



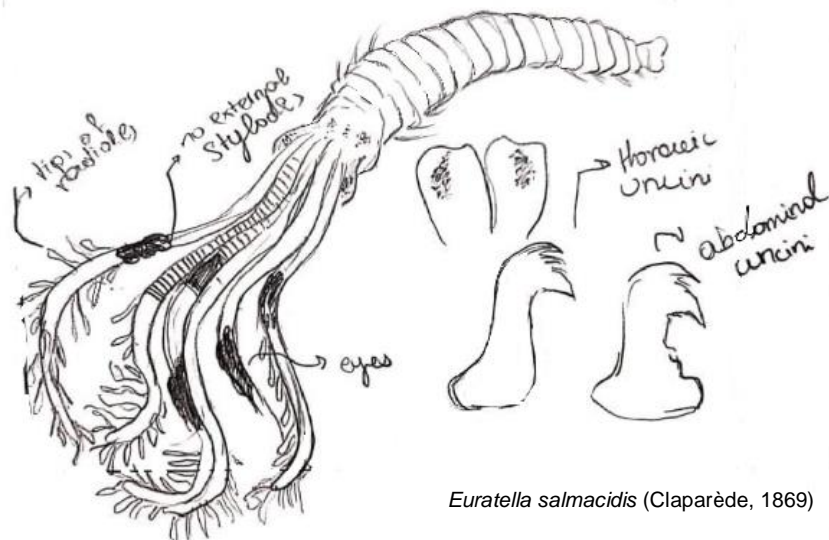
Πανεπιστήμιο Κρήτης, Τμήμα Βιολογίας, Διδρυματικό Πρόγραμμα

Μεταπτυχιακών Σπουδών στην Περιβαλλοντική Βιολογία

ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

ΒΕΝΘΙΚΗ ΠΑΝΙΔΑ ΤΩΝ ΑΛΙΕΥΤΙΚΩΝ ΠΕΔΙΩΝ ΤΟΥ ΙΟΝΙΟΥ

Μαρία Λάμπα



Ηράκλειο 2022

Επιβλέπων Καθηγητής: Ι. Καρακάσης

Τριμελής Επιτροπή: Ι. Καρακάσης, Α. Μαχιάς, Χ. Αρβανιτίδης

Ευχαριστίες

Η παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή πραγματοποιήθηκε στο Εργαστήριο της Θαλάσσιας Οικολογίας του τμήματος Βιολογίας του Πανεπιστημίου Κρήτης στο πλαίσιο του Διϊδρυματικού Προγράμματος Μεταπτυχιακών Σπουδών στην Περιβαλλοντική Βιολογία.

Θα ήθελα πρώτα από όλα να ευχαριστήσω θερμά τον επιβλέποντα καθηγητή μου και υπεύθυνο του εργαστηρίου της Θαλάσσιας Οικολογίας, κ. Ιωάννη Καρακάση για την εμπιστοσύνη που μου έδειξε, την καθοδήγηση και την στήριξη καθ' όλη τη διάρκεια της υλοποίησης της εργασίας.

Κατόπιν, ένα τεράστιο ευχαριστώ σε όλα τα μέλη του εργαστηρίου για την βοήθεια και την αμέριστη συμπαράσταση και ενθάρρυνσή τους, δίνοντάς μου θέληση και δύναμη, καθώς και για την φροντίδα που έδειξαν να ενταχθώ ενεργά ως μέλος του εργαστηρίου. Από αυτούς ευχαριστώ ιδιαίτερα την, πλέον, καθηγήτρια Ναυσικά Παπαγεωργίου για την καθοδήγηση, στήριξη, την πολύτιμη εμπειρία, συμβουλές και γνώσεις που μου προσέφερε, κάνοντας εφικτή αλλά και ευχάριστη την όλη διαδικασία της εκμάθησης. Ευχαριστώ θερμά, επίσης, τον Παναγιώτη Δημητρίου και την Δήμητρα Χατζηβασιλείου για την βοήθειά τους, την υπομονή τους και την εμπύχωση που μου προσέφεραν. Ακόμη, είμαι πάντοτε ευγνώμων στην Ειρήνη Τσικοπούλου που καθοδήγησε τα πρώτα μου βήματα εισάγοντάς με στον πολύ όμορφο κόσμο της ταξινόμησης της μακροπανίδας, δίνοντάς μου γερές βάσεις για την μετέπειτα πορεία μου.

Ένα μεγάλο ευχαριστώ επίσης στην οικογένειά μου που με αγαπά και με στηρίζει σε όλες μου τις επιλογές και την πολυαγαπημένη μου θεία που με στήριξε και μερίμνησε για μένα καθ' όλη τη διάρκεια των σπουδών μου.

Περιεχόμενα

Εισαγωγή	4
Υλικά και Μέθοδοι	11
Περιοχή δειγματοληψίας	11
Εργαστηριακή ανάλυση	13
Βενθικοί δείκτες ποικιλότητας	13
Επεξεργασία των δεδομένων	16
Αποτελέσματα	18
Συγκρίσεις μεταξύ των σταθμών του ECODISC στο Ιόνιο	18
Συγκρίσεις μεταξύ των σταθμών των διαφόρων θαλασσών	25
Συζήτηση	33
Βιβλιογραφικές Αναφορές	35
Παράρτημα 1	39
Παράρτημα 2	42

Εισαγωγή

Το θαλάσσιο περιβάλλον αναμένεται να αποτελέσει σημαντική πηγή για την διατροφή του αυξανόμενου ανθρώπινου πληθυσμού (Duarte et al., 2009). Ωστόσο, οι πολλαπλές χρήσεις και πηγές πίεσης που ασκούνται από τον άνθρωπο στο θαλάσσιο οικοσύστημα και επηρεάζουν την ποιότητα και τη λειτουργία του, επιβάλλουν την περιβαλλοντική παρακολούθηση (monitoring) της κατάστασης και την διαχείριση και προστασία του.

Σημαντικό μέρος του θαλάσσιου περιβάλλοντος αποτελεί και το βένθος, δηλαδή οργανισμοί, οι οποίοι ζουν στον πυθμένα του ωκεανού είτε πάνω στο υπόστρωμα (επιπανίδα και επιχλωρίδα), είτε μέσα σε αυτό, θαμμένοι ή σε λαγούμια. Οι βενθικοί οργανισμοί μπορεί να είναι προσκολλημένοι σε μια σταθερή επιφάνεια, όπως βράχοι και ανθρωπογενείς κατασκευές ή κινητοί, κινούμενοι ελεύθερα πάνω ή στον βυθό του ιζήματος. Το βένθος εντοπίζεται σε όλα τα ενδιαιτήματα, από την παλιρροιακή ζώνη έως και την αβυσσαία πεδιάδα. (Kress, 2019).

Οι βενθικοί οργανισμοί και κυρίως η βενθική μακροπανίδα, η οποία περιλαμβάνει ζώα τα οποία συγκρατούνται από 0.5mm- 1mm κόσκινο, χρησιμοποιούνται ευρέως για να εκτιμήσουν διάφορους τύπους ρύπανσης. Αυτό γίνεται διότι η μακροπανίδα έχει διαφορετικά χαρακτηριστικά που την καθιστούν ιδανική για μελέτη. Πρώτον, η μακροπανίδα δείχνει σημαντικά υψηλή βιοποικιλότητα στο επίπεδο του είδους. Δεύτερον, παρόλο που τα είδη της μακροπανίδας έχουν κύκλους ζωής με διαφορετική διάρκεια ζωής, αυτοί είναι σχετικά μικροί συγκριτικά με άλλες κοινότητες όπως τα φύκη και τα σπονδυλωτά, γεγονός το οποίο δίνει στην κοινότητα μια ικανότητα γρήγορης απόκρισης σε περιβαλλοντικές μεταβολές. Τρίτον, τα διαφορετικά είδη της μακροπανίδας παρά την ικανότητα διασποράς των προνυμφών τους, έχουν μειωμένη κινητικότητα συγκριτικά με άλλες ομάδες ειδών (όπως ψάρια) και, τέλος, έχουν διαφορετικά επίπεδα οικολογικής λειτουργίας και ανοχής σε διατάραξη (Sanz- Lázaro & Marín, 2011).

Ιδιαίτερα το διαφορετικό εύρος ανοχής της μακροπανίδας στην περιβαλλοντική διατάραξη χρησιμοποιείται σε πολλούς βενθικούς δείκτες για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης (Ecological Status, ES) στο πλαίσιο της ευρωπαϊκής οδηγίας 2000/60 (Water Framework Directive – WFD). Η οδηγία αυτή δίνει έμφαση στην

οικολογική κατάσταση των παράκτιων και εκβολικών νερών, ενώ είχε στόχο την μέχρι το 2015 επίτευξη της καλής οικολογικής κατάστασης «good ecological status» για όλα τα νερά και την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης σε όλα τα κράτη μέλη.

Επειδή τα θαλάσσια βενθικά συστήματα είναι ιδιαίτερα πολύπλοκα, οι οικολογικές παράμετροι και οι δείκτες που μας ενδιαφέρουν και πρέπει να μετρηθούν επιλέγονται προσεκτικά έτσι ώστε να αποφευχθούν οι ζημιές στο βενθικό περιβάλλον και να περιοριστεί ο αριθμός τους, αφού είναι δύσκολο να διερευνηθούν όλες οι παράμετροι. Έτσι, συνήθως επιλέγονται ένας ή περισσότεροι δείκτες για να αντιπροσωπεύσουν τις πιο σημαντικές λειτουργικές και δομικές πλευρές- κλειδιά του οικοσυστήματος που είναι απαραίτητες στην κατανόηση του εκάστοτε προβλήματος (Noble-James et al. 2018). Συνεπώς, για να χρησιμοποιηθεί ένας δείκτης ως ακριβής μετρητής της κατάστασης θα πρέπει αρχικά να υπάρχει μια σχετική σύνδεση ανάμεσα στην απουσία/παρουσία του δείκτη και την κατάσταση της οικολογικής λειτουργίας που βρίσκεται υπό διερεύνηση. Κατά δεύτερον, ένας καλός δείκτης θα πρέπει να είναι μετρήσιμος και, κατά προτίμηση, εύκολο να υπολογιστεί. Τέλος, οι τιμές του δείκτη θα πρέπει να παρέχουν πληροφορία που είναι σημαντική για τη λήψη μιας απόφασης, αναφορικά με το αντικείμενο που εξετάζεται (Hyland et al., 2005).

Στο παρελθόν ήταν περισσότερο ευρέως διαδεδομένη η χρήση μονομεταβλητών μεθόδων στατιστικής ανάλυσης για την διερεύνηση της ποικιλότητας, όπως είναι για παράδειγμα οι δείκτες Shannon-Wiener (H') και Simpson (D'). Σε πιο πρόσφατες μελέτες γίνεται χρήση πιο σύνθετων βιοτικών και πολυμετρικών δεικτών και πολυμεταβλητών αναλύσεων για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης. Με βάση το εμπειρικό μοντέλο των Pearson και Rosenberg (1978), πολλοί από αυτούς τους δείκτες χρησιμοποιούν είδη-δείκτες ή οικολογικές ομάδες ειδών με βάση την ευαισθησία τους στο στρες, καθώς η ικανότητα των ειδών να ανταποκρίνονται στο στρες αποτελεί καθοριστικό παράγοντα για την παρακολούθηση του βένθους (Kröncke and Reiss, 2010). Γενικότερα, η ομάδα των πολυχαίτων έχει συσχετιστεί θετικά με τον οργανικό εμπλουτισμό, καθώς σε περιπτώσεις έντονης διατάραξης αυξάνεται σημαντικά η αφθονία των ευκαιριακών (r-επιλογής) ειδών (Pearson & Rosenberg, 1978), δηλαδή είδη με μικρούς κύκλους ζωής, συνήθως μικρό σωματικό μέγεθος και μεγάλη αφθονία, που εμφανίζουν μεγάλες διακυμάνσεις στον πληθυσμό στη διάρκεια του χρόνου (σε αντίθεση με τα είδη k- επιλογής που έχουν μικρότερες πληθυσμιακές διακυμάνσεις και σε συνθήκες ρύπανσης σταδιακά εκλείπουν τοπικά). Από την άλλη

τα αμφίποδα, για παράδειγμα, σε περίπτωση έντονης ρύπανσης παρουσιάζουν μεγάλα ποσοστά θνησιμότητας οπότε θεωρούνται πιο ευαίσθητα (Dauvin & Ruellet, 2007).

