίζει ένα δεύτερο μέγιστο λίγο μικρότερο από αυτό της μέγιστης αφθονίας. Ο μέγιστος αριθμός ειδών συμπίπτει με το μέγιστο της βιομάζας.

Η απόκριση των βενθικών οργανισμών στον οργανικό εμπλουτισμό μπορεί να χρησιμοποιηθεί σαν δείκτης της κατάστασης του ιζήματος (Gray et al. 2002) καθώς και για τη γενικότερη παρακολούθηση του περιβάλλοντος. Τα τελευταία χρόνια η κατάσταση του βένθους χρησιμοποιήθηκε για τον προσδιορισμό της οικολογικής ποιότητας (ecological quality status=EcoQS) των υδάτων στα πλαίσια της Ευρωπαϊκής Οδηγίας για το Νερό (WFD; 2000/60/EC) (Rosenberg et al. 2004, Labruno et al. 2006, Quintino et al. 2006, Borja et al. 2007, Muxika et al. 2007) όπως και γενικότερα σαν δείκτης της πίεσης που ασκεί ο οργανικός εμπλουτισμός σε ευρύτερες παράκτιες περιοχές στις οποίες εισέρχονται οργανικά απόβλητα από ανθρωπογενείς δραστηριότητες (Hyland et al. 2005).

Η απόκριση των βενθικών κοινοτήτων στον οργανικό εμπλουτισμό εξαρτάται από το βαθμό του εμπλουτισμού, τις βιογεωχημικές ιδιότητες του υποστρώματος και τη σύσταση της βενθικής πανίδας (Gray 2002, Pusceddu et al. 2007, Hargrave et al. 2008). Υπάρχουν ενδείξεις ότι οι βιοτικές και γεωχημικές μεταβλητές διαφοροποιούν την απόκρισή τους ανάλογα με τον τύπο του ιζήματος (Kalantzi & Karakassis 2006, Apostolaki et al. 2007, Holmer et al. 2008). Συγκεκριμένοι τύποι πυθμένα αντιστοιχούν σε διακριτά καθορισμένες ομάδες ειδών (Fresi et al. 1983), ενώ διαφορετικοί τύποι ιζήματος και διαφορετικές συγκεντρώσεις οργανικού φορτίου προάγουν άλλες οικοσυστημικές λειτουργίες λόγω της πολύπλοκης σχέσης μεταξύ πανίδας και βιογεωχημείας του ιζήματος (Marinelli & Woodin 2002, Marinelli & Williams 2003, Waldbusser et al. 2004, Tomassetti & Porrello 2005).

Με δεδομένες αυτές τις διαφορές η συγκεκριμένη μελέτη οργανώθηκε ώστε να περιλαμβάνει ένα ευρύ φάσμα βιογεωχημικών μεταβλητών σε διαφορετικούς τύπους ιζήματος. Για να υπάρχει σημαντική διαφοροποίηση των βιογεωχημικών χαρακτηριστικών επιλέξαμε για δειγματοληψία περιοχές τόσο με λεπτά (λασπώδη) ιζήματα όσο και αδρά (αμμώδη) ενδιαιτήματα σε γεινίαση με λειμώνες φανερόγαμων.

Τα λασπώδη ενδιαιτήματα αποτελούνται συνήθως από αργιλώδη, αναγωγικά ιζήματα με υψηλά οργανικά φορτία (Hyland et al. 2005). Η μακροπανιδική τους κοινότητα αποτελείται από μικρούς οργανισμούς ανθεκτικούς στον οργανικό εμπλουτισμό (Pearson & Rosenberg 1978). Σε τέτοιες περιοχές η αναπνοή των ιζημάτων πραγματοποιείται κυρίως μέσω βακτηρίων, ενώ η μακροπανίδα συνεισφέρει μόλις το 10-30% της συνολικής αναπνοής του ιζήματος (Middelburg et al. 2005, Hargrave et al. 2008).

Τα λιβάδια Ποσειδωνίας (*Posidonia oceanica*) παρέχουν σημαντικές οικοσυστημικές υπηρεσίες και λειτουργίες και τροποποιούν σημαντικά την υφή των ιζημάτων (Duarte 2002). Έχει αποδειχθεί ότι ακόμα και για μικρές χωρικές αποστάσεις οι πανιδικές κοινότητες που ζουν μέσα στους λειμώνες φανερόγαμων παρουσιάζουν σημαντικές διαφορές από τις κοινότητες οργανισμών που κατοικούν στο γυμνό ίζημα (Mills & Berkenbusch 2009). Παράλληλα, τα οργανικά υπολείμματα της *Posidonia* μπορούν να αποτελέσουν πηγή άνθρακα για τους ενδοπανιδικούς οργανισμούς που κατοικούν μέσα και κοντά στα λιβάδια (Cardona et al. 2007). Τα απόβλητα από τις ιχθυοκαλλιέργειες επιφέρουν σημαντικές επιδράσεις στη δομή και λειτουργία των λειμώνων της *Posidonia* (Holmer et al. 2008), στους οποίους συχνά στις μεσογειακές χώρες τοποθετούνται παράκτιοι κλωβοί ψαριών (Holmer et al. 2008). Η υποβάθμιση των λειμώνων της *Posidonia* κοντά στα ιχθυοτροφεία προκαλείται κυρίως από την ιζηματοπόθεση του οργανικού υλικού (Holmer et al. 2007, Holmer et al. 2008), καθώς και, μέχρι ενός σημείου, από τη σκίαση το λιβαδιών από τους κλωβούς καλλιέργειας (Holmer et al. 2008).

Στόχος της συγκεκριμένης εργασίας ήταν η διερεύνηση των παρακάτω υποθέσεων: (α) αν υπάρχει διαφοροποίηση του προτύπου μεταβολής των βιογεωχημικών μεταβλητών ανάμεσα σε διαφορετικούς τύπους ιζημάτων, (β) αν ανιχνεύονται διαφορές στα ενδιαιτήματα μαλακού υποστρώματος που επηρεάζονται από αυξημένα φορτία θρεπτικών και (γ) εάν μεταβάλλεται η

χωρική έκταση του οργανικού εμπλουτισμού από ιχθυοκαλλιεργητικές δραστηριότητες μεταξύ διαφορετικού τύπου πυθμένων.

2.3 ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

2.3.1 Περιοχές δειγματοληψίας

Η επίδραση των ιχθυοκαλλιεργειών ως πηγή οργανικού εμπλουτισμού στα θαλάσσια ιζήματα και στις σχετικές μακροβενθικές κοινότητες, μελετήθηκε σε τέσσερα ιχθυοτροφεία (Σούνιο, Σητεία, Αστακός, Κεφαλονιά). Οι περιοχές δειγματοληψίας επιλέχθηκαν από μια μεγαλύτερη ομάδα περιοχών σε μια προσπάθεια μεγιστοποίησης της μεταβλητότητας ως προς τον τύπο του ιζήματος και το βαθμό έκθεσης των περιοχών. Η πρώτη περιοχή βρίσκεται στην παράκτια θαλάσσια ζώνη του Σουνίου 300 m από τις νότιες ακτές της Αττικής. Οι κλωβοί (13-20 m βάθος) βρίσκονται σε ένα στενό πέρασμα ανάμεσα στην ακτή και τη νησίδα Πάτροκλος. Το ιζήμα είναι σχετικά αδρό και ένα μεγάλο μέρος του καλύπτεται από λιβάδια *Posidonia oceanica*, εκτός από μια γυμνή ζώνη που εκτείνεται 5-25 m από τους κλωβούς, όπου οι λειμώνες έχουν υποχωρήσει σημαντικά. Το δεύτερο ιχθυοτροφείο όπου πραγματοποιήθηκε δειγματοληψία βρίσκεται στην Κεφαλονιά στον ημίκλειστο κόλπο του Αργοστολίου, ο οποίος ενώνεται με την ανοιχτή θάλασσα μέσω ενός στενού ανοίγματος (περίπου 2,8 km). Το βάθος στην περιοχή των κλωβών είναι 18-20 m, ενώ το ιζήμα είναι λασπώδες. Το τρίτο ιχθυοτροφείο βρίσκεται στη βορειοανατολική Κρήτη κοντά στη Μονή Τοπλού στο νομό Λασιθίου. Το ιζήμα αποτελείται από λεπτόκοκκη άμμο και ένα κλάσμα ιλύος. Στην περιοχή υπάρχουν συστάδες *Posidonia*, εκτός από μια γυμνή ζώνη που εκτείνεται μέχρι απόσταση περίπου 80m από τους κλωβούς όπου οι λειμώνες έχουν εξαφανιστεί. Το βάθος στην περιοχή των κλωβών είναι 14-18 m. Η τέταρτη περιοχή δειγματοληψίας βρίσκεται στο νομό

Αιτωλοακαρνανίας κοντά στην πόλη του Αστακού. Πρόκειται για ένα κλειστό και ρηχό κόλπο με λασπώδες ίζημα, του οποίου το βάθος κοντά στους κλωβούς κυμαίνεται περίπου από 12 έως 15 m. Οι δειγματοληψίες πραγματοποιήθηκαν κατά τη θερινή περίοδο Ιουνίου-Ιουλίου 2006 (Σούνιο και Κεφαλονιά) και Ιουλίου 2007 (Σητεία και Αστακός) καθώς και κατά τη χειμερινή περίοδο Φεβρουαρίου 2007 (Σούνιο).

2.3.2 Διαδικασία Δειγματοληψίας

Οι σταθμοί δειγματοληψίας επελέγησαν κάτω (0 m) καθώς και σε αποστάσεις 5, 10, 25 και 50 μέτρων από τους κλωβούς, σε κατεύθυνση κατάντι του επικρατούντος ρεύματος σε κάθε περιοχή. Ένας σταθμός ελέγχου (Control) με παρόμοιο βάθος και υπόστρωμα επιλέχθηκε σε σημείο που δεν επηρεάζεται από τους κλωβούς και βρίσκεται ανάντι του ρεύματος σε 400-1000 m απόσταση από αυτούς. Τα δείγματα συλλέχθηκαν στη διάρκεια 4 αποστολών.

Η λήψη των δειγμάτων μακροπανίδας έγινε με δύτες που χρησιμοποίησαν πλαστικούς κυλινδρικούς πυρηνολήπτες (*cores*) με εσωτερική διάμετρο 9,4 cm (επιφάνεια δειγματοληψίας $T=\pi r^2=0,007 \text{ m}^2$), οι οποίοι πιέστηκαν να διεισδύσουν στο ίζημα μέχρι βάθους 15 εκατοστών από την επιφάνεια του ιζήματος. Σε κάθε σταθμό λαμβάνονταν 5 επαναληπτικά δείγματα. Οι πυρήνες ιζήματος κάθε σταθμού μεταφέρθηκαν στο εργαστήριο και βυθίστηκαν σε ενυδρείο (50 l) που οξυγονωνόταν με τη βοήθεια αντλίας αέρα και ήταν σε σταθερή *in situ* θερμοκρασία. Κάθε πυρήνας εφοδιάστηκε με ένα μαγνητικό αναδευτή ο οποίος περιστρεφόταν με τη βοήθεια ενός κεντρικού μαγνήτη αναδεύοντας την υπερκείμενη στήλη του νερού (αναλυτική περιγραφή [Holmer et al. 2003](#)). Μετά τη λήψη αρχικών δειγμάτων νερού οι πυρήνες σφραγίστηκαν με ελαστικά καπάκια και επώαστηκαν για 4 ώρες στο σκοτάδι πριν ληφθούν τα τελικά δείγματα νερού από κάθε πυρήνα. Τα δείγματα αναλύθηκαν για τον προσδιορισμό

της συγκέντρωσης οξυγόνου (O_2), αμμωνίου (NH_4^+), νιτρικών (NO_3^-) και φωσφορικών (PO_4^{-3}). Το οξυγόνο προσδιορίστηκε μέσα σε 4 ώρες με τη μέθοδο τιτλοδότησης Winkler. Για την ανάλυση των νιτρικών και του αμμωνίου χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος της ιοντικής χρωματογραφίας (Dionex DX 500) όπως περιγράφεται από τους Economou & Mihalopoulos (2002). Η συγκέντρωση φωσφορικών μετρήθηκε φασματοφωτομετρικά μέσω της αντίδρασης *molybdenum blue* σύμφωνα με μέθοδο βασισμένη στους Murphy & Riley (1962). Τα πειράματα επώασης πραγματοποιήθηκαν στο σκοτάδι για την ελάττωση του φαινομένου αύξησης των νιτρικών και του οξυγόνου λόγω ενδεχόμενης φωτοσυνθετικής δραστηριότητας. Βέβαια και άλλες βιογεωχημικές διεργασίες επηρεάζονται από το φως όπως η ενεργοποίηση της νιτροποίησης (Thamdrup & Canfield 2000). Στις περιοχές του Σουνίου και της Κεφαλονιάς οι μετρήσεις ροής των θρεπτικών έγιναν μόνο στους σταθμούς 0, 25 και Control. Για την παρούσα εργασία χρησιμοποιήθηκαν οι μετρήσεις τις ροής οξυγόνου (O_2) και φωσφορικών (PO_4^{-3}).

Μετά το τέλος των πειραμάτων επώασης ιζήματος τα δείγματα τοποθετήθηκαν σε σειρά κοσκίνων με άνοιγμα 1 και 0,5 mm αντίστοιχα. Το ίζημα που κατακρατήθηκε μαζί με τους μακροπανιδικούς οργανισμούς που περιείχε και διατηρήθηκε σε 20 ml φορμαλδεΐδης ~5% (από διάλυμα φορμόλης 10% με αναλογία φιλτραρισμένου θαλασσινού νερού 1:9). Οι οργανισμοί ταξινομήθηκαν, αναγνωρίστηκαν μέχρι το επίπεδο του είδους, όπου αυτό ήταν δυνατό και καταμετρήθηκαν. Η υγρή βιομάζα ($g\ m^{-2}$) της μακροπανίδας μετρήθηκε χωριστά για κάθε δείγμα και είδος (αναλυτικός κατάλογος ειδών δίνεται στο Παράρτημα I).

Για την εκτίμηση των τιμών των γεωχημικών παραμέτρων και άλλων περιβαλλοντικών παραγόντων συλλέχθηκαν με δύτες από κάθε σταθμό 3 επαναληπτικοί κυλινδρικοί δειγματολήπτες με εσωτερική διάμετρο 4,5 cm, οι οποίοι εισερχόντουσαν στο ίζημα μέχρι το βάθος των 10 cm. Οι γεωχημικοί

παράμετροι που μετρήθηκαν χρησιμοποιούνται σε πολλές μελέτες επίδρασης του οργανικού εμπλουτισμού των ιζημάτων επειδή η απόκρισή τους στον οργανικό εμπλουτισμό είναι σημαντική και εκφράζει τις αλλαγές του βενθικού συστήματος (Kalantzi & Karakassis 2006). Το δυναμικό οξειδοαναγωγής (Eh) του ιζήματος μετρήθηκε με ειδικά ηλεκτρόδια στην επιφάνεια του ιζήματος μετά από ρύθμιση με διάλυμα Zobell (Zobell 1946). Οι πυρήνες ιζήματος διαχωρίστηκαν σε τρία στρώματα (0-1, 1-3, 3-5 cm) και στη συνέχεια τα δείγματα καταψύχθηκαν μέχρι την ανάλυσή τους στο εργαστήριο. Για τις αναλύσεις της παρούσας εργασίας χρησιμοποιήθηκε το επιφανειακό στρώμα του ιζήματος. Ένας ακόμα πυρήνας ιζήματος από κάθε σταθμό χρησιμοποιήθηκε για τη μετέπειτα ανάλυση της σύστασης των κόκκων του (MD και silt-clay%).

Ο ολικός οργανικός άνθρακας (TOC) και το ολικό οργανικό άζωτο (TON) μετρήθηκαν χρησιμοποιώντας έναν στοιχειακό αναλυτή (Perkin Elmer 2400 CHN Elemental Analyzer) σύμφωνα με τη διαδικασία των Tung & Tanner (2003). Ο διαχωρισμός των οργανικών από τις ανόργανες μορφές του άνθρακα ακολούθησε τη μέθοδο που αναφέρεται από τους Verardo (1990). Το οργανικό υλικό του ιζήματος (loss on ignition, LOI) μετρήθηκε ως απώλεια βάρους ξηρού δείγματος μετά από καύση για 16 ώρες στους 250 °C όσον αφορά το βιοδιαθέσιμο (lab OM) και στους 500 °C για το μη βιοδιαθέσιμο οργανικό υλικό (refr OM) (Loh 2005). Η συγκέντρωση χλωροφύλλης (chl-a) στο ίζημα μετρήθηκε σύμφωνα με τη μέθοδο των Yentsch & Menzel (1963) χρησιμοποιώντας ένα φθορισμόμετρο Turner (model 112) και 90 % ακετόνη ως διαλύτη. Η συγκέντρωση του ολικού φωσφόρου (TP) στο ίζημα έγινε τη μέθοδο των Aspila et al. (1976) και Murphy & Riley (1962).

Στους σταθμούς δειγματοληψίας 0, 25, και Control με τη βοήθεια δυτών τοποθετήθηκαν βενθικές παγίδες ιζήματος, οι οποίες ανεσύρθησαν μετά από 48 ώρες σύμφωνα με τη μέθοδο των Holmer et al. (2007). Ο σχεδιασμός των παγίδων ακολούθησε αυτόν που περιγράφεται από τους Gacia et al. (1999). Οι

παγίδες αποτελούνταν από φιαλίδια φυγοκέντρησης των 20-ml (διαμέτρου 16mm) με λόγο δύο διαστάσεων (aspect ratio) ίσο με 5, ώστε να αποφευχθεί η εσωτερική επαναιώρηση. Μια σειρά από 5 επαναλήψεις ποντίστηκε σε κάθε περιοχή κατά μήκος της ευθείας των δειγματοληψιών. Στο εργαστήριο το περιεχόμενο κάθε παγίδας διηθήθηκε χρησιμοποιώντας προζυγισμένα και καμένα φίλτρα υαλοβάμβακα (Whatman GF/F). Το ξηρό βάρος της συνολικής απόθεσης ιζήματος μετρήθηκε μετά από την αποξήρανση των φίλτρων στους 60 °C μέχρι την απόκτηση σταθερού βάρους. Οι ρυθμοί ιζηματοπόθεσης υπολογίστηκαν σύμφωνα με τους [Blomqvist & Håkanson \(1981\)](#) και [Hargrave & Burns \(1979\)](#) όπως περιγράφονται λεπτομερώς από τους [Gacia et al. \(1999\)](#).

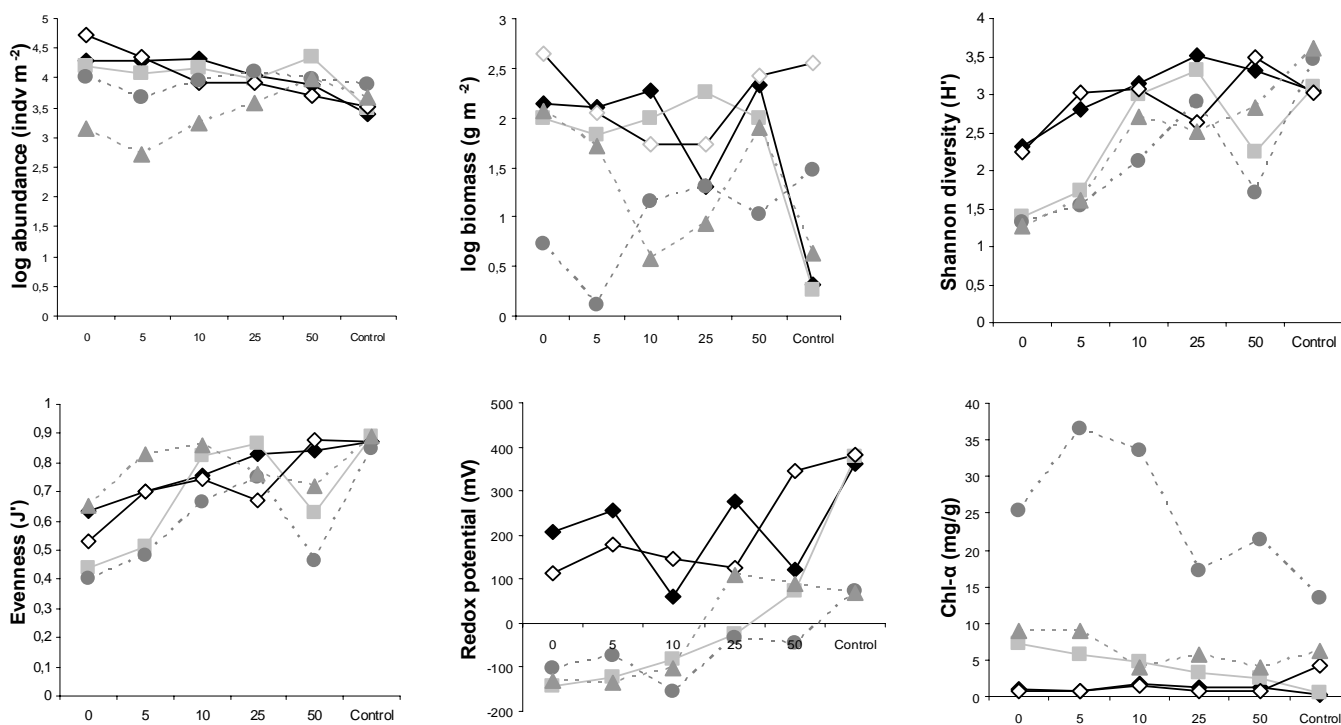
2.3.3 Ανάλυση δεδομένων

Οι δείκτες ποικιλότητας Shannon (H' - Shannon–Wiener's: $H' = -\sum P_i \log_2 P_i$) και Evenness (J' - Pielou's evenness: $J' = H'_{\text{(observed)}} / H'_{\text{max}}$) υπολογίστηκαν από την αφθονία των μακροπανιδικών οργανισμών με το πρόγραμμα PRIMER v.6.1.5. (Plymouth Marine Laboratory, UK). Η ανάλυση διασποράς (One-way ANOVA) χρησιμοποιήθηκε για τον έλεγχο των διαφορών ανάμεσα στους σταθμούς της ίδιας περιοχής, ενώ η παραγοντική ανάλυση διασποράς (factorial ANOVA) χρησιμοποιήθηκε για την εύρεση διαφορών μεταξύ των διαφορετικών ενδιαιτημάτων. Οι σημαντικές συσχετίσεις αναλύθηκαν περαιτέρω μέσω του *post hoc* ελέγχου Tukey για την πολλαπλή σύγκριση μεταξύ ομάδων δειγμάτων. Ο συντελεστής συσχέτισης *Spearman* (Spearman rank correlation) και η πολλαπλή παλινδρόμηση (Forward Stepwise Regression) εφαρμόστηκαν για 15 μεταβλητές. Από αυτές οι 11 (Log(sedimentation rates), Log(abundance), Log(biomass), Shannon, Evenness, TOC, TON, labOM, Chl- α , TP and Eh) χρησιμοποιήθηκαν ως εξαρτημένες και οι υπόλοιπες (Ln(distance), depth, median grain size and silt & clay percentage) ως ανεξάρτητες μεταβλητές. Για τις αναλύσεις της διασποράς

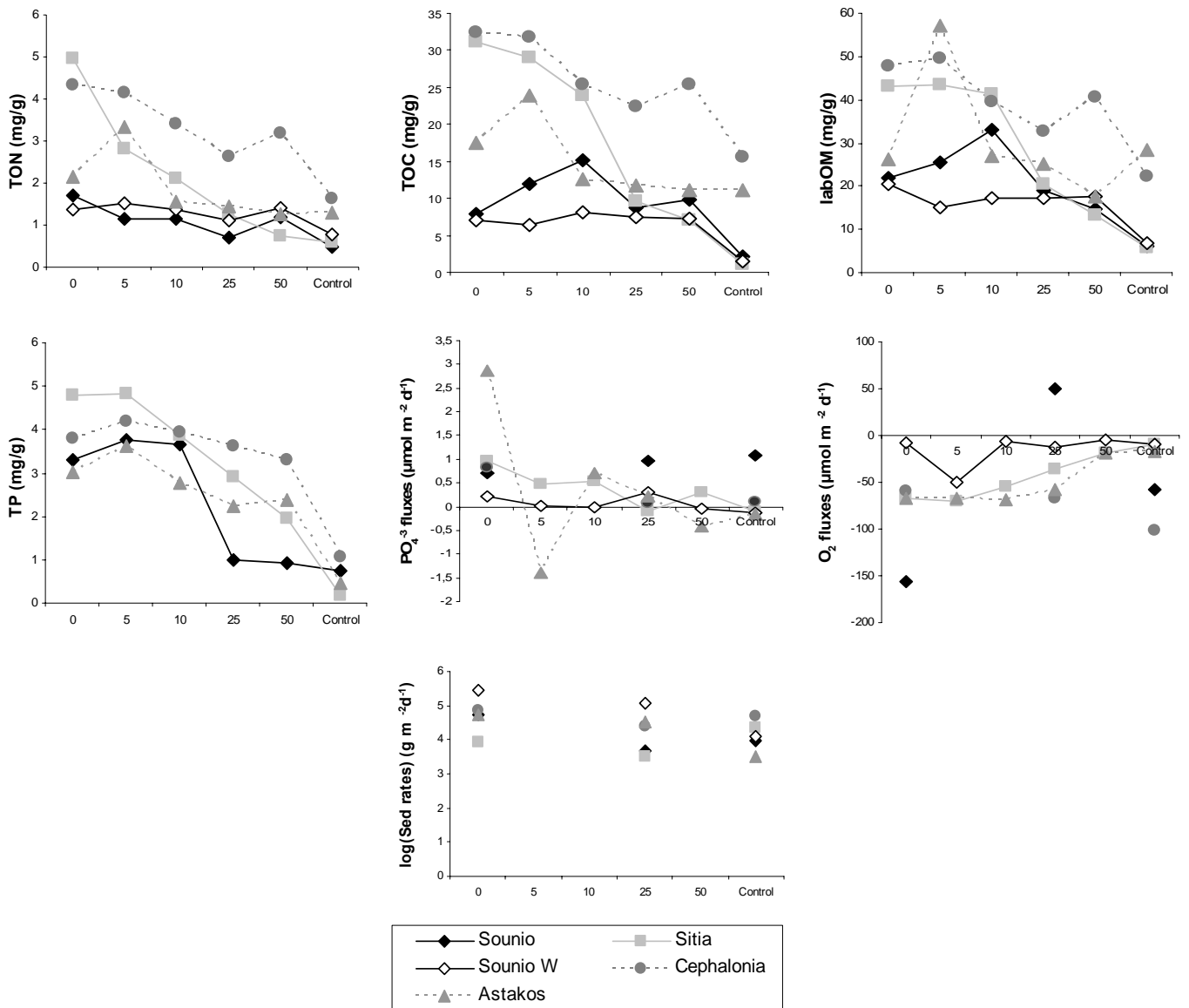
και για την ανάλυση παλινδρόμησης χρησιμοποιήθηκε το πρόγραμμα STATISTICA v.8.0 (StatSoft INC).

2.4 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

Η κατανομή των γεωχημικών και βιοτικών μεταβλητών σε σχέση με την απόσταση από τους κλωβούς σε όλες τις περιοχές φαίνεται στην Εικόνα 2.1, ενώ τα αποτελέσματα των ελέγχων σημαντικότητας βρίσκονται στον Πίνακα 2.1.



: Επίδραση των ιχθυοκαλλιεργειών σε ιζήματα της Μεσογείου



Εικ. 2.1. Κατανομή των βιογεωχημικών μεταβλητών σε σχέση με την απόσταση από τους κλωβούς για όλες τις περιοχές

Fig. 2.1. Distribution of biogeochemical variables with distance from fish cages for all sites

Η αφθονία σε συνάρτηση με την απόσταση από τους κλωβούς δεν εμφάνισε παρόμοιο πρότυπο μεταξύ των περιοχών. Για τις περιοχές του Σουνίου (Sounion

& Sounion W) και της Σητείας (Sitia) η αφθονία μειώθηκε σημαντικά στους απομακρυσμένους σταθμούς, ενώ στις περιοχές της Κεφαλονιάς (Cephalonia) και του Αστακού (Astakos) η αφθονία αυξήθηκε σημαντικά σε συνάρτηση με την απόσταση από τους κλωβούς. Η βιομάζα μειώθηκε σημαντικά στο σταθμό ελέγχου του Σουνίου και της Σητείας αλλά αυξήθηκε σημαντικά στην Κεφαλονιά (Εικ. 2.1). Στις περιοχές του Αστακού και του Σουνίου (για τη χειμερινή δειγματοληψία) οι παρατηρούμενες αλλαγές τις βιομάζας δεν ήταν στατιστικά σημαντικές. Ο δείκτης ποικιλότητας Shannon (H') (Εικ. 2.1) σε συνάρτηση με την απόσταση από τους κλωβούς εμφάνισε το ίδιο πρότυπο με την αφθονία για τις διαφορετικές περιοχές. Οι αλλαγές της ομοιομορφίας σε σχέση με την απόσταση από τους κλωβούς για την περιοχή του Αστακού δεν ήταν στατιστικά σημαντικές.

Το δυναμικό οξειδοαναγωγής είχε θετικές τιμές σε όλους τους σταθμούς του Σουνίου και για τις δύο εποχές δειγματοληψίας. Στις άλλες περιοχές παρατηρήθηκε μια έντονη αύξηση του δυναμικού οξειδοαναγωγής με σχέση με την απόσταση από τους κλωβούς. Στους σταθμούς ελέγχου όλων των περιοχών το δυναμικό οξειδοαναγωγής είχε μόνο θετικές τιμές. Η συγκέντρωση της χλωροφύλλης αυξήθηκε σημαντικά στους σταθμούς κοντά στους κλωβούς καλλιέργειας για τις περιοχές τη Σητείας και της Κεφαλονιάς, ενώ στην περίπτωση του Αστακού οι μεταβολές της δεν ήταν σημαντικές. Στο Σούνιο η συγκέντρωση της χλωροφύλλης αυξήθηκε σημαντικά στους σταθμούς ενδιάμεσης απόστασης από τους κλωβούς. Παράλληλα κατά τη χειμερινή δειγματοληψία του Σουνίου η συγκέντρωση της χλωροφύλλης εμφάνισε μέγιστο στο σταθμό ελέγχου. Η συγκέντρωση του ολικού οργανικού αζώτου μειωνόταν προς την κατεύθυνση του σταθμού ελέγχου για όλες τις περιοχές. Στην περίπτωση του Σουνίου (και για τις δύο εποχές) η αλλαγή της συγκέντρωσης του TON ήταν πολύ μικρή μεταξύ των σταθμών και μη σημαντική για τη χειμερινή δειγματοληψία. Η συγκέντρωση του ολικού οργανικού άνθρακα και του βιοδιαθέσιμου οργανικού υλικού ακολούθησε το ίδιο πρότυπο μείωσης της συγκέντρωσης με την αύξηση

της απόστασης από τους κλωβούς. Ο ολικός φώσφορος επίσης έδειξε σημαντική μείωση της συγκέντρωσης του με την απόσταση.

Πίνακας 2.1. One-way ANOVA των βιογεωχημικών μεταβλητών σε σχέση με την απόσταση από τους κλωβούς για όλες τις περιοχές (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$, ns: στατιστικά μη σημαντικό)

Table 2.1. One-way ANOVA of biogeochemical variables with distance from fish cages for all sites (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0,001$, ns: not significant)

Area Variable	Sounion			Sitia			Sounion W			Cephalonia			Astakos		
	F	Df	p	F	Df	p	F	Df	p	F	Df	p	F	Df	p
Log abundance	12.00	5	***	10.96	5	***	33.88	5	***	5.76	5	**	12.77	5	***
Log Biomass	16.27	5	***	19.37	5	***	1.78	5	ns	11.76	5	***	1.77	5	ns
H'	3.35	5	*	28.38	5	***	3.67	5	*	26.82	5	***	16.68	5	***
J'	4.41	5	**	30.07	5	***	15.06	5	***	12.99	5	***	1.66	5	ns
Eh	6,12	5	**	244.95	5	***	11.17	5	***	21.72	5	***	95.62	5	***
Chl- α	4.79	5	*	4.38	5	*	12.43	5	***	4.81	5	*	2.25	5	ns
TON	4.15	5	*	4.28	5	*	1.50	5	ns	28.10	5	***	12.42	5	***
TOC	7.06	5	**	83.60	5	***	4.47	5	*	33.44	5	***	15.35	5	***
labOM	8.55	5	**	36.76	5	***	6.56	5	**	5.63	5	**	6.48	5	**
TP	310.67	5	***	222.07	5	***	3.45	5	*	450.95	5	***	148.08	5	***
daily fluxes PO_4^{3-}	0.13	2	ns	0.85	5	ns	2.06	5	ns	4.05	2	*	3.66	5	*
daily fluxes O_2	54.37	2	***	3.14	5	*	3.90	2	*	1.94	2	Ns	5.43	5	**
Sedimentation rate	39.69	2	***	72.66	2	***				15.49	2	***	295.03	2	***

Η ροή του οξυγόνου προς το ίζημα μειωνόταν προς το σταθμό ελέγχου. Στην Κεφαλονιά παρατηρήθηκε η αντίστροφη τάση αλλά χωρίς σημαντικές διαφορές μεταξύ των σταθμών. Στην περιοχή του Σουνίου για την απόσταση των 25 m παρατηρήθηκε απελευθέρωση οξυγόνου από το ίζημα προς τη στήλη του νερού. Η ροή των φωσφορικών είχε φορά από το ίζημα προς τη στήλη νερού για τις περισσότερες περιοχές. Η ροή των φωσφορικών στον Αστακό ακολούθησε το αντίστροφο πρότυπο για το σταθμό ελέγχου και στις αποστάσεις των 5 και 50 m από τους κλωβούς. Αντίστοιχη ροή φωσφορικών από τη στήλη του νερού προς το ίζημα παρατηρήθηκε για τους απομακρυσμένους σταθμούς της Σητείας και του Σουνίου (για τη χειμερινή δειγματοληψία). Ο βαθμός ιζηματοπόθεσης μειώθηκε

σημαντικά συναρτήσει της απόστασης από την ιχθυοκαλλιέργεια για όλες τις περιοχές.

Τα αποτελέσματα της ανάλυσης Spearman μεταξύ όλων των μεταβλητών (Πιν. 2.2) ανέδειξαν ένα αριθμό μεταβλητών που είναι σημαντικά συσχετισμένες μεταξύ τους (Shannon, Evenness, TON, TOC, labOM, Chl- α , Eh, TP, PO₄⁻³ fluxes, O₂ fluxes). Από αυτές τις μεταβλητές οι δείκτες ποικιλότητας H' και J', το δυναμικό οξειδοαναγωγής και η ροή του οξυγόνου ήταν αρνητικά συσχετισμένες με τις υπόλοιπες μεταβλητές. Επίσης ο ρυθμός ιζηματοπόθεσης εμφάνισε αρνητική συσχέτιση με τους δείκτες H' και J'.