Εκτός από την γρήγορη απόκριση στο στρες και το διαφορετικό εύρος ανοχής, η αλλαγή των βενθικών κοινοτήτων χρησιμοποιείται ευρέως σε έρευνες για την παρακολούθηση (monitoring) αλλαγών που συμβαίνουν εξαιτίας ανθρωπογενών δραστηριοτήτων. Η αφθονία και η βιομάζα της βενθικής κοινότητας επηρεάζεται από πολλούς παράγοντες οι οποίοι είναι συνήθως άμεσα εξαρτώμενοι από την τοποθεσία όπως, παραδείγματος χάριν, το βάθος της στήλης του νερού, η ταχύτητα των ρευμάτων η σταθερότητα του ιζήματος, η ταχύτητα καθίζησης, η συγκέντρωση οξυγόνου, η περιεκτικότητα σε λάσπη καθώς και η συσσώρευση οργανικού υλικού. Οι ίδιοι οι βενθικοί οργανισμοί με τρόπο άμεσο ή έμμεσο και, συνήθως, σχετιζόμενο με τις βιολογικές ιδιότητές τους συμβάλλουν στην σύνθεση της βενθικής κοινότητας, καθώς οι αλλαγές που σχετίζονται με βιοτικούς παράγοντες όπως ο ανταγωνισμός και η θήρευση επιδρούν σε μεγάλο βαθμό σε αυτή (Dauwe et al., 1998).

Επιπλέον, οι μακροπανιδικές κοινότητες επηρεάζουν τις βιογεωχημικές διεργασίες. Τα βενθικά ασπόνδυλα που τρέφονται με οργανικά θρύμματα που υπάρχουν μέσα στο ίζημα αποτελούν κυρίως ενδοβενθικούς, ιζηματοφάγους οργανισμούς. Ορισμένοι ιζηματοφάγοι οργανισμοί (συνήθως πολύχαιτοι ή καρκινοειδή), μαζί με άλλα μέλη της ενδοπανίδας και ορισμένα ζώα που διεισδύουν στο ίζημα είναι γνωστοί ως βιοαναδευτές, επειδή ανακινούν το ίζημα καθώς τρυπώνουν, θάβονται ή τρέφονται ειδικά σε ιζήματα μαλακού υποστρώματος μέσω της βιοανάδευσης. (Rhoads, 1974) Βιοανάδευση καλείται η διαδικασία της τροποποίησης των ιζημάτων μέσα από την τυχαία αναδιάταξη μορίων λόγω της διαβίωσης και των διαφόρων δραστηριοτήτων των βενθικών ασπόνδυλων όπως είναι παραδείγματος χάριν η σίτιση, το σκάψιμο, η κατασκευή και διατήρηση σωλήνων. Η βιοανάδευση συγκεκριμένα είναι σημαντική ως διεργασία διότι επηρεάζει την οξυγόνωση του ιζήματος, το pH, το οξειδοαναγωγικό δυναμικό και άλλες μεταβλητές και, κατ' επέκταση, μειώνει τις αρνητικές επιδράσεις του οργανικού εμπλουτισμού στα θαλάσσια ιζήματα (Queiros et al., 2013). Επομένως, είναι μια σημαντική πληροφορία που λαμβάνεται από την παρακολούθηση του βένθους.

Όπως αναφέρθηκε και προηγουμένως, για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης και της βιοποικιλότητας χρησιμοποιούνται διάφοροι βενθικοί δείκτες. Εξαιτίας της

πολυπλοκότητας του θαλάσσιου οικοσυστήματος και της διαφοράς στις τιμές αναφοράς των διαφόρων δεικτών εκτίμησης, διαφορετικοί δείκτες μπορεί να δίνουν διαφορετικά αποτελέσματα για την ίδια περιοχή. Έτσι για παράδειγμα, ο δείκτης βενθικής ποικιλότητας Shannon–Wiener (H'), ο οποίος λαμβάνει υπόψη μόνο τον αριθμό των ειδών (δηλαδή τον πλούτο και τη σχετική αφθονία των ατόμων που υπάρχουν για κάθε είδος) και η καμπύλη σύγκρισης Αφθονίας-Βιομάζας ή ABC curve (Warwick, 1986) βασίζονται στις σχέσεις αφθονίας βιομάζας και δεν συμπεριλαμβάνουν τα χαρακτηριστικά των τάξεων (Lu et al., 2021). Αντίθετα, δείκτες όπως ο βιοτικός δείκτης καθορισμού της οικολογικής κατάστασης BENTIX (Simboura and Zenetos, 2002), εκτός από δεδομένα αφθονίας χρειάζονται και την κατάταξη των ειδών ανάλογα με την ευαισθησία τους στην οργανική ρύπανση. Επιπλέον κάποια, ενδημικά κυρίως, είδη δεν συμπεριλαμβάνονται στις λίστες ταξινόμησης των διαφόρων δεικτών και, επομένως, ενίοτε κρίνεται απαραίτητο στην περίπτωση αυτή να βρεθεί το αντίστοιχο γένος για την ταξινόμηση σε ομάδα ανθεκτικότητας ή ευαισθησίας, γεγονός που όμως ενέχει κάποια υποκειμενικότητα (Lu et al., 2021).

Εκτός από τη βιομάζα, την αφθονία, το μέγεθος των οργανισμών, πολύ σημαντική είναι και η λειτουργική ταυτότητα των μακροπανιδικών ειδών για την εκτίμηση βενθικών δεικτών. Κατηγοριοποιώντας τα σε λειτουργικές ομάδες βάσει του αντίστοιχου ρόλου τους στο οικοσύστημα (χρησιμοποιώντας π.χ. μορφολογικά, φυσιολογικά, συμπεριφορικά και αναπαραγωγικά χαρακτηριστικά), η λειτουργική ταυτότητα μπορεί να συμβάλει στην καλύτερη κατανόηση της δομής των βενθικών κοινοτήτων, καθώς και στη σχέση μεταξύ δομικής λειτουργίας, χωρικής κατανομής και περιβαλλοντικών χαρακτηριστικών. Η χρήση δεικτών, όπως είναι και ο δείκτης βιοανάδευσης (Bioturbation Potential Index, BPI), εκτός από ποσοτικούς υπολογισμούς αφθονίας και βιομάζας των ειδών χρησιμοποιεί ποιοτικές εκτιμήσεις για την κινητικότητα και την λειτουργική ανακατανομή του ιζήματος (Renz et al., 2018). Ο υπολογισμός της λειτουργικής ποικιλότητας επιτρέπει την εκτίμηση της συμβολής ιδιαίτερων ειδών στην οικοσυστημική λειτουργία και την πρόβλεψη απώλειας ειδών. Είδη με παραπλήσια βιολογικά χαρακτηριστικά είναι λειτουργικά πλεονάζοντα (redundant) και οδηγούν σε μια κοινότητα όπου η απώλεια ενός είδους μπορεί να προκαλέσει μικρή μόνο επίδραση στην οικοσυστημική λειτουργία. Αντίθετα, είδη με λιγότερη ομοιότητα στα χαρακτηριστικά τους παραπέμπουν σε υψηλή λειτουργική ποικιλότητα και η απώλεια ενός είδους μπορεί να έχει σοβαρότερες επιδράσεις στην λειτουργία του

οικοσυστήματος. (Tsikoroulou et al., 2021)

Από όλες τις περιοχές του ελληνικού θαλασσιού χώρου, το Ιόνιο αν και είναι εξαιρετικά σημαντικό για την βιοποικιλότητα και την οικολογία της Μεσογείου (Issaris et al., 2012) δεν έχει μελετηθεί ενδελεχώς, καθώς η βιοκοινωνική του κατάσταση είναι σε μεγάλο βαθμό ακόμα περιορισμένη, ενώ αν και έχουν δημοσιευτεί αρκετές μελέτες για τις μακροπανιδικές του κοινότητες, δεν είναι τόσο εκτεταμένες σε πολλές περιοχές και νησιά (Zenetos et al., 1996). Μέρος της θαλάσσιας περιοχής αυτής αποτελούν και ενδαιτήματα με υψηλή αξία διατήρησης όπως λιβάδια με *Posidonia oceanica*, κοραλλιογενείς σχηματισμούς και κοράλλια βαθέων υδάτων και υποθαλάσσιες δομές που σχηματίζονται από διαρροές αερίων. Το Ιόνιο αποτελεί και χώρος διαβίωσης και αναπαραγωγής πληθώρας προστατευόμενων ειδών όπως η χελώνα *Caretta caretta*, η μεσογειακή φώκια *Monachus monachus*, κητώδη όπως τα δελφίνια *Stenella coeruleoalba*, *Tursiops truncatus*, *Delphinus delphis* και οι φάλαινες *Physeter macrocephalus* και *Ziphius cavirostris*, το χρυσό κοράλι *Savalia savaglia*, οι ιππόκαμποι *Hippocampus hippocampus*, *Hippocampus guttulatus*, το δίθυρο *Pinna nobilis*, ο Μεσογειακός θαλασσοκόρακας *Phalacrocorax aristotelis desmarestii*, καθώς και ο Αρτέμης *Calonectris diomedea*. Επιπλέον, πολλές ανθρωπογενείς δραστηριότητες διεξάγονται στα ύδατα του Ιονίου σε μεγάλη κλίμακα όπως αλιεία, υδατοκαλλιέργειες, τουρισμός και βιομηχανία (Issaris et al., 2012)

Ειδικότερα, ένα από τα αποτελέσματα της αλιείας ως ανθρωπογενούς παράγοντα που επιδρά στο θαλάσσιο οικοσύστημα, είναι τα απορριπτόμενα αλιεύματα (discards), τα οποία αφορούν «στο τμήμα του αλιεύματος που ανακτάται στο κατάστρωμα του αλιευτικού σκάφους και στη συνέχεια επιστρέφεται στη θάλασσα» (Alverson et al., 1994). Όση βιομάζα από τα απορριπτόμενα αλιεύματα δεν καταναλώνεται από τα θαλασσοπούλια καταλήγει στο βυθό της θάλασσας και καταναλώνεται μερικώς από πτωματοφάγους οργανισμούς. Τα απορριπτόμενα αλιεύματα θεωρούνται συνήθως ως σπατάλη τροφής, έχοντας σοβαρές κοινωνικοοικονομικές επιδράσεις και αρνητικές επιπτώσεις στους βιολογικούς πόρους και το οικοσύστημα. Αυτές συμπεριλαμβάνουν, εκτός των άλλων, την τροποποίηση των τροφικών σχέσεων που μπορεί να επηρεάσουν την οικοσυστημική δομή και λειτουργία. Ωστόσο οι θετικές τους επιδράσεις ως πηγή τροφής για τα είδη, ως συνεισφορά στην παραγωγικότητα του οικοσυστήματος και ακόμα και ως συμβολή στη βενθοπελαγική σύνδεση (μεταφορά βιομάζας από τα ανώτερα στρώματα στο βένθος) συχνά παραβλέπονται. Τα απορριπτόμενα αλιεύματα

επιτρέπουν παράκαμψη στις τροφικές αλληλεπιδράσεις και εμπλουτίζουν τη δευτερογενή παραγωγικότητα. Ειδικά σε oligοτροφικές περιοχές όπως η Μεσόγειος, ενδεχομένως η παροχή απορριπτόμενων να έχει θετικές επιπτώσεις σε ορισμένους πληθυσμούς ψαριών και αλιευτικά πεδία (Tsagarakis et al., 2014). Μάλιστα, στη δυτική Μεσόγειο από μελέτη των Bozzano και Sardà (2002), πειράματα με δολώματα απορριπτόμενων έδειξαν ταχύτερη κατανάλωση από μεγάλη ποικιλία ειδών από διαφορετικές ταξινομικές ομάδες (ισόποδα, αμφίποδα, δεκάποδα, ψάρια), καθώς και ότι η συνεχής παροχή απορριπτόμενων αλιευμάτων μπορεί να επηρεάσει τη βενθική κοινότητα υπέρ των πτωματοφάγων, ειδικά υπό το καθεστώς της αφαίρεσης των ανταγωνιστών και των θηρευτών μέσω του ψαρέματος. Έτσι επιταχύνεται και η μεταφορά της οργανικής ύλης στην τροφική αλυσίδα. Θετικά αποτελέσματα των απορρίψεων ανιχνεύτηκαν επίσης από πολλές μελέτες και για τα θαλασσοπούλια, τις χελώνες και άλλες ομάδες. Όλα τα παραπάνω καθιστούν αρκετά σημαντική την διερεύνηση των αποδεκτών επιπέδων απορριπτόμενων αλιευμάτων και κατά πόσο αυτά μπορούν να εφαρμοστούν στην oligοτροφική Μεσόγειο. Σημαντικό είναι επίσης να αναφερθεί πως τα απορριπτόμενα αλιεύματα της Μεσογείου είναι σχετικά μικρό ποσοστό των ήδη υπομεγεθών αλιευμάτων σε αντίθεση με ωκεανούς όπως ο Ατλαντικός, όπου το ποσοστό των απορριπτόμενων είναι πάρα πολύ μεγάλο. (Tsagarakis et al., 2014)

Όσον αφορά στην περιβαλλοντική σημασία της θάλασσας του Ιονίου ως μέρος της oligοτροφικής Μεσογείου, οι συγκεντρώσεις των θρεπτικών συστατικών είναι σχετικά χαμηλές. Συγκριτικά, στην ανοιχτή θάλασσα του βορείου Αιγαίου, τα θρεπτικά συστατικά επηρεάζονται από τα νερά της Μαύρης θάλασσας που εμπλουτίζουν το επιφανειακό στρώμα της στήλης του νερού, κυρίως με οργανικό άζωτο και φώσφορο και λιγότερο με ανόργανα συστατικά, ενώ στο νότιο Αιγαίο, οι συγκεντρώσεις των θρεπτικών συστατικών είναι και αυτές όπως στο Ιόνιο χαμηλές. Συνεπώς είναι πιθανό η είσοδος θρεπτικών πηγών να επηρεάζει σε μεγάλο βαθμό τη δομή και τη λειτουργία του τροφικού πλέγματος. Συλλογή δεδομένων από όλες τις περιοχές της Ελλάδας στο πλαίσιο της οδηγίας Maritime Spatial Planning Directive (MSPD) 2014/89/EU έδειξε ότι στη θάλασσα του Ιονίου, το μεγαλύτερο ποσοστό της περιοχής επιτυγχάνει GES (Good Environmental Status), με μόνο τον κόλπο του Ναυαρίνου και τον Αμβρακικό να μην επιτυγχάνουν GES, λόγω της χαμηλής ανανέωσης νερών που δημιουργούν συνθήκες υποξίας και ανοξίας (Paramana et al., 2021).