Πίνακας 2.2. Αποτελέσματα της ανάλυσης συσχέτισης Spearman για $p < 0,005$ και $0,85 \geq r \geq -0,85$. (*): αρνητική συσχέτιση
Table 2.2. Results of Spearman rank order correlation analysis for $p < 0.005$ and $0,85 \geq r \geq -0,85$. (*):negative correlation

	Log(Sed rt)	Log(abun)	Log(bms)	H'	J'	TON	TOC	labOM	Chl- α	Eh	TP	PO ₄ ⁻³ fluxes	O ₂ fluxes
Log(Sed rt)				(*)	(*)								
Log(abun)			*	(*)	(*)						*		
Log(bms)													
H'					*	(*)	(*)	(*)		*	(*)		*
J'						(*)	(*)	(*)		*	(*)	(*)	
TON							*	*	*	(*)	*		(*)
TOC								*	*	(*)	*		(*)
labOM									*	(*)	*		(*)
Chl- α										(*)	*		(*)
Eh											(*)		(*)
TP													(*)
PO ₄ ⁻³ fluxes													
O ₂ fluxes													(*)

Από τα αποτελέσματα της ανάλυσης παλινδρόμησης (Πιν. 2.3) φάνηκε ότι οι μελετούμενες εξαρτημένες μεταβλητές μπορεί να καθορίζονται από το συνδυασμό των ανεξάρτητων μεταβλητών. Οι περισσότερες από τις εξαρτημένες μεταβλητές εμφάνισαν μείωση με την απομάκρυνση από τους κλωβούς των ιχθυοτροφείων (Ln distance), εκτός των δεικτών ποικιλότητας (H', J') και του

δυναμικού οξειδοαναγωγής που είχαν θετική συσχέτιση με την απόσταση από τους κλωβούς. Επίσης η αφθονία και η ροή του οξυγόνου δεν επηρεάστηκαν από την απόσταση από τους κλωβούς. Η βαθυμετρία φάνηκε να επηρεάζει διαφορετικά τις γεωχημικές και τις βιοτικές μεταβλητές. Οι τιμές των θρεπτικών συσχετίστηκαν θετικά με το βάθος (TON, TOC, Chl-α, TP), ενώ η μακροπανιδική αφθονία (Ln[abun]), η βιομάζα (Ln[bms]), ο δείκτης J' και το Eh των ιζημάτων μειώθηκαν με το βάθος. Παράλληλα ο δείκτης H', ο βαθμός ιζηματοπόθεσης (Ln [sed rt]), και η ροή οξυγόνου και φωσφορικών δεν φάνηκε να επηρεάζονται από τη βαθυμετρία.

Πίνακας 2.3. Αποτελέσματα της ανάλυσης πολλαπλής παλινδρόμησης (*p<0,05. **p<0,01. ***p<0,005)

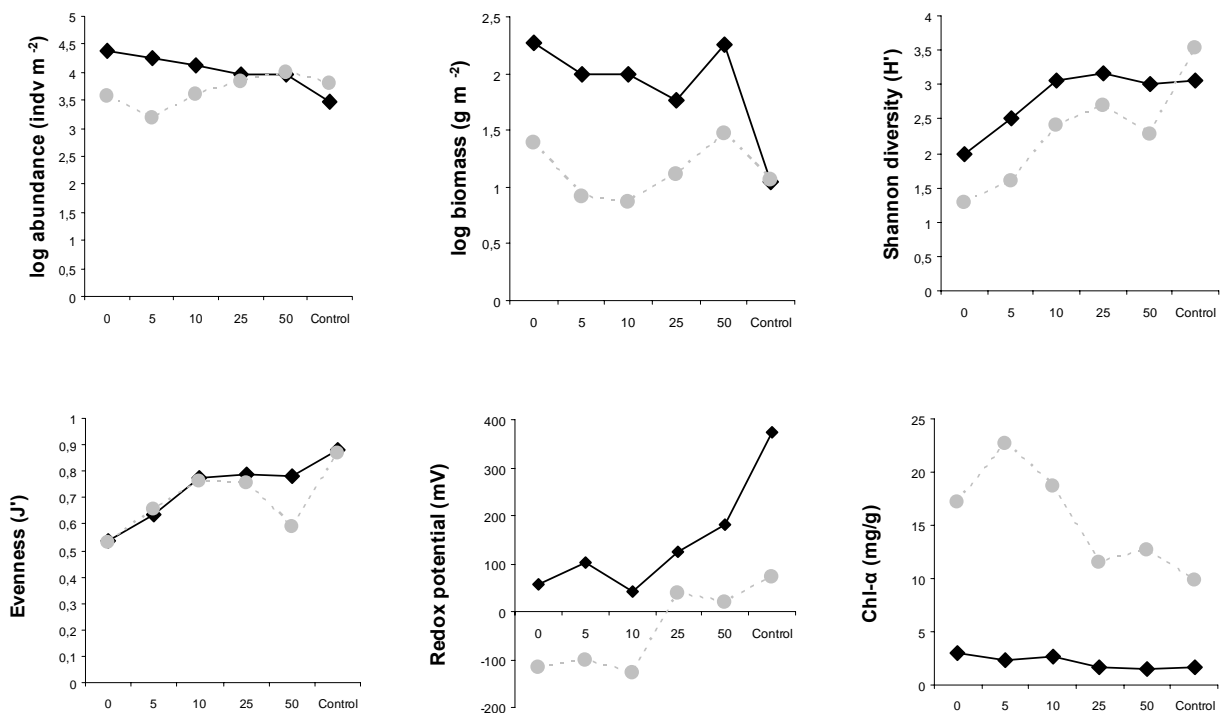
Table 2.3. Results of multiple stepwise regression (*p<0.05. **p<0.01. ***p<0.005)

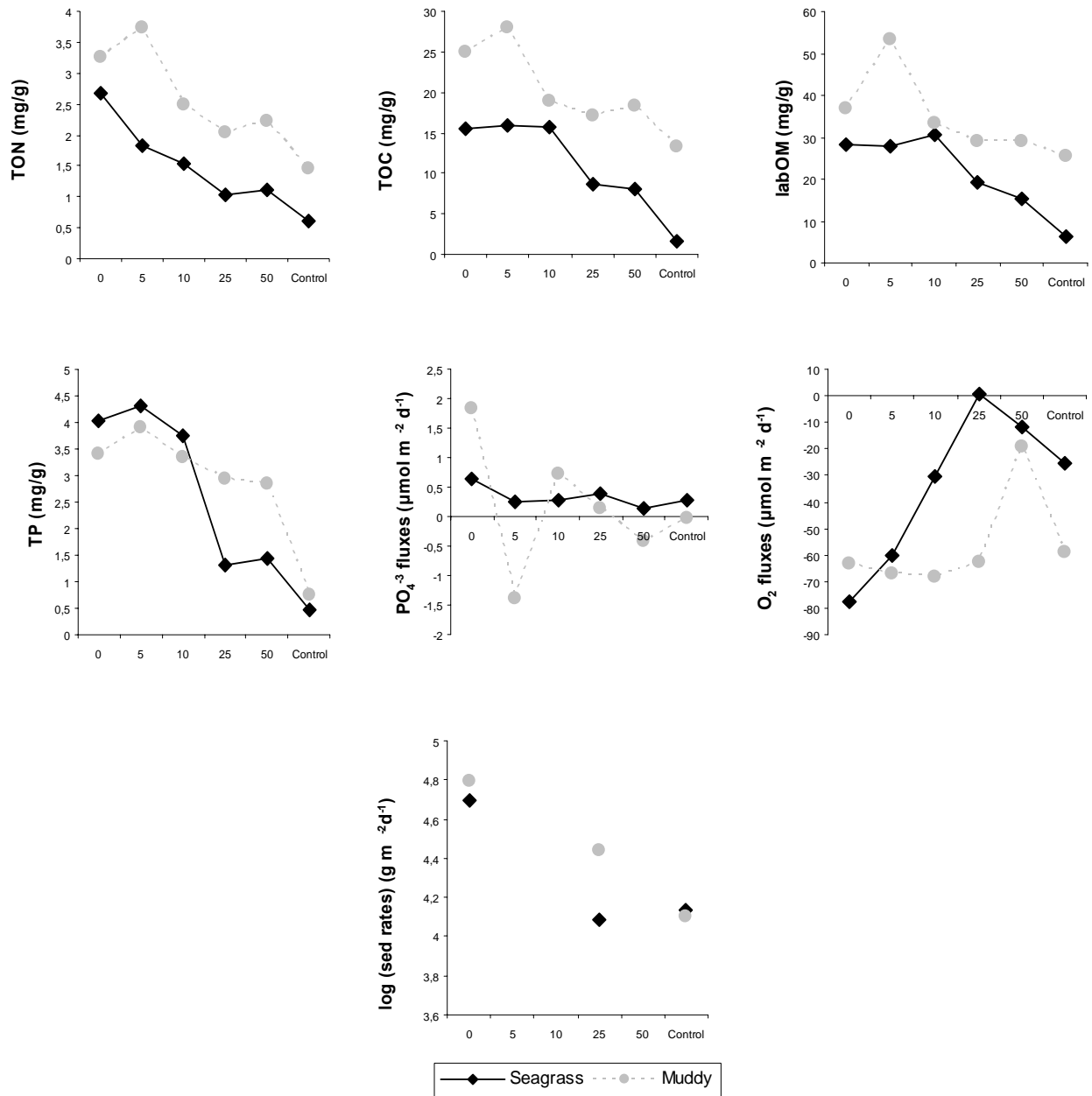
Dependent Variable	constant coefficient	Ln(distance) coefficient	Depth coefficient	Median grain size coefficient	Silt & Clay coefficient	Number of samples	% variance
Log(abun)	3.154**		-0.068*	-0.300*	-0.007***	30	48.5
Log(bms)	3.350**	-0.0078	-0.060	-0.413	-0.010*	30	33
Shannon (H')	2.357***	0.211***		-0.261	-0.008**	30	56
Evenness (J')	0.943***	0.037***	-0.021*			30	52.6
TON	-1.248	-0.203***	0.204***		0.011**	30	60.5
TOC	-11.234	-1.000	1.701*	-4.194	0.068	30	65.4
labOM	2.753	-1.777*	1.709*	-5.936	0.095	30	57.5
TP	2.211	-0.407***	0.121	-0.509		24	74.6
Chl-α	-34.265***	-	2.235***		0.131***	30	72
Eh	215.257	21.671*	-10.920	92.894*	-1.798***	30	71.7
PO ₄ ⁻³ fluxes	2.287	-0.138*	-0.078			15	31.2
O ₂ fluxes	-30.446				-0.402	15	12.1
Log(Sed rt)	4.648***	-0.079				15	18.8

Η μέση διάμετρος κόκκων του ιζήματος φαίνεται να επηρεάζει αρνητικά τις περισσότερες μεταβλητές με εξαίρεση το δυναμικό οξειδοαναγωγής. Παρομοίως το ποσοστό ιλύος – αργίλου των ιζημάτων έδειξε αρνητική συσχέτιση με τις βιοτικές μεταβλητές και θετική με της γεωχημικές (εκτός του Eh).

Το υψηλότερο ποσοστό διακύμανσης που ερμηνεύθηκε από το μοντέλο ήταν για τις γεωχημικές μεταβλητές TP, Chl-a and Eh (74,6%, 72%, 71,2%) και το μικρότερο ποσοστό που εξηγήθηκε ήταν για τη ροή του οξυγόνου (12,1%). Αυτό ίσως να οφείλεται στο μικρότερο αριθμό δειγμάτων προς ανάλυση αυτής της μεταβλητής αλλά και στην πολυπλοκότητα των διεργασιών στις οποίες λαμβάνει μέρος το οξυγόνο.

Για την αφαίρεση της επίδρασης λειτουργικής ποικιλότητας των ιζημάτων οι αναλύσεις επαναλήφθηκαν χωριστά για τους δύο κύριους τύπους ενδιαιτημάτων του γυμνού ιζήματος (λασπώδες και λειμώνων φανερόγαμων). Η κατανομή των γεωχημικών και των βιοτικών μεταβλητών σε σχέση με την απόσταση από τους κλωβούς στους δύο τύπους ενδιαιτημάτων φαίνονται στην Εικόνα 2.2.





Εικ. 2.2. Κατανομή των βιογεωχημικών μεταβλητών σε σχέση με την απόσταση από τους κλωβούς για τα εξεταζόμενα ενδιαιτήματα

Fig. 2.2. Distribution of biogeochemical variables with distance from fish cages for the studied habitat types

Από τα αποτελέσματα της παραγοντικής ANOVA (Πιν. 2.4) φάνηκε ότι η διαφορά μεταξύ των δύο ενδιαιτημάτων ήταν σημαντική για σχεδόν όλες τις μεταβλητές με εξαίρεση εκείνες του ολικού φωσφόρου και της ροής των φωσφορικών. Αντίστοιχα οι χωρικές διαφορές ήταν σημαντικές για όλες τις μεταβλητές και μόνο η συγκέντρωση της χλωροφύλλης φάνηκε να μην επηρεάζεται από την απόσταση.

Ο έλεγχος Tukey για το ενδιαίτημα x απόσταση (Πιν. 2.4) ανέδειξε σημαντικά αποτελέσματα στην περίπτωση έξι μεταβλητών (log abundance, log biomass, H', labOM, TP, PO₄⁻³ fluxes). Για τις βιοτικές μεταβλητές υπήρχε σημαντική διαφορά μεταξύ των δύο ενδιαιτημάτων σε σταθμούς κοντά στους κλωβούς, ενώ για το βιοδιαθέσιμο οργανικό υλικό η διαφορά αυτή ανιχνεύθηκε στους απομακρυσμένους σταθμούς. Οι μεταβλητές του ολικού φωσφόρου και της ροής των φωσφορικών δεν έδειξαν κάποιο παρόμοιο πρότυπο.

: Επίδραση των ιχθυοκαλλιεργειών σε ιζήματα της Μεσογείου

Πίνακας 2.4. Παραγοντική ANOVA των βιογεωχημικών μεταβλητών με την απόσταση από τους κλωβούς (0, 5, 10, 25, 50 m and Control) για τους δύο τύπους ενδιαιτημάτων (S: ενδιαιτήμα λειμώνων φανερόγαμων, M: λασπώδες ενδιαιτήμα). Οι τιμές του Tukey test είναι σημαντικές για $p < 0,05$ (ns: μη σημαντικές)

Table 2.4. Factorial ANOVA of biogeochemical variables with distance from fish cages (0, 5, 10, 25, 50 m and Control) and the two habitat types (S: Seagrass habitat, M: Muddy habitat). Values of Tukey test are significant at $p < 0.05$ (ns: not significant)

Variable	Source of variability	df	F	p	Habitat	Tukey post hoc test		
						Distance		
Log abundance	Habitat	5	44.39	<0.001				
	Distance	1	4.23	0.001				
	Habitat x Distance	1	15.53	<0.001	Seagrass:	(0,10,25,50)>Control	0:	S>M
					Muddy:	(0,5)<(25,Control)	5:	S>M
						10:	S>M	
						25:	S=M	
						50:	S=M	
						Control:	S=M	
Log Biomass	Habitat	5	60.22	<0.001				
	Distance	1	4.90	<0.001				
	Habitat x Distance	1	10.72	<0.001	Seagrass:	(0,5,10,25,50)>Control	0:	S>M
					Muddy:	5<50	5:	S>M
						10:	S>M	
						25:	S=M	
						50:	S=M	
						Control:	S=M	
H'	Habitat	5	53.23	<0.001				
	Distance	1	13.25	<0.001				
	Habitat x Distance	1			Seagrass:	5<(25,50)	0:	S=M
					Muddy:	(0,5,10,50)<(25,Control)	5:	S>M
			4.75	<0.001			10:	S>M
						25:	S=M	
						50:	S>M	
						Control:	S=M	
J'	Habitat	5	4.24	<0.001				
	Distance	1	6.45	<0.001				
	Habitat x Distance	1	1.08	0.374				
Eh	Habitat	5	33.12	<0.001				
	Distance	1	11.30	<0.001				
	Habitat x Distance	1	1.61	0.171				
Chl-α	Habitat	5	40.51	<0.001				
	Distance	1	1.45	0.220				
	Habitat x Distance	1	0.65	0.662				
TON	Habitat	5	14.28	<0.001				
	Distance	1	7.77	<0.001				
	Habitat x Distance	1	0.96	0.452				
TOC	Habitat	5	18.32	<0.001				
	Distance	1	10.33	<0.001				
	Habitat x Distance	1	1.18	0.332				
labOM	Habitat	5	21.89	<0.001				
	Distance	1	14.31	<0.001				
	Habitat x Distance	1	2.68	0.030	Seagrass:	(0,5,10)>(50, Control)	0:	S=M
					Muddy:	5>(0,10,50,Control)	5:	S<M
						10:	S=M	

: Επίδραση των ιγθυοκαλλιιεργειών σε ιζήματα της Μεσογείου

						25:	S<M
						50:	S<M
						Control:	S<M
TP	Habitat	5	2.19	0.144			
	Distance	1	55.53	<0.001			
	Habitat x Distance	1	5.74	<0.001	Seagrass: (0,5,10)>(25,50,Control)	0:	S=M
					Muddy: (0,5,10,25,50)>Control	5:	S=M
						10:	S=M
						25:	S=M
						50:	S<M
						Control:	S=M
daily fluxes PO ₄ ³⁻	Habitat	5	0.70	0.404			
	Distance	1	5.59	<0.001			
	Habitat x Distance	1	3.26	0.009	Seagrass: ns	0:	S=M
					Muddy: 0>(5,25,50,Control)	5:	S=M
						10:	S=M
						25:	S=M
						50:	S=M
						Control:	S=M
daily fluxes O ₂	Habitat	5	6.95	0.010			
	Distance	1	3.72	0.004			
	Habitat x Distance	1	1.63	0.158			
Sedimentation rate	Habitat	2	50.37	<0.001			
	Distance	1	17.09	<0.001			
	Habitat x Distance	1	0.58	0.564			

Στον τύπο ενδιαιτήματος των λειμώνων φανερόγαμων η αφθονία και η βιομάζα έδειξαν σημαντικά χαμηλότερες τιμές στο σταθμό ελέγχου. Επίσης στους απομακρυσμένους σταθμούς βρέθηκαν χαμηλότερες τιμές συγκέντρωσης labOM και TP στο ίζημα. Η ροή των φωσφορικών δεν εμφάνισε σημαντικές διαφορές μεταξύ των σταθμών.

Κοντά στους κλωβούς για το λασπώδες ενδιαίτημα η αφθονία, η βιομάζα και ο δείκτης H' έδειξαν χαμηλότερες τιμές, ενώ ο σταθμός ελέγχου είχε σημαντικά χαμηλότερες τιμές TP. Το βιοδιαθέσιμο οργανικό υλικό και η ροή των φωσφορικών δεν έδειξαν σημαντικές διαφορές μεταξύ των σταθμών με εξαίρεση το σταθμό 5 και 0 αντίστοιχα.

Στην ανάλυση παλινδρόμησης για τα δύο ενδιαιτήματα η εξήγηση της διακύμανσης αυξήθηκε για τις περισσότερες εξαρτημένες μεταβλητές, αν και η σημασία των ανεξάρτητων μεταβλητών άλλαξε μεταξύ των ενδιαιτημάτων (Πιν. 2.5).

Πίνακας 2.5. Αποτελέσματα της πολλαπλής παλινδρόμησης για τα διαφορετικά ενδιαιτήματα (*p<0,05. **p<0,01. ***p<0,005)

Table 2.5. Results of multiple stepwise regression for different habitat types (*p<0.05. **p<0.01. ***p<0.005)

Dependent Variable	constant coefficient	Ln(distance) coefficient	Depth coefficient	Median grain size coefficient	Silt & Clay coefficient	Number of samples	%variance
<i>Seagrass habitat</i>							
Log(abun)	4.396***	-0.117***				12	70.5
Log(bms)	2.470***	-0.155		-0.396		12	72.8
Shannon (H')	2.250***	0.161				12	29.4
Evenness (J')	0.588***	0.047				12	50.3
TON	2.733***	-0.380*				12	46.7
TOC	22.287***	-2.974*				12	46.5
labOM	37.974***	-4.568***				12	58.9
TP	4.267***	-0.581***			0.012	12	72.4
Chl-α	3.537**	-0.492			0.034	12	62.2
Eh	727.135		-41.192	137.94*	-2.261	12	71
PO ₄ ⁻³ fluxes	1,182*	0,057		-0,527*	-0,016	6	95.7
O ₂ fluxes	-81,334	10,233				6	22.3
Log(Sed rt)	4.161***				0.008	6	35.2
<i>Muddy habitat</i>							
Log(abun)	2.299***	0.046	0.072			12	40
Log(bms)	0.316				0.011	12	14.7
Shannon (H')	2.210**	0.283***	-0.048			12	80
Evenness (J')	1.038***	0.038*	-0.028*			12	60.7
TON	-0.800	-0.322***	0.243***	4.885		12	82.3
TOC	-6.346	-2.072***	1.858***	1.298		12	86.3
labOM	15.791	-2.366	1.55			12	40
TP	1.762	-0.387***	0.139*			12	85
Chl-α	-31.402**	-1.925	2.995***	44.464		12	86.9
Eh	28.784	27.934**	-9.128			12	62.2
PO ₄ ⁻³ fluxes	1,476	-0,223				6	48.6
O ₂ fluxes	-44,97	-3,079	-1,749	367,878		6	93.0
Log(Sed rt)	4.937***	-0.026		-5.909*		6	93.5

Στο ενδιαιτήμα των φανερόγαμων το βάθος δεν φάνηκε να επηρεάζει σημαντικά τις εξαρτημένες μεταβλητές (εκτός της ροής φωσφορικών), ενώ το ποσοστό ιλύος – αργίλου επέδρασε σε τέσσερις γεωχημικές μεταβλητές (TP, Chl_a, Eh και βαθμό ιζηματοπόθεσης).

Για τον έλεγχο του συνολικού αποτελέσματος του μοντέλου υπολογίστηκαν οι τιμές των εξαρτημένων μεταβλητών για μια δεδομένη απόσταση (10 m) και βάθος (25 m) καθώς και για το μέσο κοκκομετρικό μέγεθος (Seagrass MD: 0,653. muddy MD:14,342) και το ποσοστό ιλύος - αργίλου (Seagrass silt & clay: 14,3%. muddy silt & clay: 77,5%) στα εξεταζόμενα ενδιαιτήματα (Πιν. 2.6).

Πίνακας 2.6. Τιμές των εξαρτημένων μεταβλητών για δεδομένη απόσταση (10 m), βάθος (25 m), μέση κοκκομετρική διάμετρο και ποσοστό ιλύος – αργίλου (λειμώνες: MD: 0,653, silt & clay: 14,3%, λασπώδες: MD:14,342, silt & clay: 77,5%) στους διαφορετικούς τύπους ενδιαιτημάτων.

Table 2.6. Values of the dependent variables for a given distance (10 m), depth (25 m), median grain size and silt & clay percentage (seagrass: MD: 0.653, silt & clay: 14.3%, muddy: MD:14.342, silt & clay: 77.5%) at the different habitat types.

Dependent Variable	Seagrass habitat	muddy habitat
Ln(abun)	4.127	4.205
Ln(bms)	1.855	1.169
Shannon (H')	2.621	1.662
Evenness (J')	0.696	0.425
TON	1.858	4.783
TOC	15.439	35.399
labOM	27.456	49.093
TP	3.101	4.346
Chl- <i>a</i>	2.892	41.308
Eh	-245.017	-135.096
PO ₄ ³⁻ fluxes	0,740	0.963
O ₂ fluxes	-57.772	-77.023
Ln(Sed rt)	4.276	4.576

Η αφθονία και ο βαθμός ιζηματαπόθεσης δεν έδειξαν σημαντική μεταβολή μεταξύ των διαφορετικών ενδιαιτημάτων. Η βιομάζα και οι δείκτες ποικιλότητας εμφανίστηκαν μειωμένοι στα λασπώδη ενδιαιτήματα, ενώ οι αβιοτικές παράμετροι μειώθηκαν στα ενδιαιτήματα των φανερόγαμων. Στα

λασπώδη ενδαιτήματα αυξήθηκε η ροή των φωσφορικών από το ίζημα προς τη στήλη του νερού ενώ η ροή του οξυγόνου προς το ίζημα αυξήθηκε.

2.5 ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Τα παραπάνω αποτελέσματα έδειξαν μια σταδιακή μείωση του βαθμού ιζηματοπόθεσης και της συγκέντρωσης θρεπτικών (TON, TOC, labOM, TP) σε σχέση με την απόσταση από τους κλωβούς επιβεβαιώνοντας τα αποτελέσματα προηγούμενων μελετών ([Brown et al. 1987](#), [Weston 1990](#), [Karakassis et al. 1998](#), [2000](#)). Αν και υπήρχε σημαντική επίδραση της απόστασης από τους κλωβούς στη βενθική πανίδα (αφθονία, βιομάζα, δείκτες ποικιλότητας) δεν φάνηκε να ακολουθείται ένα πανομοιότυπο πρότυπο μεταξύ των περιοχών. Η διαφορετική σύσταση και λειτουργικότητα των ιζημάτων κάθε περιοχής ενδέχεται να εμπόδιζε μια ενιαία απόκριση της μακροπανίδας. Γενικά ο αυξημένος βαθμός ιζηματοπόθεσης και τα υψηλά φορτία θρεπτικών κοντά στους κλωβούς αλλάζουν τις χημικές οδούς, και τη ροή του οξυγόνου, επηρεάζουν το ρυθμό ανακύκλωσης των θρεπτικών, και μεταβάλλουν τη σύσταση και λειτουργία των μακροπανιδικών κοινοτήτων ([Hargrave et al. 2008](#)).

Οι συσχετίσεις μεταξύ των βιογεωχημικών μεταβλητών έχουν περιγραφεί σε μια σειρά από μελέτες που αφορούν τον οργανικό εμπλουτισμό των ιζημάτων. Οι [Kalantzi & Karakassis \(2006\)](#) εξήγησαν τη θετική συσχέτιση μεταξύ Chl-a και TOC μέσω της επίδρασης του ευτροφισμού στην επιφάνεια του ιζήματος. Η αρνητική συσχέτιση μεταξύ των δεικτών ποικιλότητας (H', J') και οργανικού περιεχομένου στο ίζημα (TOC, labOM) εξηγείται από την επίδραση υψηλών φορτίων οργανικού υλικού στην ποικιλότητα της μακροπανίδας ([Pearson & Rosenberg 1978](#), [Hyland et al. 2005](#)).

Ο βαθμός ιζηματοπόθεσης συσχετίστηκε με τους δείκτες ποικιλότητας. Η αρνητική σχέση του με αυτούς καταδεικνύει την επίδραση του οργανικού εμπλουτισμού μέσω ενισχυμένης ιζηματοπόθεσης στη βενθική πανίδα κοντά στις ιχθυοκαλλιέργειες. Όταν το οργανικό φορτίο είναι σε υπεραφθονία επηρεάζει την πυκνότητα των πληθυσμών, την κατανομή των ειδών και τη βιοαναδευτική τους ικανότητα (Albertelli et al. 1999, Hyland et al. 2005, Tomassetti & Porrello 2005, Heilskov et al. 2006). Η ροή του οξυγόνου συσχετίστηκε αρνητικά με τις περισσότερες γεωχημικές μεταβλητές υπογραμμίζοντας τη συμβολή της στη λειτουργικότητα των ιζημάτων. Υψηλότερα φορτία θρεπτικών είναι πιθανό να αυξήσουν τη μικροβιακή δραστηριότητα και την κατανάλωση οξυγόνου στο ίζημα (Vezzulli et al. 2008). Η ροή των φωσφορικών έδειξε υψηλή απελευθέρωση από το ίζημα προς τη στήλη του νερού στους σταθμούς κάτω από τους κλωβούς όπου επικρατούν αναγωγικές συνθήκες. Γενικά σε καλά οξυγονωμένα ιζήματα η εκροή φωσφορικών από το ίζημα προς τη στήλη του νερού μειώνεται. (Sundby et al. 1992, Foellmi 1996, Giles et al. 2006). Η συσχέτιση μεταξύ ροής φωσφορικών και οξυγόνου επιβεβαιώνει αυτή τη σχέση.

Τα μοντέλα της παλινδρόμησης ερμήνευσαν μεγαλύτερο ποσοστό της διακύμανσης των γεωχημικών παρά των βιοτικών μεταβλητών. Για τους δείκτες ποικιλότητας Shannon και Evenness το μοντέλο δικαιολόγησε μεγάλο ποσοστό της διακύμανσης, ενώ για την αφθονία και τη βιομάζα το ποσοστό ήταν μικρότερο. Στην περίπτωση της αφθονίας το μοντέλο δεν συμπεριέλαβε την απόσταση. Το γεγονός αυτό μπορεί να οφείλεται στη μη γραμμική κατανομή της αφθονίας σε συνάρτηση με το βαθμιαίο οργανικό εμπλουτισμό. Σύμφωνα με τους Pearson & Rosenberg (1978), η καμπύλη της αφθονίας εμφανίζει ένα μέγιστο στον ενδιάμεσο βαθμό εμπλουτισμού και γι' αυτό δεν μπορεί να περιγραφεί από γραμμικά μοντέλα όπως αυτό της πολλαπλής παλινδρόμησης. Για το δυναμικό οξειδοαναγωγής το μοντέλο ενσωμάτωσε τις αλλαγές των πανιδικών χαρακτηριστικών εξαιτίας του οργανικού εμπλουτισμού. Το δυναμικό

οξειδοαναγωγής αυξάνει με την απόσταση και την αδρότητα του ιζήματος και μειώνεται με το βάθος και το υψηλό ποσοστό ιλύος – αργίλου.

Από προηγούμενες μελέτες είναι γνωστό ότι οι συγκεντρώσεις των TON, TOC και labO M μειώνονται με την απόσταση από τους κλωβούς (Brown et al. 1987, Weston 1990, Karakassis et al. 1998, 2000). Με το συγκεκριμένο μοντέλο γίνεται φανερή η σχέση αυτών των μεταβλητών με τη βαθυμετρία και τη σύσταση του ιζήματος των εξεταζόμενων περιοχών. Τα λασπώδη και λεπτόκοκκα ιζήματα περιέχουν συνήθως υψηλότερες συγκεντρώσεις οργανικού φορτίου, ενώ ιζήματα βαθύτερων περιοχών περιέχουν μεγαλύτερα ποσά ιλύος - αργίλου (Gray 1981). Για το λόγο αυτό το οργανικό υλικό αυξάνει με το βάθος ή το ποσοστό της ιλύος και μειώνεται στα αδρότερα ιζήματα. Από τα παραπάνω γίνεται φανερή η σημασία της σύστασης των ιζημάτων για τη δομή και λειτουργία των βενθικών κοινοτήτων. Διαφορετικές περιοχές μπορεί να αντιπροσωπεύουν διαφορετικά ενδιαιτήματα με διαφορετικούς τύπους και λειτουργίες ιζήματος. Για την αφαίρεση της επίδρασης λειτουργικής ποικιλότητας των ιζημάτων οι αναλύσεις επαναλήφθηκαν χωριστά για τους δύο σημαντικούς τύπους ενδιαιτημάτων γυμνού ιζήματος (λασπώδες και λειμώνων φανερόγαμων).

Τα αποτελέσματα της παραγοντικής ANOVA έδειξαν διαφορετική απόκριση των δύο ενδιαιτημάτων στον οργανικό εμπλουτισμό. Στους σταθμούς κοντά στους κλωβούς το ενδιαιτήμα των φανερόγαμων είχε μεγαλύτερες τιμές βιοτικών παραμέτρων (αφθονία, βιομάζα, H'). Υψηλά φορτία οργανικού υλικού σε ένα ήδη εμπλουτισμένο οικοσύστημα μπορούν να προκαλέσουν μια μεταβολή της λειτουργικότητας των ιζημάτων του μέσω αύξησης της δράσης των βακτηρίων. Αντίθετα σε συνθήκες φτωχές σε θρεπτικά η εισαγωγή οργανικού υλικού προσφέρει μια πιθανή πηγή τροφής προκαλώντας αύξηση της μακροπανιδικής αφθονίας και βιομάζας. Στην περίπτωση των γεωχημικών μεταβλητών του άνθρακα και του αζώτου (TON, TOC, labOM) οι συγκεντρώσεις τους στους απομακρυσμένους σταθμούς ήταν χαμηλότερες και για τα δύο ενδιαιτήματα

εξαιτίας της μειωμένης επίδρασης των εκροών από τις ιχθυοκαλλιεργείες. Επίσης το ενδιαίτημα φανερόγαμων είχε μειωμένα φορτία λόγω των φτωχών σε θρεπτικά ιζημάτων του. Το δυναμικό οξειδοαναγωγής και η ροή του οξυγόνου ακολούθησαν στα δύο ενδιαιτήματα το ίδιο πρότυπο αλλαγών ανάμεσα στους σταθμούς σε σχέση με την απόσταση από τους κλωβούς. Επειδή το ποσό του φορτίου που έφθανε σε κάθε σταθμό ήταν το ίδιο ανάμεσα στα δύο ενδιαιτήματα δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές των τιμών των φωσφορικών (TP, PO₄⁻³ fluxes).

Στις αναλύσεις της πολλαπλής παλινδρόμησης ο συντελεστής της αφθονίας σε σχέση με την απόσταση έδειξε μια αύξηση από το ενδιαίτημα των φανερόγαμων προς το λασπώδες ενδιαίτημα υποδηλώνοντας μια διαφορετική απόκριση της μακροπανίδας στον οργανικό εμπλουτισμό. Το ίζημα κοντά σε ανέπαφα λιβάδια *Posidonia oceanica* είναι γενικά αδρό, φτωχό σε θρεπτικά με αυξημένη κινητικότητα και διαπερατότητα. Αντίθετα το ίζημα από το ενδιαίτημα των λειμώνων κοντά σε ιχθυοκαλλιεργείες περιέχει αποσυντιθέμενα κατάλοιπα φυτών *Posidonia oceanica*, υψηλότερα φορτία θρεπτικών και μπορεί να περιέχει μεγαλύτερα ποσοστά ιλύος – αργίλου αυξάνοντας δυνητικά τη διαθεσιμότητα τροφής και καταφυγίων (Bostrom et al. 2006). Το γεγονός αυτό σε συνδυασμό με τις οξειδωτικές συνθήκες που προκαλούνται από τα έντονα ρεύματα και την ισχυρή διαπερατότητα των αδρών ιζημάτων μπορεί να αυξήσει τη μακροπανιδική αφθονία (Apostolaki et al. 2007, Holmer et al. 2008). Η διακύμανση του δείκτη ποικιλότητας Shannon που ερμηνεύτηκε από τα μοντέλα παλινδρόμησης για τα διαφορετικά ενδιαιτήματα αυξήθηκε από 29,4% σε 80% για τα λασπώδη ενδιαιτήματα. Ο συντελεστής του δείκτη ποικιλότητας σε σχέση με την απόσταση επίσης αυξήθηκε στα λασπώδη ιζήματα υποδεικνύοντας την αύξηση της επίδρασης της απόστασης από τις ιχθυοκαλλιεργείες σε μεγαλύτερη έκταση. Τα ιζήματα των λασπωδών ενδιαιτημάτων της παρούσας εργασίας αναφέρονται σε λεπτόκοκκα ιζήματα με υψηλή περιεκτικότητα ιλύος – αργίλου. Τέτοιου τύπου

ιζήματα παρουσιάζουν αυξημένα φορτία θρεπτικών και δείχνουν χαμηλή διαπερατότητα και χαμηλό δυναμικό οξειδοαναγωγής. Η περαιτέρω προσθήκη θρεπτικών μέσω των εκροών από τις ιχθυοκαλλιέργειες σε τέτοιου τύπου εμπλουτισμένα ιζήματα μπορεί να προκαλέσει την ανοξική λειτουργία του συστήματος προκαλώντας μειωμένη μακροπανιδική αφθονία (Middelburg et al. 2005, Hargrave et al. 2008).

Το βάθος φαίνεται να είναι ένας σημαντικός παράγοντας που επηρεάζει τις εξαρτημένες μεταβλητές μόνο στην περίπτωση των λασπώδων ενδαιτημάτων. Φαίνεται ότι οι περισσότερες μεταβλητές αυξάνονται με το βάθος εκτός από τους δείκτες ποικιλότητας, οι οποίοι έχουν αρνητικό συντελεστή. Στα ενδαιτήματα φανερόγαμων οι υδροδυναμικές διεργασίες και η επαναιώρηση των ιζημάτων είναι σημαντικότεροι παράγοντες για τον καθορισμό της χωρικής κατανομής του οργανικού υλικού (Gowen & Bradbury 1987).

Ο έλεγχος του παραπάνω μοντέλου υπογράμμισε τη διαφορετική απόκριση των ενδαιτημάτων στον οργανικό εμπλουτισμό. Σημαντικό ήταν το γεγονός ότι για περίπου ίδιο βαθμό ιζηματοποθέσης η απόκριση του συστήματος ήταν διαφορετική και ανάλογη του τύπου και λειτουργίας του ιζήματος. Με εξαίρεση το δυναμικό οξειδοαναγωγής, που δεν εμφάνισε την αναμενόμενη μείωση, στα λασπώδη ενδαιτήματα όλες οι τιμές έδειξαν μεγαλύτερη υποβάθμιση δηλαδή αυξημένες συγκεντρώσεις ανόργανων και οργανικών γεωχημικών παραμέτρων καθώς και μειωμένες τιμές πανιδικής ποικιλότητας και βιομάζας. Αντίστοιχα αυξημένες ήταν οι ροές οξυγόνου και φωσφορικών στα λασπώδη ενδαιτήματα.

Από τα παραπάνω γίνεται φανερό ότι αν και η χωρική έκταση του οργανικού εμπλουτισμού λόγω των ιχθυοκαλλιεργητικών δραστηριοτήτων ήταν η ίδια, οι πανιδικοί οργανισμοί και οι γεωχημικές μεταβλητές ακολούθησαν διαφορετικά πρότυπα ανάλογα με τις λειτουργίες των ενδαιτημάτων τους. Όπως φάνηκε από τις ξεχωριστές αναλύσεις η συνολική απόκριση των βιολογικών και γεωχημικών

μεταβλητών σε σχέση με τον οργανικό εμπλουτισμό διέφερε σημαντικά μεταξύ των εξεταζόμενων ενδιαιτημάτων. Αυτό είναι σύμφωνο με τη διαπίστωση των (Apostolaki et al. 2007) οι οποίοι βρήκαν μικρή αλλαγή λόγω του οργανικού εμπλουτισμού σε δείγματα κοντά σε λειμώνες φανερόγαμων, καθώς και τα αποτελέσματα της μετα-ανάλυσης των (Kalantzi & Karakassis 2006), που διαπίστωσαν διαφορετικές αποκρίσεις των αδρών και λεπτόκοκκων ιζημάτων στον οργανικό εμπλουτισμό. Το γενικό συμπέρασμα είναι ότι η επίδραση του οργανικού εμπλουτισμού στο βενθικό περιβάλλον δεν είναι εύκολα ανιχνεύσιμη με τις συνήθεις τεχνικές παρακολούθησης. Όμως επειδή αυτά τα ενδιαιτήματα μπορεί να περιλαμβάνουν λειμώνες φανερόγαμων είναι πιθανό τα αποτελέσματα του οργανικού εμπλουτισμού να έχουν σοβαρότερες συνέπειες σε αυτά (Holmer et al. 2008).

3. Αλλαγές στη λειτουργική σύνθεση της μακροπανίδας σε περιοχές μαλακού υποστρώματος που γειτνιάζουν με κλωβούς ιχθυοτροφείων*

3.1 ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η σχέση μεταξύ λειτουργικής σύστασης και ποικιλότητας μελετήθηκε για διαβαθμίσεις οργανικού εμπλουτισμού σε τέσσερα μεσογειακά ιχθυοτροφεία. Η λειτουργική ποικιλότητα χρησιμοποιήθηκε για τη μελέτη του λειτουργικού πλεονασμού ανάμεσα σε συγκεκριμένα λειτουργικά γνωρίσματα. Από τους καταλόγους των γνωρισμάτων των ειδών επιλέχθηκαν συγκεκριμένα χαρακτηριστικά που θεωρείται ότι αποκρίνονται σε διαφορετικές γεωχημικές συνθήκες των ιζημάτων και ταξινομήθηκαν σε οικολογικά και μορφολογικά γνωρίσματα. Κάθε γνώρισμα διαχωρίστηκε σε υποκατηγορίες που περιγράφουν όλο το εύρος των πιθανών χαρακτηριστικών κάθε είδους. Οι αφθονίες ειδών με τον ίδιο κωδικό αθροίστηκαν για κάθε δείγμα. Οι αναλύσεις των κοινοτήτων με βάση τους λειτουργικούς κωδικούς διαφοροποίησαν τους τύπους του ιζήματος και τους βαθμούς οργανικού εμπλουτισμού, επιβεβαιώνοντας την ευαισθησία των λειτουργικών χαρακτηριστικών στη γεωχημεία του ιζήματος. Οι αλλαγές του αριθμού των ειδών και η αφθονία τους ήταν αυτές που καθόρισαν τις μετατροπές των λειτουργικών διεργασιών και όχι η παρουσία/απουσία συγκεκριμένων χαρακτηριστικών. Οι σημαντικοί λειτουργικοί κωδικοί για την ομοιογένεια μέσα στις μελετώμενες περιοχές ήταν λιγότεροι στις διαταραγμένες περιοχές καταδεικνύοντας ότι η λειτουργικότητά τους είναι σημαντικά μειωμένη.

* Δεδομένα από το κεφάλαιο αυτό έχουν γίνει δεκτά για δημοσίευση: Papageorgiou N, Sigala K, Karakassis I (2009). Changes of macrofaunal functional composition at sedimentary habitats in the vicinity of fish farms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, YECSS-2970

3.2 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η πιο τεκμηριωμένη επίδραση της ιχθυοκαλλιέργειας στο θαλάσσιο περιβάλλον είναι η υποβάθμιση του πυθμένα κάτω και γύρω από τους κλωβούς (Fernandes et al. 2001, Kalantzi & Karakassis 2006). Η απόθεση του οργανικού υλικού που προέρχεται από τους κλωβούς των ιχθυοτροφείων μπορεί να προκαλέσει οργανικό εμπλουτισμό και να αλλάξει τα φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά των ιζημάτων (Hall et al. 1990, 1992, Holby & Hall 1991, Hargrave et al. 1993, Karakassis et al. 1998, 2002). Αυτές οι αλλαγές επηρεάζουν τη δομή των μακροβενθικών κοινοτήτων ενώ μπορούν να αλλάξουν τη λειτουργική ποικιλότητα των βιοκοινοτήτων (Brown et al. 1987, Karakassis & Hatziyanni 2000, Karakassis et al. 2000) και να μεταβάλουν τη λειτουργικότητα του οικοσυστήματος (Solan et al. 2004, Tillin et al. 2006).

Γενικά η λειτουργική ποικιλότητα αναφέρεται στο εύρος και το βαθμό των οργανισμικών γνωρισμάτων που επηρεάζονται από τις οικοσυστημικές ιδιότητες (Tilman 2001, Hooper et al. 2003). Αλλαγές των λειτουργικών συνιστωσών των βιοκοινοτήτων αντιπροσωπεύουν την προσαρμογή των οργανισμών στο περιβάλλον και την απόκρισή τους στην περιβαλλοντική πίεση (de Juan et al. 2007). Αρκετές μελέτες που αφορούν τις επιδράσεις των ιχθυοκαλλιεργειών στη μακροπανίδα (Brown et al. 1987, Weston 1990, Karakassis et al. 2000, Tomassetti & Porrello 2005) παρατήρησαν ομοιότητες με το εμπειρικό μοντέλο διαδοχής των Pearson & Rosenberg (1978) όσο αφορά τη χωρική κατανομή της μακροπανίδας (Karakassis et al. 2002). Η απόκριση της βενθικής πανίδας στον οργανικό εμπλουτισμό εξαρτάται από τα βιολογικά γνωρίσματα των οργανισμών. Διαφορετικά είδη δρουν μέσω διαφορετικών προτύπων, ενώ η συνολική δράση της πανίδας είναι σημαντική για τη ρύθμιση των συστημάτων. Κάθε πρότυπο συχνά συνδέεται με ιδιαίτερα γνωρίσματα του είδους (Norling et al. 2007). Για

παράδειγμα τα καιροσκοπικά είδη επηρεάζονται λιγότερο από την ιζηματοπόθεση και είναι πιθανό να έχουν θετική απόκριση σε αυτή (Tomassetti & Porrello 2005).

Ασφαλώς ο βαθμός του οργανικού εμπλουτισμού και η απόκριση των οργανισμών εξαρτάται από τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των περιοχών, την απόσταση από τους κλωβούς (Sara et al. 2004, Pusceddu et al. 2007) και τις διαχειριστικές πρακτικές που ασκούνται από τα ιχθυοτροφεία (Vezzulli et al. 2008). Η κατανόηση της σχέσης βενθικής μακροπανίδας και λειτουργικής ποικιλότητας σε ιζήματα κοντά σε ιχθυοκαλλιέργειες, αυξάνει τις γνώσεις μας σε σχέση με τη λειτουργικότητα των οικοσυστημάτων, πράγμα σημαντικό για τη διατήρηση και διαχείριση των περιοχών αυτών.

Πολλές μελέτες διερεύνησαν τη σχέση μεταξύ διαειδικής ποικιλότητας, λειτουργικής ποικιλότητας και οικοσυστημικής λειτουργίας (Petchey & Gaston 2002, 2006, Bremner 2008). Όμως όσο αφορά τα θαλάσσια βενθικά οικοσυστήματα μόνο λίγες μελέτες διερεύνησαν αυτή τη σχέση και καταδεικνύουν ότι υπάρχει μια ισχυρή συσχέτιση μεταξύ διαειδικής και λειτουργικής ποικιλότητας (Bremner et al. 2003, Micheli & Halpern 2005, Bell 2007, Hewitt et al. 2008). Παράλληλα λίγες μόνο μελέτες εξέτασαν τον τρόπο με τον οποίο οι βιοτικές και αβιοτικές παράμετροι επηρέασαν τη χρονική και χωρική διακύμανση της λειτουργικής ποικιλότητας (Emmerson et al. 2001, Raffaelli et al. 2003, Waldbusser et al. 2004, Micheli & Halpern 2005, Ieno et al. 2006, Bell 2007, Norling et al. 2007). Από αυτές γίνεται φανερό ότι αυτές οι διεργασίες επηρεάζουν τη διαειδική και τη λειτουργική ποικιλότητα με παρόμοιο τρόπο (Bremner et al. 2003, Micheli & Halpern 2005, Bell 2007, Hewitt et al. 2008).

Σύμφωνα με τον Hooper et al. (2003), η λειτουργική ποικιλότητα μπορεί να εκφραστεί με διάφορους τρόπους όπως τον αριθμό ή τη σχετική αφθονία των λειτουργικών ομάδων (Tilman et al. 1997, Hooper 1998, Spehn et al. 2000), την «ποικιλία των αλληλεπιδράσεων με τις οικολογικές διεργασίες» (Martinez 1996)

και τη διαφορά μεταξύ ειδών σε λειτουργικά συσχετιζόμενα γνωρίσματα (Walker et al. 1999). Οι λειτουργικές ομάδες ορίζονται ως ομάδες οργανισμών που μοιράζονται μεγάλο αριθμό κοινών χαρακτηριστικών και προκαλούν παρόμοια αποτελέσματα σε σημαντικές οικοσυστημικές διεργασίες (Bonsdorff & Pearson 1999, Francois et al. 2002, Rosenfeld 2002). Υπάρχουν διαφωνίες ως προς τον καλύτερο τρόπο μέτρησης της λειτουργικής ποικιλότητας και των γνωρισμάτων των ειδών που πρέπει να χρησιμοποιηθούν για το χαρακτηρισμό της λειτουργικής ποικιλότητας (Petchey & Gaston 2006). Στη συγκεκριμένη μελέτη οι λειτουργικές ομάδες της βενθικής μακροπανίδας δημιουργήθηκαν βασισμένες σε μελέτες της συμπεριφοράς, διατροφής, σταδίων διαδοχής και ανάδευσης των ιζημάτων από τους πανιδικούς οργανισμούς (Pearson & Rosenberg 1978, Fauchald & Jumars 1979, Bonsdorff & Pearson 1999, Rosenberg 2001, Francois et al. 2002, Norling et al. 2007, Bremner 2008, Hewitt et al. 2008).

Σκοπός της συγκεκριμένης εργασίας ήταν η διερεύνηση των αλλαγών των οικοσυστημικών διεργασιών σε σχέση με τη λειτουργική ποικιλότητα και σύσταση των ιζημάτων με διαβαθμίσεις οργανικού εμπλουτισμού χρησιμοποιώντας ως «πηγή» του εμπλουτισμού τα απόβλητα των ιχθυοτροφείων. Για τη μελέτη του λειτουργικού πλεονασμού «redundancy» συγκεκριμένων λειτουργικών γνωρισμάτων κάθε κατηγορίας οργανικού εμπλουτισμού και τύπου ιζήματος εξετάσαμε τη λειτουργική ποικιλότητα των γνωρισμάτων μέσα σε κάθε κατηγορία διότι οι λειτουργικές διαφορές της ποικιλότητας ανάμεσα στις κατηγορίες (β- ποικιλότητα – Gray (1997)) δεν είναι ικανές να αποκαλύψουν πληροφορίες για το λειτουργικό πλεονασμό.

3.3 ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

3.3.1 Περιοχές δειγματοληψίας

Η επίδραση των ιχθυοκαλλιεργειών ως πηγή οργανικού εμπλουτισμού των θαλασσιών ιζημάτων και των συνδεδεμένων μακροβενθικών βιοκοινοτήτων τους, μελετήθηκε σε τέσσερα ιχθυοτροφεία (Σούνιο, Σητεία, Αστακός, Κεφαλονιά). Δεδομένα για το φυσικό περιβάλλον παρατίθενται στην Ενότητα 2.3.1 της παρούσας διατριβής. Οι δειγματοληψίες πραγματοποιήθηκαν κατά τη θερινή περίοδο Ιουνίου-Ιουλίου 2006 (Σούνιο και Κεφαλονιά) και Ιουλίου 2007 (Σητεία και Αστακός). Όλες οι δειγματοληψίες έγιναν κατά τη θερινή περίοδο (Ιούνιος-Ιούλιος) όταν η ιζηματοποίηση είναι υψηλή λόγω της αυξημένης παροχής τροφής στους κλωβούς. Παράλληλα δεν υπήρξαν ασυνήθιστα καιρικά φαινόμενα πριν και κατά τη διάρκεια των δειγματοληψιών ώστε να υπάρχει σημαντική απόκλιση από τις μέσες συνθήκες σε κάθε μία από τις περιοχές.

3.3.2 Διαδικασία Δειγματοληψίας

Τα χαρακτηριστικά των σταθμών δειγματοληψίας και των σταθμών ελέγχου έχουν αναφερθεί στην Ενότητα 2.3.2, όπως και οι λεπτομέρειες συλλογής και ανάλυσης της μακροπανίδας και των γεωχημικών χαρακτηριστικών των ιζημάτων. Για τις αναλύσεις στο παρόν κεφάλαιο της εργασίας χρησιμοποιήθηκαν τα χαρακτηριστικά της σύστασης του ιζήματος (MD και silt-clay%), καθώς επίσης και οι συγκεντρώσεις του ολικού οργανικού άνθρακα (TOC).

3.3.3 Σχηματισμός των λειτουργικών κωδικών

Για τον κατάλογο των χαρακτηριστικών των οργανισμών επιλέχθηκαν χαρακτηριστικά που αποκρίνονται διαφορετικά σε αλλαγές των γεωχημικών συνθηκών των ιζημάτων (Πίν. 3.1). Συγκεκριμένοι τύποι πυθμένα αντιστοιχούν

σε καλά καθορισμένες ομάδες ειδών (Fresi et al. 1983), ενώ διαφορετικοί τύποι ιζήματος και διαφορετικά οργανικά φορτία προάγουν διαφορετικές οικοσυστημικές λειτουργίες, λόγω της σύνθετης σχέσης πανίδας και γεωχημείας του ιζήματος (Marinelli and Woodin, 2002; Marinelli and Williams, 2003; Tomassetti and Porrello, 2005; Waldbusser et al., 2004).

Πίνακας 3.1. Κατάλογος των οικολογικών και μορφολογικών γνωρισμάτων και οι αντίστοιχοι κωδικοί τους που χρησιμοποιήθηκαν στη στατιστική ανάλυση.

Table 3.1. List of ecological and morphological traits and their corresponding codes used in the statistical analysis.

Ecological traits	Codes	Morphological traits	Codes
<i>Mobility</i>		<i>Body form</i>	
mobile	m	Shell structures	s
semi mobile	sm	Vermiform (length>>>width)	v
sessile	s	Globulose (with/without extremities) length≥width	e
<i>Habitat (Living position)</i>			
epibiont	eb	<i>Body size (g)</i>	
epifauna	ef	very small: <0,0005	1
Surface infauna (<2cm deep)	i	small: 0,0006-0,0050	2
Sub-surface infauna (>2cm deep)	si	medium: 0,0051-0,0500	3
<i>Feeding type</i>		large: 0,0501-0,5000	4
suspension feeder	SF	very large: 0,5<	5
deposit feeder	DF		
Predator	P	<i>Feeding apparatus</i>	
Scavenger	S	radula	r
Herbivore	H	jawed	j
Omnivore	O	tentaculated	t
<i>Habitat modifiers</i>		proboscoidae	p
Tube builders	t		
Simple mounds	h		
no	n		
<i>Bioturbation</i>			
biodiffuser	bd		
upward-conveyors	uc		
downward conveyors	dc		
gallery diffusers	gd		
regenerators	rg		

Δύο βασικές κατηγορίες (Οικολογικά και Μορφολογικά γνωρίσματα) δημιουργήθηκαν με βάση τη φύση του κάθε γνωρίσματος. Κάθε μια

διαχωρίστηκε σε επιμέρους κατηγορίες επιλεγμένες έτσι ώστε να αποδίδουν το εύρος των χαρακτηριστικών όλων των ειδών.

3.3.4 Οικολογικά γνωρίσματα

Τα χαρακτηριστικά που περιγράφουν τους τρόπους διαβίωσης των οργανισμών ταξινομήθηκαν στα οικολογικά γνωρίσματα. Αυτά επηρεάζουν σημαντικά τη λειτουργικότητα του οικοσυστήματος και εμφανίζονται στους περισσότερους μακροβενθικούς οργανισμούς. Η κινητικότητα (*mobility*) εκφράζει τη δυνατότητα των οργανισμών να κινούνται πάνω και μέσα στο ίζημα. Οι οργανισμοί που έχουν τη δυνατότητα να κινηθούν αλλά το κάνουν μόνο αν είναι απαραίτητο και συνήθως η κίνηση τους είναι πολύ αργή κατατάσσονται στους ημικινητούς (*semi mobile*) οργανισμούς. Η δυνατότητα κίνησης είναι ένα σημαντικό οικολογικό γνώρισμα διότι επηρεάζει τη μέθοδο σύλληψης θηραμάτων ή άλλων πηγών διατροφής, ενώ καθορίζει τις τροφικές σχέσεις των βενθικών βιοκοινοτήτων. Παράλληλα η θέση διαβίωσης της μακροπανίδας επηρεάζει τα οικολογικά γνωρίσματα. Δεδομένης της πολυπλοκότητας της γεωχημείας των ιζημάτων οι οργανισμοί που ζουν και τρέφονται βαθιά μέσα στο ίζημα είναι πιθανό να προκαλούν διαφορετικά αποτελέσματα σε σχέση με τους οργανισμούς που βρίσκονται κοντά στην επιφάνεια των ιζημάτων (Michaud et al. 2006). Οι μακροπανιδικοί οργανισμοί απαντώνται μέσα στο ίζημα (κοντά στην επιφάνεια ή σε βαθύτερα στρώματα), πάνω στο ίζημα και πάνω σε φυτά ή ζώα. Οι τροφικές συνήθειες των βενθικών οργανισμών συνδυάζουν μια ποικιλία διαφορετικών γνωρισμάτων από την αιωρηματοφαγία μέχρι την παμφαγία. Όσον αφορά το χαρακτηριστικό της τροποποίησης των ενδιαιτημάτων (*habitat modifiers*) αναφέρεται σε οργανισμούς με την ικανότητα κατασκευής σωλήνων ή εκείνων που διαβιούν σε τρύπες. Η βιοανάδευση είναι πολύ σημαντική για τη γεωχημεία των ιζημάτων. Η περιγραφή των διαφορετικών τύπων βιοανάδευσης βασίζεται

στον τρόπο ανάδευσης των ιζημάτων από τους οργανισμούς (Francois et al. 2002, Michaud et al. 2006).

Στην πρώτη ομάδα βιοαναδευτών (*biodiffusers*) ανήκουν οι οργανισμοί των οποίων οι δραστηριότητες έχουν ως αποτέλεσμα την τυχαία διάχυση του ιζήματος σε κοντινές αποστάσεις. Τη δεύτερη ομάδα αποτελούν οι οργανισμοί που βρίσκονται τοποθετημένοι κάθετα στο ίζημα με το κεφάλι προς τα κάτω (*upward-conveyors*) και μετακινούν ίζημα από τα βαθύτερα στρώματα του υποστρώματος στην επιφάνεια επαφής νερού και ιζήματος. Οι οργανισμοί που βρίσκονται τοποθετημένοι κάθετα στο ίζημα με το κεφάλι προς τα πάνω (*downward-conveyors*) αποτελούν μια άλλη ομάδα βιοαναδευτών, οι οποίοι προκαλούν «ενεργή» μεταφορά του ιζήματος μέσω του πεπτικού τους συστήματος από την επιφάνεια στο στρώμα του ιζήματος που αφοδεύουν. Οι αναγεννητές (*regenerators*) περιλαμβάνουν είδη που σκάβουν και μεταφέρουν ίζημα από τα βαθύτερα στρώματα στην επιφάνεια ενώ αντικαθίσταται από ίζημα επιφανειακής προέλευσης. Η τελευταία ομάδα αποτελείται από είδη που δημιουργούν συστήματα στοών (*gallery-diffusers*) οδηγώντας σε ανακατανομή των διαχεόμενων υλικών στα ανώτερα στρώματα των ιζημάτων καθώς και μεταφορά υλικού από την επιφάνεια στο βαθύτερο άκρο των σωλήνων μέσω της αφοδεύσης και της ακούσιας μεταφοράς σωματιδίων με τις κινήσεις των οργανισμών (Michaud et al. 2006).

3.3.5 Μορφολογικά γνωρίσματα

Τα επιλεγμένα μορφολογικά γνωρίσματα είναι σημαντικοί δείκτες της κατάστασης των ιζημάτων (τύπος ιζήματος και συγκέντρωση οργανικού φορτίου). Για την κατάταξη των οργανισμών σε κατηγορίες μεγέθους σώματος χρησιμοποιήθηκε το μέσο βάρος/άτομο κάθε είδους. Ως δεύτερο μορφολογικό γνώρισμα επιλέχθηκε το σχήμα του σώματος. Το γνώρισμα «όστρακο» (*shell*)

περιγράφει όλους τους οργανισμούς με εξωτερικές προστατευτικές δομές, ενώ σκωληκόμορφοι (*vermiform*) θεωρήθηκαν όλοι οι οργανισμοί που φέρουν αυτό το σχήμα, ανεξαρτήτως ύπαρξης μεταμέρειας (μήκος>>πλάτος). Η κατηγοριοποίηση των μηχανισμών τροφοληψίας (*feeding apparatus*) βασίστηκε στη μέθοδο σύλληψης της τροφής και όχι σε συγκεκριμένα ταξινομικά χαρακτηριστικά.

3.3.6 Ταξινόμηση των ειδών σε λειτουργικούς κωδικούς

Για κάθε είδος καταγράφηκαν οι πληροφορίες κάθε μελετώμενου γνωρίσματος. Τα δεδομένα κάθε είδους συγκεντρώθηκαν μέσα από βιβλιογραφικές και διαδικτυακές πηγές (Παράρτημα II). Η συμπλήρωση ελλειπών δεδομένων βασίστηκε σε πληροφορίες από παρόμοια είδη μετά από συνεννόηση με ειδικούς.

Παράλληλα, οι οικολογικές και μορφολογικές κατηγορίες τροποποιήθηκαν σε έναν κατάλογο κωδικών συνοψίζοντας τα βιολογικά χαρακτηριστικά κάθε είδους (Παράρτημα I). Οι αφθονίες ειδών με τον ίδιο κωδικό αθροίστηκαν για κάθε δείγμα. Ταυτόχρονα δημιουργήθηκε ένας πίνακας με τον αριθμό των λειτουργικών κωδικών σε κάθε σταθμό. Η επιρροή διαφορετικών λειτουργικών γνωρισμάτων στο πρότυπο της λειτουργικής ποικιλότητας διερευνήθηκε μέσω της κατασκευής μιας σειράς πινάκων. Για την αφαίρεση της επίδρασης του τύπου ιζήματος ή της συγκέντρωσης οργανικού άνθρακα από τη συσχέτιση της ποικιλότητας και της λειτουργίας του οικοσυστήματος, τα δεδομένα διαχωρίστηκαν σε αμμώδη - λασπώδη ιζήματα και σε δείγματα υψηλής - χαμηλής συγκέντρωσης TOC. Για τον ορισμό των αμμωδών/λασπωδών ιζημάτων χρησιμοποιήθηκε η κλίμακα φ όπως ορίστηκε από τον [Gray \(1981\)](#) (μέσος φ>4,5 για τα λασπώδη ιζήματα). Από τα δεδομένα αυτής της διδακτορικής διατριβής προκύπτει ότι τα αμμώδη ιζήματα είχαν ποσοστό ιλύος χαμηλότερο του 30% και τα λασπώδη πάνω από 70%, γι' αυτό και δεν υπάρχει αμφιβολία για την κατάταξη των σταθμών στις δύο κατηγορίες. Δύο ακόμα υποσύνολα δεδομένων

κατασκευάστηκαν με βάση το οργανικό περιεχόμενο κάθε σταθμού. Τα υποσύνολα δεδομένων διαχωρίστηκαν σε υψηλής και χαμηλής συγκέντρωσης TOC το οποίο αντιστοιχεί σε ένα κρίσιμο σημείο όπου αλλάζει η αδρότητα του ιζήματος και μεταβάλλει τη διαειδική ποικιλότητα (Hyland et al. 2005).

3.3.7 Στατιστικές αναλύσεις

Τα πρότυπα της διαειδικής και λειτουργικής αφθονίας σε σχέση με τους διαφορετικούς τύπους ιζημάτων και συγκεντρώσεων TOC συγκρίθηκαν χρησιμοποιώντας πολυμεταβλητές αναλύσεις. Για την πολυμεταβλητή ανάλυση της διαειδικής και λειτουργικής αφθονίας δημιουργήθηκαν οι πίνακες ομοιομορφίας κάθε σειράς δεδομένων χρησιμοποιώντας το δείκτη ομοιότητας Bray-Curtis. Πριν από αυτό έγινε μετατροπή τέταρτης ρίζας των δεδομένων ώστε να μειωθεί η επιρροή των κυρίαρχων ειδών/ομάδων.

Από κάθε πίνακα ομοιομορφίας έγινε ανάλυση πολυδιάστατης κλιμάκωσης (non metric multi-dimensional scaling ordination - nMDS). Η ανάλυση RELATE χρησιμοποιήθηκε για τον έλεγχο της ομοιότητας μεταξύ των πινάκων των ειδών και λειτουργικών ομάδων σε διαφορετικούς τύπους ιζημάτων και συγκεντρώσεων TOC. Ο έλεγχος ANOSIM χρησιμοποιήθηκε για την εξέταση της ομοιότητας μεταξύ διαφορετικών τύπων ιζημάτων και συγκεντρώσεων TOC. Με την ανάλυση SIMPER βρέθηκε η συμβολή (%) κάθε λειτουργικού κωδικού για τις παρατηρούμενες ανομοιότητες μεταξύ των τύπων ιζημάτων και συγκεντρώσεων TOC καθώς και τις ομοιότητες μέσα σε κάθε τύπο ιζήματος και συγκέντρωση TOC.

Το πρότυπο της διαειδικής και λειτουργικής ποικιλότητας περιγράφηκε μέσω του δείκτη ποικιλότητας Shannon–Wiener's: $H' = -\sum P_i \log_e P_i$ για κάθε τύπο ιζήματος και συγκέντρωση TOC.

Ο υπολογισμός του δείκτη ποικιλότητας Shannon – Wiener's καθώς και όλες οι πολυμεταβλητές αναλύσεις έγιναν με τη βοήθεια του προγράμματος PRIMER v.6 (Clarke & Gorley 2006).

3.4 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

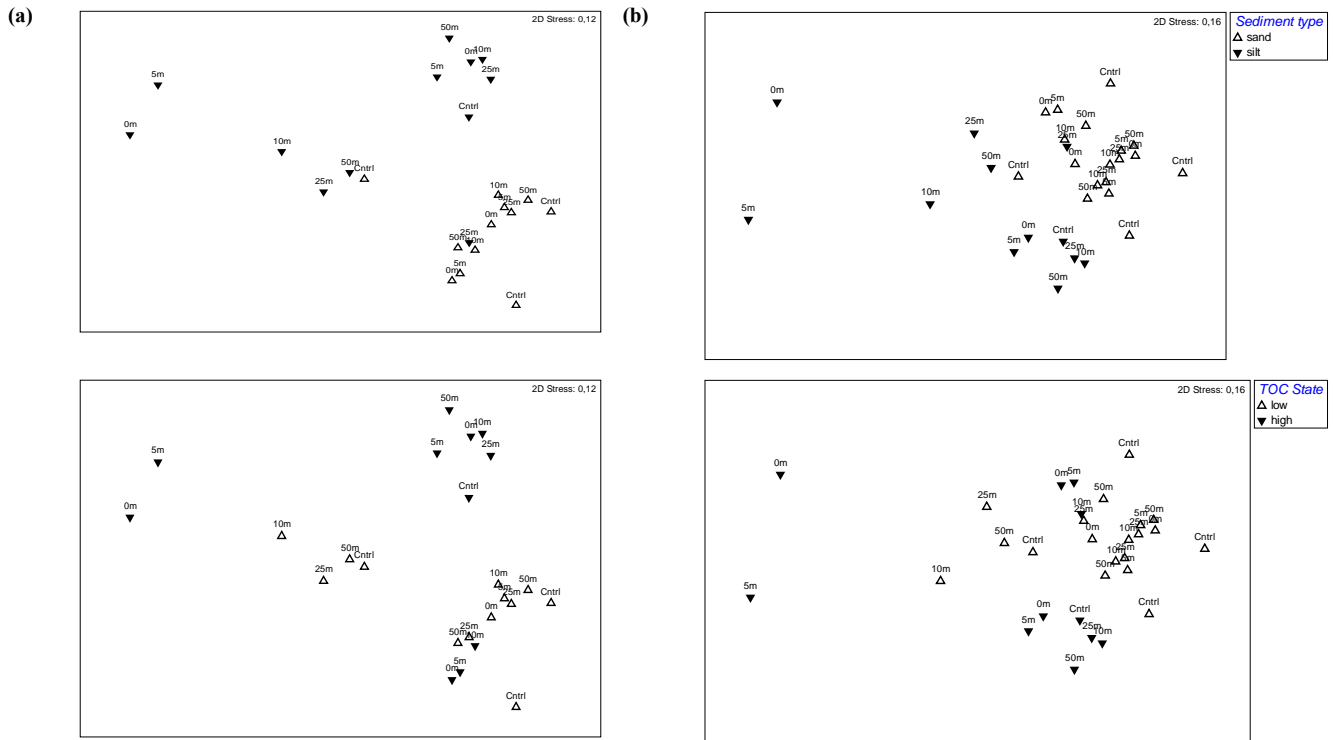
3.4.1 Πρότυπα ποικιλότητας και λειτουργικότητας μεταξύ ιζημάτων διαφορετικού τύπου και διαφορετικών συγκεντρώσεων TOC

Συνολικά αναγνωρίστηκαν 140 λειτουργικοί κωδικοί που αντιπροσωπεύουν 270 είδη μακροπανίδας. Οι πολυμεταβλητές αναλύσεις έδειξαν ότι η αφθονία των ειδών και των λειτουργικών κωδικών ακολούθησε το ίδιο πρότυπο (Εικ. 3.1). Το παραπάνω επιβεβαιώθηκε μέσω της ανάλυσης RELATE, σύμφωνα με την οποία δεν υπήρχε διαφορά ($\rho > 0,9$ και $p = 0,001$) μεταξύ των πινάκων αφθονίας των ειδών και των λειτουργικών κωδικών για τους διαφορετικούς τύπους ιζήματος και τις συγκεντρώσεις TOC.

Ο έλεγχος ANOSIM διαχώρισε τους διαφορετικούς τύπους ιζήματος με $R = 0,440$ για την αφθονία των ειδών και με $R = 0,492$ για την αφθονία των λειτουργικών κωδικών ($p = 0,001$), καθώς και για τις διαφορετικές συγκεντρώσεις TOC με $R = 0,269$ για την αφθονία των ειδών ($p = 0,002$) και με $R = 0,345$ για την αφθονία των λειτουργικών κωδικών ($p = 0,001$).

Για την περίπτωση του διαχωρισμού των οικολογικών και μορφολογικών γνωρισμάτων η ανάλυση ANOSIM εμφάνισε μικρή τιμή του R σε σχέση με τα αποτελέσματα από τους λειτουργικούς κωδικούς. Τα αποτελέσματα του ελέγχου ANOSIM για το παρατηρούμενο R ήταν πολύ χαμηλές για τους διαφορετικούς τύπους ιζήματος ($R = 0,271$, $p = 0,001$ για τα οικολογικά γνωρίσματα και $R = 0,197$, $p = 0,003$ για τα μορφολογικά γνωρίσματα). Ακολούθως για τις διαφορετικές συγκεντρώσεις TOC το παρατηρούμενο R ήταν ακόμα χαμηλότερο

($R = 0,101$ $p = 0,053$ για τα οικολογικά γνωρίσματα και $R = 0,133$, $p = 0,022$ για τα μορφολογικά γνωρίσματα).



Εικ. 3.1. Διάγραμμα nMDS βασιζόμενο στην αφθονία (α) των ειδών και (β) των λειτουργικών ομάδων, για διαφορετικούς τύπους ιζήματος και διαφορετικές συγκεντρώσεις TOC

Fig. 3.1. nMDS plot for (a) species and (b) functional code abundances in the different sediment types and TOC states

Η διαδικασία SIMPER υπογράμμισε τη σημασία 11 λειτουργικών κωδικών για το διαχωρισμό των αμμωδών από τους λασπώδεις σταθμούς (Πιν. 3.2).

Οι αμμώδεις σταθμοί χαρακτηρίζονταν από υψηλότερες μέσες αφθονίες ενδοπανιδικών οργανισμών διάφορων μεγεθών, με ικανότητα βιοανάδευσης, μικρών επιπανιδικών θηρευτών και μικρών επιβιοτικών οργανισμών. Οι οργανισμοί παρουσίασαν διαφορετικές διατροφικές μεθόδους (θήρευση, ιζηματοφαγία, αιωρηματοφαγία). Οι λασπώδεις σταθμοί ανέδειξαν υψηλότερες μέσες αφθονίες σε πολύ μικρούς ενδοπανιδικούς ιζηματο- και αιωρηματοφάγους.