Όσον αφορά στη βιοποικιλότητα της Μεσογείου, μεταξύ των περιοχών Ατλαντικού και Μεσογείου, η πανίδα (ψαριών και λοιπών σπονδυλωτών) φαίνεται να παρουσιάζει μεγαλύτερη ποικιλότητα από αυτή του Ατλαντικού, με μεγάλα ποσοστά ενδημισμού, ενώ διαπιστώνεται περιβαλλοντική διαβάθμιση από τη βορειοδυτική προς τη νοτιοανατολική Μεσόγειο και η κατανομή της θαλάσσιας ποικιλότητας στη Μεσόγειο παρουσιάζει μεγάλη ετερογένεια (Coll et al., 2010). Μελέτη για μικρότερα, μειοπανιδικά τάξα (Danovaro et al., 2009) επίσης έδειξε ότι εντός της περιοχής της Μεσογείου, η βενθική βιοποικιλότητα (ως αριθμός μειοπανιδικών τάξων) παρουσιάζει διαβάθμιση στο γεωγραφικό μήκος, κατά μήκος των ανοιχτών υφαλοπρανών με τις τιμές της να μειώνονται προς τα ανατολικά από την Καταλανία προς τη νότια Κρήτη. Λόγω της υπάρχουσας δυτικοανατολικής διαβάθμισης στην παραγωγικότητα, η παρατηρούμενη διαβάθμιση βιοποικιλότητας μπορεί να επηρεάζεται από αλλαγές στη διαθεσιμότητα της τροφής. Ο συνδυασμός της υψηλότερης βιοποικιλότητας της ολιγοτροφικής Μεσογείου και της μικρότερης ποσότητας των απορριπτόμενων αλιευμάτων συγκριτικά με τον Ατλαντικό πιθανότατα να ενέχουν και διαφορετικές συνέπειες για τα τροφικά πλέγματα και τη ροή ενέργειας και οργανικού υλικού στα οικοσυστήματα της Μεσογείου από αυτά του Ατλαντικού.

Στόχοι της εργασίας στο πλαίσιο όλων των παραπάνω είναι οι εξής:

- α) Η χαρτογράφηση των βενθικών κοινοτήτων στην ευρύτερη περιοχή του Ιονίου.
- β) Η εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των βενθικών ενδιαιτημάτων στις περιοχές του Ιονίου όπου ασκείται έντονη αλιευτική πίεση, χρησιμοποιώντας διαφορετικούς δείκτες βιοποικιλότητας, καθώς και δείκτες οικολογικής (Ecological Status, ES) και λειτουργικής κατάστασης. Με τη χρήση αυτών των δεικτών καθίσταται δυνατή η εξέταση ομοιοτήτων και διαφορών μεταξύ τοποθεσιών και κοινοτήτων, ενώ ταυτόχρονα διερευνάται η πολυπλοκότητα των παραγόντων που επιδρούν στις βενθικές κοινότητες.
- γ) Η σύγκριση των ειδών στις βενθικές κοινότητες του Ιονίου με τις αντίστοιχες του Αιγαίου και της Αδριατικής για την εύρεση ομοιοτήτων στη βιοποικιλότητα και την εξέταση της περιβαλλοντικής διαβάθμισής της από τα δυτικά στα ανατολικά.

Υλικά και Μέθοδοι

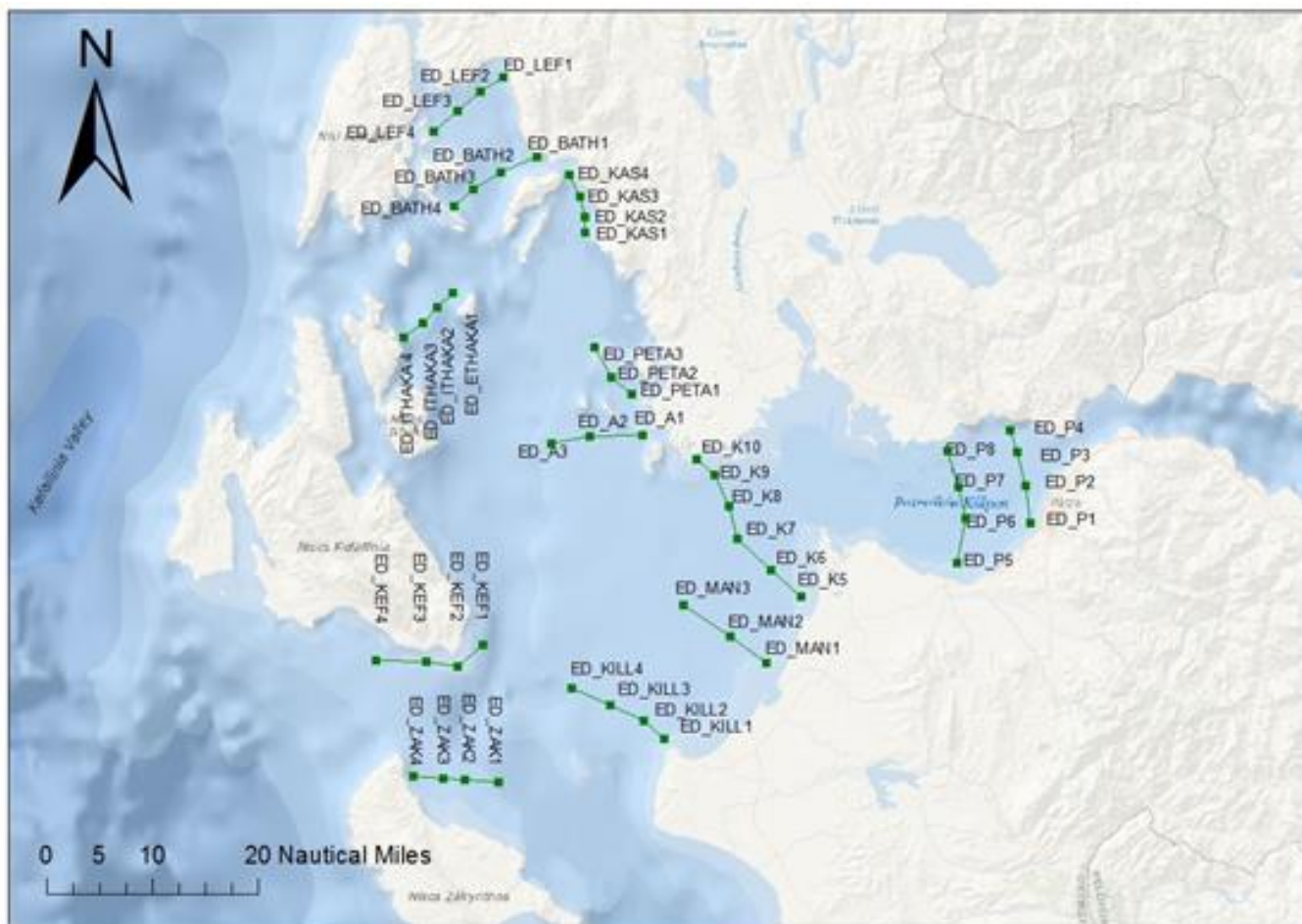
Περιοχή δειγματοληψίας

Τα δείγματα συλλέχθηκαν στο πλαίσιο του προγράμματος ECODISC στη θάλασσα του Ιονίου τον Οκτώβριο του 2014. Η δειγματοληψία πραγματοποιήθηκε με το ερευνητικό σκάφος «Φιλία» του Ελληνικού Κέντρου Θαλασσίων Ερευνών (ΕΛ.ΚΕ.ΘΕ) σε 13 διατομές, με σκοπό την μεγαλύτερη δυνατή κάλυψη της υπό μελέτη περιοχής του Ιονίου, καθώς και από το εσωτερικό και εξωτερικό μέρος του Πατραϊκού κόλπου συνδυαστικά με την μελέτη των βιολογικών και γεωχημικών χαρακτηριστικών της θάλασσας αυτής. Ο σχεδιασμός της δειγματοληψίας έγινε με τέτοιο τρόπο ώστε να καλυφθούν όσο το δυνατόν σε μεγαλύτερο γεωγραφικό και βαθυμετρικό (0-320m) οι περιοχές του Ιονίου πελάγους και προκειμένου να ληφθεί όσο το δυνατόν μεγαλύτερο μέρος της πληροφορίας για τις βενθικές μακροπανιδικές κοινότητες.

Σε κάθε σταθμό συλλέχθηκαν δείγματα ιζήματος χρησιμοποιώντας έναν δειγματολήπτη-αρπάγη 0,1m² τύπου Smith-McIntyre, με σκοπό να χρησιμοποιηθούν για αναλύσεις σύνθεσης της μακροπανίδας και για τον υπολογισμό της βιομάζας στην υπό μελέτη περιοχή. Επιπλέον για τη μελέτη των φυσικοχημικών και γεωχημικών χαρακτηριστικών των περιοχών, σε κάθε σταθμό με την ανάσυρση του δειγματολήπτη στην επιφάνεια ελήφθησαν επί τόπου υπο-δείγματα με τη χρήση δύο πλαστικών κυλινδρικών πυρηνοδειγματοληπτών ιζήματος (sediment corers) διαμέτρου 4.5 εκατοστών προκειμένου να υπολογιστεί η κοκκομετρική σύσταση του ιζήματος, καθώς και η συγκέντρωση οργανικού υλικού.

Επιπλέον, σε κάθε σταθμό, εκτός από τη συλλογή δειγμάτων ιζήματος, λάμβαναν χώρα και επί τόπου μετρήσεις για ορισμένα από τα φυσικά και περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά. Έτσι, μετρήθηκε το βάθος (m), η διαύγεια του νερού με δίσκο του Secchi, η μέτρηση της θερμοκρασίας T (°C) με υδραργυρικό θερμόμετρο και το οξειδοαναγωγικό δυναμικό του ιζήματος (redox potential Eh σε mV) με τη βύθιση ενός ηλεκτροδίου (WTW Pt/redox) στο ίζημα (μέχρι 3cm) εντός του δειγματολήπτη αμέσως μετά την ανάσυρση στην επιφάνεια. Στην παρούσα εργασία παρουσιάζονται αποτελέσματα για 17 σταθμούς (Εικόνα 1), στους σταθμούς της Κεφαλονιάς και της Ιθάκης (ED_KEF1 έως ED_KEF6 και ED_ΙΘΑΚΑ1 έως ED_ΙΘΑΚΑ6), την πλειοψηφία των σταθμών της Λευκάδας (ED_LEF1 έως ED_LEF3), καθώς και δύο

σταθμούς από τον κόλπο του Πατραϊκού (ED_P5 και ED_P7). Οι σταθμοί δειγματοληψίας ED_KEF5 (Lat: 38°02.40, Long: 20°50.69), ED_KEF6 (Lat: 38°03.15, Long: 20°51.85), ED_ΙΘΑΚΑ5 (Lat: 38°28.57, Long: 20°41.92) και ED_ΙΘΑΚΑ6 (Lat: 38°30.06, Long: 20°43.74) δε συμπεριλαμβάνονται στον χάρτη.