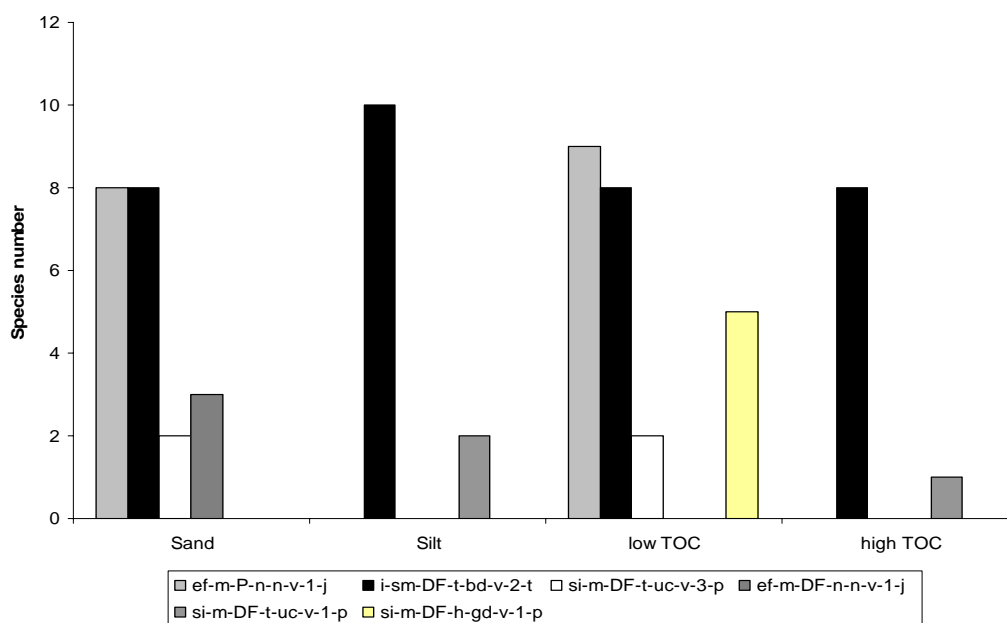
Αντίστοιχα για το διαχωρισμό των διαφορετικών βαθμών οργανικού εμπλουτισμού, τα αποτελέσματα της διαδικασίας SIMPER ανέδειξαν 10 σημαντικούς λειτουργικούς κωδικούς. Η συμβολή τους φαίνεται στον Πίνακα 3.2. Οι οργανικά εμπλουτισμένες περιοχές χαρακτηρίζονταν από υψηλότερες μέσες αφθονίες μικρών ενδοπανιδικών βιοαναδευτών με διαφορετικές διατροφικές μεθόδους (θήρευση, ιζηματοφαγία, αιωρηματοφαγία). Οι σταθμοί με χαμηλότερη συγκέντρωση TOC χαρακτηρίζονταν από διαφορετικού μεγέθους ενδοπανιδικούς ιζηματοφάγους και μικρούς επιπανιδικούς θηρευτές.

Πίνακας 3.2. Αποτελέσματα του ελέγχου SIMPER για τη σύγκριση μεταξύ αμμωδών - λασπωδών περιοχών και συγκεντρώσεων TOC

Table 3.2. Results of the SIMPER test for the comparison between the sandy and the silty sites and the TOC states

Dissimilarity functional codes for sediment types	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
ef-m-P-n-n-v-1-j	6.14	3.2	1.83	1.35	2.6	2.6
i-sm-P-t-bd-v-2-j	3.7	1.42	1.7	1.04	2.42	5
si-m-DF-h-gd-v-1-p	4.41	2.22	1.51	1.2	2.15	7.17
i-sm-SF-h-bd-s-2-p	1.52	3.57	1.46	1.32	2.08	9.25
si-m-DF-t-uc-v-1-p	3.68	4.53	1.38	1.12	1.97	11.22
i-sm-DF-t-bd-v-2-t	5.16	3.76	1.35	0.94	1.93	13.15
si-sm-DF-h-bd-v-2-t	3.11	0.48	1.33	1.26	1.92	15.08
ef-m-DF-n-n-v-1-j	3.94	1.41	1.33	1.4	1.9	16.98
i-sm-DF-h-bd-s-4-p	3.16	0.98	1.31	1.49	1.89	18.87
si-m-DF-t-uc-v-3-p	3.86	2.48	1.31	1.45	1.86	20.73
eb-m-DF/SF-n-n-e-2-j	2.48	0.27	1.23	1.18	1.86	22.59
Dissimilarity functional codes for TOC states						
ef-m-P-n-n-v-1-j	5.74	3.63	1.68	1.24	2.45	2.45
i-sm-P-t-bd-v-2-j	2.62	3.06	1.56	1.11	2.27	4.71
si-m-DF-h-gd-v-1-p	4.39	2.05	1.55	1.23	2.25	6.96
si-m-DF-t-uc-v-1-p	3.38	5.13	1.53	1.2	2.21	9.17
si-m-DF-t-uc-v-3-p	4.2	1.77	1.45	1.2	2.1	11.27
i-sm-SF-h-bd-s-2-p	1.86	3.17	1.4	1.23	2.04	13.31
si-sm-DF-h-bd-v-2-t	3.1	0.25	1.4	1.31	2.03	15.34
i-sm-DF-t-bd-v-2-t	4.4	4.94	1.38	1.14	2	17.34
i-sm-DF-h-bd-s-4-p	3.16	0.78	1.3	1.44	1.88	19.22
i-m-P-h-bd-v-2-p	3	1.14	1.22	1.34	1.81	21.03

Ο αριθμός των ειδών σε κάθε μία από της σημαντικές λειτουργικές κατηγορίες αλλάζει ανάλογα με τον τύπο του ιζήματος ή τη συγκέντρωση TOC που εκπροσωπεί (Εικ. 3.2).



Εικ. 3.2. Αριθμός ειδών των σημαντικών λειτουργικών κωδικών σε κάθε εξεταζόμενη κατηγορία (τύπος ιζήματος και συγκέντρωση TOC)

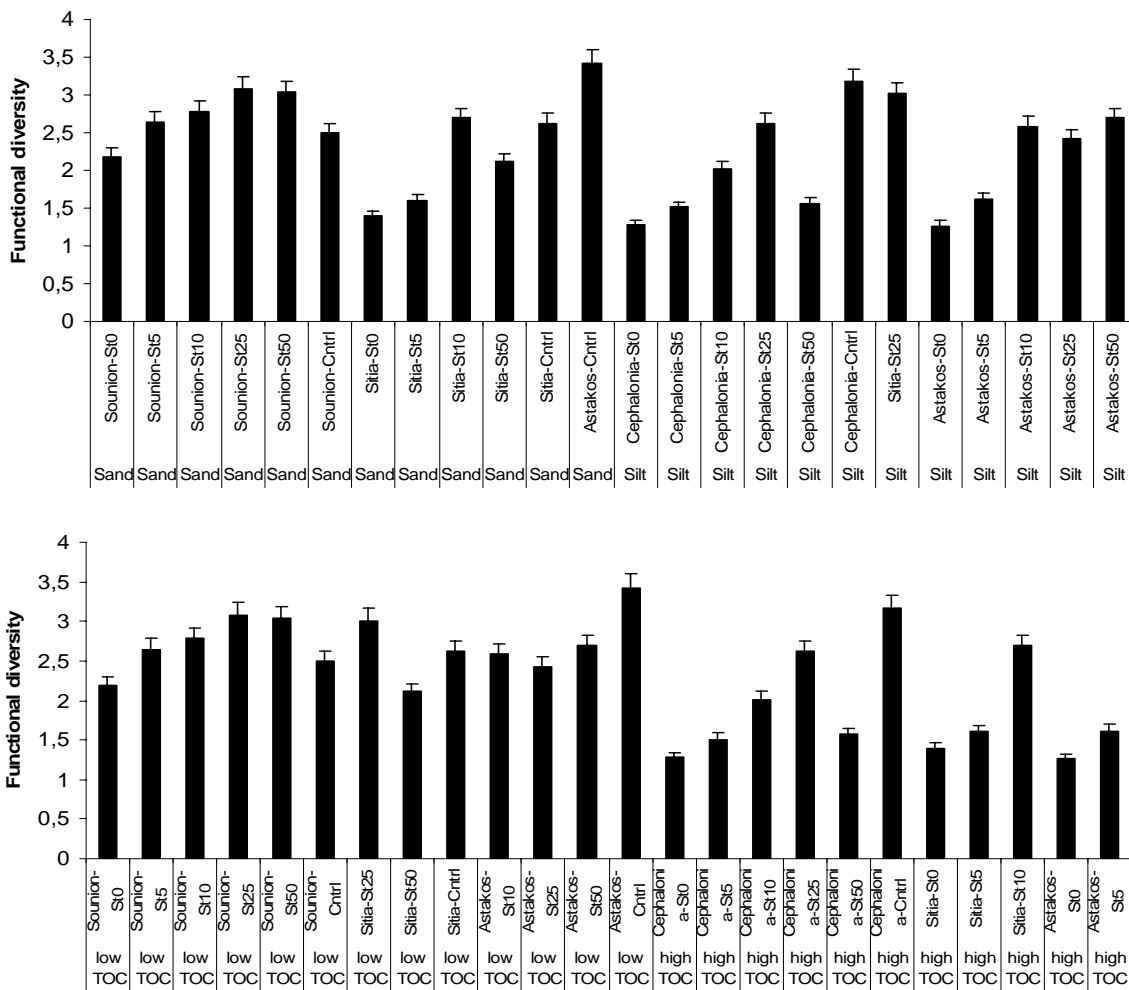
Fig. 3.2. Species number for the important functional categories within each examined category (sediment type and TOC state)

3.4.2 Πρότυπα ποικιλότητας και λειτουργικότητας εντός κάθε τύπου ιζήματος και συγκέντρωσης TOC

Η λειτουργική ποικιλότητα εντός κάθε τύπου ιζήματος και συγκέντρωσης TOC διέφερε ανάμεσα στους σταθμούς (Εικ. 3.3). Η υψηλότερη διακύμανση βρέθηκε σε σταθμούς με λασπώδη και οργανικά εμπλουτισμένα ιζήματα.

Η διαδικασία SIMPER υπογράμμισε τους λειτουργικούς κωδικούς που συμβάλλουν σημαντικά στην ομοιομορφία κάθε κατηγορίας (Πιν. 3.3). Στις αμμώδεις περιοχές μικροί και ενδιάμεσου μεγέθους, κινούμενοι ή ημικινούμενοι

οργανισμοί ευθύνονται για την ομοιότητα μεταξύ των σταθμών. Οι οργανισμοί αυτοί βρέθηκε ότι ζουν σε διαφορετικά στρώματα του ιζήματος και οι περισσότεροι είναι ιζηματοφάγοι. Οι ομάδες των επιπανιδικών οργανισμών δεν έχουν ικανότητα βιοανάδευσης.



Εικ. 3.3. Λειτουργική ποικιλότητα των δειγματοληπτικών σταθμών σε κάθε διαφορετική κατηγορία (α) τύπος ιζήματος, (β) συγκέντρωση TOC

Fig. 3.3 Functional diversity of the sampling stations across the different categories (a) sediment types (b) TOC concentrations

Στα λασπώδη ιζήματα μόνο δύο μικρές ομάδες ενδοπανιδικών βιοαναδευτών εμφάνισε υψηλή ομοιότητα. Οι ίδιες ομάδες είναι κυρίως υπεύθυνες και για την ομοιότητα μεταξύ των οργανικά εμπλουτισμένων σταθμών. Στα ιζήματα με χαμηλές συγκεντρώσεις TOC, τρεις λειτουργικοί κωδικοί συνέβαλλαν σημαντικά στην ομοιότητα μεταξύ των σταθμών, καθώς και οι υπο-επιφανειακοί ιζηματοφάγοι.

Πίνακας 3.3. Αποτελέσματα του ελέγχου SIMPER για τη σύγκριση ομοιότητας μέσα σε κάθε τύπο ιζήματος και συγκέντρωσης TOC.

Table 3.3. Results of the SIMPER test for the similarity comparison within sediment types and TOC states.

	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%	Species number
Similarity functional codes						
Sand						
ef-m-P-n-n-v-1-j	6.14	3.93	3.36	8.39	8.39	8
i-sm-DF-t-bd-v-2-t	5.16	3.02	1.82	6.45	14.84	8
si-m-DF-t-uc-v-3-p	3.86	2.71	5.83	5.78	20.63	2
ef-m-DF-n-n-v-1-j	3.94	2.59	4.41	5.52	26.15	3
Silt						
si-m-DF-t-uc-v-1-p	4.53	3.57	1.41	11.36	11.36	2
i-sm-DF-t-bd-v-2-t	3.76	3.24	1.94	10.31	21.66	10
low TOC						
ef-m-P-n-n-v-1-j	5.74	3.34	2.02	7.72	7.72	9
si-m-DF-t-uc-v-3-p	4.2	2.94	3.62	6.79	14.51	2
i-sm-DF-t-bd-v-2-t	4.4	2.71	2.27	6.26	20.77	8
si-m-DF-h-gd-v-1-p	4.39	2.05	1.45	4.74	25.5	5
high TOC						
si-m-DF-t-uc-v-1-p	5.13	4.3	1.56	13.39	13.39	1
i-sm-DF-t-bd-v-2-t	4.94	3.7	1.67	11.54	24.94	8

3.5 ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Η διαειδική και λειτουργική ποικιλότητα ανάμεσα στους διαφορετικούς τύπους ιζήματος και συγκεντρώσεις οργανικού άνθρακα των εξεταζόμενων ενδαιτημάτων εμφάνισε σύμφωνα με τις πολύμεταβλητές αναλύσεις παρόμοια

πρότυπα. Η διαπίστωση αυτή υποστηρίζει την άποψη ότι η διαειδική και η λειτουργική ποικιλότητα συσχετίζονται ισχυρά (Bremner et al. 2003, Micheli & Halpern 2005, Bell 2007).

Οι αναλύσεις των λειτουργικών κωδικών διαφοροποίησαν τους τύπους του ιζήματος και τους βαθμούς οργανικού εμπλουτισμού, επιβεβαιώνοντας την ευαισθησία των λειτουργικών χαρακτηριστικών στη γεωχημεία του ιζήματος. Συνεπώς διαφορετικοί τύποι ιζήματος και διαφορετικά επίπεδα οργανικού εμπλουτισμού μπορούν δυνητικά να αλλάξουν τη λειτουργικότητα των μακροβενθικών κοινοτήτων. Αυτές οι λειτουργικές αλλαγές τονίζονται τόσο στα οικολογικά όσο και στα μορφολογικά γνωρίσματα των οργανισμών.

Τα οικολογικά χαρακτηριστικά καθορίζουν τις αλλαγές της λειτουργικής ποικιλότητας, αλλά οι μορφολογικοί χαρακτήρες των οργανισμών είναι σημαντικοί για την κατανόηση αυτών των αλλαγών, λόγω της σημασίας τους ως δείκτες της κατάστασης των ιζημάτων. Για παράδειγμα είναι γνωστό ότι στα λασπώδη οργανικά εμπλουτισμένα ιζήματα η μακροπανιδική κοινότητα αποτελείται από μικρούς οργανισμούς ανθεκτικούς στον οργανικό εμπλουτισμό (Pearson & Rosenberg 1978).

Οι ενδοπανιδικοί οργανισμοί αποτέλεσαν μια πολύ σημαντική λειτουργική συνιστώσα για όλες τις εξεταζόμενες κατηγορίες λόγω της βιοαναδευτικής τους δράσης και του τρόπου διατροφής τους. Όταν το οργανικό υλικό αποτίθεται στην επιφάνεια του ιζήματος η βενθική ενδοπανίδα συμβάλλει στην πολυδιάστατη κατανομή του μεταξύ των διαφορετικών στρωμάτων του ιζήματος μέσω της τροφοληψίας, της δημιουργίας οπών και σωλήνων και την ανακύκλωσή του μέσω της πέψης και αφόδευσης (Heilskov et al. 2006). Επίσης η βιοανάδευση μεταφέρει ενεργά υλικά και μεταβολίτες πέραν της επιφάνειας των ιζημάτων, αποβάλλει και μειώνει συστατικά του μεσοδιαστηματικού νερού και εισάγει οξειδωτικά μέσα που προάγουν της οξειδωτικές αντιδράσεις κοντά στα

τοιχώματα των σωλήνων (Aller & Aller 1998, Banta et al. 1999, Heilskov et al. 2006, Norling et al. 2007).

Ο μηχανισμός βιοανάδευσης διαφέρει μεταξύ των διαφορετικών τύπων ιζήματος. Στα αδρά ιζήματα η λειτουργία του έχει μόνο ρόλο οριζόντιου παθητικού μεταφορέα, ενώ στα λασπώδη ιζήματα συμβάλλει κυρίως ως μηχανισμός διάχυσης επειδή η ροή μέσα στους σωλήνες δεν μπορεί να εισχωρήσει υδρομηχανικά μέσα στο λασπώδες ιζημα (Meysman et al. 2006).

Η σύγκριση μεταξύ των διαφορετικών τύπων ιζήματος ανέδειξε 8 λειτουργικούς κωδικούς που εμφανίζουν υψηλότερες αφθονίες στα αμμώδη ιζήματα και μόνο δύο με υψηλότερες αφθονίες στα λασπώδη. Παράλληλα μόνο τρεις σημαντικοί λειτουργικοί κωδικοί είχαν υψηλότερο αριθμό ειδών στα λασπώδη ιζήματα. Συγκεκριμένα τα αμμώδη ιζήματα φαίνεται να περιλαμβάνουν υψηλότερο αριθμό και πυκνότητα θηρευτών και επιπανιδικών οργανισμών, ενώ στα λασπώδη ιζήματα παρουσιάζουν υψηλή αφθονία μικρότεροι μακροπανιδικοί οργανισμοί, συμπεριλαμβανομένων και αιωρηματοφάγων. Επίσης η ενεργή μεταφορά και η τροποποίηση των ενδαιτημάτων (κατασκευή σωλήνων) εμφανίστηκε πιο κοινή για τους οργανισμούς των αμμωδών περιοχών. Η θέση των οργανισμών μέσα στο ίζημα δεν φάνηκε να επηρεάζει την κατανομή τους σε κανένα από τους εξεταζόμενους τύπους ιζήματος.

Για τους διαφορετικούς βαθμούς οργανικού εμπλουτισμού 9 κύριοι λειτουργικοί κωδικοί ανέδειξαν υψηλότερη ενδο-λειτουργική ποικιλότητα στους σταθμούς χαμηλής συγκέντρωσης TOC. Επίσης η επιπανίδα και γενικά οι μεγαλύτεροι οργανισμοί παρουσίασαν υψηλότερες αφθονίες στις χαμηλές συγκεντρώσεις TOC. Αντίθετα οι οργανισμοί με τις υψηλότερες πυκνότητες στις οργανικά εμπλουτισμένες περιοχές ήταν μικρότεροι σε μέγεθος και περιελάμβαναν υψηλότερες αφθονίες σε αιωρηματοφάγους και τροποποιητές ενδαιτημάτων. Το γεγονός αυτό συμφωνεί με τα αποτελέσματα των Hyland et al.

(2005), σύμφωνα με τα οποία η υψηλή συγκέντρωση TOC προκαλεί υποβάθμιση της βενθικής πανίδας λόγω της ανεπάρκειας οξυγόνου και της αυξημένης πίεσης από χημικές ενώσεις όπως το υδρόθειο.

Γενικά, μικρότεροι οργανισμοί, όπως και οι αιωρηματοφάγοι ήταν κοινοί στις καταπονημένες (*stressed*) (φυσικά ή όχι) περιοχές. Μικροί ανθεκτικοί στον οργανικό εμπλουτισμό οργανισμοί είναι χαρακτηριστικό στοιχείο των καταπονημένων/διαταραγμένων περιοχών (Pearson & Rosenberg 1978), ενώ η μεγαλύτερου μεγέθους μακροπανίδα απαντάτε συνήθως σε ενδιαιτήματα χαμηλής διατάραξης. Όσο αφορά τους μικρούς επιπανιδικούς θηρευτές η σύσταση και η συγκέντρωση TOC των ιζημάτων φαίνεται να αποτελεί σημαντικό παράγοντα των αλλαγών της πυκνότητάς τους. Σε χαμηλής διατάραξης περιβάλλοντα οι αφθονίες τους ήταν σημαντικά υψηλότερες σε σχέση με αυτές των διαταραγμένων περιοχών

Από παλαιότερες μελέτες είναι γνωστό ότι η επίδραση του οργανικού εμπλουτισμού μειώνεται με την απόσταση από τα ιχθυοτροφεία (Brown et al. 1987, Weston 1990, Karakassis et al. 1998, 2000). Παρά το γεγονός ότι στη συγκεκριμένη μελέτη η χωρική έκταση του οργανικού εμπλουτισμού, λόγω των ιχθυοκαλλιεργητικών δραστηριοτήτων ήταν ίδια μεταξύ των διαφορετικών περιοχών, οι μακροπανιδικοί οργανισμοί εμφάνισαν διαφορετικά πρότυπα των λειτουργικών τους γνωρισμάτων που σχετίζονταν με το περιβάλλον διαβίωσής τους και όχι με την απόσταση από τους κλωβούς. Και στις δύο εξεταζόμενες κατηγορίες (τύποι ιζήματος και βαθμός οργανικού εμπλουτισμού) συμπεριλήφθηκαν σταθμοί όλων των μελετώμενων αποστάσεων από τους κλωβούς, όπως και κάποιοι σταθμοί ελέγχου. Φαίνεται λοιπόν ότι η λειτουργική απόκριση της μακροπανίδας στον οργανικό εμπλουτισμό ποικίλλει σημαντικά ανάμεσα στις μελετώμενες κατηγορίες. Επειδή οι λειτουργικές διαφορές μέσα και ανάμεσα στους τύπους ιζήματος και στις συγκεντρώσεις TOC καθορίστηκαν από κοινούς λειτουργικούς κωδικούς, οι αλλαγές του αριθμού των ειδών και η

αφθονία τους ήταν αυτές που καθόρισαν τις μετατροπές των λειτουργικών διεργασιών και όχι η παρουσία/απουσία συγκεκριμένων χαρακτηριστικών.

Οι διαφορές της λειτουργικής ποικιλότητας στις αμμώδεις και χαμηλής συγκέντρωσης TOC περιοχές εκφράζεται μέσω τεσσάρων λειτουργικών κωδικών που συμβάλλουν στην ομοιομορφία των περιοχών αυτών. Υπάρχει ένα μεγάλο εύρος διατροφικών συνηθειών, μεγεθών και θέσεων διαβίωσης μεταξύ των οργανισμών των συγκεκριμένων λειτουργικών κωδικών. Από την άλλη σε διαταραγμένα περιβάλλοντα, όπως τα λασπώδη και υψηλής συγκέντρωσης οργανικού υλικού ιζήματα, μόνο δύο λειτουργικοί κωδικοί συμβάλλουν σημαντικά στη διαφοροποίησή τους. Αυτοί οι λειτουργικοί κωδικοί ήταν όμοιοι και στους δύο τύπους ενδιαιτημάτων και περιελάμβαναν μικρούς ενδοπανιδικούς ιζηματοφάγους και ικανότητα βιοανάδευσης. Επίσης και στις δύο κατηγορίες περιελήφθησαν είδη που κατασκευάζουν σωλήνες.

Οι σημαντικοί λειτουργικοί κωδικοί για την ομοιογένεια μέσα στις εξεταζόμενες περιοχές ήταν λιγότεροι στις διαταραγμένες περιοχές (λασπώδη ιζήματα και υψηλή οργανική συγκέντρωση), καταδεικνύοντας τη μειωμένη λειτουργικότητα αυτών των οικοσυστημάτων. Οι ομάδες των ενδοπανιδικών οργανισμών στις περιοχές αυτές είναι βιοαναδευτές και ιζηματοφάγοι, τα οποία αποτελούν σημαντικά γνωρίσματα για την επιβίωση σε ένα διαταραγμένο περιβάλλον. Παρά το γεγονός ότι ένας κωδικός έδειξε πολύ χαμηλή ποικιλότητα ειδών, η υψηλή λειτουργική ποικιλότητα των διαταραγμένων περιοχών δείχνει τη λειτουργική συμπληρωματικότητα των οργανισμών τους. Φαίνεται ότι σε τέτοια ενδιαιτήματα τα είδη έχουν οικολογικά «φιλτραριστεί» και γι' αυτό μοιράζονται πολλά γνωρίσματα (Hewitt et al. 2008).

Αντίθετα οι περιοχές των αμμωδών ιζημάτων και των χαμηλών συγκεντρώσεων TOC μοιράζονται έναν μεγαλύτερο αριθμό κοινών λειτουργικών κωδικών. Αυτό βέβαια δεν σημαίνει ότι δεν έχει λάβει χώρα κάποιου είδους

οικολογικό φιλτράρισμα. Ο υψηλός αριθμός ειδών στους περισσότερους από τους κοινούς κωδικούς είναι ένας δείκτης των κοινών γνωρισμάτων που μοιράζεται ένας μεγάλος αριθμός ειδών. Ο υψηλός αριθμός κοινών λειτουργικών συστατικών είναι αποτέλεσμα των αυξημένων οικοσυστημικών λειτουργιών των περιοχών αυτών.

Από τα παραπάνω γίνεται φανερό ότι στα λασπώδη βενθικά οικοσυστήματα η επίδραση του οργανικού εμπλουτισμού λόγω των απορροών από τα ιχθυοτροφεία δεν μεταβάλλει απαραίτητα τη λειτουργικότητα των ιζημάτων. Οι ιλυόφιλοι οργανισμοί που κατοικούν σε τέτοιες περιοχές μπορούν εύκολα να προσαρμοστούν σε συνθήκες υψηλής καταπόνησης χωρίς να αλλάξουν τα λειτουργικά τους γνωρίσματα. Αντίθετα οι μακροπανιδικοί οργανισμοί περιοχών χαμηλής καταπόνησης επηρεάζονται σημαντικά από τα απόβλητα των ιχθυοτροφείων. Σε αυτά τα περιβάλλοντα ο οργανικός εμπλουτισμός και η αυξημένη ιζηματοποίηση μπορούν να προκαλέσουν σημαντικές αλλαγές στη λειτουργικότητα του οικοσυστήματος, απαιτώντας αντίστοιχες αλλαγές των λειτουργικών γνωρισμάτων της μακροπανίδας.

3.6 ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Η μεταβολή των φυσικών θαλάσσιων ιζημάτων σε περιοχές που γειτνιάζουν με ιχθυοκαλλιέργειες μπορεί να οδηγήσει σε αλλαγές της λειτουργικής ποικιλότητας των μακροπανιδικών κοινοτήτων. Με την παρούσα εργασία φάνηκε ότι αλλαγές της σύστασης του ιζήματος προκαλούν μετατροπές στη λειτουργία της βενθικής μακροπανίδας. Αλλαγές της σύστασης και της συγκέντρωσης TOC των ιζημάτων προκαλούν αντίστοιχα ισχυρά αποτελέσματα στη λειτουργική ποικιλότητα της μακροπανίδας. Σε διαταραγμένα ενδιαίτηματα τα λειτουργικά γνωρίσματα των οργανισμών είναι περιορισμένα και οι οικοσυστημικές λειτουργίες που πραγματοποιούνται από τη μακροπανίδα είναι περιορισμένες. Το οικοσύστημα

χάνει σε πολυπλοκότητα και οδηγείται σε μια λειτουργία βασισμένη κυρίως στη βακτηριακή δραστηριότητα. Για το λόγο αυτό οι αυξημένες ανθρωπογενείς πηγές μεταβολής των μαλακών υποστρωμάτων μπορεί να προκαλέσουν ομογενοποίηση των ενδιαιτημάτων και να οδηγήσουν σε μείωση της λειτουργικής ποικιλότητας.

4. Βενθική ποικιλότητα και οικοσυστημικές λειτουργίες σε οργανικά εμπλουτισμένα ιζήματα^{*}

4.1 ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τη μελέτη της σχέσης της μακροβενθικής ποικιλότητας και της οικοσυστημικής λειτουργίας σε ιζήματα με διαβαθμίσεις οργανικού εμπλουτισμού. Ως εκφραστές της οικοσυστημικής λειτουργίας χρησιμοποιήθηκαν οι ροές των θρεπτικών και του οξυγόνου στη διαχωριστική επιφάνεια νερού ιζήματος. Η σχέση μεταξύ της ποικιλότητας των οργανισμών και της συγκέντρωσης του ολικού οργανικού άνθρακα ακολούθησε το πρότυπο που πρότειναν οι [Hyland et al. \(2005\)](#). Από τα αποτελέσματα φάνηκε ότι η πανίδα, οι αβιοτικοί παράγοντες και η ανταλλαγή του οξυγόνου και των θρεπτικών καθόρισαν τη λειτουργία του βενθικού οικοσυστήματος. Οι μεταβολές στις βιογεωχημικές διεργασίες εμφανίστηκαν ως συνάρτηση της ποικιλότητας αλλά φάνηκε ότι εξαρτώνται και από τη φύση των ιζημάτων. Για την αφαίρεση της επίδρασης του τύπου ιζήματος ή της συγκέντρωσης οργανικού άνθρακα από τη συσχέτιση της ποικιλότητας και της λειτουργίας του οικοσυστήματος, οι αναλύσεις επαναλήφθηκαν μετά το διαχωρισμό των δεδομένων σε αμμώδη - λασπώδη ιζήματα και σε δείγματα υψηλής - χαμηλής συγκέντρωσης TOC. Στα αδρά και φτωχά σε οργανικά ιζήματα η υψηλή ποικιλότητα των μακροπανιδικών οργανισμών οδηγεί σε υψηλότερη ροή θρεπτικών από το ίζημα προς το υπερκείμενο στρώμα νερού που υποδηλώνει αύξηση της νιτροποίησης. Αλλά και στα λεπτόκοκκα και οργανικά εμπλουτισμένα ιζήματα, η υψηλότερη ποικιλότητα προκαλεί αύξηση της απορρόφησης των νιτρικών από το ίζημα (δηλαδή αρνητική ροή) που υποδηλώνει

^{*} Δεδομένα από το κεφάλαιο αυτό έχουν υποβληθεί για δημοσίευση: Papageorgiou N, Kalantzi I, Nachtigall K, Apostolaki ET, Karakassis I (2009). Benthic diversity and ecosystem function in organically enriched sediments

εντατικοποίηση της συζευγμένης διεργασίας νιτροποίησης/απονιτροποίησης. Τα αποτελέσματα αυτά υποδηλώνουν ότι οι επιδράσεις στις βιογεωχημικές συνθήκες και στη ροή των θρεπτικών διαφέρουν και εξαρτώνται από τα χαρακτηριστικά του ιζήματος.

4.2 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η λειτουργικότητα ενός οικοσυστήματος βασίζεται στην αποτελεσματική ανακύκλωση υλικού και ενέργειας μέσω βιοτικών (πανιδικής και βακτηριακής βιοκοινότητας – βιοποικιλότητας) και αβιοτικών (γεωχημικοί κύκλοι) διεργασιών (Naeem et al. 1999, Boero & Bonsdorff 2007). Υπάρχει μια διαρκής συζήτηση σε σχέση με το ρόλο της βιοποικιλότητας και των οικοσυστημικών λειτουργιών (Mooney, 2002). Παρά το γεγονός ότι οι βιοτικές και αβιοτικές παράμετροι αλληλοσυνδέονται σημαντικά (Bonsdorf et al. 1995, Boero & Bonsdorff 2007), η λειτουργικότητα του οικοσυστήματος συχνά αντιπροσωπεύεται μόνο από μετρήσεις βιοποικιλότητας ή μόνο από γεωχημικές μετρήσεις, παραβλέποντας τις σύνθετες διεργασίες που τη χαρακτηρίζουν. Για το λόγο αυτό είναι αναγκαία η μελέτη της σχέσης βιοποικιλότητας, βιογεωχημικών κύκλων και οικοσυστημικής λειτουργίας για διαφορετικές παραμέτρους και περιοχές (Raffaelli 2006).

Τα θαλάσσια μαλακά υποστρώματα προσφέρουν ένα άριστο πεδίο δοκιμών λόγω της εκτεταμένης διαθέσιμης βιβλιογραφίας πάνω στις βιογεωχημικές και οικολογικές διεργασίες τους (Raffaelli et al. 2003) και τη σημαντική επίδραση της ενδοπανίδας στη διαγένεση του οργανικού υλικού και στην ανταλλαγή θρεπτικών μεταξύ ιζήματος και στήλης του νερού (Waldbusser et al. 2004). Οι διαφορετικοί τύποι ιζήματος και τα διαφορετικά οργανικά φορτία μεταβάλλουν τη λειτουργικότητα των οικοσυστημάτων λόγω της σύνθετης σχέσης μεταξύ βενθικής πανίδας και βιογεωχημείας των ιζημάτων (Marinelli & Woodin 2002, Marinelli & Williams 2003, Waldbusser et al. 2004, Tomassetti & Porrello 2005). Συγκεκριμένοι τύποι πυθμένα αντιστοιχούν γενικά σε καλά καθορισμένες ομάδες

ειδών (Fresi et al. 1983), ενώ μικρά ποσοστά ιλύος ή ο βαθμός ανάμιξης των ιζημάτων μπορούν να αλλάξουν τη διαπερατότητά τους και να επηρεάσουν τις βιογεωχημικές διεργασίες (Fresi et al. 1983, Wilson et al. 2008). Σύμφωνα με τον (Aller 1998), οι βενθικές βιογεωχημικές διεργασίες και οι αλληλεπιδράσεις ιζήματος και στήλης νερού μπορούν να εξεταστούν μέσω λειτουργικών ζωνών, όπου οι διεργασίες της ανακύκλωσης των στοιχειωδών σωματιδίων και της διάσπασης του οργανικού υλικού μπορεί να διαφέρουν και εξαρτώνται από την κατά τόπους κατανομή τους. Παράλληλα, οι μακροπανιδικές διεργασίες μπορούν να επηρεάσουν τα ποσοστά, τις σχετικές ισορροπίες και τα μεταβολικά μονοπάτια των βιογεωχημικών κύκλων των ιζημάτων (Aller & Aller 1998), κυρίως μέσω της βιοανάδευσης (Roads & Boyer 1982, Aller 1988, Kristensen 1988, Aller & Aller 1998, Heilskov et al. 2006). Οι διεργασίες της νιτροποίησης και απονιτροποίησης εντείνονται σε ιζήματα με πλούσια μακροπανίδα λόγω της αύξησης της ροής του διαλυμένου οξυγόνου και αζώτου από τα αυξημένα ποσοστά βιοανάδευσης (Kristensen et al. 1991, Hansen & Kristensen 1998, Kristensen 2000, Heilskov & Holmer 2001, Satoh et al. 2007).

Η ποσότητα του βιοδιαθέσιμου οργανικού υλικού αποτελεί σημαντικό παράγοντα ελέγχου του ρυθμού άρδευσης (*irrigation*) του ιζήματος (Heilskov et al. 2006). Οργανικά εμπλουτισμένα ιζήματα έδειξαν αυξημένους ρυθμούς αναγέννησης θρεπτικών και ανοργανοποίησης (Hall et al. 1990, Hargrave et al. 1993, Hyland et al. 2005, Heilskov et al. 2006). Αν και το οργανικό φορτίο αποτελεί σημαντική πηγή τροφής της βενθικής μακροπανίδας (e.g. Pearson & Rosenberg 1978), όταν βρίσκεται σε υπεραφθονία επηρεάζει την πυκνότητα και τη βιομάζα των μακροπανιδικών πληθυσμών, την κατανομή των ειδών και συνολικά τη δράση των βιοαναδευτών (Albertelli et al. 1999, Hyland et al. 2005, Tomassetti & Porrello 2005, Heilskov et al. 2006).