Εικόνα 1. Περιοχή δειγματοληψίας και σταθμοί από το project ECODISC.

Για τις συγκρίσεις με σταθμούς από το Αιγαίο χρησιμοποιήθηκαν δεδομένα από σταθμούς στην Αδριατική και στην Ελλάδα (**Παράρτημα 1**).

Για την συλλογή μακροπανίδας, μετά την ανάσυρση του δειγματολήπτη Smith-McIntyre το ίζημα μεταφέρθηκε σε τραπέζι κοσκινίσματος, όπου έγινε διαδοχικό κοσκίνισμα των δειγμάτων σε κόσκινο με άνοιγμα 1mm και στη συνέχεια σε άνοιγμα 0.5mm. Το ίζημα που κατακρατείται στο τέλος των διαδοχικών κοσκινισμάτων συλλέγεται και αποθηκεύεται σε διάλυμα 4% φορμαλδεΰδης (από διάλυμα φορμόλης 10% με αναλογία φιλτραρισμένου νερού 1:9), ενώ στα δείγματα προστέθηκε χρωστική

Rose Bengal, η οποία βάφει μόνο τους ζωικούς και φυτικούς ιστούς διευκολύνοντας τη διαλογή τους (sorting).

Εργαστηριακή ανάλυση

Στο εργαστήριο πραγματοποιήθηκε η ταξινόμηση των ατόμων της μακροπανίδας από κάθε σταθμό σε επίπεδο είδους ή διαφορετικά στην κατώτερη δυνατή ταξινομική ομάδα, όπου η αναγνώριση σε επίπεδο είδους δεν ήταν εφικτή, χρησιμοποιώντας τις κατάλληλες κλειδες αναγνώρισης, στερεοσκόπιο και οπτικό μικροσκόπιο. Σε κάθε σταθμό, επίσης, καταμετρήθηκε ο αριθμός των ατόμων (N), καθώς και ο αριθμός των ειδών (S). Στη συνέχεια όλα τα άτομα ζυγίστηκαν σε ζυγαριά ακριβείας ανάλογα με τον αριθμό ατόμων ανά είδος και σε κάθε σταθμό, προκειμένου να καταγραφεί το βάρος τους. Αυτή η καταμέτρηση έγινε χωριστά για κάθε δείγμα, κάθε είδος και κάθε κόσκινο. Στο ζύγισμα μετρήθηκε το νωπό βάρος των ατόμων αφού τα άτομα αφέθηκαν για ορισμένο χρονικό διάστημα σε απορροφητικό χαρτί για να στεγνώσουν από την αλκοόλη, χωρίς όμως να προλάβουν και να ξηρανθούν. Για τα μεγαλύτερου μεγέθους άτομα αφαιρέθηκε με χαρτί μεγαλύτερη ποσότητα αλκοόλης με στόχο το ζύγισμα να παραμείνει όσο το δυνατόν περισσότερο ανεπηρέαστο.

Βενθικοί δείκτες ποικιλότητας

Για τους σταθμούς από το ECODISC project (ED_Kef1-ED_Kef6, ED_ITHAKA1-ED_ITHAKA6, ED_LEF1-ED_LEF3, ED_P5, ED_P7) υπολογίστηκε ο αριθμός των ειδών (S), ο δείκτης ποικιλότητας Shannon-Wiener (H'), ο δείκτης Simpson (D') ως μέτρο κυριαρχίας, ο αναμενόμενος αριθμός ειδών για 10 άτομα ES(10) του Hulbert, ο δείκτης Biomass Fractionation (BFI), ο δείκτης Abundance fractionation, το W-statistic από τις καμπύλες Αφθονίας-Βιομάζας καθώς και οι οικολογικοί δείκτες BQI, BQI_Family, BENTIX και ο δείκτης βιοανάδευσης ή Bioturbation Index (BPc). Για τις αναλύσεις χρησιμοποιήθηκε το πρόγραμμα PRIMER V.7. Η μεθοδολογία υπολογισμού του κάθε δείκτη αναλύεται παρακάτω.

Δείκτης ποικιλότητας Shannon- Wiener

Ο δείκτης ποικιλότητας Shannon- Wiener \log_2, H' (Shannon & Weaver, 1949) είναι ένας δείκτης μέτρησης της ποικιλότητας που συνδυάζει τον πλούτο των ειδών (species richness), δηλαδή των αριθμό των ειδών σε μια συγκεκριμένη περιοχή και τις σχετικές

τους αφθονίες. Υπολογίζεται από την εξίσωση: $H = -\sum p_i(\log_2 p_i)$ όπου το p_i είναι η σχετική αφθονία (συχνότητα εμφάνισης του είδους i), που συνεισφέρει το είδος στο σύνολο του δείγματος. Το σύμβολο άθροισης Σ υποδεικνύει ότι το γινόμενο $p_i(\log_2 p_i)$ υπολογίζεται για κάθε ένα από τα είδη του συνολικού αριθμού των ειδών στην κοινότητα (species richness) και στη συνέχεια τα γινόμενα αυτά αθροίζονται.

Δείκτης κυριαρχίας Simpson (D')

Ο δείκτης κυριαρχίας Simpson D' ή 1- λ (Simpson, 1949) είναι ένας δείκτης ποικιλότητας που λαμβάνει υπόψη των αριθμό των υπαρχόντων ειδών καθώς και τη σχετική αφθονία του κάθε είδους. Όσο αυξάνει ο πλούτος των ειδών και η ομοιομορφία αυξάνει και η αφθονία. Ο δείκτης υπολογίζεται από την παρακάτω εξίσωση:

$$D = 1 - \left(\frac{\sum n(n-1)}{N(N-1)} \right)$$

όπου n = ο συνολικός αριθμός των ατόμων ενός είδους και N = ο συνολικός αριθμός των ατόμων όλων των ειδών.

Expected number of Species (ES(n))

Ο αναμενόμενος αριθμός ειδών (Hurlbert, 1971) για n άτομα υπολογίζεται από τη συνάρτηση:

$$E(S) = \sum_{i=1}^S \left(1 - \frac{\binom{N-N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right)$$

Όπου S είναι ο συνολικός αριθμός των υπαρχόντων ειδών, N ο συνολικός αριθμός των ατόμων και N_i ο αριθμός των ατόμων στο i th είδος.

Δείκτης Βιοανάδευσης της κοινότητας (Bioturbation Potential Index, BPC)

Ο βιολογικός δείκτης βιοανάδευσης (Bioturbation index) δίνεται από την παρακάτω συνάρτηση:

$$BP_c = \sum_{i=1}^n \sqrt{B_i/A_i} \times A_i \times M_i \times R_i$$

Στη συνάρτηση αυτή το M_i προκύπτει από την ταξινόμηση της θαλάσσιας ασπόνδυλης πανίδας σε ομάδες βιοανάδευσης χρησιμοποιώντας 18 σύνολα δεδομένων που συγκεντρώθηκαν από βορειοδυτικά ευρωπαϊκά ύδατα. ($n = 1033$ είδη). Κάθε τάξον

βαθμολογήθηκε σε κατηγορικές βαθμίδες που αντικατοπτρίζουν την αυξανόμενη κινητικότητα (M_i) από 1 (που ζει σε έναν σταθερό σωλήνα) σε 4 (ελεύθερη τρισδιάστατη κίνηση μέσω συστήματος λαγουμιών), και την αυξανόμενη ανακατανομή του ιζήματος (R_i) από 1 (επιφανίδα που βιοαναδεύει στην διεπαφή του ιζήματος με το νερό) σε 5 (αναγεννητές που σκάβουν τρύπες, μεταφέροντας ίζημα από το βάθος στην επιφάνεια). Το B_i και το A_i είναι η βιομάζα και η αφθονία ενός είδους/τάξου i σε ένα δείγμα. Ορίζονται επίσης και οι τύποι της αναμόχλευσης του ιζήματος (sediment reworking functional type, F_{ti}) από τη δραστηριότητα των οργανισμών (Queiros et al., 2013).

Biomass fractionation Index (BFI) και Abundance fractionation Index

Ο δείκτης Biomass fractionation ή BFI (Lampadariou et al., 2008) υπολογίζεται από τη διαίρεση της βιομάζας των ατόμων σε κάθε σταθμό που διέρχονται από κόσκινο 1mm αλλά συγκρατούνται σε κόσκινο με άνοιγμα 0.5mm, με τη συνολική βενθική βιομάζα (0.5mm και 1mm) του κάθε σταθμού. Αντίστοιχα, ο δείκτης Abundance fractionation ($Abund\ fr$) υπολογίστηκε από τη διαίρεση της αφθονίας των ατόμων <1mm σε κάθε σταθμό που συγκρατούνται από κόσκινο ανοίγματος 0.5mm, με τη συνολική (0.5mm και 1mm) αφθονία του κάθε σταθμού.

Δείκτης W

Οι καμπύλες αφθονίας – βιομάζας ABC (Abundance- Biomass) απεικονίζουν στο ίδιο διάγραμμα τις γραμμές αφθονίας βιομάζας και αποτελούν ένδειξη αδιατάρακτης κοινότητας αν η καμπύλη της βιομάζας είναι πάνω από την καμπύλη της αφθονίας, αυξημένη διατάραξη αν η καμπύλη της αφθονίας βρίσκεται πάνω από την καμπύλη βιομάζας και μέτρια διατάραξη αν οι δύο αυτές γραμμές διασταυρώνονται (Warwick, 1986). Αυτό βασίζεται στην παρατήρηση ότι για κοινότητες μαλακού υποστρώματος μακροπανίδας, τα κυρίαρχα άτομα έχουν μεγάλη βιομάζα και επομένως μεγάλο σωματικό μέγεθος, αλλά δεν κυριαρχούν σε αφθονία, ενώ στην αυξημένη διατάραξη κυριαρχούν στην αφθονία λίγα, μικρού μεγέθους οπορτουμιστικά ζώα. Ο δείκτης W υπολογίζει τον βαθμό στον οποίο η καμπύλη της βιομάζας βρίσκεται πάνω από την καμπύλη της αφθονίας (θετική τιμή για αδιατάρακτα δείγματα, αρνητική για διαταραγμένα).

Δείκτες οικολογικής κατάστασης BQI και BQI Family.

Ο δείκτης οικολογικής κατάστασης BQI (Rosenberg et al., 2004) υπολογίζεται από την εξής εξίσωση:

$$BQI = \left(\sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{\text{tot}A} \times ES50_{0.05i} \right) \right) \times {}^{10} \log(S + 1)$$

Όπου ο βαθμός ανθεκτικότητας ($ES50_{0.05}$) για κάθε είδος που βρέθηκε στο δείγμα πολλαπλασιάζεται με την μέση αφθονία (A) του είδους (i). Επιπλέον το άθροισμα (για όλα τα είδη) πολλαπλασιάζεται με τον λογάριθμο του αριθμού ειδών (S) στο δείγμα και το γινόμενο πολλαπλασιάζεται με τον λόγο της συνολικής αφθονίας του δείγματος (N) προς την συνολική αφθονία +5. Παρόμοια μεθοδολογία χρησιμοποιείται για τον BQI Family, χρησιμοποιώντας όμως δεδομένα στο επίπεδο της οικογένειας (Dimitriou et al. 2012).

Δείκτης οικολογικής κατάστασης BENTIX

Ο δείκτης BENTIX (Simbura & Zenetos, 2002) κατατάσσει τα βενθικά είδη σε δύο ομάδες ανάλογα με την ανθεκτικότητά τους που είναι διαφορετική στις περιβαλλοντικές μεταβολές (GS: Group Sensitive, GT: Group Tolerant) και υπολογίζεται από την εξίσωση $BENTIX = (6 \times \%GS + 2 \times \%GT) / 100$.

Επεξεργασία των δεδομένων

Αρχικά υπολογίστηκαν οι δείκτες ποικιλότητας S , Shannon- Wiener (H'), Simpson (D'), $ES(10)$, Biomass Fractionation (BFI), Abundance fractionation, W , BQI, BQI_Family, BENTIX και ο δείκτης βιοανάδευσης ή Bioturbation Index (BPc). Έπειτα, υπολογίστηκαν οι τριγωνικές μήτρες συσχέτισης με τον συντελεστή Spearman rank για όλα τα δυνατά ζεύγη των δεικτών. Οι συγκρίσεις έγιναν τόσο για το σύνολο των ατόμων (με την ένδειξη total) όσο και για τα άτομα που συγκρατούνται μόνο από το κόσκινο με άνοιγμα 1mm (με την ένδειξη 1mm) Για την κατασκευή τριγωνικής μήτρας για το 1mm δεν προστέθηκαν οι δείκτες BFI και Abundance fractionation. Η ανάλυση αυτή έγινε προκειμένου να ελεγχθεί ποιοι βενθικοί δείκτες εμφανίζουν στατιστικά σημαντική συσχέτιση μεταξύ τους. Και για τις δύο μήτρες πραγματοποιήθηκε και δευτέρου επιπέδου απεικόνιση με πολυμεταβλητές διαγραμματικές μεθόδους (MDS second stage -Multidimensional scaling). Η συσχέτιση στις δύο μήτρες total και 1mm ελέγχθηκε με την ανάλυση RELATE.

Επίσης, ελέγχθηκε η συσχέτιση αβιοτικών-βιοτικών παραμέτρων στους σταθμούς . Για την ανάλυση BIOENV επιλέχθηκαν μέσω Draftsman plot μεταβλητές που δεν εμφανίζουν υψηλή συσχέτιση μεταξύ τους και είναι οι εξής: βάθος, Eh(mV), %refractory organic matter στα 0-1cm, T(°C), Secchi, %SiltClay και Total Discards σε Kg το 2010 και όλα τα δεδομένα υπέστησαν ομαλοποίηση (normalization).

Για τις συγκρίσεις στις αφθονίες των ειδών αλλά και των οικογενειών επιλέχθηκαν τυχαία από ένα σύνολο σταθμών στις ίδιες ζώνες βάθους, 126 σταθμοί από διαφορετικές τοποθεσίες στις εξής θάλασσες: Αδριατική, Αιγαίο Πέλαγος, Ιόνιο Πέλαγος, Κρητικό Πέλαγος (**Παράρτημα 1.**) Τα δεδομένα αφθονίας σε επίπεδο είδους και σε επίπεδο οικογένειας υπέστησαν στη συνέχεια αναλύσεις (αφού πραγματοποιήθηκαν οι κατάλληλοι μετασχηματισμοί με διπλή ρίζα) που βασίζονται στην ομαδοποίησή τους (είτε με διαφορές είτε με ομοιότητες), δηλαδή ομαδοποιήσεις με τη χρήση ANOSIM και SIMPER. Έτσι προέκυψαν δύο μήτρες στις οποίες πραγματοποιήθηκε διαγραμματική απεικόνιση MDS. Κατόπιν, η συσχέτιση μεταξύ των πολυμεταβλητών προτύπων που προέκυψαν από τις δύο μήτρες ομοιότητας ελέγχθηκε με την ανάλυση RELATE (Clarke & Gorley, 2006).

Τέλος, σχεδιάστηκαν οι καμπύλες rarefaction για τις τέσσερις θάλασσες (Αδριατική θάλασσα, Ιόνιο, Αιγαίο, Κρητικό πέλαγος)από το συνολικό σετ δεδομένων αφθονίας και σταθμών (Sanders, 1968). Αρχικά υπολογίστηκε ο συνολικός αριθμός των ατόμων από κάθε θάλασσα (N) και χρησιμοποιώντας την ανάλυση DIVERSE υπολογίστηκε και το expected number of species ES(n) για 10, 50, 100, 150, 200, 300, 500, 1000, 1500, 2000, 2500, 3000, 3500, 4000, 4500, 5000 και 5500 για κάθε μία από τις τέσσερις θάλασσες αναλόγως με το πόσα άτομα έχει συνολικά η κάθε θάλασσα και με βάση τα δεδομένα αυτά κατασκευάστηκαν οι καμπύλες rarefaction στο Excel.

Αποτελέσματα

Συγκρίσεις μεταξύ των σταθμών του ECODISC στο Ιόνιο.

Καταρχάς, είναι σημαντικό να σημειωθεί ότι το οξειδοαναγωγικό δυναμικό είχε υψηλές τιμές σε όλους στους σταθμούς του ECODISC που αναλύθηκαν. Δηλαδή, οι τιμές για τους σταθμούς στους Ιθάκης είχαν εύρος +399 έως +437, στους Κεφαλονιάς είχαν εύρος +360 έως +444, στους Λευκάδας +115 έως +389 και του Πατραϊκού +276 και +350 για τον σταθμό ED_P7 και για τον σταθμό ED_P5 αντίστοιχα. Υψηλές τιμές οξειδοαναγωγικού δυναμικού (+100 ως +300 mV) παρουσιάζονται σε οξικά ιζήματα, ενώ χαμηλότερες τιμές (-100 ως -200 mV) σε υποξικές και ανοξικές συνθήκες (Hargrave, 2010). Στους ρηχούς σταθμούς (<120m) μπορεί να παρατηρηθεί (Πίνακας 1), ότι η οικολογική κατάσταση ήταν υψηλή με τον μέγιστο αριθμό των ειδών να φτάνει τα 116 είδη (με εύρος από 25 έως 116). Στους βαθύτερους σταθμούς ο αριθμός των ειδών μειώθηκε με εύρος από 9 έως 23. Η οικολογική κατάσταση του BQI και BQI-family μειώνεται όσο το βάθος αυξάνεται πέρα από τα 200 μέτρα, αλλά η συνολική οικολογική κατάσταση των ρηχών περιοχών επιτυγχάνει την καλή οικολογική κατάσταση (GOOD). Από την άλλη πλευρά, ο δείκτης BENTIX αξιολογεί την οικολογική κατάσταση σε όλους στους σταθμούς είτε ως καλή (GOOD), είτε ως υψηλή (HIGH). Ο σταθμός με τα περισσότερα είδη (ED_LEF2) αξιολογείται ως HIGH και στους τρεις οικολογικούς δείκτες.

Όμοια μοτίβα παρατηρούνται και για τους υπόλοιπους δείκτες (Πίνακας 2), δηλαδή σε γενικές γραμμές στα μεγάλα βάθη οι τιμές των δεικτών ES(10), D' και H' μειώνονται, ενώ είναι υψηλές στα πιο ρηχά νερά, ενώ το BFI στα μεγάλα βάθη αυξάνεται υποδηλώνοντας μικρό μέγεθος ατόμων σε πιο βαθιά νερά. Το W είναι αρνητικό μόνο στον σταθμό της Κεφαλονιάς, Kef_2, το οποίο οφείλεται στο γεγονός ότι στην Κεφαλονιά 2 μακροπανίδα βρέθηκε κατά την ανάλυση μόνο στο κόσκινο των 0.5mm.

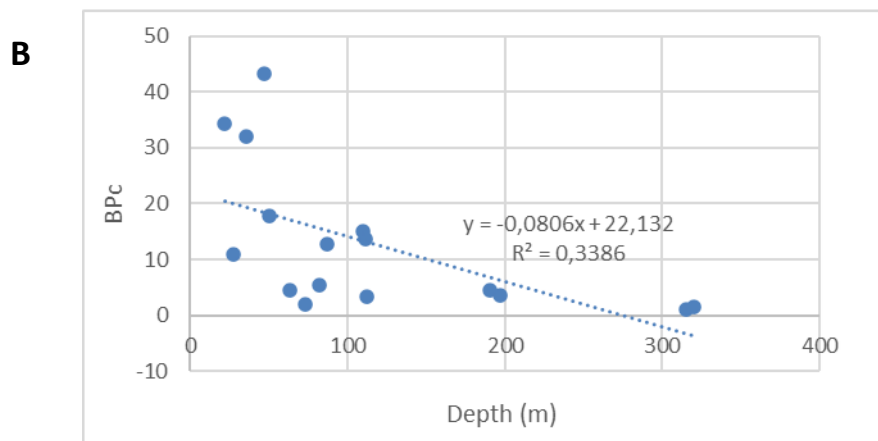
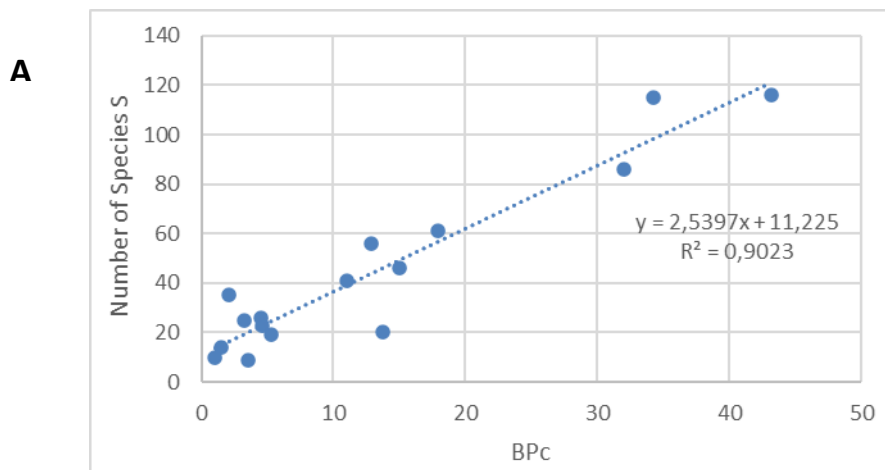
Πίνακας 1. Βάθος και τιμές των οικολογικών δεικτών S, BQI, BQI Family και BENTIX των 17 σταθμών (Κεφαλονιά, Ιθάκη, Λευκάδα, Πατραϊκός)

Stations	Depth(m)	S	BQI	Ecological Status BQI	BQI_Family	Ecological Status BQI Family	BENTIX	Ecological Status BENTIX
ED_ITHAKA1	112	25	19.29	HIGH	13.67	GOOD	4.63	HIGH
ED_ITHAKA2	87	56	26.54	HIGH	15.75	GOOD	4.51	HIGH
ED_ITHAKA3	62.8	26	18.57	GOOD	13.66	GOOD	3.67	GOOD
ED_ITHAKA4	27.5	41	21.76	HIGH	16.53	GOOD	5.17	HIGH
ED_ITHAKA5	197	9	7.49	POOR	5.77	MODERATE	4.77	HIGH
ED_ITHAKA6	315	10	9.91	MODERATE	6.11	MODERATE	4.11	GOOD
ED_KEF1	110	46	25.58	HIGH	16.97	GOOD	4.53	HIGH
ED_KEF2	73	35	20.38	HIGH	16.52	GOOD	4.76	HIGH
ED_KEF3	50	61	28.56	HIGH	22.79	HIGH	4.74	HIGH
ED_KEF4	35.5	86	29.55	HIGH	20.77	GOOD	4.60	HIGH
ED_KEF5	190	23	15.18	GOOD	11.97	GOOD	4.09	GOOD
ED_KEF6	320	14	10.21	MODERATE	7.63	MODERATE	4.32	GOOD
ED_LEF1	22	115	30.04	HIGH	17.60	GOOD	4.36	GOOD
ED_LEF2	47	116	34.33	HIGH	22.97	HIGH	4.92	HIGH
ED_LEF3	82.3	19	21.02	HIGH	16.85	GOOD	4.41	GOOD
ED_P5	111	20	18.28	GOOD	11.27	GOOD	4.04	GOOD
ED_P7	53.2	31	21.30	HIGH	16.05	GOOD	3.55	GOOD

Πίνακας 2. Βάθος και τιμές στους δείκτες $ES(10)$, H' , Simpson, W , BFI και $Abundance\ fractionation$

Stations	Depth (m)	ES(10)	H'	D'	W	BFI	Abund fr
ED_ITHAKA1	112	9.01	4.48	0.98	0.499	0.12	0.58
ED_ITHAKA2	87	8.76	5.24	0.97	0.488	0.02	0.26
ED_ITHAKA3	62.8	8.80	4.44	0.97	0.405	0.02	0.08
ED_ITHAKA4	27.5	8.60	4.87	0.96	0.419	0.02	0.55
ED_ITHAKA5	197	7.20	2.99	0.92	0.588	0.09	0.50
ED_ITHAKA6	315	6.76	3.03	0.90	0.018	0.46	0.74
ED_KEF1	110	7.52	4.47	0.92	0.272	0.02	0.45
ED_KEF2	73	8.88	4.82	0.97	-0.316	1.00	1.00
ED_KEF3	50	8.68	5.31	0.96	0.445	0.02	0.34
ED_KEF4	35.5	8.66	5.55	0.96	0.433	0.01	0.29
ED_KEF5	190	8.34	4.25	0.96	0.505	0.13	0.65
ED_KEF6	320	8.32	3.65	0.96	0.200	0.55	0.60
ED_LEF1	22	9.37	6.31	0.99	0.448	0.01	0.27
ED_LEF2	47	9.20	6.12	0.98	0.389	0.04	0.37
ED_LEF3	82.3	6.26	3.37	0.87	0.306	0.07	0.68
ED_P5	111	7.71	3.92	0.94	0.568	0.01	0.83
ED_P7	53.2	8.02	4.42	0.95	0.500	0.01	0.59

Στους σταθμούς με μεγάλους αριθμούς ειδών φαίνεται να εντοπίζεται και υψηλή ικανότητα βιοανάδευσης (Εικόνα 2A). Αυτό αποδεικνύεται και από τον συντελεστή συσχέτισης του S με τον BPC που είναι 0.738 ($p < 0.01$) καθώς και με την αρνητική, στατιστικά σημαντική, συσχέτιση με τον δείκτη BFI , δείχνοντας δηλαδή ότι τα μεγάλα σε μέγεθος άτομα συνδέονται με μεγαλύτερη ικανότητα βιοανάδευσης, όπως διαπιστώνεται από την τριγωνική μήτρα συσχέτισης των ζευγών των δεικτών (Πίνακας 3). Επιπλέον φαίνεται πως η ικανότητα βιοανάδευσης σχετίζεται και με το βάθος (Εικόνα 2B), δηλαδή η βιοανάδευση μειώνεται στα πιο μεγάλα βάθη, στα οποία εντοπίζονται και λιγότερα είδη.