Σκοπός της συγκεκριμένης εργασίας ήταν η διερεύνηση της σχέσης βενθικής ποικιλότητας και οικοσυστημικών λειτουργιών σε οργανικά εμπλουτισμένα

ιζήματα χρησιμοποιώντας τις ροές θρεπτικών και οξυγόνου ως εκφραστές τους. Επειδή η βαθμιαία μεταβολή του οργανικού εμπλουτισμού μπορεί να προκαλέσει αλλαγές στη ροή των θρεπτικών και του οξυγόνου λόγω της μικροβιακής ανοργανοποίησης του οργανικού υλικού. οι αναλύσεις επαναλήφθηκαν για διαφορετικού τύπου ιζήματα και για διαφορετικά επίπεδα οργανικού εμπλουτισμού, ώστε να απομονώσουμε τη δράση της ποικιλότητας, διατηρώντας τη μεταβλητότητα άλλων παραμέτρων (οργανικό περιεχόμενο και κοκκομετρική σύσταση) σε χαμηλό επίπεδο.

4.3 ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

4.3.1 Περιοχές δειγματοληψίας

Η επίδραση των ιχθυοκαλλιεργειών ως πηγής οργανικού εμπλουτισμού των θαλασσιών ιζημάτων και των συνδεδεμένων μακροβενθικών βιοκοινοτήτων τους, μελετήθηκε σε τέσσερα ιχθυοτροφεία (Σούνιο, Σητεία, Αστακός, Κεφαλονιά). Δεδομένα για το φυσικό περιβάλλον παρατίθενται στην Ενότητα 2.3.1 της παρούσας διατριβής. Οι δειγματοληψίες πραγματοποιήθηκαν κατά τη θερινή περίοδο Ιουνίου-Ιουλίου 2006 (Σούνιο και Κεφαλονιά) και Ιουλίου 2007 (Σητεία και Αστακός). Όλες οι δειγματοληψίες έγιναν κατά τη θερινή περίοδο (Ιούνιος-Ιούλιος) όταν η ιζηματοποίηση είναι υψηλή λόγω της αυξημένης παροχής τροφής στους κλωβούς. Παράλληλα δεν υπήρξαν ασυνήθιστα καιρικά φαινόμενα πριν και κατά τη διάρκεια των δειγματοληψιών ώστε να υπάρχει σημαντική απόκλιση από τις μέσες συνθήκες σε κάθε μία από τις περιοχές.

4.3.2 Διαδικασία Δειγματοληψίας

Τα χαρακτηριστικά των σταθμών δειγματοληψίας και των σταθμών ελέγχου έχουν αναφερθεί στην Ενότητα 2.3.2, όπως και οι λεπτομέρειες συλλογής και

ανάλυσης της μακροπανίδας και των γεωχημικών χαρακτηριστικών των ιζημάτων. Για την παρούσα εργασία χρησιμοποιήθηκαν οι μετρήσεις τις ροής οξυγόνου (O_2), αμμωνίου (NH_4^+), νιτρικών (NO_3^-) και φωσφορικών (PO_4^{-3}), τα χαρακτηριστικά της σύστασης του ιζήματος (MD και silt-clay%), καθώς επίσης και οι συγκεντρώσεις του ολικού οργανικού άνθρακα (TOC) και του βιοδιαθέσιμου άνθρακα (labOM).

4.3.3 Ανάλυση δεδομένων

Οι δείκτες ποικιλότητας αριθμός ειδών (S), αναμενόμενος αριθμός ειδών $E(S_{10})$ (Hulbert 1971), ταξινομική διακριτότητα (*taxonomic distinctness* - Δ^*) και μέση ταξινομική διακριτότητα (*average taxonomic distinctness* - Δ^+) (Clarke & Warwick 1998) υπολογίστηκαν από τα δεδομένα αφθονίας των ειδών της μακροπανίδας με το πρόγραμμα PRIMER v.6.1.5. (Plymouth Marine Laboratory, UK). Οι διαφορές των τιμών του αναμενόμενου αριθμού ειδών με αυτές από τη μελέτη των Hyland et al. (2005) ελέγχθηκαν μέσω της ανάλυσης διασποράς (*two-way ANOVA*). Η συσχέτιση Spearman (*Spearman rank correlation*) μεταξύ των 12 μεταβλητών έγινε για όλα τα ζεύγη δειγμάτων, χρησιμοποιώντας 8 μεταβλητές (S, Δ^* , Δ^+ , TO, labile OM, MD και silt & clay %) ως εξαρτημένες μεταβλητές και τη ροή του οξυγόνου και των θρεπτικών ως ανεξάρτητες μεταβλητές.

Η ανάλυση της συσχέτισης των διαφορετικών μεταβλητών έγινε μέσω της βαθμιαίας παλινδρόμησης (*Backward Stepwise Regression*). Η ανάλυση διασποράς και η παλινδρόμηση πραγματοποιήθηκαν με το στατιστικό πρόγραμμα STATISTICA v.8.0 (StatSoft INC), χρησιμοποιώντας τη ροή του οξυγόνου και των θρεπτικών ως εξαρτημένες μεταβλητές και τα γεωχημικά χαρακτηριστικά και τους δείκτες ποικιλότητας ως ανεξάρτητες μεταβλητές.

4.4 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

4.4.1 Σχέση ποικιλότητας και οικοσυστημικών λειτουργιών

Η ανάλυση Spearman (Πιν. 4.1) δεν έδειξε συσχέτιση μεταξύ της ροής των νιτρικών (NO_3^-) και των αμμωνιακών (NH_4^+) και κάποιου από τους δείκτες ποικιλότητας ή των αβιοτικών παραμέτρων. Η ροή των φωσφορικών (PO_4^{3-}) συσχετίστηκε σημαντικά με το δείκτη ποικιλότητας Δ^* . Η ροή του οξυγόνου συσχετίστηκε σημαντικά με τη συγκέντρωση του οργανικού (TOC) και του βιοδιαθέσιμου (labile OM) άνθρακα των ιζημάτων.

Πίνακας 4.1. Συσχέτιση Spearman μεταξύ της ροής του οξυγόνου και των θρεπτικών (NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}), των δεικτών ποικιλότητας (αριθμός ειδών S, ταξινομική διακριτότητα Δ^* , μέση ταξινομική διακριτότητα Δ^+) και των αβιοτικών παραμέτρων (ολικός οργανικός άνθρακας TOC, βιοδιαθέσιμο οργανικό υλικό labile OM, μέση κοκκομετρική διάμετρος MD, ποσοστό ιλύος - αργίλου silt - clay %). Οι συσχετίσεις είναι σημαντικές για $p < 0,05$

Table 4.1. Spearman Rank Order Correlations between measures of oxygen and nutrient fluxes (NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}) and measures of biodiversity (species number S, Taxonomic distinctness Δ^* , average taxonomic distinctness Δ^+) and abiotic factors (Total organic carbon TOC, labile organic carbon, median grain diameter MD, silt and clay %). Marked correlations are significant for $p < 0.05$

	S	Δ^*	Δ^+	TOC (mg/g)	labile OM (mg/g)	MD (mm)	Silt & clay (%)
NO_3^- fluxes ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	-0.03	-0.10	0.04	0.08	0.15	-0.04	0.07
NH_4^+ fluxes ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	0.34	0.33	-0.28	-0.32	-0.31	-0.18	0.30
PO_4^{3-} fluxes ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	-0.32	-0.52	0.05	0.11	0.02	0.20	-0.20
O_2 fluxes ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	0.41	0.27	-0.27	-0.50	-0.48	0.39	-0.39

Για τον έλεγχο της συνεργατικής δράσης της ποικιλότητας και των γεωχημικών μεταβλητών του ιζήματος στη ροή των θρεπτικών και του οξυγόνου

εφαρμόστηκε η ανάλυση της πολλαπλής παλινδρόμησης (Πιν. 4.2). Τα αποτελέσματα της παραπάνω ανάλυσης ανέδειξαν τη σχέση της ροής θρεπτικών και οξυγόνου των ιζημάτων με τις γεωχημικές μεταβλητές. Η ροή των νιτρικών εμφάνισε αρνητική συσχέτιση με τη βενθική ποικιλότητα μέσω του δείκτη Δ^* . Παράλληλα η ροή των νιτρικών συσχετίστηκε αρνητικά με τη συγκέντρωση του οργανικού άνθρακα και θετικά με τη συγκέντρωση του βιοδιαθέσιμου οργανικού υλικού των ιζημάτων.

Πίνακας 4.2. Εξισώσεις της πολλαπλής παλινδρόμησης της ροής θρεπτικών και οξυγόνου για τις σημαντικές μεταβλητές ($p < 0,05$)

Table 4.2. Backward stepwise multiple regression equations for the significant variables ($p < 0.05$) of nutrient and oxygen fluxes

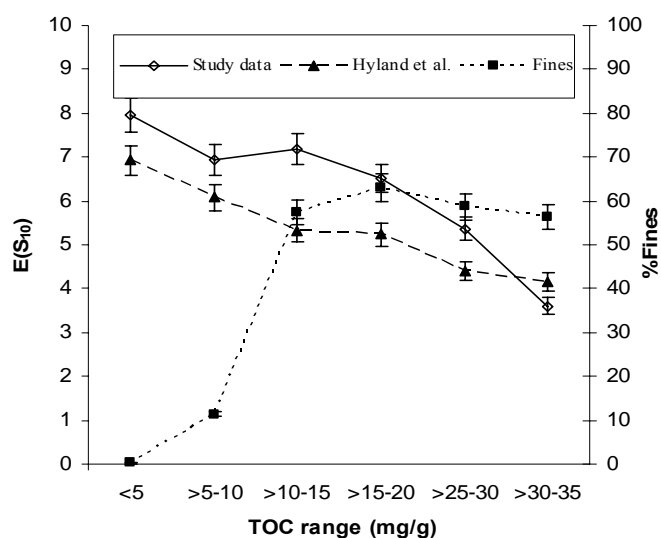
NO₃⁻ fluxes ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	$y = - 0.65\Delta^* - 1.64\text{TOC} + 2.05\text{labileOM}$	$R^2=0.56$
NH₄⁺ fluxes ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	$y = - 1.21\text{TOC} + 0.59\text{silt\&clay}$	$R^2= 0.60$
PO₄⁻³ fluxes ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	$y = - 1.58\text{labileOM}$	$R^2= 0.67$
O₂ fluxes ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	n.s.	

Η ροή των αμμωνιακών έδειξε στατιστικά σημαντική αρνητική συσχέτιση με τη συγκέντρωση του TOC και θετική συσχέτιση με το ποσοστό ιλύος & αργίλου (silt & clay). Η απελευθέρωση αμμωνίου για το σύνολο των δεδομένων δεν φάνηκε να επηρεάζεται από την ποικιλότητα παρά μόνο από τη συγκέντρωση του οργανικού άνθρακα και το ποσοστό ιλύος – αργίλου των ιζημάτων.

Τα φωσφορικά φάνηκε ότι επηρεάστηκαν αρνητικά από το βιοδιαθέσιμο άνθρακα (labile OM) ενώ η συσχέτιση της ροής τους με το βιοδιαθέσιμο υλικό ήταν γραμμική. Η ροή του οξυγόνου δεν εμφάνισε συσχέτιση με κάποια από τις βιοτικές και αβιοτικές μεταβλητές της συγκεκριμένης εργασίας.

4.4.2 Σχέση ολικού οργανικού άνθρακα και βενθικής ποικιλότητας

Η σχέση του αναμενόμενου αριθμού ειδών $E(S_{10})$ με τον TOC ακολούθησε το πρότυπο που προτείνεται από τους Hyland et al. (2005) (Εικ. 4.1). Η ανάλυση διασποράς (ANOVA) δεν έδειξε σημαντικές διαφορές μεταξύ των μέσων τιμών της μελέτης και των δεδομένων που χρησιμοποιήθηκαν από τους Hyland et al. (2005).



Εικ. 4.1. Γράφημα του μέσου αναμενόμενου αριθμού ειδών $E(S_{10})$ για τα δεδομένα της παρούσας εργασίας και τα δεδομένα των Hyland et al. και του ποσοστού του λεπτόκκοκου αργιλώδους ιζήματος (κλάσμα <62 mm) για διαφορετικά επίπεδα συγκέντρωσης ολικού οργανικού άνθρακα (TOC). Οι γραμμές σφάλματος αντιστοιχούν σε διάστημα εμπιστοσύνης 95%

Fig. 4.1. Plot of mean expected number of species $E(S_{10})$ for the present data set and Hyland's study data set and the percentage of fine-grained silty sediment (<62mm fraction) within different ranges of total organic carbon (TOC). Error bars indicate 95% confidence intervals

Το μέγιστο της ποικιλότητας εμφανίστηκε στο χαμηλό επίπεδο συγκέντρωσης TOC ($<5 \text{ mg g}^{-1}$) και στη συνέχεια ακολούθησε σταδιακή μείωση προς το ενδιάμεσο επίπεδο συγκέντρωσης TOC (Εικ. 4.1). Η έλλειψη υψηλών τιμών TOC ($>35 \text{ mg g}^{-1}$) στα δεδομένα της μελέτης αυτής αποτρέπει οποιαδήποτε συμπεράσμα για την ύπαρξη ενός κρίσιμου σημείου για την ποικιλότητα όπως φαίνεται στο γράφημα των Hyland et al. (2005) στο υψηλό επίπεδο συγκέντρωσης TOC ($>35-40 \text{ mg g}^{-1}$).

Η σχέση μεταξύ του ποσοστού ιλύος (κλάσμα $<62 \text{ mm}$) και της αυξανόμενης συγκέντρωσης TOC φαίνεται καθαρά στην Εικόνα 4.1 και ακολούθησε το αντίστροφο πρότυπο από τον αναμενόμενο αριθμό ειδών $E(S_{10})$. Το μέγιστο των λεπτόκοκκων ιζημάτων εντοπίστηκε στο ενδιάμεσο επίπεδο συγκέντρωσης TOC ($>15-20 \text{ mg g}^{-1}$).

4.4.3 Σχέση ποικιλότητας και οικοσυστημικών λειτουργιών για ιζήματα διαφορετικών τύπων και συγκεντρώσεων TOC

Για την αφαίρεση της επίδρασης του τύπου ιζήματος ή της συγκέντρωσης οργανικού άνθρακα από τη συσχέτιση της ποικιλότητας και της λειτουργίας του οικοσυστήματος, τα δεδομένα διαχωρίστηκαν σε αμμώδη - λασπώδη ιζήματα και σε δείγματα υψηλής - χαμηλής συγκέντρωσης TOC. Για τον ορισμό των αμμωδών/λασπωδών ιζημάτων χρησιμοποιήθηκε η κλίμακα ϕ όπως ορίστηκε από τον Gray (1981) (μέσος $\phi > 4,5$ για τα λασπώδη ιζήματα). Από τα δεδομένα αυτής της διδακτορικής διατριβής προκύπτει ότι τα αμμώδη ιζήματα είχαν ποσοστό ιλύος χαμηλότερο του 30% και τα λασπώδη πάνω από 70%, γι' αυτό και δεν υπάρχει αμφιβολία για την κατάταξη των σταθμών στις δύο κατηγορίες. Δύο ακόμα υποσύνολα δεδομένων κατασκευάστηκαν με βάση το οργανικό περιεχόμενο κάθε σταθμού. Προϋπόθεση για την πραγματοποίηση των παραπάνω ήταν η μελέτη των αποτελεσμάτων της επίδρασης διαφορετικών διαβαθμίσεων

οργανικού άνθρακα στη βιοποικιλότητα. Σύμφωνα με τα παραπάνω αποτελέσματα επιλέχθηκε η συγκέντρωση των 15 mg g^{-1} TOC ως ενδεικτική τιμή μεταξύ χαμηλής και υψηλής συγκέντρωσης TOC για την κατασκευή των δύο αντίστοιχων σειρών δεδομένων.

Για τα τέσσερα υποσύνολα εφαρμόστηκε η ανάλυση παλινδρόμηση χρησιμοποιώντας τη ροή του οξυγόνου και των θρεπτικών ως εξαρτημένες μεταβλητές (Πιν. 4.3). Οι διαφορετικοί τύποι ιζήματος δεν εμφάνισαν στατιστικά σημαντικά αποτελέσματα για την ανταλλαγή νιτρικών στο ιζήμα (Πιν. 4.3). Η σημασία της βενθικής ποικιλότητας για τη ροή των νιτρικών έγινε κατανοητή με την αφαίρεση της επίδρασης του ολικού οργανικού άνθρακα. Στην περίπτωση των ιζημάτων με διαφορετικές συγκεντρώσεις TOC η ροή των νιτρικών επηρεάστηκε μόνο από τη βενθική ποικιλότητα. Η έκφραση της ποικιλότητας έγινε μέσω του αριθμού ειδών, ο οποίος εμφάνισε γραμμική σχέση με τη ροή των νιτρικών, η οποία ήταν ανάλογη του αριθμού των ειδών για ιζήματα υψηλής συγκέντρωσης TOC και αντιστρόφως ανάλογη για ιζήματα χαμηλής συγκέντρωσης TOC (Εικ. 4.2).

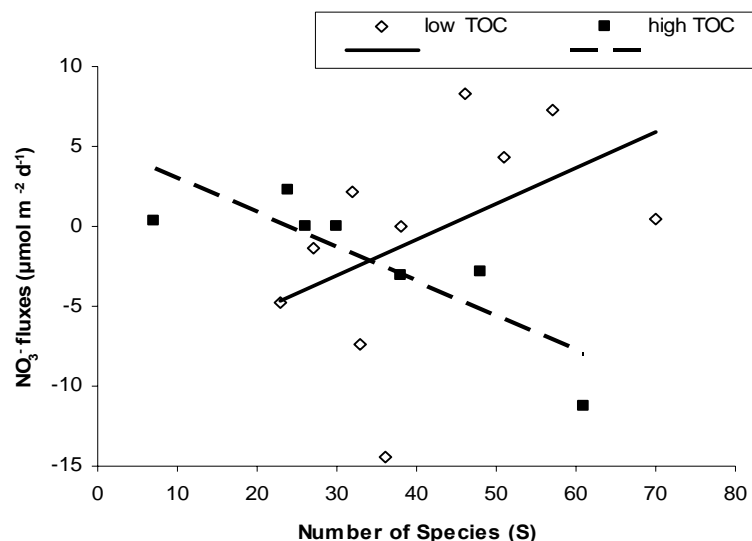
Πίνακας 4.3. Εξισώσεις της πολλαπλής παλινδρόμησης της ροής θρεπτικών και οξυγόνου στα ιζήματα διαφορετικού τύπου και συγκέντρωσης TOC για τις σημαντικές μεταβλητές ($p < 0,05$)

Table 4.3. Backward stepwise multiple regression equations of nutrient and oxygen fluxes for the significant variables ($p < 0.05$) of the different organic carbon concentrations and sediments types

	Sandy sediments	Silt sediments	Low TOC sediments	High TOC sediments
NO₃⁻ fluxes ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	n.s.	n.s.	$y = 0.4S$ $R^2 = 0.69$	$y = - 0.2S$ $R^2 = 0.99$
NH₄⁺ fluxes ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	$y = - 0.2\Delta^* - 0.2\text{TOC} + 0.2\text{silt\&clay}$ $R^2=0.99$	$y = 0.05S - 0.12\Delta^+ - 0.24\text{TOC} + 0.14\text{labileOM} + 79.4\text{MD} + 0.07\text{silt\&clay}$ $R^2 = 0.99$	$y = 26.3 - 0.1\Delta^* - 0.2\Delta^+$ $R^2 = 0.71$	n.s.
PO₄⁻³ fluxes ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	$y = 5.9 + 0.08\text{TOC} - 0.08\text{labileOM} - 0.4\text{MD}$ $R^2=0.99$	$y = - 0.06S + 0.28\text{TOC} - 0.2\text{labileOM}$ $R^2 = 0.99$	$y = 0.1\Delta^+ - 0.4\text{MD} - 0.01\text{silt \& clay}$ $R^2 = 0.77$	$y = - 0.2\Delta^*$ $R^2 = 0.95$
O₂ fluxes ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	$y = 17.2\text{TOC}$ $R^2 = 0.98$	$y = - 8.6\Delta^* - 7.7\text{TOC} + 6.07\text{labile OM}$ $R^2 = 0.95$	$y = - 769 + 3.1S + 7.7 \Delta^* + 1.2 \text{ silt\&clay}$ $R^2 = 0.83$	$y = 3.8\Delta^+ + 2.8 \text{ TOC}$ $R^2 = 0.95$

Στην εξίσωση της ροής των αμμωνιακών για διαφορετικούς τύπους ιζημάτων (Πίν. 4.3), οι αβιοτικοί παράγοντες της συγκέντρωσης του TOC και του ποσοστού ιλύος & αργίλου συνδυάστηκαν με άλλες μεταβλητές. Για τις αμμώδεις περιοχές η ροή των αμμωνιακών επηρεάστηκε και από την ποικιλότητα εκφρασμένη από το δείκτη Δ^* . Στα λασπώδη ιζήματα η ποικιλότητα μέσω του αριθμού των ειδών και του δείκτη Δ^+ καθώς και οι αβιοτικοί παράγοντες του βιοδιαθέσιμου οργανικού υλικού και της μέσης διαμέτρου κόκκων του ιζήματος προστέθηκαν στις μεταβλητές που επηρεάζουν τη ροή των αμμωνιακών. Παράλληλα σε ιζήματα χαμηλής συγκέντρωσης TOC η απελευθέρωση των αμμωνιακών ήταν αρνητικά συσχετισμένη με την ποικιλότητα (Δ^+ , Δ^*), ενώ στα οργανικά εμπλουτισμένα ιζήματα δεν παρατηρήθηκε σημαντική συσχέτιση μεταξύ ροής αμμωνιακών και βιοτικών/αβιοτικών παραμέτρων. Επομένως η ροή των θρεπτικών φαίνεται ότι επηρεάστηκε από τους δείκτες ποικιλότητας (Δ^+ , Δ^*) και για τους δύο τύπους ιζημάτων. Ο συντελεστής παλινδρόμησης ήταν και για τους δύο δείκτες αρνητικός. Στην περίπτωση των λασπωδών ιζημάτων ο αριθμός των ειδών εμφάνισε σημαντική συσχέτιση με τη ροή των αμμωνιακών.

Για τους διαφορετικούς τύπους ιζήματος το βιοδιαθέσιμο υλικό μαζί με τον οργανικό άνθρακα παρέμεινε στατιστικά σημαντική μεταβλητή για τη ροή των φωσφορικών (Πίν. 4.3). Επίσης η ροή τους παρουσίασε αρνητική συσχέτιση με τη μέση κοκκομετρική διάμετρο για τα αμμώδη ιζήματα και με τον αριθμό ειδών για τα λασπώδη ιζήματα. Στα ιζήματα υψηλής συγκέντρωσης TOC η ροή φωσφορικών ήταν αρνητικά συσχετισμένη με την ποικιλότητα (Δ^*), ενώ στα φτωχά σε οργανικά ιζήματα η συσχέτιση με την ποικιλότητα ήταν θετική. Δηλαδή η ταξινομική διακριτότητα φαίνεται ότι επηρέασε αντίστροφα τη ροή των φωσφορικών στις υψηλές και χαμηλές συγκεντρώσεις TOC. Επίσης σε ιζήματα χαμηλής συγκέντρωσης TOC τα χαρακτηριστικά του ιζήματος συνέβαλλαν αρνητικά στο βαθμό εκροής των φωσφορικών.



Εικ. 4.2. Σχέση μεταξύ αριθμού ειδών (S) και ανταλλαγής νιτρικών (NO_3^-) για ιζήματα με χαμηλή και υψηλή συγκέντρωση TOC. Οι γραμμές απεικονίζουν γραμμικές παλινδρομήσεις ($p < 0,005$)

Fig. 4.2. Relationship between species number (S) and NO_3^- exchange for low and high TOC concentrations. Lines represent linear regressions ($p < 0.005$)

Η ροή του οξυγόνου για τις διάφορες κατηγορίες (τύποι ιζήματος και συγκέντρωση TOC) συσχετίστηκε με αρκετές μεταβλητές. Στα αμμώδη ιζήματα η ροή του οξυγόνου είχε σημαντική συσχέτιση μόνο με τον οργανικό άνθρακα, ενώ στα λασπώδη ιζήματα υπήρχε συσχέτιση και με την ποικιλότητα μέσω του δείκτη Δ^* . Επίσης ο βαθμός ανταλλαγής οξυγόνου συσχετίστηκε θετικά με το βιοδιαθέσιμο υλικό και αρνητικά με τον οργανικό άνθρακα. Στην παραπάνω αρνητική σχέση ο ολικός οργανικός άνθρακας αντικατοπτρίζει το μη βιοδιαθέσιμο (refractory) μέρος του οργανικού υλικού στο ιζήμα.

Η ποικιλότητα αποτέλεσε στατιστικά σημαντικό παράγοντα για τις εκροές του οξυγόνου σε διαφορετικές συγκεντρώσεις TOC: με τους δείκτες S και Δ^* σε

χαμηλές και με το δείκτη Δ^+ σε υψηλές συγκεντρώσεις TOC. Παράλληλα το ποσοστό ίλύος - αργίλου και η συγκέντρωση του TOC ήταν σημαντικοί παράγοντες για τη ροή του οξυγόνου σε ιζήματα χαμηλής και υψηλής συγκέντρωσης οργανικού άνθρακα, αντίστοιχα. Γενικά η ροή του οξυγόνου και των θρεπτικών σε οργανικά φτωχά ιζήματα συσχετίστηκε με περισσότερες μεταβλητές σε σχέση με τα ιζήματα υψηλής συγκέντρωσης TOC, ενώ σημαντική ήταν και η συμβολή των χαρακτηριστικών των ιζημάτων στη διακύμανση της ροής των θρεπτικών στις περιπτώσεις χαμηλής συγκέντρωσης TOC.

Γενικά η ροή των θρεπτικών στα λασπώδη ιζήματα εμφάνισε μια ισχυρότερη συσχέτιση με τους δείκτες ποικιλότητας καθώς και με τη συγκέντρωση του βιοδιαθέσιμου άνθρακα.

4.5 ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Η σχέση μεταξύ βενθικής ποικιλότητας και συγκέντρωσης του οργανικού άνθρακα ακολούθησε το πρότυπο που προτάθηκε από τους [Hyland et al. \(2005\)](#), παρά το γεγονός ότι τα δεδομένα της συγκεκριμένης εργασίας ήταν πολύ περιορισμένα σε σχέση με το εύρος δεδομένων που χρησιμοποίησαν οι [Hyland et al. \(2005\)](#). Η ποικιλότητα μειώθηκε από τις χαμηλές προς τις υψηλές συγκεντρώσεις TOC (Εικ. 4.1). Οι μειωμένες τιμές αριθμού ειδών στις πολύ χαμηλές και πολύ υψηλές συγκεντρώσεις TOC της μελέτης των [Hyland et al.](#) δεν μπόρεσαν να επιβεβαιωθούν λόγω έλλειψης ακραίων τιμών στα δεδομένα της παρούσας εργασίας. Το σχετικά μεγάλο εύρος αλλαγών του αναμενόμενου αριθμού ειδών μεταξύ χαμηλών και υψηλών επιπέδων TOC πιθανά να εξηγείται από τα μοναδικά χαρακτηριστικά της Μεσογείου. Μια πιθανή εξήγηση είναι ότι η φυσική υψηλή βιοποικιλότητα της Μεσογείου σε σχέση με τον oligοτροφικό της χαρακτήρα κάνει τους οργανισμούς πιο ευαίσθητους στον οργανικό εμπλουτισμό σε σχέση με άλλα φυσικά ευτροφικά συστήματα [Hyland et al. \(2005\)](#).

Υπάρχει μια σαφής σχέση μεταξύ του ποσοστού ιλύος – αργίλου και του εύρους της συγκέντρωσης του TOC, η οποία είναι αντίστροφη στο πρότυπο που παρατηρείται για τον αναμενόμενο αριθμό ειδών $E(S_{10})$ (Εκ. 4.1). Η σχέση της αδρότητας των ιζημάτων και των διαφορετικών βαθμών συγκέντρωσης TOC αντικατοπτρίζει τις διαφορετικές οικοσυστημικές λειτουργίες που λαμβάνουν χώρα στις χαμηλές και υψηλές συγκεντρώσεις οργανικού άνθρακα. Τα αμμώδη ιζήματα περιγράφονται ως μια βιογεωχημική έρημος που φιλοξενούν λίγη δραστηριότητα (Middelburg et al. 2005), λόγω της χαμηλής συγκέντρωσης οργανικού άνθρακα (Middelburg et al. 1996). Σε τέτοια ιζήματα η παρουσία μικρών ποσών ιλύος μειώνει τη μέση κοκκομετρική διάμετρο ενώ παράλληλα αυξάνει τη συγκέντρωση του TOC (Middelburg et al. 1996). Με αυτόν τον τρόπο προσφέρεται μια μεγαλύτερη επιφάνεια για την απορρόφηση του οργανικού υλικού Hyland et al. (2005) και ως αποτέλεσμα αυξάνεται η διαθεσιμότητα τροφής, η πανιδική αφθονία και η ποικιλότητα. Όταν το ποσοστό της ιλύος που περιέχεται ξεπεράσει αυτό της άμμου η ποικιλότητα μειώνεται και η συγκέντρωση του TOC αυξάνεται.

Από τα παραπάνω γίνεται φανερό ότι ο τύπος του ιζήματος και ο οργανικός εμπλουτισμός επηρεάζουν το ρυθμό αναπνοής των βενθικών κοινοτήτων, κυρίως λόγω της αρνητικής συσχέτισης οργανικού άνθρακα και κοκκομετρικής διαμέτρου (Middelburg et al. 1996). Για το λόγο αυτό ήταν σημαντική η μελέτη της σχέσης των εξεταζόμενων μεταβλητών σε ιζήματα διαφορετικού τύπου και διαφορετικής συγκέντρωσης TOC, για την αναγνώριση των σημαντικών προτύπων που συμβάλλουν στη λειτουργία των διαφορετικών βενθικών κοινοτήτων.

Οι δείκτες της βενθικής ποικιλότητας προσμετρούνται ανάμεσα στους παράγοντες που επηρεάζουν τη ροή των θρεπτικών και του οξυγόνου αν και η επίδρασή τους μπορεί να αλλάξει κατεύθυνση ή να γίνει μη σημαντική ανάλογα από τις βιογεωχημικές μεταβλητές και τον τύπο του ιζήματος. Από τις αναλύσεις

έγινε φανερό ότι για τα αμμώδη ιζήματα υπήρχε σημαντική συσχέτιση μεταξύ TOC και της ροής των θρεπτικών και του οξυγόνου, ενώ για τα λασπώδη ιζήματα ο βιοδιαθέσιμος άνθρακας ήταν ένας ακόμα σημαντικός παράγοντας. Αυτή η διαφοροποίηση έχει σχέση με τη λειτουργία του οργανικού άνθρακα σε διαφορετικού τύπου ιζήματα. Ο ολικός οργανικός άνθρακας και ο βιοδιαθέσιμος άνθρακας ενεργούν αντίστροφα, υποδεικνύοντας ότι στις εξισώσεις αυτές ο πρώτος εκπροσωπεί το μη βιοδιαθέσιμο υλικό που μειώνει το καταναλώσιμο υλικό και πιθανώς υποβαθμίζει την επίδραση του οργανικού υλικού (Middelburg et al. 1999). Δηλαδή ο μη βιοδιαθέσιμος άνθρακας πιθανότατα απορροφά βιοδιαθέσιμο οργανικό υλικό μειώνοντας την κατανάλωση οξυγόνου της βακτηριακής αποικοδόμησης και κατά συνέπεια αφήνει περισσότερο διαθέσιμο οξυγόνο για τους μακροπανιδικούς οργανισμούς.

Παράλληλα οι αναλύσεις παλινδρόμησης ανέδειξαν τη συμβολή των δεικτών βιοποικιλότητας στη ροή θρεπτικών και οξυγόνου. Το παραπάνω εξηγείται από το γεγονός ότι η μακροπανίδα συμβάλει στο 10-30% της συνολικής αναπνοής των ιζημάτων (Herman et al. 1999, Middelburg et al. 2005). Η συμβολή της πανίδας στη συνολική αναπνοή μπορεί να διαχωριστεί στην άμεση συνεισφορά μέσω της πανιδικής αναπνοής και στην έμμεση συνεισφορά μέσω βακτηριακών δραστηριοτήτων που προκαλούνται από τη μακροπανίδα (Aller & Aller 1998, Glud et al 2003, Middelburg et al. 2005). Παρά το γεγονός ότι προηγούμενες μελέτες (Marinelli & Williams 2003, Waldbusser et al. 2004) βρήκαν μη γραμμικές σχέσεις μεταξύ ειδών και ροής θρεπτικών, η προσθήκη στις εξισώσεις των αβιοτικών παραμέτρων αποκάλυψε γραμμικές σχέσεις μεταξύ των διαφορετικών συστατικών του βενθικού οικοσυστήματος. Το γεγονός αυτό υποδηλώνει ότι οι ροή των θρεπτικών καθορίζεται από τα χαρακτηριστικά της βενθικής κοινότητας αλλά και από την ποιότητα του ιζήματος. Τα αποτελέσματα αυτά συνεπάγονται την επικράτηση συγκεκριμένων γεωχημικών διεργασιών (νιτροποίηση, απονιτροποίηση) για ένα δεδομένο βαθμό οργανικού εμπλουτισμού

ή τύπο ιζήματος. Επίσης δεν ανιχνεύθηκαν αλλαγές στις διεργασίες αμμωνιοποίησης μεταξύ των ιζημάτων διαφορετικού τύπου και συγκεντρώσεων TOC.

Για τους διαφορετικούς βαθμούς οργανικού εμπλουτισμού οι αναλύσεις ανέδειξαν τις διαφορετικές λειτουργίες που πραγματοποιούνται σε χαμηλές και υψηλές συγκεντρώσεις οργανικού άνθρακα. Στις χαμηλές συγκεντρώσεις TOC η ροή των φωσφορικών και του οξυγόνου συσχετίστηκε με το ποσοστό ιλύος – αργίλου πιθανώς γιατί η προσθήκη στο ίζημα ενός μικρού ποσοστού ιλύος – αργίλου μπορεί να αυξήσει τη βενθική ποικιλότητα και το ρυθμό αναπνοής του ιζήματος (Hyland et al. 2005).

Για τις διαφορετικές συγκεντρώσεις TOC στο ίζημα η συσχέτιση της ροής των νιτρικών με τον αριθμό των ειδών ήταν γραμμική αναδεικνύοντας την άμεση σχέση της μακροπανίδας με τις διεργασίες της νιτροποίησης και της απονιτροποίησης στο ίζημα. Δηλαδή υποδηλώνει τη σύνδεση ανάμεσα στη μακροπανιδική ποικιλότητα και την αναπνοή του ιζήματος. Στα ιζήματα χαμηλής συγκέντρωσης TOC η σχέση αυτή ήταν θετική με τους μακροπανιδικούς οργανισμούς να κινητοποιούν τις διεργασίες νιτροποίησης. Οι οξυγονωμένοι σωλήνες της μακροπανίδας προάγουν τη νιτροποίηση στα τοιχώματά τους σε μεγαλύτερο βαθμό σε σχέση με τα επιφανειακά ιζήματα (Kristensen 1988, Mayer et al. 1995) παρέχοντας επιπρόσθετους χώρους για την οξείδωση του αμμωνίου και ενεργοποιώντας την οξειδωτική βακτηριακή δράση (Herbert 1999, Satoh et al. 2007). Η βιογεωχημική δραστηριότητα πιθανώς επάγεται από τα υψηλά οργανικά φορτία (βλέννα, περιττώματα) και τα λεπτόκοκκα σωματίδια των τοιχωμάτων των μακροπανιδικών σωλήνων (Aller 1988, Kristensen 1988, Herbert 1999), καθώς και από άλλους παράγοντες όπως η απουσία φωτός, η ρύθμιση του pH και η ενεργοποίηση μέσω εκκριμάτων των ζώων (Henriksen & Kemp 1988).

Στην περίπτωση των οργανικά εμπλουτισμένων ιζημάτων η γραμμική σχέση μεταξύ της ροής των νιτρικών και του αριθμού των ειδών ήταν αρνητική. Το γεγονός αυτό υποδηλώνει τη μεταβολή της λειτουργικότητας αυτών των ιζημάτων σε μια συζευγμένη διεργασία νιτροποίησης/απονιτροποίησης. Σε ιζήματα υψηλού οργανικού φορτίου (συνήθως λασπώδη ιζήματα), η απονιτροποίηση και άλλες βιογεωχημικές διεργασίες πραγματοποιούνται από αναερόβια βακτήρια επειδή η παροχή οξυγόνου μέσω διάχυσης ή βιοανάδευσης δεν μπορεί να αντισταθμίσει την κατανάλωση του μέσω της αναπνοής και των οξειδωτικών αντιδράσεων (Middelburg et al. 2005, Hargrave et al. 2008). Αντιστοίχως για ιζήματα με αύξηση της συγκέντρωσης οργανικού άνθρακα έχει αναφερθεί αύξηση του αριθμού των βακτηρίων και της ενεργότητάς τους (Bissett et al. 2007). Η γενικά στενή οξυγονωμένη ζώνη γύρω από τους σωλήνες της μακροπανίδας παρέχει μια σύντομη οδό στα νιτρικά προς την ανοξική ζώνη απονιτροποίησης (Kristensen 1988, Gilbert et al. 2003, Karlson et al. 2007). Οι απονιτροποιητές μπορούν να μετατρέψουν το μεγαλύτερο μέρος του νιτρικού που παράγεται στους σωλήνες (Kristensen 1988) μέσω της υψηλής μεταβολικής τους δυνατότητας (Dollhopf et al. 2005) και τον ταχύ ρυθμό ανάπτυξης τους σε σύγκριση με τους νιτροποιητές (Zehr & Ward 2002). Με αυτό τον τρόπο οι ενδοπανιδικοί οργανισμοί στα οργανικά εμπλουτισμένα ιζήματα διεγείρουν τις διεργασίες νιτροποίησης και μπορούν να επάγουν τη μετατροπή του αζώτου μέσω της συζευγμένης νιτροποίησης – απονιτροποίησης. Αντίθετα σε ιζήματα χαμηλής συγκέντρωσης TOC οι σωλήνες της μακροπανίδας δεν μεταβάλλουν της υπάρχουσες όξινης συνθήκες που επικρατούν στο ίζημα (Aller 1988) και η απονιτροποίηση παρεμποδίζεται από την περίσσεια οξυγόνου με αποτέλεσμα την αύξηση της συγκέντρωσης των νιτρικών όσο αυξάνει η βενθική ποικιλότητα.

4.6 ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας παρέχουν ένα εμπειρικό μοντέλο της λειτουργικής συσχέτισης των ιδιοτήτων των θαλάσσιων ιζημάτων εκφρασμένη ως τη βιογεωχημική ροή θρεπτικών και οξυγόνου σε σχέση με τις διακυμάνσεις της ποικιλότητας της τοπικής βενθικής πανίδας και του τύπου του ιζήματος (κοκκομετρία και συγκέντρωση TOC). Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι μεταβολές στις βιογεωχημικές διεργασίες εμφανίζονται ως συνάρτηση της ποικιλότητας αλλά εξαρτώνται από τη φύση των ιζημάτων. Για τα λεπτόκοκκα οργανικά εμπλουτισμένα ιζήματα η υψηλότερη ποικιλότητα προκαλεί χαμηλότερη ροή νιτρικών λόγω του συζευγμένου χαρακτήρα των διεργασιών νιτροποίησης – απονιτροποίησης. Αντίθετα σε αδρά οργανικά φτωχά ιζήματα επικρατούν οι διεργασίες νιτροποίησης λόγω των μακροπανιδικών δραστηριοτήτων. Σε τέτοια ιζήματα η υψηλή ποικιλότητα των μακροπανιδικών οργανισμών οδηγεί σε υψηλότερη ροή νιτρικών. Επομένως παρά το γεγονός ότι οι αλλαγές της βενθικής ποικιλότητας γενικά επηρεάζουν τη λειτουργικότητα των περιβαλλόμενων ιζημάτων, η επίδραση στις βιογεωχημικές διεργασίες και στην ανταλλαγή θρεπτικών ποικίλει και εξαρτάται από τα χαρακτηριστικά του ιζήματος.

5. Γενική συζήτηση

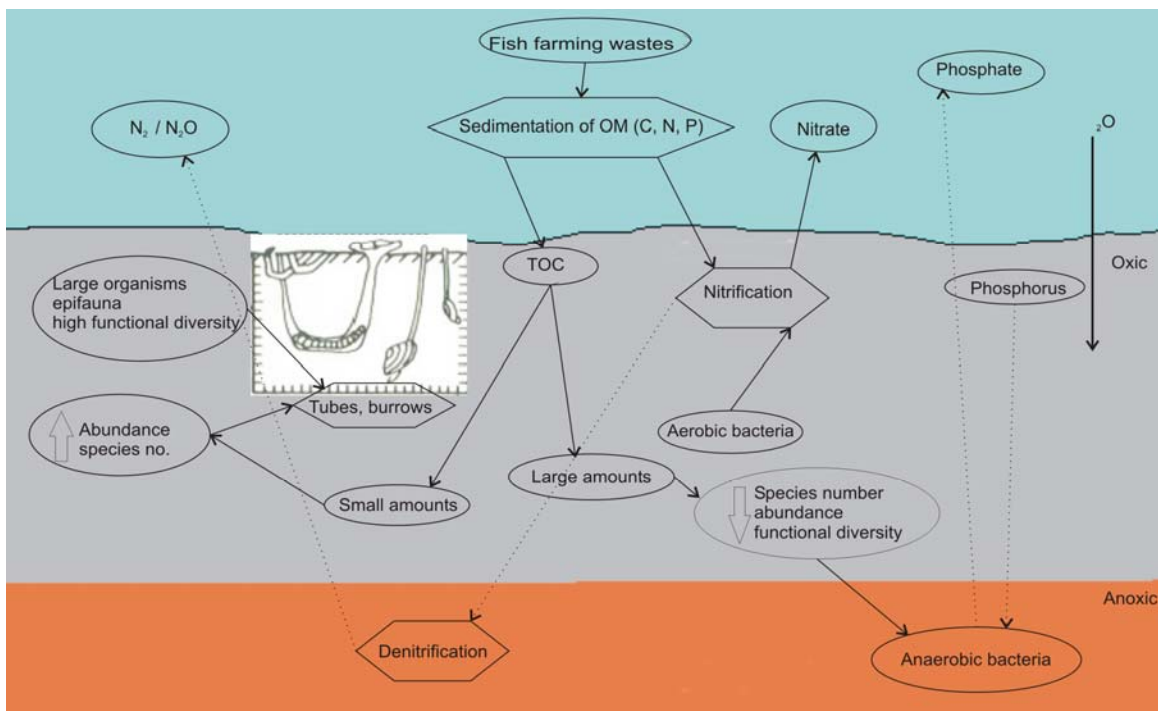
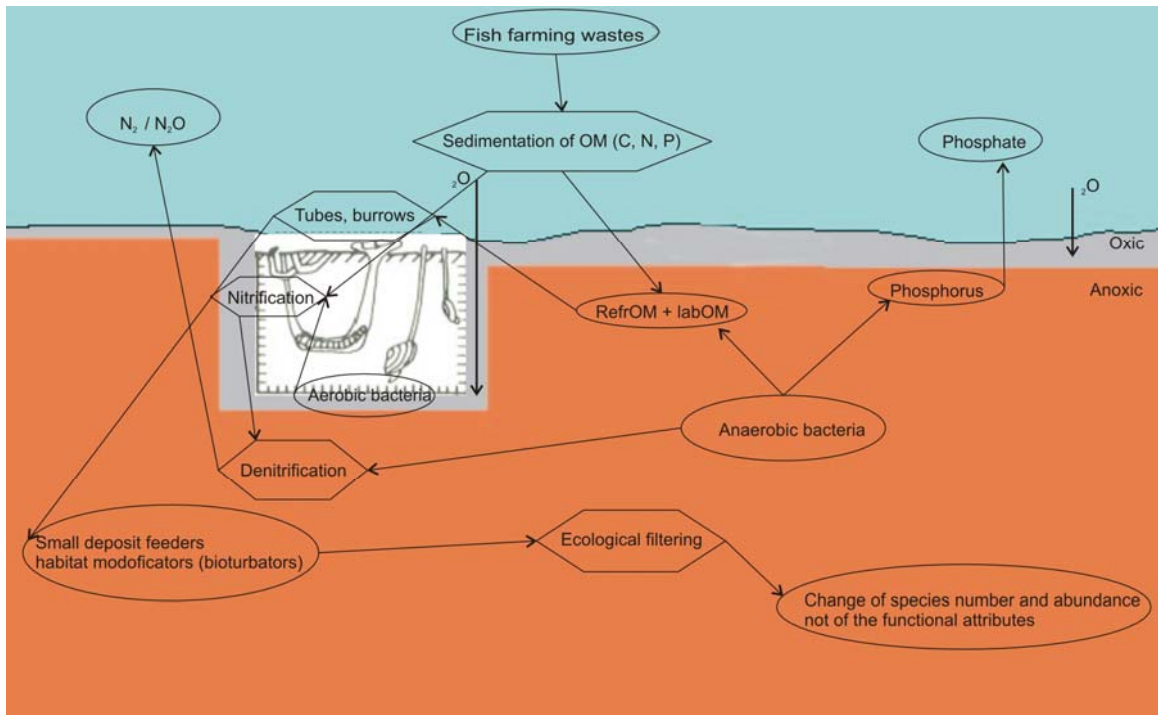
Για όλες τις εξεταζόμενες περιοχές φάνηκε ότι υπήρχε μια σταδιακή μείωση του βαθμού ιζηματοπόθεσης και της συγκέντρωσης θρεπτικών (TON, TOC, labOM, TP) σε σχέση με την απόσταση από τους κλωβούς επιβεβαιώνοντας τα αποτελέσματα προηγούμενων μελετών (Brown et al. 1987, Weston 1990, Karakassis et al. 1998, 2000). Αν και υπήρχε σημαντική επίδραση της απόστασης από τους κλωβούς στη βενθική πανίδα (αφθονία, βιομάζα, δείκτες ποικιλότητας) δεν φάνηκε να ακολουθείται ένα πανομοιότυπο πρότυπο μεταξύ των περιοχών (Εικ.2.1).

Η μελέτη της επίδρασης του βάθους, της κοκκομετρικής σύστασης των ιζημάτων καθώς και της απόστασης από τους κλωβούς στις βιογεωχημικές παραμέτρους έδειξε ότι η μεταβλητότητα στις γεωχημικές παραμέτρους εξηγείται σε μεγάλο βαθμό από τους τρεις προαναφερθέντες παράγοντες ενώ οι βιοκοινοτικές παράμετροι σε μικρότερο βαθμό (Πιν. 2.3). Η σχέση των γεωχημικών μεταβλητών με την απόσταση είναι γνωστή από προηγούμενες μελέτες όπου έδειξαν ότι οι συγκεντρώσεις των TON, TOC και labO M μειώνονται με την απόσταση από τους κλωβούς (Brown et al. 1987, Weston 1990, Karakassis et al. 1998, Karakassis et al. 2000). Εξίσου σημαντική είναι η σχέση των γεωχημικών μεταβλητών με τη βαθυμετρία και τη σύσταση του ιζήματος των εξεταζόμενων περιοχών. Τα λασπώδη και λεπτόκοκκα ιζήματα περιέχουν συνήθως υψηλότερες συγκεντρώσεις οργανικών φορτίων, ενώ ιζήματα βαθύτερων περιοχών περιέχουν μεγαλύτερα ποσά ιλύος - αργίλου (Gray 1981). Για το λόγο αυτό το οργανικό υλικό αυξάνει με το βάθος ή το ποσοστό της ιλύος και μειώνεται στα αδρότερα ιζήματα. Όμως στην περίπτωση των ιχθυοτροφείων η αύξηση του βάθους αυξάνει τη διασπορά του οργανικού υλικού και μειώνει το φορτίο που δέχεται ο βυθός ανά μονάδα επιφάνειας.

Στην περίπτωση της αφθονίας το μοντέλο δεν συμπεριέλαβε την απόσταση. Το γεγονός αυτό μπορεί να οφείλεται στη μη γραμμική κατανομή της αφθονίας σε συνάρτηση με το βαθμιαίο οργανικό εμπλουτισμό. Σύμφωνα με τους [Pearson & Rosenberg \(1978\)](#), η καμπύλη της αφθονίας εμφανίζει ένα μέγιστο σε ενδιάμεσα επίπεδα οργανικού εμπλουτισμού και γι' αυτό δεν μπορεί να περιγραφεί εύκολα από γραμμικά μοντέλα όπως αυτό της πολλαπλής παλινδρόμησης. Η διαφορετική σύσταση και λειτουργικότητα των ιζημάτων κάθε περιοχής μπορεί να εμπόδιζε μια ενιαία απόκριση της μακροπανίδας. Επομένως για την αφαίρεση της επίδρασης της λειτουργικής ποικιλότητας των ιζημάτων ήταν απαραίτητο να γίνει διαχωρισμός των δειγμάτων κατά τέτοιο τρόπο ώστε κάθε υποσύνολο να έχει ενιαία απόκριση στις βιογεωχημικές βενθικές λειτουργίες.

Προϋπόθεση για την πραγματοποίηση των παραπάνω ήταν η μελέτη των αποτελεσμάτων της επίδρασης διαφορετικών διαβαθμίσεων οργανικού άνθρακα στην βιοποικιλότητα. Η σχέση μεταξύ βενθικής ποικιλότητας και συγκέντρωσης του οργανικού άνθρακα ακολούθησε το πρότυπο που προτάθηκε από τους [Hyland et al. \(2005\)](#). Η ποικιλότητα μειώθηκε από τις χαμηλές προς τις υψηλές συγκεντρώσεις TOC (Εικ. 4.1), ενώ το σχετικά μεγάλο εύρος αλλαγών του αναμενόμενου αριθμού ειδών μεταξύ χαμηλών και υψηλών επιπέδων TOC πιθανά εξηγείται από τα μοναδικά χαρακτηριστικά της Μεσογείου. Δηλαδή η φυσικά υψηλή βιοποικιλότητα της Μεσογείου σε σχέση με τον ολιγοτροφικό της χαρακτήρα κάνει τους οργανισμούς πιο ευαίσθητους στον οργανικό εμπλουτισμό σε σχέση με άλλα φυσικά ευτροφικά συστήματα ([Hyland et al. 2005](#)).

Από τις αναλύσεις φάνηκε ότι τα εξεταζόμενα ενδιαίτηματα έδειξαν διαφορετική απόκριση στον οργανικό εμπλουτισμό. Αν και η χωρική έκταση του οργανικού εμπλουτισμού λόγω των ιχθυοκαλλιεργητικών δραστηριοτήτων ήταν η ίδια, οι πανιδικοί οργανισμοί και οι γεωχημικές μεταβλητές ακολούθησαν διαφορετικά πρότυπα ανάλογα με τις λειτουργίες των ενδιαιτημάτων τους (Εικ. 5.1). Δηλαδή για τον ίδιο βαθμό ιζηματοπόθεσης (δηλαδή σε ίδιο βάθος και



Εικ. 5.1. Σχηματική απεικόνιση της σχέσης βενθικής ποικιλότητας και οικοσυστημικής λειτουργίας για (α) τα λασπώδη και (β) τα αμμώδη ιζήματα.

ελλείψεις : βιογεωχημικά χαρακτηριστικά, εξάγωνα : οικοσυστημικές διεργασίες

απόσταση από τους κλωβούς) η απόκριση του συστήματος ήταν διαφορετική ανάλογα με τον τύπο και τη λειτουργία του ιζήματος.

Τα ιζήματα των λασπωδών ενδιαιτημάτων της παρούσας εργασίας αναφέρονται σε λεπτόκοκκα ιζήματα με υψηλή περιεκτικότητα ιλύος – αργίλου. Τέτοιου τύπου ιζήματα παρουσιάζουν αυξημένα φορτία θρεπτικών και δείχνουν χαμηλή διαπερατότητα οξυγόνου και χαμηλό δυναμικό οξειδοαναγωγής.

Γενικά, μικροί ανθεκτικοί στον οργανικό εμπλουτισμό οργανισμοί είναι χαρακτηριστικό στοιχείο των ιζημάτων αυτών (Pearson & Rosenberg 1978). Από τις αναλύσεις φάνηκε ότι οι σημαντικοί λειτουργικοί κωδικοί για τα λασπώδη ιζήματα ήταν λίγοι, καταδεικνύοντας τη μειωμένη λειτουργικότητα αυτών των οικοσυστημάτων. Οι ομάδες των ενδοπανιδικών οργανισμών στις περιοχές αυτές είναι βιοαναδευτές και ιζηματοφάγοι, τα οποία αποτελούν σημαντικά γνωρίσματα για την επιβίωση σε ένα περιβάλλον υψηλής καταπόνησης. Η υψηλή ενδο-λειτουργική ποικιλότητα των διαταραγμένων ιζημάτων δείχνει τη λειτουργική συμπληρωματικότητα των οργανισμών τους. Φαίνεται ότι σε τέτοια ενδιαιτήματα τα είδη έχουν οικολογικά φίλτραριστεί και γι' αυτό μοιράζονται πολλά γνωρίσματα (Hewitt et al. 2008).

Στα λασπώδη ιζήματα οι περισσότερες βιογεωχημικές διεργασίες πραγματοποιούνται από αναερόβια βακτήρια επειδή η παροχή οξυγόνου μέσω διάχυσης ή βιοανάδευσης δεν μπορεί να αντισταθμίσει την κατανάλωσή του μέσω της αναπνοής και των οξειδωτικών αντιδράσεων (Middelburg et al. 2005, Hargrave et al. 2008). Παράλληλα από τις αναλύσεις παλινδρόμησης φάνηκε ότι στα λασπώδη ιζήματα υπήρχε σημαντική συσχέτιση μεταξύ TOC, βιοδιαθέσιμου οργανικού υλικού και της ροής των θρεπτικών και του οξυγόνου (Πιν. 4.3). Φαίνεται ότι σε τέτοιου τύπου ιζήματα ο ολικός οργανικός άνθρακας και το βιοδιαθέσιμο οργανικό υλικό ενεργούν αντίστροφα, υποδεικνύοντας ότι στις

εξισώσεις αυτές ο πρώτος εκπροσωπεί το refractory υλικό που λειτουργεί ως sink για το βιοδιαθέσιμο υλικό και πιθανώς υποβαθμίζει την επίδραση του οργανικού υλικού (Middelburg et al. 1999). Δηλαδή ο μη βιοδιαθέσιμος άνθρακας πιθανότατα απορροφά βιοδιαθέσιμο οργανικό υλικό μειώνοντας την κατανάλωση οξυγόνου της βακτηριακής ανοργανοποίησης και κατά συνέπεια αφήνει περισσότερο διαθέσιμο οξυγόνο για τις λειτουργίες των μακροπανιδικών οργανισμών. Αυτό είναι πολύ σημαντικό γιατί η ενδοπανίδα συμβάλλει στην πολυδιάστατη κατανομή του αποτιθέμενου οργανικού υλικού μεταξύ των διαφορετικών στρωμάτων του ιζήματος μέσω της τροφοληψίας, της δημιουργίας οπών και σωλήνων και την ανακύκλωσή του μέσω της πέψης και αφόδευσης (Heilskov et al. 2006). Επίσης η βιοανάδευση μεταφέρει ενεργά υλικά και μεταβολίτες πέραν της επιφάνειας των ιζημάτων, αποβάλλει και μειώνει συστατικά του μεσοδιαστηματικού νερού και εισάγει οξειδωτικά μέσα που προάγουν τις οξειδωτικές αντιδράσεις κοντά στα τοιχώματα των σωλήνων (Aller & Aller 1998, Banta et al. 1999, Heilskov et al. 2006, Norling et al. 2007). Ειδικά στα λασπώδη ιζήματα η βιοανάδευση συμβάλλει κυρίως ως μηχανισμός διάχυσης επειδή η ροή μέσα στους σωλήνες δεν μπορεί να εισχωρήσει υδρομηχανικά μέσα στο λασπώδες ίζημα (Meysman et al. 2006).

Από τα παραπάνω γίνεται φανερό ότι η προσθήκη οργανικού υλικού μέσω των εκροών από τις ιχθυοκαλλιέργειες σε τέτοιου τύπου εμπλουτισμένα ιζήματα δεν μεταβάλλει απαραίτητα τη λειτουργικότητα των ιζημάτων. Οι αλλαγές του αριθμού των ειδών και της αφθονίας τους ήταν αυτές που φάνηκε να μεταβάλλονται λόγω του οργανικού εμπλουτισμού και όχι τα λειτουργικά χαρακτηριστικά του συστήματος. Αυτό συμβαίνει διότι οι ιλυόφιλοι οργανισμοί που κατοικούν σε τέτοιες περιοχές είναι ήδη οικολογικά φιλτραρισμένοι οπότε μπορούν εύκολα να προσαρμοστούν σε συνθήκες υψηλής καταπόνησης χωρίς να αλλάξουν τα λειτουργικά τους γνωρίσματα.

Παράλληλα το άζωτο με τη μορφή αμμωνιακών ιόντων εισέρχεται στο ίζημα μέσω της ιζηματοπόθεσης και εξέρχεται από αυτό προς τη στήλη του νερού με τη μορφή ελεύθερου μοριακού αζώτου και υποξειδίου του αζώτου μέσω συζευγμένης νιτροποίησης/απονιτροποίησης. Η αρνητική γραμμική σχέση μεταξύ της ροής των νιτρικών και του αριθμού των ειδών ήταν αρνητική υποδηλώνοντας τη σύνδεση ανάμεσα στη μακροπανιδική ποικιλότητα και την αναπνοή του ιζήματος. Οι οξυγονωμένοι σωλήνες της μακροπανίδας προάγουν τη νιτροποίηση στα τοιχώματά τους σε μεγαλύτερο βαθμό σε σχέση με τα επιφανειακά ιζήματα (Kristensen 1988, Mayer et al. 1995) παρέχοντας επιπρόσθετους χώρους για την οξειδωση του αμμωνίου και ενεργοποιώντας την οξειδωτική βακτηριακή δράση (Herbert 1999, Satoh et al. 2007). Η βιογεωχημική δραστηριότητα πιθανώς επάγεται από τα υψηλά οργανικά φορτία (βλέννα, περιττώματα) και τα λεπτόκοκκα σωματίδια των τοιχωμάτων των μακροπανιδικών σωλήνων (Aller 1988, Kristensen 1988, Herbert 1999), καθώς και από άλλους παράγοντες όπως η απουσία φωτός, η ρύθμιση του pH και η ενεργοποίηση μέσω εκκριμάτων των ζώων (Henriksen & Kemp 1988). Παράλληλα η στενή οξυγονωμένη ζώνη γύρω από τους σωλήνες της μακροπανίδας παρέχει μια σύντομη οδό στα νιτρικά προς την ανοξική ζώνη απονιτροποίησης (Kristensen 1988, Gilbert et al. 2003, Karlson et al. 2007). Οι απονιτροποιητές μπορούν να μετατρέψουν το μεγαλύτερο μέρος του νιτρικού που παράγεται στους σωλήνες (Kristensen 1988) μέσω της υψηλής μεταβολικής τους δυνατότητας (Dollhopf et al. 2005) και τον ταχύ ρυθμό ανάπτυξής τους σε σύγκριση με τους νιτροποιητές (Zehr & Ward 2002). Με αυτό τον τρόπο οι ενδοπανιδικοί οργανισμοί στα οργανικά εμπλουτισμένα ιζήματα διεγείρουν τις διεργασίες νιτροποίησης και μπορούν να επάγουν τη μετατροπή του αζώτου μέσω της συζευγμένης νιτροποίησης – απονιτροποίησης.

Βέβαια σε περιπτώσεις πολύ υψηλού οργανικού εμπλουτισμού σε αναερόβιες συνθήκες η διαδικασία της νιτροποίησης αναστέλλεται, όμως τα αμμωνιακά μετατρέπονται σε άζωτο με τη βοήθεια του νιτρώδους ως οξειδωτή (*anammox*

reaction). Η διεργασία της αναερόβιας οξείδωσης του αμμωνίου πραγματοποιείται από συγκεκριμένα βακτήρια (Codispoti, 2005).

Στην περίπτωση του φωσφόρου που καταλήγει στο ίζημα μέσω της απόθεσης η μετατροπή του σε διαλυτά φωσφορικά ιόντα εξαρτάται από ένα πλήθος παραγόντων (δυναμικό οξειδοαναγωγής, φώς, θερμοκρασία). Στα λασπώδη οργανικά εμπλουτισμένα ιζήματα η αναερόβια βακτηριακή διάσπαση του φωσφόρου είναι ενισχυμένη και υψηλές συγκεντρώσεις φωσφορικών απελευθερώνονται από το ίζημα προς τη στήλη του νερού.

Τα αμμώδη ιζήματα περιγράφονται ως μια βιογεωχημική έρημος που φιλοξενούν λίγη δραστηριότητα (Middelburg et al. 2005), λόγω της χαμηλής συγκέντρωσης οργανικού άνθρακα (Middelburg et al. 1996). Τα ιζήματα αυτά είναι γενικά αδρά, με αυξημένη διαπερατότητα και καλή οξυγόνωση μέχρι τα βαθύτερα στρώματά τους.

Τα ενδαιτήματα αυτά έχουν υψηλή αφθονία μακροπανιδικών οργανισμών και αυξημένη λειτουργική ποικιλότητα. Περιλαμβάνουν μεγαλύτερου μεγέθους μακροπανίδα, καθώς και υψηλότερους αριθμούς και πυκνότητες θηρευτών και επιπανιδικών οργανισμών. Οι διαφορές της λειτουργικής τους ποικιλότητας (Εικ. 3.3) εκφράζονται μέσω τεσσάρων λειτουργικών κωδικών με μεγάλο εύρος διατροφικών συνηθειών, μεγεθών και θέσεων διαβίωσης. Ο υψηλός αριθμός ειδών στους περισσότερους από τους κοινούς κωδικούς είναι ένας δείκτης των κοινών γνωρισμάτων που μοιράζεται ένας μεγάλος αριθμός ειδών. Ο υψηλός αριθμός κοινών λειτουργικών συστατικών είναι αποτέλεσμα των αυξημένων οικοσυστημικών λειτουργιών των περιοχών αυτών. Σημαντική είναι η δράση της μακροπανίδας για την ενεργή μεταφορά και την τροποποίηση των ενδαιτημάτων (κατασκευή σωλήνων) αν και ο μηχανισμός βιοανάδευσης έχει μόνο ρόλο οριζόντιου παθητικού μεταφορέα.

Στα αμμώδη ιζήματα ο υψηλός οργανικός εμπλουτισμός μπορεί να επηρεάσει σημαντικά τις μακροπανιδικές συναθροίσεις επιφέροντας σημαντικές αλλαγές στη λειτουργικότητα του συστήματος. Οι αλλαγές αυτές απαιτούν αντίστοιχες αλλαγές των λειτουργικών γνωρισμάτων της μακροπανίδας, οδηγώντας σε μείωση της αφθονίας, του αριθμού ειδών και της λειτουργικής ποικιλότητας και οδηγώντας σε μείωση της πολυπλοκότητας του συστήματος. Το γεγονός αυτό συμφωνεί με τα αποτελέσματα των [Hyland et al. \(2005\)](#), σύμφωνα με τα οποία η υψηλή συγκέντρωση TOC προκαλεί υποβάθμιση της βενθικής πανίδας λόγω της ανεπάρκειας οξυγόνου και της αυξημένης πίεσης από χημικές ενώσεις όπως το υδρόθειο.

Αντίθετα σε περιπτώσεις χαμηλού οργανικού εμπλουτισμού η εισαγωγή οργανικού υλικού προσφέρει μια πιθανή πηγή τροφής προκαλώντας αύξηση της μακροπανιδικής αφθονίας και βιομάζας. Παράλληλα η παρουσία μικρών ποσών ιλύος λόγω της ιζηματοπόθεσης μειώνει τη μέση κοκκομετρική διάμετρο ([Middelburg et al. 1996](#)). Με αυτόν τον τρόπο προσφέρεται μια μεγαλύτερη επιφάνεια για την απορρόφηση του οργανικού υλικού [Hyland et al. \(2005\)](#) και ως αποτέλεσμα αυξάνεται η διαθεσιμότητα τροφής με συνέπεια την αύξηση της ποικιλότητας. Όταν το ποσοστό της ιλύος που περιέχεται ξεπεράσει αυτό της άμμου η ποικιλότητα μειώνεται και η συγκέντρωση του TOC αυξάνεται. Για το λόγο αυτό το ίζημα από το ενδιαίτημα των λειμώνων κοντά σε ιχθυοκαλλιέργειες περιέχει αποσυντιθέμενα κατάλοιπα φυτών *Posidonia oceanica*, υψηλότερα φορτία θρεπτικών και μπορεί να περιέχει μεγαλύτερα ποσοστά ιλύος – αργίλου αυξάνοντας δυνητικά τη διαθεσιμότητα τροφής και καταφυγίων ([Bostrom et al. 2006](#)). Το γεγονός αυτό σε συνδυασμό με τις οξειδωτικές συνθήκες που προκαλούνται από τα έντονα ρεύματα και την ισχυρή διαπερατότητα των αδρών ιζημάτων μπορεί να αυξήσει τη μακροπανιδική αφθονία ([Apostolaki et al. 2007](#), [Holmer et al. 2008](#)).

Η ροή του αζώτου μέσα στο ίζημα σταματά στην δημιουργία νιτρικών ιόντων που απελευθερώνονται στην στήλη του νερού. Αυτό συμβαίνει γιατί οι σωλήνες της μακροπανίδας δεν μεταβάλλουν της υπάρχουσες όξινες συνθήκες που επικρατούν στο ίζημα (Aller 1988) και η απονιτροποίηση παρεμποδίζεται από την περίσσεια οξυγόνου με αποτέλεσμα την αύξηση της συγκέντρωσης των νιτρικών όσο αυξάνει η βενθική ποικιλότητα. Στο σημείο αυτό είναι σημαντικό να αναφερθεί ότι η αύξηση της μακροπανιδικής ποικιλότητας δεν συνεπάγεται μεταβολή της φύσης των οικοσυστημικών λειτουργιών που επιτελούνται από τη μακροπανίδα. Δηλαδή η μεγαλύτερη ποικιλότητα απλώς ενισχύει τις ήδη υπάρχουσες γεωχημικές διεργασίες αυξάνοντας τα είδη που τις επάγουν. Με άλλα λόγια, η μακροπανίδα δεν μπορεί να ενεργοποιήσει την απονιτροποίηση σε αδρά ιζήματα όσο μεγάλη ποικιλότητα και να εμφανίζει, ενώ στα λασπώδη οργανικά ιζήματα ακόμα και με πολύ μικρή ποικιλότητα θα υπάρχει συζευγμένη μετατροπή του αζώτου, έστω στην επιφάνεια των ιζημάτων.

Στα αμμώδη ιζήματα ο φωσφόρος που εισέρχεται στο ίζημα μέσω της ιζηματοπόθεσης δεν μπορεί να διασπαστεί παρά μόνο αν μεταφερθεί στα βαθύτερα ανοξικά στρώματα του ιζήματος, οπότε και ο ρυθμός εκροής των φωσφορικών προς τη στήλη του νερού είναι μικρός (Sundby et al. 1992, Foellmi 1996). Από τις αναλύσεις επιβεβαιώθηκε η καλή οξυγόνωση των αμμωδών ιζημάτων όπου η αερόβια αναπνοή είναι αυξημένη δημιουργώντας μια «παγίδα φωσφόρου μέσα στο ίζημα.

Συνοψίζοντας τα παραπάνω γίνεται φανερό ότι ο κάθε τύπος ιζήματος εμφανίζει την δική του απόκριση στον οργανικό εμπλουτισμό ανάλογα με τα λειτουργικά χαρακτηριστικά του. Ο ρόλος των βακτηρίων φάνηκε να είναι σημαντικός τόσο για τα αμμώδη όσο και για τα λασπώδη ιζήματα πράγμα αναμενόμενο αφού αυτοί οι οργανισμοί κινητοποιούν τις βασικές γεωχημικές διεργασίες των ιζημάτων. Παράλληλα, ο ρόλος της μακροπανίδας εμφανίζεται ενισχυμένος για τις βενθικές λειτουργίες και στους δύο τύπους ιζημάτων. Όμως ο

τρόπος που επηρεάζουν οι μακροπανιδικοί οργανισμοί τις γεωχημικές διεργασίες εξαρτάται από τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά του κάθε βενθικού συστήματος. Γενικά τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας δεν εμφάνισαν κάποιο κύριο είδος ως απαραίτητο συστατικό του βενθικού συστήματος του οποίου η εξάλειψη εξαιτίας του οργανικού εμπλουτισμού θα μπορούσε να οδηγήσει σε κατάρρευση του συστήματος. Δηλαδή η υπόθεση του πλεονασμού των ειδών δεν φαίνεται να ισχύει στην περίπτωση των εξεταζόμενων ιζημάτων. Παράλληλα η υπόθεση της ισότητας των ειδών φαίνεται να ανταποκρίνεται σε περιπτώσεις υψηλής λειτουργικής ποικιλότητας, όπως τα αμμώδη ιζήματα, όπου ο υψηλός αριθμός ειδών σε κάθε λειτουργική ομάδα είναι ένας δείκτης των κοινών γνωρισμάτων που μοιράζεται ένας μεγάλος αριθμός ειδών. Αντίθετα στα λασπώδη ιζήματα αν και εμφανίζουν μικρότερη λειτουργική ποικιλότητα, η υψηλή ενδο-λειτουργική ποικιλότητά τους καταδεικνύει τη λειτουργική συμπληρωματικότητα των οργανισμών τους. Επομένως σε τέτοια ιζήματα η υπόθεση του γυρωτικού ήλου εκφράζει καλύτερα την σχέση ποικιλότητάς και λειτουργικότητας του βενθικού οικοσυστήματος. Επομένως δεν φαίνεται να υπάρχει ένα ενιαίο πρότυπο της σχέσης βενθικής ποικιλότητας και οικοσυστημικής λειτουργίας.