Εικόνα 2Α) Διαγραμματική απεικόνιση του δείκτη βιοανάδεσης (BPC) με τον αριθμό των ειδών (S) 2B) Διαγραμματική απεικόνιση του δείκτη βιοανάδεσης (BPC) με το βάθος (m)

Με βάση την πολυπλοκότητά τους και τις παραμέτρους που λαμβάνουν υπόψη θα μπορούσαμε να χωρίσουμε τους μετρικούς δείκτες σε τέσσερις κατηγορίες. Από τον πιο απλό στον πιο πολύπλοκο ο διαχωρισμός θα μπορούσε να γίνεται ως εξής:

α) Οι δείκτες που για τον υπολογισμό τους δεν απαιτούν την ταξινόμηση των ατόμων σε επίπεδο είδους ή κάποιο taxon, **Biomass Fractionation (BFI)** και **Abundance Fractionation (Abund fr)**.

β) Οι δείκτες που για τον υπολογισμό τους χρειάζονται την ταξινόμηση των ατόμων σε επίπεδο είδους, **S**, **Shannon-Wiener (H')**, **Simpson (D')** και **ES(10)**.

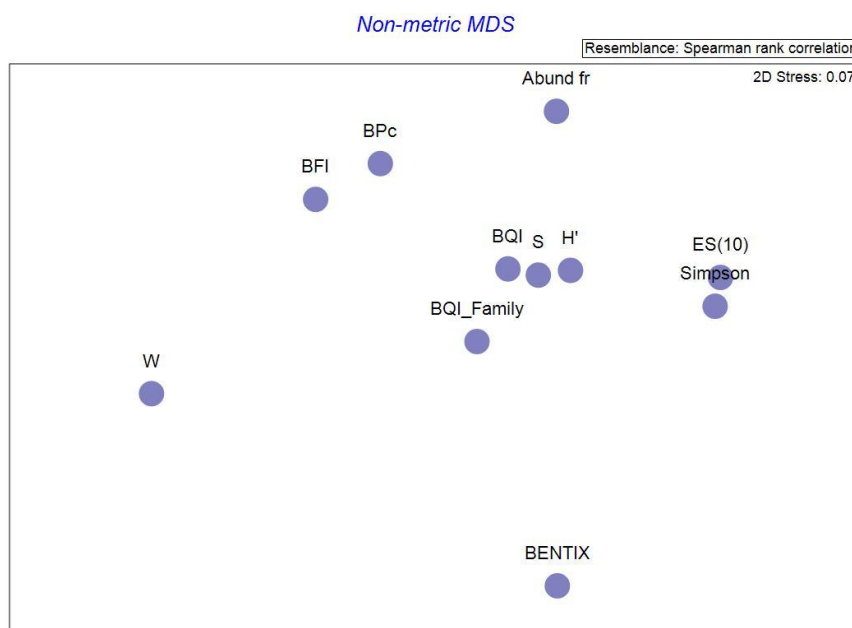
γ) Οι δείκτες εκείνοι που ο υπολογισμός τους βασίζεται τόσο στην ταυτοποίηση ατόμων σε είδη όσο και στην περαιτέρω κατάταξη των ειδών σε ομάδες (με βάση την ανθεκτικότητά ή την ευαισθησία τους, δηλαδή κατά πόσο υιοθετούν r ή K- επιλογή), **BQI**, **BQI-Family** και **BENTIX**.

δ) Οι δείκτες εκείνοι που για τον υπολογισμό τους χρειάζεται τόσο η ταξινόμηση σε επίπεδο είδους, όσο και η ζύγιση της βιομάζας των ατόμων ανά είδος, **W statistic** και **Bioturbation Potential Index (BPc)**. Ο πιο πολύπλοκος εκ των δύο είναι ο δείκτης BPc ο οποίος λαμβάνει υπόψη του τα είδη, τη βιομάζα ανά είδος, αλλά και τα λειτουργικά χαρακτηριστικά των ειδών (κινητικότητα και sediment reworking type). Με βάση τα παραπάνω, αυτό που μπορούμε να παρατηρήσουμε από τη μήτρα συσχέτισης (Πίνακας 3), είναι αρχικά ότι ένας από τους πιο απλούς στον υπολογισμό τους δείκτες που είναι ο δείκτης BFI, εμφανίζει υψηλή και στατιστικά σημαντική συσχέτιση (correlation = -0.826, $p < 0.01$) τόσο με έναν από τους πιο πολύπλοκους στον υπολογισμό τους δείκτες, δηλαδή τον BPc, όσο και με όλους τους δείκτες με τους οποίους σχετίζεται ο δείκτης βιοανάδευσης. Δηλαδή, τόσο το BFI, όσο και το BPc συσχετίζονται σημαντικά με BQI, BQI- Family, S και H'. Φαίνεται, δηλαδή, πως οι πιο πολύπλοκες διαδικασίες όπως είναι η βιοανάδευση εμφανίζουν ομοιότητα με το BFI. Καθώς ο BFI είναι δείκτης που εξετάζει μια ποικιλία διαφορετικών οργανισμών και μεγεθών διαφόρων ταξινομικών ομάδων και εξηγεί ότι τα μικρά άτομα η επιλογής απουσιάζουν από το μεγάλο κόσκινο, είναι λογικό να σχετίζεται με τη βιοανάδευση στην οποία οι μεγάλοι οργανισμοί K-επιλογής παίζουν τον μεγαλύτερο ρόλο. Από την άλλη πλευρά οι δείκτες W και BENTIX δεν φαίνεται να συσχετίζονται με κανέναν από τους δείκτες.

Πίνακας 3. Συντελεστής συσχέτισης Spearman rank μεταξύ περιβαλλοντικών δεικτών.

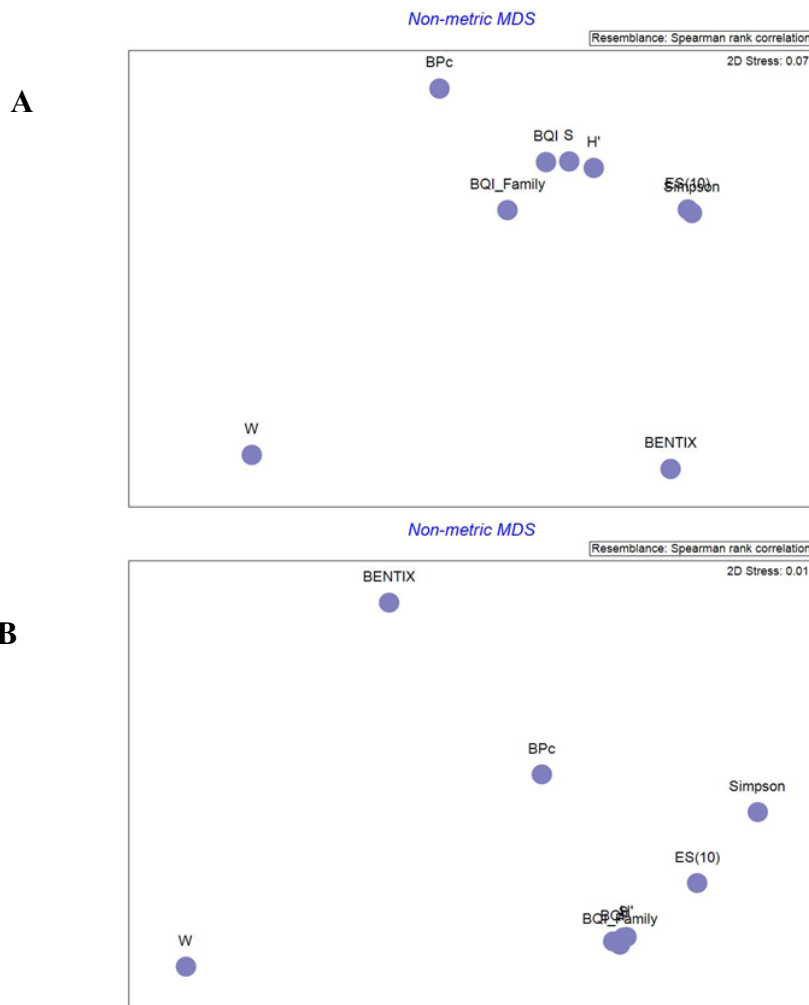
	BPc	BQI	BQI_Family	BENTIX	S	ES(10)	H'	D'	W	BFI	Abund fr
BPc	-										
BQI	0.799**	1									
BQI_Family	0.718**	0.939**	1								
BENTIX	ns	ns	ns	1							
S	0.738**	0.953**	0.873**	ns	1						
ES(10)	ns	0.547*	0.450*	ns	0.691**	1					
H'	0.608**	0.897**	0.806**	ns	0.966**	0.816**	1				
D'	ns	0.525*	0.429**	ns	0.659**	0.990**	0.797**	1			
W	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1		
BFI	-0.826**	-0.591*	-0.460*	ns	-0.534*	ns	-0.455*	ns	ns	1	
Abund fr	-0.469*	-0.574*	ns	ns	-0.620**	-0.488*	-0.600*	-0.473*	ns	0.468*	-
*=p<0.05	ns= not significant										
**=p<0.01											

Το nMDS δευτέρου επιπέδου (Εικόνα 3) απεικονίζει τις ομοιότητες μεταξύ των συσχετίσεων των δεικτών που υπολογίστηκαν προηγουμένως με τη μήτρα συσχέτισης. Παρατηρείται ότι και πάλι δημιουργούνται ομαδοποιήσεις - clusters διαφορετικών περιβαλλοντικών δεικτών με παρόμοιες λειτουργικές ιδιότητες. Ο δείκτης BQI Family κατέχει κεντρική θέση. Το stress είναι χαμηλό (0.07), γεγονός που σημαίνει ότι πρόκειται για μια πολύ καλή απεικόνιση.



Εικόνα 3 Διάγραμμα nMDS δευτέρου επιπέδου μεταξύ των οικολογικών δεικτών για όλους τους σταθμούς που αναλύθηκαν

Η ίδια ανάλυση έγινε για τους βενθικούς δείκτες στο κόσκινο ανοίγματος 1mm εξαιρουμένων των δεικτών BFI και Abundance fractionation. Έτσι προέκυψαν δύο nMDS διαγράμματα (Εικόνα 4A και Εικόνα 4B) από τις αντίστοιχες τριγωνικές μήτρες που υπολογίστηκαν με τον συντελεστή συσχέτισης Spearman rank correlation. Οι δύο μήτρες συσχετίστηκαν κατόπιν μεταξύ τους και προέκυψε τιμή του στατιστικού $Rho = 0.868$, το οποίο ήταν στατιστικά σημαντικό (p . value < 0.05).



Εικόνα 4 Α) nMDS δευτέρου επιπέδου μεταξύ των οικολογικών δεικτών για όλους τους σταθμούς που αναλύθηκαν για τη συνολική μακροπανίδα (total), χωρίς να συμπεριλαμβάνονται οι δείκτες BFI και Abundance fractionation. Β) nMDS δευτέρου επιπέδου μεταξύ των οικολογικών δεικτών για όλους τους σταθμούς για μακροπανίδα του 1mm.