6. Γενικά Συμπεράσματα

1. Για όλες τις εξεταζόμενες περιοχές βρέθηκε μια σταδιακή μείωση του βαθμού ιζηματοπόθεσης και της συγκέντρωσης ενώσεων αζώτου, άνθρακα και φωσφόρου (TON, TOC, labOM, TP) σε σχέση με την απόσταση από τους κλωβούς. Επίσης υπήρχε σημαντική επίδραση της απόστασης από την μονάδα στην βενθική πανίδα (αφθονία, βιομάζα, δείκτες ποικιλότητας) αν και δεν ακολουθήθηκε ένα πανομοιότυπο πρότυπο μεταξύ των περιοχών.
2. Για την αφαίρεση της επίδρασης λειτουργικής ποικιλότητας των ιζημάτων ήταν απαραίτητο να γίνει διαχωρισμός των δειγμάτων κατά τέτοιο τρόπο ώστε κάθε υποσύνολο να έχει ενιαία απόκριση στις βιογεωχημικές βενθικές λειτουργίες. Από τις αναλύσεις φάνηκε ότι τα εξεταζόμενα ενδιαίτηματα έδειξαν διαφορετική απόκριση στον οργανικό εμπλουτισμό. Αν και η χωρική έκταση του οργανικού εμπλουτισμού λόγω των ιχθυοκαλλιεργητικών δραστηριοτήτων ήταν η ίδια, οι πανιδικοί οργανισμοί και οι γεωχημικές μεταβλητές ακολούθησαν διαφορετικά πρότυπα ανάλογα με τις λειτουργίες των ενδιαιτημάτων τους
3. Χαρακτηριστικό στοιχείο των λασπωδών ιζημάτων είναι οι μικροί ανθεκτικοί στον οργανικό εμπλουτισμό οργανισμοί ([Pearson & Rosenberg 1978](#)), ενώ εμφανίζουν μειωμένη λειτουργικότητα. Ενώ η υψηλή ενδο-λειτουργική ποικιλότητα των διαταραγμένων ιζημάτων δείχνει τη λειτουργική συμπληρωματικότητα των οργανισμών τους.
4. Η προσθήκη οργανικού υλικού μέσω των εκροών από τις ιχθυοκαλλιέργειες στα λασπώδη ιζήματα δεν μεταβάλλει απαραίτητα τη λειτουργικότητα των ιζημάτων. Οι αλλαγές του αριθμού των ειδών και της αφθονίας των οργανισμών τους ήταν αυτές που φάνηκε να μεταβάλλονται λόγω του

οργανικού εμπλουτισμού και όχι τα λειτουργικά χαρακτηριστικά του συστήματος.

5. Στα λασπώδη βενθικά οικοσυστήματα το άζωτο με την μορφή αμμωνιακών αλάτων εισέρχεται στο ίζημα μέσω της ιζηματοπόθεσης και εξέρχεται από αυτό προς την στήλη του νερού με την μορφή του ελεύθερου μοριακού αζώτου μέσω συζευγμένης νιτροποίησης/απονιτροποίησης.
6. Η αναερόβια βακτηριακή διάσπαση του φωσφόρου είναι ενισχυμένη στα λασπώδη ανοξικά ιζήματα με αποτέλεσμα την απελευθέρωση υψηλών συγκεντρώσεων φωσφορικών προς την στήλη του νερού.
7. Τα αμμώδη ενδιαιτήματα παρουσιάζουν υψηλή αφθονία μακροπανιδικών οργανισμών και αυξημένη λειτουργική ποικιλότητα. Περιλαμβάνουν μεγαλύτερου μεγέθους μακροπανίδα, καθώς και υψηλότερους αριθμούς και πυκνότητες θηρευτών και επιπανιδικών οργανισμών.
8. Στα αμμώδη ιζήματα ο υψηλός οργανικός εμπλουτισμός μπορεί να επηρεάσει σημαντικά τις μακροπανιδικές συναθροίσεις επιφέροντας σημαντικές αλλαγές στη λειτουργικότητα του συστήματος. Οι αλλαγές αυτές απαιτούν αντίστοιχες αλλαγές των λειτουργικών γνωρισμάτων της μακροπανίδας, οδηγώντας σε μείωση της αφθονίας, του αριθμού ειδών και της λειτουργικής ποικιλότητας και οδηγώντας σε μείωση της πολυπλοκότητας του συστήματος.
9. Αντίθετα σε περιπτώσεις χαμηλού οργανικού εμπλουτισμού η εισαγωγή οργανικού υλικού προσφέρει μια πιθανή πηγή τροφής προκαλώντας αύξηση της μακροπανιδικής αφθονίας και βιομάζας.
10. Η ροή του αζώτου μέσα στο ίζημα σταματά στην δημιουργία νιτρικών ιόντων που απελευθερώνονται στην στήλη του νερού επειδή οι αερόβιες συνθήκες που επικρατούν στο ίζημα παρεμποδίζουν την απονιτροποίηση με

αποτέλεσμα την αύξηση της συγκέντρωσης των νιτρικών όσο αυξάνει η βενθική ποικιλότητα.

11. Στα αμμώδη ιζήματα ο φώσφορος που εισέρχεται στο καλά οξυγονωμένο ίζημα δεν μπορεί να διασπαστεί παρά μόνο αν μεταφερθεί στα βαθύτερα ανοξικά στρώματα του ιζήματος, οπότε και ο ρυθμός εκροής των φωσφορικών προς τη στήλη του νερού είναι μικρός.
12. Συνοψίζοντας φαίνεται ότι κάθε τύπος ιζήματος εμφανίζει την δική του απόκριση στον οργανικό εμπλουτισμό ανάλογα με τα λειτουργικά χαρακτηριστικά του. Ο ρόλος των βακτηρίων είναι σημαντικός τόσο για τα αμμώδη όσο και για τα λασπώδη ιζήματα. Αλλά και ο ρόλος της μακροπανίδας εμφανίζεται ενισχυμένος για τις βενθικές λειτουργίες και στους δύο τύπους ιζημάτων. Όμως ο τρόπος που επηρεάζουν οι μακροπανιδικοί οργανισμοί τις γεωχημικές διεργασίες εξαρτάται από τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά του κάθε βενθικού συστήματος.
13. Δεν φαίνεται να υπάρχει ένα ενιαίο πρότυπο της σχέσης βενθικής ποικιλότητας και οικοσυστημικής λειτουργίας. Στα αμμώδη ιζήματα η υπόθεση της ισότητας των ειδών φαίνεται να εκφράζει το πρότυπο ποικιλότητας και οικοσυστημικής λειτουργίας, ενώ στα λασπώδη η υπόθεση του γυρωτικού ήλου εκφράζει καλύτερα την σχέση ποικιλότητάς και λειτουργικότητας του βενθικού οικοσυστήματος.

Βιβλιογραφία

- Albertelli G, Covazzi-Harriague A, Danovaro R, Fabiano M, Frascchetti S (1999) Differential responses of bacteria, meiofauna and macrofauna in a shelf are (Ligurian Sea, NW Mediterranean): role of food availability. *Journal of Sea Research* 42:11-26
- Aller RC (1988) Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: the role of burrow structures. In: Blackburn TH, Sorensen J (eds) *Nitrogen cycling in coastal marine environments*, Vol 33. John Wiley & Sons, New York, p 301-338
- Aller RC (1998) Mobile deltaic and continental shelf muds as suboxic, fluidized bed reactors. *Marine Chemistry* 61:143-155
- Aller RC, Aller JY (1998) The effect of biogenic irrigation intensity and solute exchange on diagenetic reaction rates in marine sediments. *Journal of Marine Research* 56:905-936
- Apostolaki ET, Tsagaraki T, Tsapakis M, Karakassis I (2007) Fish farming impact on sediments and macrofauna associated with seagrass meadows in the Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75:408-416
- Aspila KI, Agemian H, Chau, ASY (1976) A semiautomated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*. 101: 187 – 197
- Banta GT, Holmer M, Jensen MH, Kristensen E (1999) Effects of two polychaete worms, *Nereis diversicolor* and *Arenicola marina*, on aerobic and anaerobic decomposition in a sandy marine sediment. *Aquatic Microbial Ecology* 19:189-204

- Bell JJ (2007) Contrasting patterns of species and functional composition of coral reef sponge assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 339:73-81
- Bissett A, Burke C, Cook PLM, Bowman J (2007) Bacterial community shifts in organically perturbed sediments. *Environmental Microbiology* 9:46-60
- Blomqvist S, Hakanson L (1981) A review on sediment traps in aquatic environments. *Arch. Hydrobiol.* 91: 101–132
- Boero F, Bonsdorff E (2007) A conceptual framework for marine biodiversity and ecosystem functioning. *Marine Ecology* 28:134-135
- Bolam SG, Fernandes TF, Huxham M (2002) Diversity, biomass and ecosystem processes in the marine benthos. *Ecological Monographs* 72:599-615
- Bonsdorff E, Pearson TH (1999) Variation in the sublittoral macrozoobenthos of the Baltic Sea along environmental gradients: a functional-group approach. *Australian Journal of Ecology* 24:312-326
- Borja A, Josefson AB, Miles A, Muxika I, Olsgard F, Phillips G, Rodriguez GJ, Rygg B (2007) An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55:42-52
- Bremner J (2008) Species' traits and ecological functioning in marine conservation and management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366:37-47
- Bremner J, Rogers SI, Frid CLJ (2003) Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: a comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series* 254:11-25
- Brown JR, Gowen RJ, McLusky DS (1987) The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 109:39-51

- Cardona L, Revelles M, Sales M, Aguilar A, Borell A (2007) Meadows of seagrass *Posidonia oceanica* are a significant source of organic matter for adjoining ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 335:123-131
- Castro & Huber (1992). *Marine biology*. Mosby – Year Book, Inc p.460
- Clarke KR, Warwick RM (1998) A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology* 35:523-531
- Codispoti LA, Yoshimari T, Devol AH (2005) Suboxic respiration in the oceanic water column. In: del Giorgio, P.A., le B Williams, P.J. (Eds.), *Respiration in aquatic ecosystems*. Oxford University Press, New York, pp. 225-247
- de Juan S, Thrush SF, Demestre M (2007) Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishig ground (NW Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series* 334:117-129
- Delgado O, Ruiz J, Perez M, Romero J, Ballestreros E (1999) Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterrean bay: seagrass decline after loading cessation. *Oceanologica Acta* 22: 109-117
- Dollhopf SL, Hyun JH, Smith AC, Adams HJ, O'Brien S, Kostka JE (2005) Quantification of ammonia-oxidizing bacteria and factors controlling nitrification in salt marsh sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 71:240-246
- Economou C, Mihalopoulos N (2002) Formaldehyde in the rainwater in the eastern Mediterranean: occurrence, deposition and contribution to organic carbon budget. *Atmospheric Environment* 36: 1337–1347
- Elliott M, Nedwell S, Jones NV, Read S, Cutts ND, Hemingway KL. (1998). *Intertidal sand and mudflats and subtidal mobile sandbanks (Volume II). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs*. Scottish Association for Marine Science,

- Oban, for the UK Marine SAC project
(www.ukmarinesac.org.uk/pdfs/sandmud.pdf).
- Emmerson MC, Solan M, Emes C, Peterson DM, Raffaelli D (2001) Consistent patterns and the idiosyncratic effects of biodiversity in marine ecosystems. *Nature* 411:73-77
- Fauchald K, Jumars PA (1979) The diet of worms: A study of polychaete feeding guilds. *Oceanography Marine Biology Annual Review* 17:193-284
- Fenchel T, Finlay BJ. (1995). *Ecology and evolution in anoxic worlds*. Oxford University Press, Oxford.p. 276
- Foellmi KB (1996) The phosphorus cycle, phosphogenesis and marine phosphate-rich deposits. *Earth-Science Reviews* 40:55-124
- Francois F, Gerino M, Stora G, Durbec J, Poggiale J (2002) Functional approach to sediment reworking by gallery-forming macrobenthic organisms: modelling and application with the polychaete *Nereis diversicolor*. *Marine Ecology Progress Series* 229:127-136
- Fresi E, Gambi MC, Focardi S, Bargagli R, Baldi F, Falicai L (1983) Benthic community and sediment types: a structural analysis. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli, Italy: Marine Ecology* 4:101-121
- Gacia E, Granata TC, Duarte CM (1999) An approach to measurement of particle flux and sediment retention within seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Aquatic Botany* 65:255-268
- Gilbert F, Aller RC, Hulth S (2003) The influence of macrofaunal burrow spacing and diffusive scaling on sedimentary nitrification and denitrification: An experimental simulation and model approach. *Journal of Marine Research* 61:101-125

- Giles H, Pilditch CA, Bell GB (2006) Sedimentation from mussel (*Perna canaliculus*) culture in the irth of Thames, New Zealand: Impacts on sediment oxygen and nutrient fluxes. *Aquaculture* 261:125-140
- Glud RN, Gundersen JK, Roy H, Jorgensen BB (2003) Seasonal dynamics of benthic O₂ uptake in a semi enclosed bay: importance of diffusion and fauna activity. *Limnology and Oceanography* 48:1265–1276.
- Gray JS (1981) The sediment and related environmental factors. In: Barnes RSK, Miller PL, Paul J, Rees T (eds) *The ecology of marine sediments*. Cambridge University Press, p 11-19
- Gray JS (1997) Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodiversity and Conservation* 6:153-175
- Gray JS (2002) Species richness of marine soft sediments. *Marine Ecology Progress Series* 244:285-297
- Gray JS, Elliot M (eds) (2009). *Ecology of marine sediments*. Oxford University Press, Oxford p.225
- Gray JS, Shiu-sun R, Or YY (2002) Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238:249-279
- Hall POJ, Anderson LH, Holby O, Kollberg S, Samuelson MJ (1990) Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. Carbon. *Marine Ecology Progress Series* 61:61-73
- Hall POJ, Holby O, Kollberg S, Samuelson MJ (1992) Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV. Nitrogen. *Marine Ecology Progress Series* 89:81-91
- Hansen K, Kristensen E (1998) The impact of the polychaete *Nereis diversicolor* and enrichment with macroalgal (*Chaetomorpha linum*) detritus on

- benthic metabolism and nutrient dynamics in organic-poor and organic-rich sediment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 231:201-223
- Hargrave BT, Burns NM (1979) Assessment of sediment trap collection efficiency. *Limnology and Oceanography* 24: 1124–1136
- 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. *Marine Ecology Progress Series* 96:249-257
- Hargrave BT, Holmer M, Newcombe CP (2008) Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. *Marine Pollution Bulletin* 56:810-824
- Heilskov AC, Alperin M, Holmer M (2006) Benthic fauna bio-irrigation effects on nutrient regeneration in fish farm sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 339:204-225
- Heilskov AC, Holmer M (2001) Effects of benthic fauna on organic matter mineralization in fish-farm sediments: importance of size and abundance. *ICES Journal of Marine Science* 58:427-434
- Henriksen K, Kemp WM (1988) Nitrification in estuarine and coastal marine sediments. In: Blackburn TH, Sorensen J (eds) *Nitrogen cycling in coastal marine environments*, Vol 33. John Wiley & Sons, New York, p 207-249
- Herbert RA (1999) Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews* 23:563-590
- Hewitt JE, Thrush SF, Dayton PD (2008) Habitat variation, species diversity and ecological functioning in a marine system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366:116-122

- Holby O, Hall POJ (1991) Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. II. Phosphorus. *Marine Ecology Progress Series* 70:263-272
- Holmer M (1991) Impacts of aquaculture on surrounding sediments: generation of organic rich sediments. Vol Special Publication 16. European Aquaculture Society, Ghent, Belgium
- Holmer M, Argyrou M, Dalsgaard T, Danovaro R, Diaz-Almela E, Duarte C, Frederiksen M, Grau A, Karakassis I, Marba N, Mirto S, Perez M, Pusceddu A, Tsapakis M (2008) Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows: Synthesis and provision of monitoring and management tools. *Marine Pollution Bulletin* 56:1618-1629
- Holmer M, Duarte C, Heilskov AC, Olesen B, Terrados J (2003) Biogeochemical conditions in sediments enriched by organic matter from net-pen fish farms in the Bolinao area, Philippines. *Marine Pollution Bulletin* 46:1470-1479
- Holmer M, Marba N, E. D-A, Duarte C, Tsapakis M, Danovaro R (2007) Sedimentation of organic matter from fish farms in oligotrophic Mediterranean assessed through bulk and stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) analyses. *Aquaculture* 262:268-280
- Hooper DU, Solan M, Symstad A, Diaz S, Gessner MO, Buchman N, Degrange V, Grime P, Hulot F, Mermillod-Blondin F, Roy J, Spehn E, van Peer L (2003) Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. In: Loreau M, Naeem S, Inchausti P (eds) *Biodiversity and ecosystem functioning. Synthesis and perspectives*. Oxford University Press: 95-208
- Hooper DU, Vitousek PM (1998). Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. *Ecological Monographs* 68: 121-149

- Hurlbert SH (1971) The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52: 577–586
- Hyland J, Balthis L, Karakassis I, Magni P, Petrov A, Shine J, Vestergaard O, Warwick R (2005) Organic carbon content of sediments as an indicator of stress in the marine benthos. *Marine Ecology Progress Series* 295:91-103
- Ieno EN, Solan M, Batty P, Pierce GJ (2006) How biodiversity affects ecosystem functioning: roles of infaunal species richness, identity and density in the marine benthos. *Marine Ecology Progress Series* 311:263-271
- Kalantzi I, Karakassis I (2006) Benthic impacts of fish farming: Meta-analysis of community and geochemical data. *Marine Pollution Bulletin* 52:479-483
- Karakassis I (2001) Ecological effects of fish farming in the Mediterranean. *Cahiers Options Mediterrannennes* 55:15-22
- Karakassis I, Hatziyanni E (2000) Benthic disturbance due to fish farming analyzed under different levels of taxonomic resolution. *Marine Ecology Progress Series* 203:247-253
- Karakassis I, Hatziyanni E, Tsapakis M, Plaiti W (1999) Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. *Marine Ecology Progress Series* 184:205-218
- Karakassis I, Tsapakis M, Hatziyanni E (1998) Seasonal variability in sediment profiles beneath fish farm cages in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 162:243-252
- Karakassis I, Tsapakis M, Hatziyanni E, Papadopoulou KN, Plaiti W (2000) Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES Journal of Marine Science* 57:1462-1471

- Karakassis I, Tsapakis M, Smith CJ, Rumohr H (2002) Fish farming impacts in the Mediterranean studied through sediment profiling imagery. *Marine Ecology Progress Series* 227:125-133
- Karlson K, Bonsdorff E, Rosenberg R (2007) The impact of benthic macrofauna for nutrient fluxes from Baltic Sea sediments *Ambio* 36:161-167
- Kristensen E (1988) Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: microbial activities and fluxes. In: Blackburn TH, Sorensen J (eds) *Nitrogen cycling in coastal marine environments*, Vol 33. John Wiley & Sons, New York, p 275-299
- Kristensen E (2000) organic matter diagenesis at the oxic/anoxic interface in coastal marine sediments, with emphasis on the role of burrowing animals. *Hydrobiologia* 426:1-24
- Kristensen E, Jensen MH, Aller RC (1991) Direct measurement of dissolved inorganic nitrogen exchange and denitrification in individual polychaete (*Nereis virens*) burrows. *Journal of Marine Research* 49:355-377
- Labruno C, Amouroux JM, Sarda R, Dutrieux E, Thorin S, Rosenberg R, Gremare A (2006) Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin* 52:34-47
- Lampadariou N, Karakassis I, Pearson TH (2005) Cost/benefit analysis of a benthic monitoring programme of organic benthic enrichment using different sampling and analysis methods. *Marine Pollution Bulletin* 50:1606-1618
- Libes SM. (1992). *An introduction to marine biogeochemistry*. Wiley, New York. P. 1184

- Loh PS (2005) An assessment of the contribution of terrestrial organic matter to total organic matter in sediments in Scottish sea lochs. PhD thesis. UHI Millenium Institute: 350 pp
- Loreau M, Naeem S, Inchausti P. (eds.). (2002). Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives. Oxford University Press, Oxford.
- MacIntyre HL, Geider RJ, Miller DC. (1996). Microphytobenthos: the ecological role of the 'secret garden' of unvegetated, shallow-water marine habitats. 1. Distribution, abundance and primary production. *Estuaries* **19**(A), 186–201.
- Marinelli RL, Williams TJ (2003) Evidence for density-dependent effects of infauna on sediment biogeochemistry and benthic-pelagic coupling in nearshore systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57:179-192
- Marinelli RL, Woodin SA (2002) Experimental evidence for linkages between infaunal recruitment, disturbance and sediment surface chemistry. *Limnology and Oceanography* 47:221-229
- Martinez ND (1996) Defining and measuring functional aspects of biodiversity. In: Gaston KJ (ed) *Biodiversity. A biology of numbers and difference*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 115-148
- Mayer MS, Schaffner LC, Kemp WM (1995) Nitrification potentials of benthic macrofaunal tubes and burrow walls: effects of sediment NH_4^+ and animal irrigation behavior. *Marine Ecology Progress Series* 121:157-169
- Mazzola A, Mirto S, Danovaro R (1999) Initial fish-farm impact on meiofaunal assemblages in coastal sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 38:1126-1133

- Meysman FJR, Galaktionov OS, Gribsholt B, Middelburg JJ (2006) Bioirrigation in permeable sediments: Advective pore-water transport induced by burrow ventilation. *Limnology and Oceanography* 51:142-146
- Michaud E, Desrosiers G, Mermillod-Blondin F, Sundby B, Stora G (2006) The functional group approach to bioturbation: II. The effects of the *Macoma balthica* community on fluxes of nutrients and dissolved organic carbon across the sediment-water interface. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 337:178-189
- Micheli F, Halpern BS (2005) Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters* 8:391-400
- Middelburg JJ, Klaver G, Nieuwenhuize J, Wielemaker A, de Haas W, van der Nat JFWA (1996) Organic matter mineralization in intertidal sediments along an estuarine gradient. *Marine Ecology Progress Series* 132: 157–168.
- Middelburg JJ, Nieuwenhuize J, van Breugel P (1999) Black carbon in marine sediments. *Marine Chemistry* 65: 245–252.
- Middelburg JJ, Duarte C, Gattuso JP (2005) Respiration in coastal benthic communities. In: del Giorgio PA, le B Williams PJ (eds) *Respiration in aquatic ecosystems*. Oxford University Press, New York, p 206-224
- Mills VS, Berkenbusch K (2009) Seagrass (*Zostera muelleri*) patch size and spatial location influence infaunal macroinvertebrate assemblages. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81:123-129
- Mirto S, La Rosa T, Danovaro R, Mazzola A (2000) Microbial and meiofaunal response to intensive mussel-farm biodeposition in coastal sediments of western mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 40:244-252

- Murphy J, Riley JP (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytical Chimica Acta* 27: 31 – 36
- Muxika I, Borja A, Bald J (2007) Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55:16-29
- Naeem S, Chair, Chapin FSI, Costanza R, Ehrlich PR, Golley FB, Hooper DU, Lawton JH, O'Neill RV, Mooney HA, Sala OE, Symstad AJ, Tilman D (1999) Biodiversity and ecosystem functioning: Maintaining natural life support processes. *Issues in Ecology* 4:1-11
- Norling K, Rosenberg R, Hulth S, Gremare A, Bonsdorff E (2007) Importance of functional biodiversity and species-specific traits of benthic fauna for ecosystem functions in marine sediments. *Marine Ecology Progress Series* 332:11-23
- Pearson TH, Rosenberg R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography Marine Biology Annual Review* 16:229-311
- Petchey OL, Gaston KJ (2002) Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5:402-411
- Petchey OL, Gaston KJ (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9:741-758
- Pusceddu A, Frascetti S, Mirto S, Holmer M, Danovaro R (2007) Effects of intensive mariculture on sediment biochemistry. *Ecological Applications* 17:1366-1378

- Quintino V, Elliott M, Rodrigues AM (2006) The derivation, performance and role of univariate and multivariate indicators of benthic change: Case studies at differing spatial scales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330:368-382
- Raffaelli D (2006) Biodiversity and ecosystem functioning: issues of scale and trophic complexity. *Marine Ecology Progress Series* 311:285-294
- Raffaelli D, Emmerson M, Solan M, Biles C, Parterson D (2003) Biodiversity and ecosystem processes in shallow coastal waters an experimental approach. *Journal of Sea Research* 49:133-141
- Roads DC, Boyer LF (1982) The effects of marine benthos on physical properties of sediments. In: McCall PLA, Tevesz MJS (eds), *Successional perspective. Animal–Sediment Relations*. Plenum Publishing Company, NY: 3-52
- Rosenberg R (2001) Marine benthic faunal succesional stages and related sedimentary activity. *Scientia Marina* 65:107-119
- Rosenberg R, Blomqvist M, Nilsson HC, Cederwall H, Dimming A (2004) Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49:728-739
- Rosenfeld JS (2002) Logical fallacies in the assessment of functional redundancy. *Conservation Biology* 16:837-839
- Sara G, Scilipoti D, Mazzola A, Modica A (2004) Effects of fish farming waste to sedimentary and particulate organic matter in a southern Mediterranean area (Gulf of Castellammare, Sicily): a multiple stable isotope study (δ^{13} and δ^{15} N). *Aquaculture* 234:199-213

- Satoh H, Nakamura Y, Okabe S (2007) Influences of infaunal burrows on the community structure and activity of ammonia-oxidizing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 73:1341-1348
- Solan M, Cardinale BJ, Dowing AL, Engelhardt KAM, Ruesink JL, Srivastava DS (2004) Extinction and Ecosystem Function in the marine benthos. *Science* 306:1177-1180
- Spehn EM, Joshi J, Schmid B, Diemer M, Koerner C (2000) Aboveground resource use increases with plant species richness in experimental grassland ecosystems. *Functional Ecology* 14: 326-337
- Sundby B, Gobeil C, Silverberg N (1992) The phosphorus cycle in coastal marine sediments. *Limnology and Oceanography* 37:1129-1145
- Thamdrup B, Canfield DE (2000) Benthic respiration in aquatic sediments. In: Sala OE, Jackson RB, Mooney HA, Howarth RW (eds) *Methods in ecosystem science*. Springer, New York, p 86-103
- Tillin HM, Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ (2006) Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Marine Ecology Progress Series* 318:31-45
- Tilman D (2001) Functional diversity. In Levin SA (ed) *Encyclopedia of biodiversity*, Vol 3. Academic Press, San Diego CA: 109-120
- Tilman D, Knops J, Wedin D, Reich P, Ritchie M, Siemann E (1997) The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277: 1300-1302
- Tomassetti P, Porrello S (2005) Polychaetes as indicators of marine fish farm organic enrichment. *Aquaculture International* 13:109-128

- Tung JWT, Tanner PA (2003) Instrumental determination of organic carbon in marine sediments. *Marine Chemistry* 80: 161-170
- Verardo DJ (1990) Determination of organic carbon and nitrogen in marine sediments using the Carlo Erba NA-1500 Analyzer. *Deep-Sea Research* 37: 157-165
- Vezzulli L, Moreno M, Marin V, Pezzati E, Bartoli M, Fabiano M (2008) Organic waste impact of captured-based Atlantic bluefin tuna aquaculture at an exposed site in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78:369-384
- Waldbusser GG, Marinelli RL, Whitlach RB (2004) The effects of infaunal biodiversity on biogeochemistry of coastal marine sediments. *Limnology and Oceanography* 49:1482-1492
- Walker B, Kinzig A, Langridge J (1999) Plant attribute diversity, resilience , and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2: 95-113
- Weston DP (1990) Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Marine Ecology Progress Series* 61:233-244
- Wilson AM, Huettel M, Klein S (2008) Grain size and depositional environment as predictors of permeability in coastal marine sands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80:193-199
- Yentsch CS, Menzel DW (1963) A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep Sea Research* 10:221-231

Zehr JP, Ward BB (2002) Nitrogen cycling in the ocean: new perspectives on processes and paradigms. *Applied and Environmental Microbiology* 68:1015-1024

Zobell CE (1946) Studies on redox potential of marine sediments. *The Bulletin of the American Association of Petroleum Geologists* 30:477-510

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Τα θαλάσσια ιζήματα κατοικούνται και μεταβάλλονται από τους βενθικούς οργανισμούς δημιουργώντας μια σειρά παραμέτρων που αλληλεπιδρούν, ενώ τα συστήματά που δημιουργούν μπορεί να καλύπτουν από τοπικής μέχρι παγκόσμιας κλίμακας διεργασίες.

Οι ανθρωπογενείς επιδράσεις επηρεάζουν τα παράκτια βενθικά συστήματα. Ιδιαίτερα στην περίπτωση των ιχθυοκαλλιεργειών φαίνεται ότι συχνά εγκαθίστανται πάνω από τα σημαντικά ενδαιτήματα των λειμώνων *Posidonia oceanica* επειδή τα ιδιαίτερα περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά των περιοχών αυτών (ισχυρά ρεύματα, καλή ποιότητα νερού και αδρά ιζήματα) ταιριάζουν απόλυτα με τις απαιτήσεις των ιχθυοτροφείων.

Για την μελέτη της επίδρασης των ιχθυοκαλλιεργειών σε διαφορετικά ενδαιτήματα και ιζήματα της Μεσογείου ερευνήθηκαν οι διαφορές στο πρότυπο μεταβολής διαφορετικών τύπων ιζήματος σε ιζήματα οργανικά εμπλουτισμένα από ιχθυοκαλλιεργητικές δραστηριότητες. Ως περιοχές ελέγχου επιλέχθηκαν ιζήματα από λασπώδη και αμμώδη ενδαιτήματα (σε γειτνίαση με λειμόνες φανερόγαμων), λόγω των διαφοροποιημένων βιογεωχημικών χαρακτηριστικών και λειτουργιών που παρουσιάζουν. Τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας έδειξαν την σχέση των βιογεωχημικών μεταβλητών με την βαθυμετρία και την σύσταση του ιζήματος.

Ως εκφραστές της σχέσης της μακροβενθικής ποικιλότητας και της οικοσυστημικής λειτουργίας χρησιμοποιήθηκαν οι ροές των θρεπτικών και του οξυγόνου στην διαχωριστική επιφάνεια νερού ιζήματος. Η σχέση μεταξύ της ποικιλότητας των οργανισμών και της συγκέντρωσης του ολικού οργανικού άνθρακα ακολούθησε το πρότυπο που πρότειναν οι [Hyland et al. \(2005\)](#). Από τα αποτελέσματα φάνηκε ότι η πανίδα, οι αβιοτικοί παράγοντες και η ανταλλαγή του

οξυγόνου και των θρεπτικών καθόρισαν την λειτουργία του βενθικού οικοσυστήματος. Οι μεταβολές στις βιογεωχημικές διεργασίες εμφανίστηκαν ως συνάρτηση της ποικιλότητας αλλά φάνηκε ότι εξαρτώνται και από την φύση των ιζημάτων.

Παρά το ότι η χωρική έκταση του οργανικού εμπλουτισμού ήταν η ίδια οι βενθικοί οργανισμοί και οι γεωχημικές μεταβλητές των εξεταζόμενων ενδαιτημάτων έδειξαν διαφορετικά πρότυπα ανάλογα με τις λειτουργίες τους. Για την αφαίρεση της επίδρασης λειτουργικής ποικιλότητας των ιζημάτων οι αναλύσεις επαναλήφθηκαν χωριστά για τους δύο κύριους τύπους ενδαιτημάτων του γυμνού ιζήματος (λασπώδες και λειμώνων φανερόγαμων). Φαίνεται ότι η γενική απόκριση των βιολογικών και γεωχημικών παραμέτρων στον οργανικό εμπλουτισμό διαφοροποιήθηκε σημαντικά ανάμεσα στα διαφορετικά ενδαιτήματα. Επίσης οι επιδράσεις στο βενθικό περιβάλλον των αδρών ιζημάτων είναι πιο δύσκολα ανιχνεύσιμες με τις συνήθεις μεθόδους παρακολούθησης.

Επειδή η βαθμιαία μεταβολή του οργανικού εμπλουτισμού μπορεί να προκαλέσει αλλαγές στην ροή των θρεπτικών και του οξυγόνου λόγω της μικροβιακής ανοργανοποίησης του οργανικού υλικού οι αναλύσεις επαναλήφθηκαν για διαφορετικού τύπου ιζήματα (αμμώδη - λασπώδη ιζήματα) και για διαφορετικά επίπεδα οργανικού εμπλουτισμού (υψηλής - χαμηλής συγκέντρωσης TOC), ώστε να απομονώσουμε την δράση της ποικιλότητας, διατηρώντας την διακύμανση άλλων παραμέτρων σε χαμηλό επίπεδο.

Στα αδρά και φτωχά σε οργανικά ιζήματα η υψηλή ποικιλότητα των μακροπανιδικών οργανισμών οδηγεί σε υψηλότερη ροή θρεπτικών από το ιζήμα προς το υπερκείμενο στρώμα νερού που υποδηλώνει αύξηση της νιτροποίησης. Αλλά και στα λεπτόκοκκα και οργανικά εμπλουτισμένα ιζήματα, η υψηλότερη ποικιλότητα προκαλεί αύξηση της απορρόφησης των νιτρικών από το ιζήμα (δηλαδή αρνητική ροή) που υποδηλώνει εντατικοποίηση της συζευγμένης διεργασίας νιτροποίησης/απονιτροποίησης. Τα αποτελέσματα αυτά υποδηλώνουν

ότι οι επιδράσεις στις βιογεωχημικές συνθήκες και στην ροή των θρεπτικών διαφέρουν και εξαρτώνται από τα χαρακτηριστικά του ιζήματος.

Η λειτουργική ποικιλότητα χρησιμοποιήθηκε για την μελέτη του λειτουργικού πλεονασμού ανάμεσα σε συγκεκριμένα λειτουργικά γνωρίσματα. Από τους καταλόγους των γνωρισμάτων των ειδών επιλέχθηκαν συγκεκριμένα χαρακτηριστικά που θεωρείται ότι αποκρίνονται σε διαφορετικές γεωχημικές συνθήκες των ιζημάτων και ταξινομήθηκαν σε οικολογικά και μορφολογικά γνωρίσματα. Κάθε γνώρισμα διαχωρίστηκε σε υποκατηγορίες που περιγράφουν όλο το εύρος των πιθανών χαρακτηριστικών κάθε είδους. Οι αφθονίες ειδών με τον ίδιο κωδικό αθροίστηκαν για κάθε δείγμα. Οι αναλύσεις των κοινοτήτων με βάση τους λειτουργικούς κωδικούς διαφοροποίησαν τους τύπους του ιζήματος και τους βαθμούς οργανικού εμπλουτισμού, επιβεβαιώνοντας την ευαισθησία των λειτουργικών χαρακτηριστικών στην γεωχημεία του ιζήματος.

Οι αλλαγές του αριθμού των ειδών και η αφθονία τους ήταν αυτές που καθόρισαν τις μετατροπές των λειτουργικών διεργασιών και όχι η παρουσία/απουσία συγκεκριμένων χαρακτηριστικών. Οι σημαντικοί λειτουργικοί κωδικοί για την ομοιογένεια μέσα στις μελετώμενες περιοχές ήταν λιγότεροι στις διαταραγμένες περιοχές καταδεικνύοντας ότι η λειτουργικότητά τους είναι σημαντικά μειωμένη. Δηλαδή στα διαταραγμένα ενδιαιτήματα το οικοσύστημα χάνει σε πολυπλοκότητα και οδηγείται σε μια λειτουργία βασισμένη κυρίως στα βακτήρια. Για τον λόγο αυτό οι αυξημένες ανθρωπογενείς πηγές μεταβολής των μαλακών υποστρωμάτων μπορεί να προκαλέσουν ομογενοποίηση των ενδιαιτημάτων και να οδηγήσουν σε μείωση της λειτουργικής ποικιλότητας.

ABSTRACT

The habitat inhabited by and in turn modified by the benthos is the result of many interacting factors, of regimes which cover scales from the global to the local, and of the intimate linkages between the water column and its factors and the substratum and its factors.

Human impacts have major effects in the coastal benthic systems. In the case of Mediterranean fish farms it seems that they often are settled in the important habitat of *Posidonia oceanica* fields because the environmental characteristics of these areas (strong currents, good water quality, coarse sediment) fit perfectly with the special requirements of the fish farms.

To study the impact of fish farming in different benthic Mediterranean habitats it was examined the pattern of organically enriched sediments by fish farming activities in a gradient of different sediment types. As testing grounds, muddy and seagrass habitats were chosen because of the different biogeochemical characteristics and functions of these areas. Our results showed the relationship of the biogeochemical variables with bathymetry and sediment composition. Although the spatial extent of the organic enrichment due to fish farming was the same, faunal organisms and geochemical variables showed different patterns according to the functions of their habitat.