Ελέγχθηκαν επίσης και οι αβιοτικές παράμετροι βάθος (De), Eh(mV), %refractory organic matter στα 0-1cm, T(°C), Secchi disk depth (Se), %SiltClay και Total Discards σε Kg το 2010 με την ανάλυση BIOENV και τα αποτελέσματα έδειξαν τα εξής καλύτερα σετ συνδυασμών:

Best result for each number of variables

No.Vars Corr. Selections

- 1 0.429 De
- 2 0.612 De, Se
- 3 0.689 De, Se, % r**
- 4 0.661 De, %S, Se, % r
- 5 0.619 De, %S, Se, % l, % r
- 6 0.570 De, %S, T, Se, % l, % r
- 7 0.499 De, Eh, %S, T, Se, % l, % r

Φαίνεται πως τα discards δεν συμμετέχουν σε κανέναν από τους βέλτιστους δυνατούς συνδυασμούς και πως το μεγαλύτερο ρόλο ως παράμετρο παίζει το βάθος και, κατόπιν, ο συνδυασμός του με το Secchi και το % refractory organic matter στα 0-1 cm. Παράλληλα, στα μετασχηματισμένα δεδομένα αφθονίας πραγματοποιήθηκε ανάλυση ομοιότητας ANOSIM ως προς τον παράγοντα των discards με δύο παραμέτρους: αν υπήρχαν discards στον σταθμό ή όχι. Η ανάλυση έδειξε ότι οι διαφορές μεταξύ των δύο παραμέτρων δεν είναι στατιστικά σημαντικές ($p > 0.05$) υποδηλώνοντας ότι η ύπαρξη των discards δεν επηρεάζει τα αποτελέσματα ως έχουν. Ωστόσο, το πλήθος των σταθμών για τους οποίους έχουμε δεδομένα για τα απορριπτόμενα αλιεύματα και στους οποίους έχουν ολοκληρωθεί οι αναλύσεις βένθους είναι πολύ μικρό για να μπορούμε να ελέγξουμε την επίδραση των απορριπτόμενων.

Συγκρίσεις μεταξύ των σταθμών των διαφόρων θαλασσών

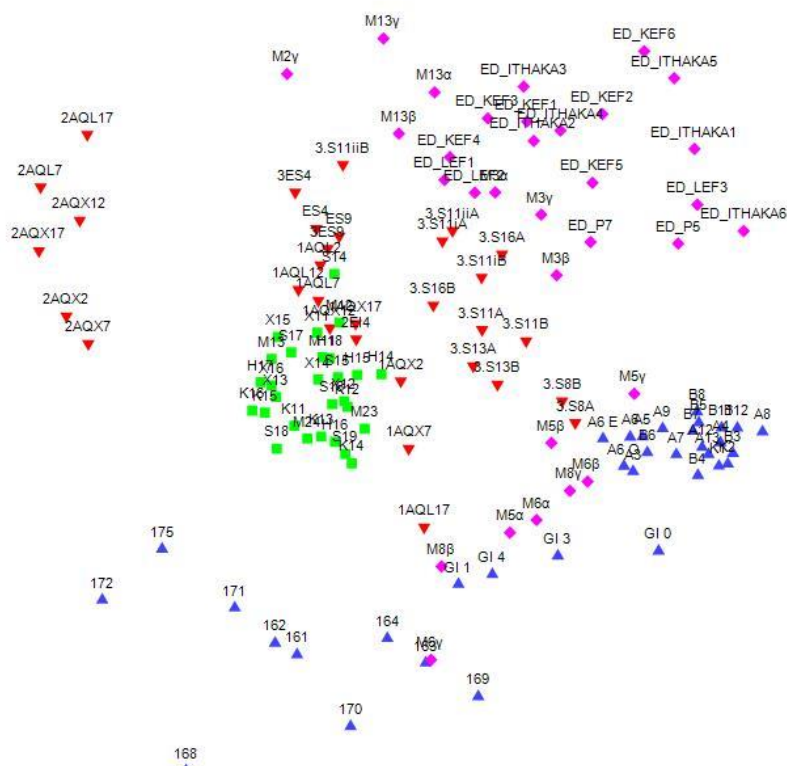
Προκειμένου να συγκριθεί η βενθική πανίδα του Ιονίου με τις γειτονικές θαλάσσιες περιοχές, χρησιμοποιήθηκαν, σε συνδυασμό με τους σταθμούς του προγράμματος ECODISC που έχουν αναλυθεί, τρία ακόμη σετ δεδομένων με διαφορετικούς σταθμούς από για κάθε μία από τρεις γειτονικές θάλασσες. Για την σύγκριση χρησιμοποιήθηκαν αναλύσεις πολυμεταβλητών σε δεδομένα αφθονίας.

Έτσι, στο διάγραμμα nMDS (Εικόνα 5) διαπιστώνεται ένα πρότυπο κατηγοριοποίησης των σταθμών σε ομάδες ανάλογα με την θάλασσα στην οποία ανήκουν. Φαίνεται πως οι σταθμοί του Αιγαίου προσεγγίζουν περισσότερο τους σταθμούς της Κρήτης, ενώ οι σταθμοί του Ιονίου προσεγγίζουν τόσο σταθμούς από το Αιγαίο, όσο και σταθμούς από την Αδριατική. Οι σταθμοί της Αδριατικής θάλασσας φαίνεται να βρίσκονται σε αρκετά μακρινή απόσταση από τους σταθμούς της Κρήτης. Ο διαχωρισμός αυτός μπορεί να αποδοθεί αρχικά στις βιογεωγραφικές διαφορές των δύο ομάδων. Ωστόσο, δεν αποκλείεται σημαντικό ρόλο να παίζουν και παράγοντες ενδεχόμενης μεροληψίας όπως είναι ο υποκειμενισμός σε ορισμένες ταξινομήσεις ιδίως σε επίπεδο είδους, καθώς και ο στόχος της δειγματοληψίας σε κάθε σταθμό. Έτσι, αν π.χ. ο στόχος της δειγματοληψίας ήταν η παρακολούθηση (monitoring) των σταθμών σε περιοχές ρύπανσης και η σύγκρισή τους με αδιατάρακτους σταθμούς, η διαφορά τους αυτή ενδεχομένως επηρεάζει την ομαδοποίηση των σταθμών.

Non-metric MDS

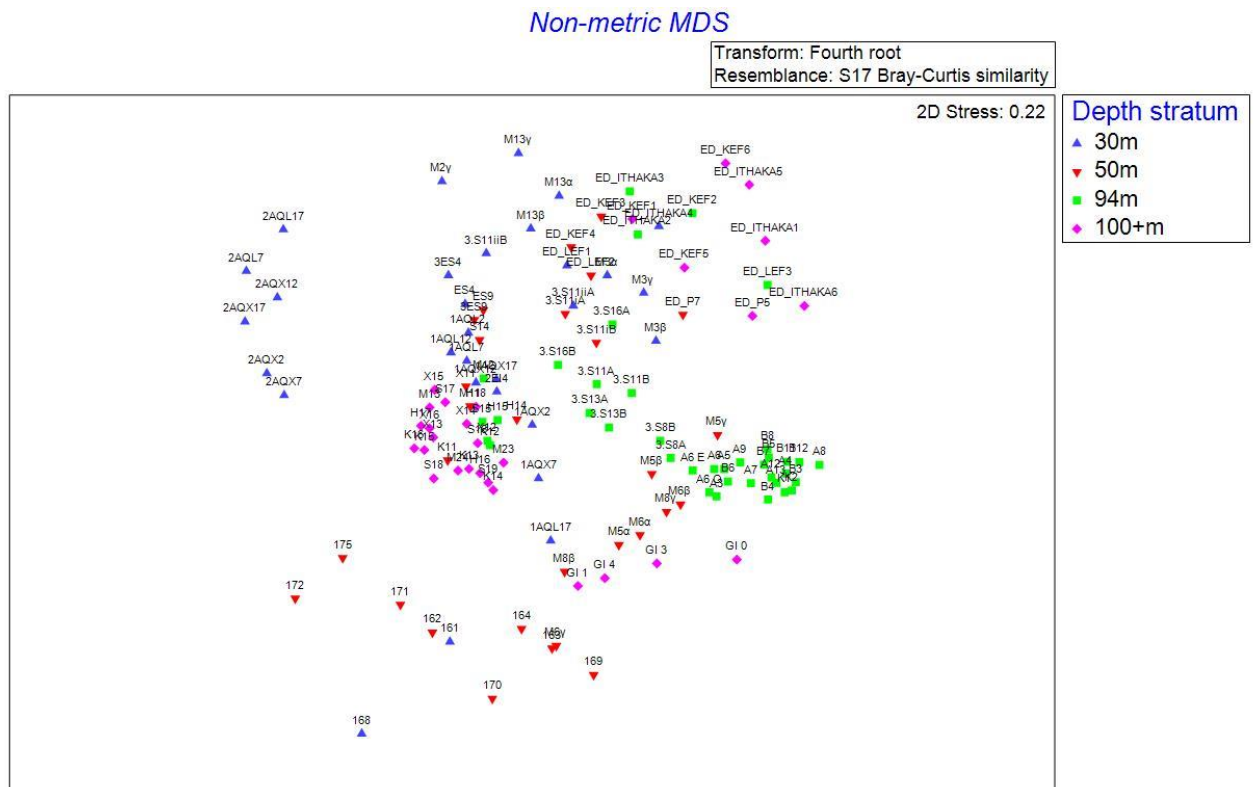
Transform: Fourth root
Resemblance: S17 Bray-Curtis similarity

2D Stress: 0.22



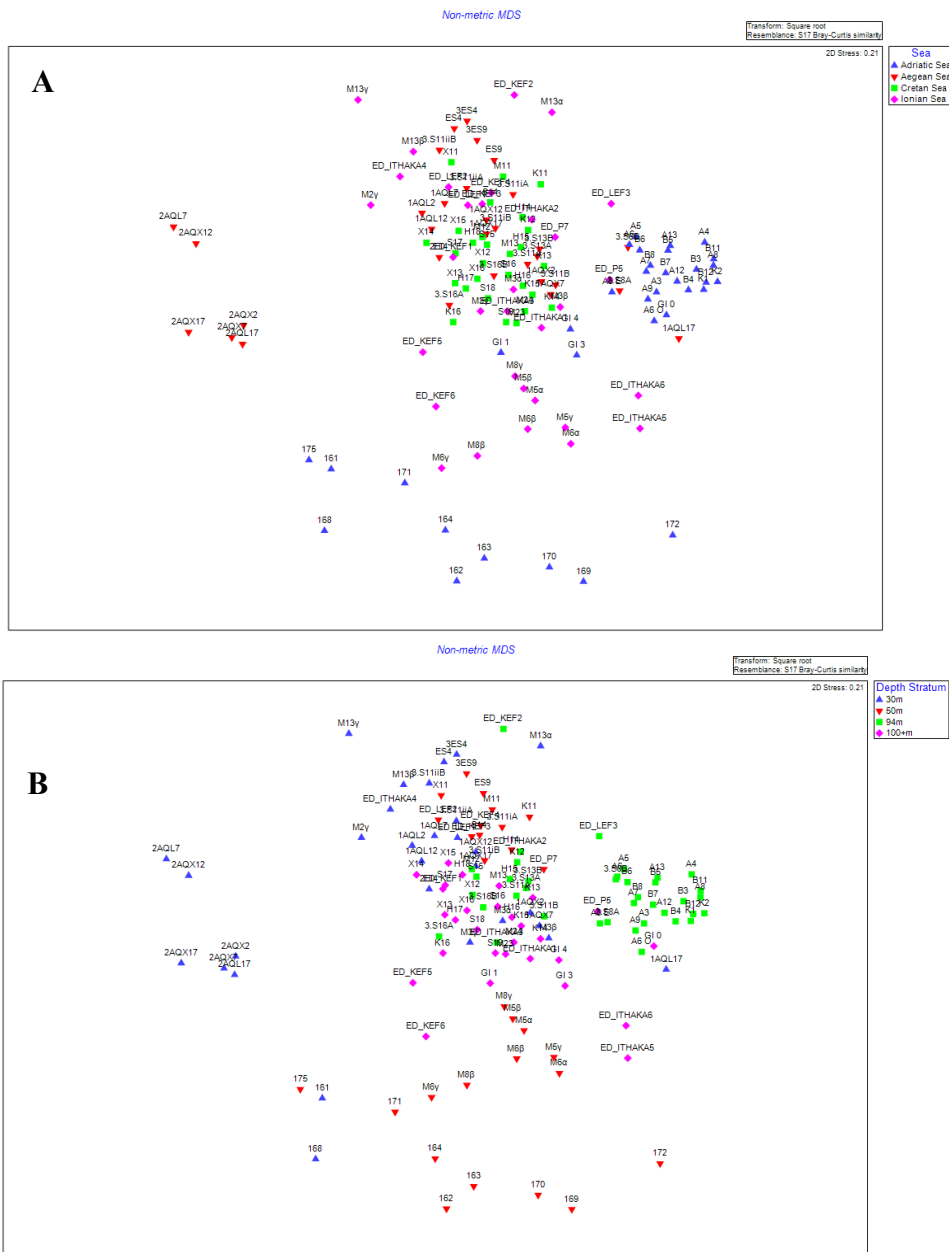
Εικόνα 5. Αποτελέσματα του nMDS για την ομαδοποίηση των σταθμών με βάση τη θάλασσα στην οποία ανήκουν.