The sediment fluxes of nutrients and oxygen were used as proxies for the study of the relationship between macrobenthic diversity and ecosystem function in the gradients of organically enriched sediments. The relationship between benthic diversity and TOC concentration followed the pattern proposed by (Hyland et al. 2005). Our results showed that fauna, abiotic factors, oxygen fluxes and nutrient exchange determined the function of the benthic ecosystem. The shifts in

biogeochemical processes occurred as a function of diversity and depended on the nature of the sediments.

In order to remove the effect of sediment functioning variability, we repeated the analyses separately for the two major habitat types (bare sediment of muddy and seagrass habitats). It seems that the overall response of biological and geochemical variables to the organic enrichment varied considerably among habitat types and the effects on the benthic environment are more difficult to detect in coarse sediments through standard monitoring.

The gradient change of organic enrichment can induce changes in the nutrient and oxygen fluxes because of the different rate of microbial mineralization. The analyses were repeated after splitting the data sets into fine-coarse sediments and high-low TOC samples in order to isolate the effect of diversity while keeping the variability of other factors stable. In coarse, organically poor sediments, high macrobenthic diversity leads to higher fluxes from the sediment to the water column and implies an increase of the nitrification process. Also at fine organically enriched sediments high diversity causes an increase of the nitrate sediment uptake (negative flux) indicating enhancement of coupled nitrification/denitrification. These results imply that effects on the biogeochemical conditions and the nutrient exchange differ and depend on the sediment characteristics.

Within-functional trait diversity was also used to examine the functional redundancy of specific functional traits. Characteristics considered to respond in different geochemical conditions of the sediment were chosen for the traits list of that organism and were classified into ecological and morphological traits. Each trait was split up into several categories chosen to encompass the range of possible attributes of all species. The abundance of species possessing the same code was summed for each sample. Functional codes analyses differentiated the

sediment types and the TOC states, confirming the sensitivity of functional characteristics to the geochemistry of the sediment.

Changes in species number and abundance in the compared sites were the ones that determined the shifts of the functional processes and not the presence/absence of individual traits. The important functional codes for the homogeneity within the examined habitats were fewer in the disturbed areas indicating that the functioning of these ecosystems is significantly reduced. This means that in disturbed habitats, the functional attributes of the organisms are restrained and the ecosystem processes accomplished by macrofauna are reduced. The ecosystem loses complexity and shifts towards a more microbial driven functioning. Thus, the increasing sources of human induced soft-sediment alteration can cause habitat homogenization and lead to a loss of functional diversity.

Παράρτημα Ι

Κατάλογος ειδών και λειτουργικών κωδικών					
Phylum	Class	Order	Family	Species	Codes
Annelida	Clitellata	Haplotaxida	Haplotaxida	Haplotaxida sp.	si-sm-DF-h-bd-v-1
	Polychaeta	Capitellida	Arenicolidae	Arenicolidae sp.	si-sm-DF-t-uc-v-1-p
			Capitellidae	Capitella capitata cf.	si-m-DF-t-uc-v-1-p
				Capitellidae sp.	si-m-DF-t-uc-v-1-p
				Dasybranchus caducus	si-m-DF-t-uc-v-4-p
				Notomastus latericeus	si-m-DF-t-uc-v-3-p
				Maldanidae	Euclymene affinis
			Euclymene collaris		i-sm-DF-t-uc-v-3-p
			Euclymene gracilis		i-sm-DF-t-uc-v-2-p
			Euclymene lophoseta		i-sm-DF-t-uc-v-3-p
			Euclymene lumbricoides		i-sm-DF-t-uc-v-3-p
			Euclymene oerstedii		si-sm-DF-t-uc-v-3-p
			Euclymene sp.		i-sm-DF-t-uc-v-4-p
			Heteromastus filiformis		si-m-DF-t-uc-v-3-p
			Maldane glebifex		i-sm-DF-t-uc-v-3-p
			Maldanidae sp.		i-sm-DF-t-uc-v-2-p
			Maldanidae sp.2		i-sm-DF-t-uc-v-3-p
			Nicomache sp.1		i-sm-DF-t-uc-v-1-p
			Petaloproctus terricola	i-sm-DF-t-uc-v-4-p	
			Cossurida	Cossuridae	Cossura soyeri
		Cossura sp.			i-m-DF-h-bd-v-2-t
		Ctenodrilida	Ctenodrilidae	Ctenodrilus serratus	i-m-DF-h-bd-v-1-p

		Ctenodrilus sp.1	i-m-DF-h-bd-v-1-p
Eunicida	Arabellidae	Drilonereis filum	i-m-P-h-bd-v-2-j
	Dorvilleidae	Dorvilleidae sp.	ef-m-P-n-n-v-1-j
		Ophyotrocha sp.1	ef-m-P-n-n-v-1-j
		Pettiboneia urciensis	ef-m-P-n-n-v-1-j
		Protodorvillea kefersteini	ef-m-P-n-n-v-1-j
		Schistomeringos neglecta	ef-m-P-n-n-v-2-j
		Eunicidae	Eunice vittata
	Eunicidae sp.		ef-m-P-n-n-v-3-j
	Nematonereis unicornis		ef-m-O-n-n-v-3-j
	Lumbrineridae	Lumbrineridae sp.	i-m-P-h-bd-v-3-j
		Lumbrineris emandibulata	i-m-P-h-bd-v-3-j
		Lumbrineris gracilis	i-m-P-h-bd-v-2-j
		Lumbrineris latreilli	i-m-P-h-bd-v-2-j
		Lumbrineris paradoxa	i-m-P-h-bd-v-3-j
	Oeonidae	Oeonidae sp.	i-m-P-h-bd-v-2-j
	Onuphidae	Aponuphis bilineata	i-sm-S-t-bd-v-3-j
		Hyalinoecia tubicola	i-m-S-t-bd-v-3-j
		Onuphidae sp.	i-sm-S-t-bd-v-3-j
	Fauveliopsida	Fauveliopsidae	Fauveliopsis adriatica
Flabelligerida	Flabelligeridae	Pherusa eruca	ef-sm-DF-n-n-v-3-p
		Pherusa monilifera	ef-sm-DF-n-n-v-1-p
Opheliida	Opheliidae	Armandia cirrhosa	i-m-DF-h-n-v-1-p
		Ophelia limacina	i-m-DF-h-n-v-3-p
		Polyophthalmus pictus	i-m-DF-h-n-v-1-p

	Orbiniida	Orbiniidae	Naineris laevigata	i-m-DF-h-uc-v-4-p
			Orbinia latreillii	i-m-DF-h-bd-v-4-p
			Orbiniidae sp.	i-m-DF-h-bd-v-1-p
			Scoloplos armiger	si-m-DF-h-bd-v-1-p
	Orbiniida	Paraonidae	Aricidea fragilis	si-m-DF-h-gd-v-3-p
			Aricidea fragilis mediterranea	si-m-DF-h-gd-v-2-p
			Levinsenia gracilis	si-m-DF-h-gd-v-1-p
			Paradoneis harpagonea	si-m-DF-h-gd-v-1-p
			Paradoneis ilvana	si-m-DF-h-gd-v-1-p
			Paradoneis lyra	si-m-DF-h-gd-v-1-p
			Paraonidae sp.	si-m-DF-h-gd-v-1-p
	Oweniida	Oweniidae	Owenia fusiformis	i-sm-DF/SF-t-dc-v-3-t
	Phyllodocida	Aphroditidae	Laetmonice hystrix	ef-sm-P-n-n-v-2-j
		Glyceridae	Glycera lapidum	i-m-P-h-gd-v-2-j
			Glycera sp.	i-m-P-h-gd-v-2-j
			Glycera unicornis	i-m-DF-h-gd-v-3-j
		Goniadidae	Goniadidae sp.	i-sm-P-h-bd-v-1-j
		Hesionidae	Kefersteinia cirrata	ef-m-P-n-n-v-1-j
		Nephtyidae	Micronephthys maryae	i-m-P-h-bd-v-1-j
			Nephtys incisa	i-m-P-h-bd-v-3-j
		Nereididae	Neanthes caudata	i-sm-P-t-bd-v-2-j
			Neanthes sp.	i-sm-P-t-bd-v-1-j
			Nereis sp.	i-sm-P-t-bd-v-2-j
		Phyllodocidae	Eteone picta	ef-m-P-n-n-v-1-p
			Eulalia mustela	ef-m-P-n-n-v-1-p
			Phyllodoce citrina	ef-m-P-n-n-v-3-p

Annex I

		Phyllodocidae sp.	ef-m-P-n-n-v- 1-p
	Pilargidae	Pilargis verucosa	i-m-P-h-bd-v- 3-p
		Pilargis verucosa	i-m-P-h-bd-v- 2-p
		Sigambra tentaculata	i-m-P-h-bd-v- 2-p
	Pisionidae	Pisione remota	i-m-P-h-bd-v- 1-p
	Polynoidae	Malmgreniella liliana	ef-m-P-n-n-v- 3-j
		Polynoidae sp.	ef-m-P-n-n-v- 1-j
	Sigalionidae	Sigalion squamosum	ef-m-P-n-n-v- 2-j
	Syllidae	Brania arminii	ef-m-DF-n-n- v-1-j
		Exogone (Parexogone) cognettii	ef-m-DF-n-n- v-1-j
		Exogone (Parexogone) meridionalis	ef-m-DF-n-n- v-1-j
		Pionosyllis lamelligera	ef-m-P-n-n-v- 1-j
		Pionosyllis longocirrata	ef-m-P-n-n-v- 1-j
		Plakosyllis brevipes	ef-m-P-n-n-v- 1-j
		Sphaerosyllis tomasi	ef-m-DF-n-n- v-1-j
		Streptosyllis websteri	ef-m-O-n-n-v- 1-j
		Syllidae sp.	ef-m-P-n-n-v- 1-j
		Syllides bansei	ef-m-P-n-n-v- 1-j
		Syllis gerlachi	ef-m-P-n-n-v- 1-j
		Syllis hyalina	ef-m-P-n-n-v- 1-j
		Syllis krohni	ef-m-P-n-n-v- 1-j
		Syllis torquata	ef-m-P-n-n-v- 2-j
Sabellida	Sabellidae	Amphiglena mediterranea	i-sm-SF-t-bd- v-1-t
		Chone filicaudata	i-sm-DF/SF-t- bd-v-2-t
		Chone filicornis	i-sm-DF/SF-t- bd-v-2-t

Annex I

		Euchone rosea	i-sm-SF-t-bd-v-2-t
		Fabricia stellaris	i-sm-SF-h-bd-v-1-t
Sabellida	Serpulidae	Potamoceros triqueter	i-sm-SF-t-bd-v-1-t
Spionida	Acrocirridae	Acrocirridae sp.	ef-m-DF-n-n-v-2-p
	Chaetopteriadae	Spiochaetopterus costarum	i-s-DF/SF-t-gd-v-3-t
		Spiochaetopterus sp.	i-s-DF/SF-t-gd-v-2-t
	Cirratulidae	Chaetozone gibber	si-sm-DF-h-bd-v-1-t
		Chaetozone setosa	si-sm-DF-h-bd-v-2-t
		Cirratulidae sp.	si-sm-DF-h-bd-v-1-t
		Cirratulus cirratus	si-sm-DF-h-bd-v-2-t
		Monticellina tessellata	si-sm-DF-t-bd-v-2-t
	Magelonidae	Magelona mirabilis	i-m-DF-h-dc-v-2-t
	Poecilochaetidae	Poecilochaetus serpens	i-sm-DF/SF-t-dc-v-2-t
		Poecilochaetus sp.	i-sm-DF/SF-t-dc-v-3-t
	Spionida	Spionida sp.	i-sm-DF-t-bd-v-1-t
	Spionidae	Aonides oxycephala	i-sm-DF-t-bd-v-2-t
		Aonides paucibranchiata	i-sm-DF-t-bd-v-2-t
		Laonice cirrata	i-sm-DF-t-bd-v-2-t
Malacoceros fuliginosus		i-sm-DF-t-bd-v-2-t	
Malacoceros girardi		i-sm-DF-t-bd-v-2-t	
Malacoceros tetracerus		i-sm-DF-t-bd-v-1-t	
Polydora ciliata		i-sm-DF-t-bd-v-2-t	
Prionospio cirrifera		i-sm-DF-t-bd-v-1-t	
Prionospio ehlersi		i-sm-DF-t-bd-v-1-t	

Arthropoda				Prionospio fallax	i-sm-DF-t-bd-v-2-t
				Spio decoratus	i-sm-DF-t-bd-v-2-t
				Spio filicornis	i-sm-DF-t-bd-v-1-t
				Spionidae sp.	i-sm-DF-t-bd-v-2-t
				Spiophanes kroyeri	i-sm-DF-t-bd-v-2-t
				Spiophanes sp.	i-sm-DF-t-bd-v-2-t
				Sternaspida	Sternaspidae
				Sternaspis scutata	si-m-DF-h-bd-v-2-p
		Terebellida	Ampharetidae	Ampharete acutiforms	i-s-DF-t-bd-v-1-t
				Ampharete sp.	i-s-DF-t-bd-v-1-t
				Amphicteis gunneri	i-s-DF-t-bd-v-2-t
			Pectenariidae	Pectenaria belgica	i-s-DF-t-uc-v-4-t
			Terebellida	Terebellida sp.	i-s-DF-t-dc-v-2-t
			Terebellidae	Eupolymnia nebulosa	i-s-DF-h-dc-v-3-t
				Lanice conchilega	i-s-DF-t-dc-v-4-t
	Polycirrus medusa			i-s-DF-h-bd-v-3-t	
	Terebellidae sp.			i-s-DF-t-dc-v-3-t	
			Terebellides stroemi	i-s-DF-t-dc-v-3-t	
	Arachnida	Araneae	Agelenidae	Desidiopsis racovitzae	ef-m-P-n-n-e-1-j
	Malacostraca	Amphipoda	Ampeliscaidae	Ampelisca typica	i-sm-SF-t-bd-e-2-j
				Ampelisca sp.1	i-sm-SF-t-bd-e-1-j
			Ampithoidae	Ampithoe ramondi	eb-m-O-t-n-e-1-j
			Aoridae	Lembos angularis	ef-m-DF/SF-n-n-e-1-j
				Microdeutopus chelifer	i-m-SF-t-bd-e-1-j
				Microdeutopus gryllotalpa	i-m-SF-t-bd-e-1-j

		Caprellidae	Caprella acanthifera	eb-m-S/P-n-n-e-1-j
		Corophiidae	Corophium acherusicum	i-m-DF/SF-t-bd-e-1-j
		Dexaminidae	Dexamine spinosa	si-m-DF-t-bd-e-1-j
		Gammaridae	Cheirocratus assimilis	si-m-DF-t-bd-e-1-j
			Gammarella fucicola	eb-m-H-n-n-e-1-j
		Hyalidae	Parhyale aquilina	ef-m-S/P-n-n-e-2-j
		Iphimediidae	Iphimedia sp.	eb-m-S/P-n-n-e-1-j
		Ischyroceridae	Jassa ocia	i-m-DF/SF-t-bd-e-1-j
		Leucothoidae	Leucothoe incisa	ef-m-P-n-n-e-2-j
		Lysianassidae	Lysianassa costae	ef-m-SF-n-n-e-1-j
			Lysianassa pilicorn	ef-m-SF-n-n-e-2-j
		Oedicerotidae	Monoculodes griseus	i-m-DF-h-bd-e-1-j
			Pontocrates altamarinus	i-m-DF-h-bd-e-1-j
			Synchelidium maculatum	i-m-DF-h-bd-e-1-j
		Photidae	Gammaropsis maculata	eb-m-DF/SF-n-n-e-2-j
			Gammaropsis ostroumowi	eb-m-DF/SF-n-n-e-1-j
		Stenothoidae	Stenothoe monoculoides	ef-m-SF-n-n-e-1-j
	Cumacea	Bodotriidae	Bodotria scorpioides	i-m-DF-h-bd-e-1-j
		Nannastacidae	Campylaspis sulcata	i-m-DF-h-bd-e-1-j
		Cumacea	Cumacea sp.	i-m-DF-h-bd-e-1-j
		Nannastacidae	Cumella pygmaea	i-m-DF-h-bd-e-1-j
		Bodotriidae	Iphinoe serrata	i-m-DF-h-bd-e-1-j
			Iphinoe trispinosa	i-m-DF-h-bd-e-1-j
	Decapoda	Crangonidae	Pontophilus spinosus	ef-m-O-n-n-e-2-j
		Eriphiidae	Eriphia verrucosa	ef-m-P-n-n-e-4-j
		Goneplacidae	Goneplax rhomboides	i-m-P-t-gd-e-5-j

Annex I

			Paguridae	Paguridae sp.	ef-m-P-n-n-e-1-j
				Paguridae sp.1	ef-m-P-n-n-e-1-j
			Panaeidae	Melicertus kerathurus	ef-m-P-n-n-e-4-j
			Parthenopidae	Parthenope massena	ef-m-P-n-n-e-3-j
			Porcellanidae	Porcellana platycheles	ef-m-P-n-n-e-4-j
			Portunidae	Portunidae sp.1	ef-m-P-n-n-e-2-j
				Portunidae sp.2	ef-m-P-n-n-e-3-j
			Processidae	Processa canaliculata	ef-m-P-n-n-e-3-j
			Upogebiidae	Upogebia pusilla	i-m-S/P-t-gd-e-3-j
	Isopoda		Cirolanidae	Eurydice pulchra	i-m-O-h-bd-e-1-j
			Gnathiidae	Gnathiidae sp.2	i-sm-O-h-gd-e-1-j
				Paragnathia sp.1	i-sm-O-h-gd-e-1-j
			Sphaeromatidae	Sphaeroma serratum	ef-sm-H-n-n-e-2-j
	Leptostraca		Nebaliidae	Nebalia bipes	ef-m-DF-n-n-e-2-j
	Mysida		Mysida	Mysida sp.	ef-m-SF-n-n-e-1-j
			Mysidae	Mysidae sp.	ef-m-SF-n-n-e-1-j
				Mysini sp.1	ef-m-SF-n-n-e-2-j
	Stomatopoda		Stomatopoda	Stomatopoda sp.	i-m-P-t-gd-e-3-j
	Tanaidacea		Apseudidae	Apseudes latreillii	i-m-SF-h-bd-e-1-j
			Leptocheliidae	Leptochelia savignyi	i-m-SF-t-bd-e-1-j
			Tanaidae	Tanais dulongii	i-m-SF-t-gd-e-1-j
	Ostracoda	Ostracoda	Ostracoda	Ostracoda sp.	ef-sm-DF/SF-n-n-s-1-j
	Pycnogonida	Pantopoda	Pantopoda	Pantopoda sp.	ef-m-S/P-n-n-e-1-p
					Pantopoda sp.1
Cephaloryncha	Priapulida	Priapulida	Priapulida	Priapulida sp.	i-sm-P-h-bd-v-1-p
Chaetognatha	Sagittoidea	Phragmophora	Spadellidae	Spadella cephaloptera	ef-m-P-n-n-v-1-j

Annex I

Chordata	Leptocardii	Leptocardii	Branchiostomidae	Branchiostoma lanceolatum	i-sm-SF-h-bd-v-2-t	
Echinodermata	Echinoidea	Clypeasteroidea	Fibulariidae	Echinocyamus pusillus	i-sm-O-h-bd-s-3-j	
		Euechinoidea	Euechinoidea	Euechinoidea sp.	ef-m-O-n-n-s-2-j	
		Spatangoida	Loveniidae	Echinocardium cordatum	si-sm-DF-h-bd-s-5-j	
			Schizasteridae	Schizaster canaliferus	ef-m-O-n-n-s-5-j	
			Stelleroidea	Ophiurida	Amphiuridae	Amphipholis squamata
	Amphiuridae	Amphiura chiajei			i-m-DF-h-bd-e-3-j	
	Ophiuridae	Ophiura albida			ef-m-O-n-n-e-2-j	
	Ophiurida	Ophiurida sp.			ef-m-O-n-n-e-3-j	
	Mollusca	Bivalvia	Bivalvia	Bivalvia	Bivalvia sp.	i-s-SF-h-n-s-2-p
			Myoida	Corbulidae	Corbula gibba	i-sm-SF-h-bd-s-3-p
Hiatellidae				Hiatella arctica	ef-s-SF-n-n-s-3-p	
Mytiloidea			Mytilidae	Modiolus adriaticus	eb-sm-SF-n-n-s-1-p	
				Musculus discors	eb-s-SF-n-n-s-2-p	
Nuculoidea			Nuculidae	Nucula sulcata	i-sm-DF-h-bd-s-3-p	
Ostreoida			Pectinidae	Pecten jacobaeus	ef-m-SF-n-n-s-4-p	
Solemyoidea			Solemyoidea	Solemya togata	si-m-DF-h-bd-s-3-p	
			Cardiidae	Cerastoderma edule	i-sm-SF-h-bd-s-4-p	
				Plagiocardium minimum	i-sm-SF-h-bd-s-2-p	
				Plagiocardium papillosum	i-sm-SF-h-bd-s-3-p	
			Lucinidae	Anodontia fragilis	i-sm-DF-h-bd-s-4-p	
				Ctena decussata	i-sm-DF-h-bd-s-3-p	
				Loripes lacteus	i-sm-DF-h-bd-s-4-p	
				Lucinella divaricata	i-sm-SF-h-bd-s-3-p	
	Montacutidae	Kurtiella bidentata	i-sm-SF-h-bd-s-2-p			
Semelidae	Abra alba	i-sm-DF-h-bd-s-3-p				

Annex I

			<i>Abra nitida</i>	i-sm-DF-h-bd-s-2-p	
			<i>Abra prismatica</i>	i-sm-DF-h-bd-s-1-p	
			<i>Abra sp.</i>	i-sm-DF-h-bd-s-1-p	
		Tellinidae	<i>Tellina donacina</i>	i-sm-DF-h-bd-s-2-p	
			<i>Tellina incarnata</i>	i-sm-DF-h-bd-s-3-p	
			<i>Tellina pulchella</i>	i-sm-DF-h-bd-s-2-p	
			<i>Tellina rostrata</i>	i-sm-DF-h-bd-s-2-p	
		Thyasiridae	<i>Thyasira flexuosa</i>	i-sm-DF/SF-h-bd-s-1-p	
		Turtoniidae	<i>Turtonia minuta</i>	i-sm-SF-h-bd-s-2-p	
		Veneridae	<i>Chamelea gallina</i>	i-sm-SF-h-bd-s-5-p	
			<i>Gouldia minima</i>	i-sm-SF-h-bd-s-3-p	
			<i>Venerupis aurea</i>	i-sm-SF-h-bd-s-2-p	
			<i>Venerupis decussata</i>	i-sm-SF-h-bd-s-3-p	
			<i>Venus casina</i>	i-sm-SF-h-bd-s-2-p	
			<i>Venus ovata</i>	i-sm-SF-h-bd-s-1-p	
		Veneroida	<i>Veneroida sp.</i>	i-sm-SF-h-bd-s-3-p	
Cephalopoda	Decapodiformes	Sepiidae	<i>Sepia sp.</i>	ef-m-P-n-n-e-3-t	
Gastropoda	Cephalaspidea	Cylichnidae	<i>Cylichna sp.</i>	ef-m-S/P-n-n-s-2-r	
		Mesogastropoda	Hydrobiidae	<i>Hydrobia sp.</i>	ef-m-DF-n-n-s-3-r
			Naticidae	<i>Natica hebraea</i>	ef-m-P-n-n-s-3-r
				<i>Naticarius hebraeus</i>	ef-m-P-n-n-s-4-r
		Cassididae	<i>Semicassis undulata</i>	i-m-P-h-bd-s-5-r	
		Truncatellidae	<i>Truncatella subcylindrica</i>	ef-m-DF-n-n-s-2-r	
		Turritellidae	<i>Turritella communis</i>	i-m-DF-h-bd-s-3-r	
	Neogastropoda	Fasciolaridae	<i>Fusinus rostratus</i>	ef-m-S/P-n-n-s-5-r	
		Nassaridae	<i>Hinia costulata</i>	ef-m-S/P-n-n-s-2-r	
			<i>Hinia varicosa</i>	ef-m-S/P-n-n-s-2-r	

			Neogastropoda	Neogastropoda sp.1	i-m-S/P-h-bd-s-1-r		
				Neogastropoda sp.2	i-m-S/P-h-bd-s-1-r		
				Neogastropoda sp.3	i-m-S/P-h-bd-s-2-r		
					Muricidae	Trunculariopsis trunculus	ef-m-S/P-n-n-s-5-r
				Nudibranchia	Nudibranchia	Nudibranchia sp.	ef-m-S/P-n-n-v-2-r
				Sacoglossa	Volvatellidae	Ascobulla fragilis	ef-m-S/P-n-n-s-2-r
			Placophora	Neoloricata	Chitonidae	Chiton sp.	ef-sm-DF-n-n-s-3-r
Scaphopoda	Dentaliida	Dentaliidae	Dentalium inaequicostatum	ef-sm-DF-n-n-s-3-r			
Nemertina	Nemertina	Nemertina	Nemertina	Nemertina sp.	i-m-P-h-bd-v-3-p		
Phoronida	Phoronida	Phoronida	Phoronida	Phoronis muelleri	i-sm-SF-t-bd-v-1-t		
				Phoronis psammophila	i-sm-SF-t-bd-v-2-t		
Sipuncula	Phascolosomatidea	Aspidosiphonida	Aspidosiphonidae	Aspidosiphon muelleri	si-sm-DF-h-bd-v-2-p		
		Phascolosomatida	Phascolosomatidae	Phascolosoma sp.	si-sm-DF-h-bd-v-3-p		
	Sipunculidea	Golfingiida	Phascolionidae	Onchnesoma steenstrupi	si-sm-DF-h-bd-v-1-p		
				Phascolion (Phascolion) strombi	si-sm-DF-h-bd-v-1-p		
			Sipunculidae	Sipunculus nudus	si-sm-DF-h-bd-v-5-p		
			Golfingiidae	Thysanocardia catharinae	si-sm-DF-h-bd-v-3-p		
Thysanocardia procera	si-sm-DF-h-bd-v-1-p						

Παράρτημα II

Κατάλογος βιβλιογραφίας που χρησιμοποιήθηκε για τον σχηματισμό των λειτουργικών κωδικών των ειδών

- Antoniadou C, Chitiroglou C (2006) Trophic relationships of polychaetes associated with different algal growth forms. *Helgoland Marine Research* 60: 39-49
- Bonsdorff E, Pearson TH (1999) Variation in the sublittoral macrozoobenthos of the Baltic Sea along environmental gradients: a functional-group approach. *Australian Journal of Ecology* 24:312-326
- Caine EA (1977) Feeding Mechanisms and Possible Resource Partitioning of the Caprellidae (Crustacea: Amphipoda) from Puget Sound, USA. *Marine Biology* 42: 331-336
- Cutler EB (1994) *The Sipuncula. Their Systematics, Biology, and Evolution.* Cornell University Press, Ithaca.
- D'Andrea AF, Lopez GR (1997) Benthic macrofauna in a shallow water carbonate sediment: major bioturbators at the Dry Tortugas. *Geo-Marine Letters* 17: 276-282
- Dauvin JC (1998) The Fine Sand *Abra alba* Community of the Bay of Morlaix Twenty Years after the Amoco Cadiz Oil Spill. *Marine Pollution Bulletin* 36: 669-676
- Dauwe B, Herman PMJ, Heip CHR (1998) Community structure and bioturbation potential of macrofauna at four North Sea stations with contrasting food supply. *Marine Ecology progress Series* 173: 67-83
- Dekker R (1989) The macrozoobenthos of the subtidal western Wadden Sea. I. Biomass and species richness. *Netherlands Journal of Sea Research* 23: 57-68.
- Dunlop JA, Arango CP (2005) Pycnogonid affinities: a review. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 43: 8-21.
- Dworschak PC (1987) The biology of *Upogebia pusilla* (Petagne) (Decapoda, Thalassinidea) II. Environments and zonation. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli, Italy: Marine Ecology* 8: 337-358
- Eleftheriou A, Basford DJ (1989) The macrobenthic infauna of the offshore northern North Sea. *Journal of Marine Biological Association UK* 69: 123- 143
- Ellis JI, Schneider DC, Thrush SF (2000) Detecting anthropogenic disturbance in an environment with multiple gradients of physical disturbance, Manukau Harbour, New Zealand. *Hydrobiologia* 440: 379-391
- Enequist P (1949) Studies on the soft-bottom amphipods of the Skagerak. *Zool. Bidr. Upps.* 28: 297-492
- Fauchald K, Jumars PA (1979) The diet of worms: A study of polychaete feeding guilds. *Oceanography Marine Biology Annual Review* 17:193-284
- George JD, Hartmann-Schroeder G (1985) Polychaetes: British Amphinomida, Spintherida & Eunicida. In: Kermack DM, Barnes RSK (Eds), *Synopses of the British fauna (new Series) No*

32. The Linnean Society of London and The Estuarine and Brackish-Water Sciences Association.
- Giangrande A, Montresor M, Cavallo A, Licciano M (2002) Influence of *Naineris laevigata* (Polychaeta: Orbiniidae) on vertical grain size distribution, and dinoflagellate resting stages in the sediment. *Journal of Sea Research* 47: 97–108
- Gibbs PE (1977). British Sipunculans. In: Kermack DM, Barnes RSK (Eds), *Synopses of the British fauna (new Series) No 12*. The Linnean Society of London, Academic Press London & New York
- Giere O (2006) Ecology and biology of marine oligochaeta – an inventory rather than another review. *Hydrobiologia* 564:103–116
- Graham A (1988) Molluscs: prosobranch and Pyramidellid Gastropods. In: Kermack DM, Barnes RSK (Eds), *Synopses of the British fauna (new Series) No 12*. The Linnean Society of London, Academic Press London & New York
- Hartmann-Schroeder G (1996) Annelida, Borstenwuermer Polychaeta. In: Dahl F (Ed), *Die Tierwelt Deutschlands* 58. Gustav Fisher
- Holdich DM, Jones JA (1983) Tanaids. In: Kermack DM, Barnes RSK (Eds), *Synopses of the British fauna (new Series) No 27*. The Linnean Society of London, Academic Press London & New York
- Holmes SJ (1901) Observations on the Habits and Natural History of *Amphithoe longimana* Smith. *Biological Bulletin* 2: 165-193
- Holthe T (1986) Polychaeta terebellomorpha. In: Brattegard T, Snøli JA, Christiansen ME (Eds), *Marine Invertebrates of Scandinavia*, No7. Norwegian University Press
- Jackson A (2000) *Hydrobia ulvae*. Laverspireshell. MarineLifeInformation Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme (on-line). Plymouth: Marine Biological Association U.K. /<http://www.marlin.ac.uk/species/Hydulv.htm>
- Jones NS (1976) British Cumaceans. In: Kermack DM, Barnes RSK (Eds), *Synopses of the British fauna (new Series) No 7*. The Linnean Society of London, Academic Press London & New York
- Ibanez F, Dauvin JC (1988) Long-term changes (1977 to 1987) in a muddy fine sand *Abra alba* - *Melinna palmata* community from the Western English Channel: multivariate time-series analysis. *Marine Ecology Progress Series* 49: 65-81
- Lincoln RJ (1979) British marine amphipoda: Gammaridea. British Museum (Natural History), London
- Lohrer AM, Thrush SF, Hunt L, Hancock N, Lundquist C (2005) Rapid reworking of subtidal sediments by burrowing spatangoid urchins. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 321: 155–169
- Loo LO, Rosenberg R (1989) Bivalve Suspension-Feeding Dynamics and Benthic-Pelagic Coupling in an Eutrophicated Marine Bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 130: 253-276.
- Madsen SD, Forbes TL, Forbes VE (1997) Particle mixing by the polychaete *Capitella* species 1: coupling fate and effect of a particle-bound organic contaminant (fluoranthene) in a marine sediment. *Marine Ecology Progress Series* 147: 129-142

- Madsen SD, Forbes TL, Forbes VE (1997) Particle mixing by the polychaete *Capitella* species 1: coupling fate and effect of a particle-bound organic contaminant (fluoranthene) in a marine sediment. *Marine Ecology Progress Series* 147:129-142
- Maire O, Duchene JC, Rosenberg R, Braga de Mendonça J Jr, Grémare A (2006) Effects of food availability on sediment reworking in *Abra ovata* and *A. nitida*. *Mar Ecol Prog Ser* 319:135–153
- Mancinelli G, Fazi S, Rossi L (1998) Sediment structural properties mediating dominant feeding types patterns in softbottom macrobenthos of the Northern Adriatic Sea. *Hydrobiologia* 367: 211–222
- Nair KKC, Anger K (1979) Experimental studies on the life cycle of *Jassa falcata* (Crustacea, Amphipoda). *Helgolaender wiss. Meeresunters.* 32: 444-452
- Naylor E (1972) British Marine Isopods. In: Kermack DM, Barnes RSK (Eds), *Synopses of the British fauna (new Series) No 3*. The Linnean Society of London, Academic Press London & New York
- Norling K, Rosenberg R, Hulth S, Grémare A, Bonsdorff E (2007) Importance of functional biodiversity and species-specific traits of benthic fauna for ecosystem functions in marine sediments. *Marine Ecology Progress Series* 332:11-23
- Ockelmann KW, Muus K (1978) The biology, ecology and behaviour of the bivalve *Mysella bidentata* (Montagu). *Ophelia* 17: 1–93.
- Pancucci-Papadopoulou MA, Murin GVV, Zenetos A (1999) The phylum Sipuncula in the Mediterranean Sea. *Monographs on marine Sciences* 2. National Centre for Marine Research
- Riisgard HU, Kamermans P (2001) Switching between deposit and suspension feeding in coastal zoobenthos. In: Reise K (Ed), *Ecological Studies. Ecological Comparisons of Sedimentary Shores*, vol. 151. Springer-Verlag, Berlin: 73–100.
- Rouse GW, Pleijel F (2001) *Polychaetes*. Oxford University Press
- Shillaker RO, Moore PG (1987) The feeding habits of the amphipods *Lembos websteri* (Bate) and *Corophium bonnellii* (Milne Edwards). *Journal of Experimental marine Biology and Ecology* 110: 93-112
- Sirenko B (2006) New Outlook on the System of Chitons (Mollusca: Polyplacophora). *Venus* 65: 27-49
- Thrush SF, Hewitt JE, Gibbs M, Lundquist C, Norkko A (2006) Functional Role of Large Organisms in Intertidal Communities: Community Effects and Ecosystem Function. *Ecosystems* 9: 1029–1040
- Thrush SF, Hewitt JE, Norkko A, Nicholls PE, Funnell GA, Ellis JI (2003) Habitat change in estuaries: predicting broad-scale responses of intertidal macrofauna to sediment mud content. *Marine Ecology Progress Series* 263: 101–112
- Voultsiadou E, Pyrounaki MM, Chitiroglou C (2007) The habitat engineering tunicate *Microcosmus sabatieri* Roule, 1885 and its associated peracarid epifauna. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 74: 197-204
- Waegle H, Willan RC (2000) Phylogeny of the Nudibranchia. *Zoological Journal of the Linnean Society* 130: 83-181

- Weslawski JM, Wlodarska-Kowalczyk M, Legezynska J (2003) Occurrence of soft bottom macrofauna along the depth gradient in High Arctic, 79° N. *Polish Polar Research* 24: 73–88
- Wildish DJ, Peer D (1983) Tidal current speed and production of benthic macrofauna in the lower Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic Sciences* 40: 309–321.
- Word JQ, Striplin PL, Tsukada D (1979) Effects of screen size and replication on the infaunal trophic index. In: Bascom W (ed) *Coastal Water Research Project Biennial Report for the years 1979-1980*. Southern California Coastal Water Research Project, Long Beach: 123-130
- Zimmerman R, Gibson R, Harrington J (1979) Herbivory and Detritivory Among Gammaridean Amphipods from a Florida Seagrass Community. *Marine Biology* 54: 41-47