Η πανιδική σύνθεση παρουσιάζει πρότυπο ομαδοποίησης και όταν οι σταθμοί κατηγοριοποιούνται με βάση τη στρωματοποίηση του βάρους και όπως φαίνεται, αν και υπάρχουν αρκετές ακραίες τιμές, οι σταθμοί που προσεγγίζουν περισσότερο σε βάθος μεταξύ τους, τοποθετούνται σε πιο κοντινές αποστάσεις στο διάγραμμα nMDS (Εικόνα 6). Για αυτούς τους παράγοντες (sea, depth stratum) πραγματοποιήθηκε και ανάλυση ομοιότητας ANOSIM που έδειξε ότι οι διαφορές μεταξύ των σταθμών ως προς τους παράγοντες αυτούς είναι στατιστικά σημαντικές ($p < 0.05$).



Εικόνα 6. Αποτελέσματα του nMDS για την ομαδοποίηση των σταθμών με βάση τη διαβάθμιση του βάθους.

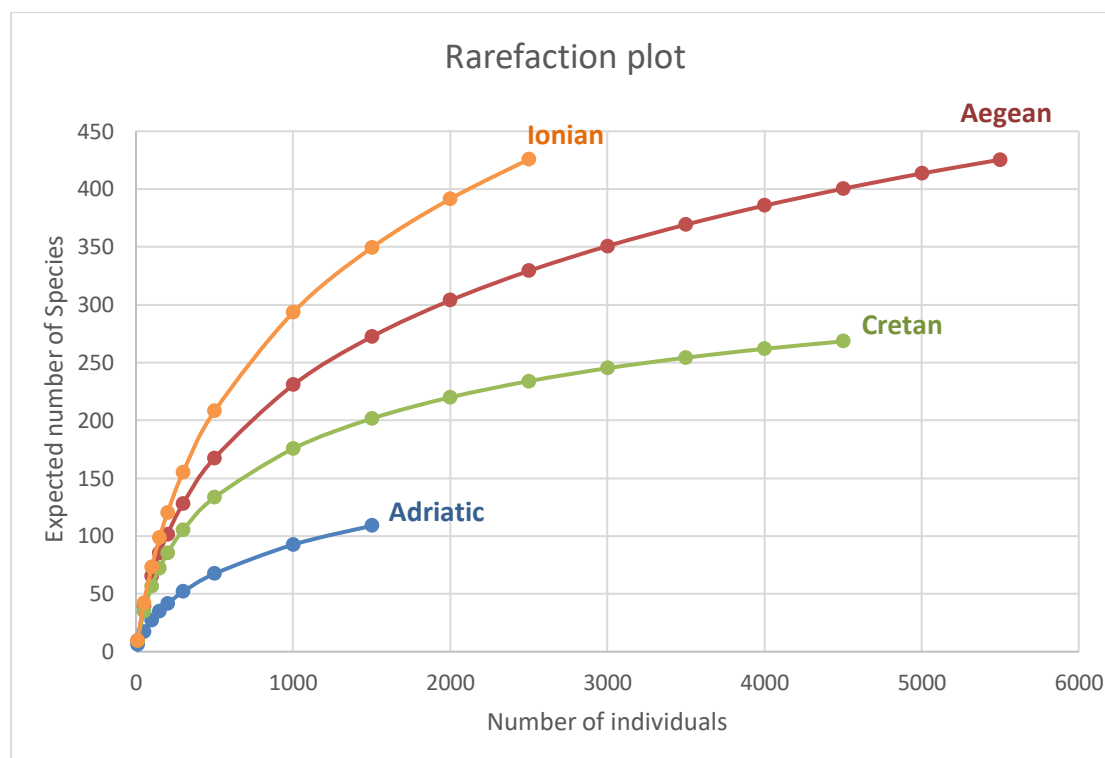
Αντίστοιχα πρότυπα ομαδοποίησης και για τους δύο παράγοντες (Sea, Depth Stratum) παρατηρούνται και στα διαγράμματα nMDS που προέκυψαν από τις τριγωνικές μήτρες ομοιότητας Bray- Curtis οι οποίες σχηματίστηκαν από τα δεδομένα αφθονίας για τις αντίστοιχες οικογένειες του συνόλου των σταθμών (Εικόνα 7A, 7B). Οι δύο τριγωνικές μήτρες συγκρίθηκαν μεταξύ τους με την διαδικασία RELATE και η ανάλυση έδειξε ότι η συσχέτισή τους είναι στατιστικά σημαντική ($p < 0.05$), όπως και η συσχέτισή τους ως προς τον κάθε παράγοντα (sea και depth stratum) ξεχωριστά ($p < 0.05$).



Εικόνα 7. Αποτελέσματα του nMDS για την ομαδοποίηση των σταθμών από δεδομένα αφθονίας των οικογενειών με βάση α) τη θάλασσα στην οποία ανήκουν (sea) και β) τη διαβάθμιση του βάθους (depth stratum).

Χρησιμοποιώντας τη μέθοδο καμπύλης rarefaction του Sanders (1968) για τις συγκρίσεις ποικιλότητας μεταξύ των γειτονικών θαλασσών (Εικόνα 8), διαπιστώθηκε ότι η Αδριατική θάλασσα είχε συγκριτικά τη μικρότερη ποικιλότητα από τις άλλες τρεις, ενώ στο Ιόνιο εντοπίζεται η μέγιστη ποικιλότητα. Στην Αδριατική είναι γνωστό ότι εμφανίζονται προβλήματα ευτροφισμού περιοδικά στο βόρειο τμήμα της (από την οποία προέρχονται 10 σταθμοί), τόσο στην ανοιχτή θάλασσα όσο και σε παράκτιες περιοχές όπου εμφανίζονται ανοξικές συνθήκες (Degobbis, 1989). Παράλληλα, είναι σημαντικό να ληφθεί υπόψη ότι ο τύπος των δειγμάτων δεν είναι παντού ο ίδιος, καθώς

διαφέρει το είδος της δειγματοληψίας, το ζητούμενο, δηλαδή, κάθε μελέτης. Το διαφορετικό εύρος στα βάθη επίσης συμβάλλει στην διαφορά ποικιλότητας των δύο γειτονικών περιοχών του Ιονίου και της Αδριατικής, καθώς προς τα ρηχά έχουμε και περιοχές στις οποίες η ποικιλότητα μειώνεται λόγω πηγών διατάραξης.



Εικόνα 8. Καμπύλες rarefaction των τεσσάρων θαλασσών (Ιόνιο, Αιγαίο, Κρητικό Πέλαγος και Αδριατική θάλασσα)

Ένας ακόμα παράγοντας που μπορεί να εξεταστεί όσον αφορά στη διαφορά της ποικιλότητας του Ιονίου από τις τρεις άλλες περιοχές είναι η διαφορές τους ως προς τα είδη. Έτσι, με την ανάλυση SIMPER μπορούμε να εντοπίσουμε όχι μόνο τα είδη που έχουν τη μεγαλύτερη συνεισφορά στη διαφοροποίηση του Ιονίου από τις άλλες θάλασσες, αλλά και τα είδη- δείκτες (indicators) που είτε απουσιάζουν είτε υπάρχουν σε αυτό (presence/absence). Ωστόσο, τα είδη αυτά θα πρέπει να αξιολογούνται ως δείκτες με κάποια επιφύλαξη, διότι αν και χρησιμοποιείται η ορθή (species accepted name) ονοματολογία, για αρκετά από αυτά με την πάροδο των χρόνων έχει αναθεωρηθεί η ταξινόμησή τους καθώς, για παράδειγμα, έχουν είτε προστεθεί καινούργια είδη ή έχουν γίνει νέες μελέτες φυλογενετικού διαχωρισμού με αποτέλεσμα να πρέπει να ανανεωθούν οι ταξινομικές κλείδες. Αυτό σημαίνει ότι έχει σημασία και

η χρονολογία κατά την οποία έγινε η συλλογή των δειγμάτων και η ταυτοποίηση των οργανισμών.

Στους παρακάτω πίνακες (Πίνακας 4, Πίνακας 5, Πίνακας 6) εμφανίζονται τα είδη που συμμετέχουν στο 25% της συνολικής διαφοροποίησης των ομάδων, η μέση αφθονία για τα ζεύγη των θαλασσών, η μέση ανομοιότητα και η τυπική απόκλιση, καθώς και η συνεισφορά του κάθε είδους και η αθροιστική συνεισφορά. Έτσι διαπιστώνουμε ότι για το Ιόνιο και την Αδριατική (Πίνακας 4) τη μεγαλύτερη διαφορά στην παρουσία απουσία έχει το είδος *Paradoneis drachi* (αντιθέτως στο Ιόνιο εντοπίζεται το *Paradoneis lyra*), ενώ μεγάλη διαφορά έχουν και τα είδη *Callianassa subterranean* και *Turritellinella tricarinata* στην Αδριατική, ενώ στο Ιόνιο έχει το είδος *Protodorvillea kefersteini*.

Για το Ιόνιο και την Κρήτη (Πίνακας 5), τη μεγαλύτερη συνεισφορά στη διαφοροποίηση έχουν τα είδη *Levinsenia gracilis* και *Kirkegaardia heterochaeta*, τα οποία φαίνεται να απουσιάζουν από το Ιόνιο. Είδη που συνεισφέρουν επίσης στη διαφοροποίηση Κρήτης και Ιονίου απουσιάζοντας από το Ιόνιο είναι τα *Thysanocardia procera*, *Ampharete acutifrons*, *Chone duneri*, *Myriochele heeri*, *Rhodine loveni* και *Glycera capitata*.

Όσον αφορά στη διαφοροποίηση του Αιγαίου με το Ιόνιο (Πίνακας 6) φαίνεται πως εκτός από τα είδη που διαπιστώθηκαν προηγουμένως να απουσιάζουν από το Ιόνιο (*Kirkegaardia heterochaeta*, *Levinsenia gracilis*, *Ampharete acutifrons*) απουσιάζουν επίσης τα είδη *Syllis cornuta* και *Falciidens gutturossus*.

Από τα παραπάνω γίνεται εμφανές πως υπάρχουν αρκετά είδη που διαφέρουν στο Ιόνιο σε σχέση με την Αδριατική, το Αιγαίο πέλαγος και την Κρήτη, υποδηλώνοντας πως υπάρχουν αρκετά κενά ακόμα στην εξερεύνηση της ποικιλότητας του Ιονίου.

Πίνακας 4. Είδη που συνεισφέρουν στο 25% της διαφοροποίησης του Ιονίου και της Αδριατικής.

Average dissimilarity = 93.95	Group Adriatic Sea	Group Ionian Sea				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Tanaidacea	0	1.75	1.03	0.68	1.1	1.1
Protodorvillea kefersteini	0	3	0.81	0.57	0.86	1.96
Paradoneis lyra	0	0.66	0.77	0.6	0.82	2.78
Paralacydonia paradoxa	0.06	2.88	1.63	0.92	1.73	4.51
Ampelisca typica	0.06	0.5	0.88	0.59	0.94	5.45
Laonice cirrata	0.23	0.69	0.99	0.75	1.05	6.5
Notomastus latericeus	0.54	0.25	1.01	0.71	1.08	7.58
Aricidea	1.06	0.75	1.31	0.91	1.4	8.98
Glycera unicornis	0.36	0.28	1.01	0.78	1.07	10.05
Chaetozone	5.91	0.81	1.8	0.99	1.91	11.96
Kirkegaardia dorsobranchialis	12.5	1.63	2.57	1.11	2.73	14.69
Nephtys hystrix	0.2	0.16	0.79	0.62	0.84	15.53
Sternaspis scutata	0.73	0.34	1.07	0.79	1.14	16.67
Chaetozone caputesocis	1.46	0.13	1.6	0.99	1.7	18.37
Turritellinella tricarinata	13.03	0	1.13	0.4	1.2	19.57
Paucibranchia bellii	0.63	0	0.91	0.76	0.97	20.54
Ninoe armoricana	0.87	0	1.19	0.88	1.27	21.81
Callianassa subterranea	0.86	0	1.34	0.95	1.43	23.24
Paradoneis drachi	3.61	0	1.85	0.93	1.97	25.21
Total Contrib% of Sp Indicators: 9.62						

Πίνακας 5. Είδη που συνεισφέρουν στο 25% της διαφοροποίησης του Ιονίου και της Κρήτης.

Average dissimilarity = 93.80	Group Cretan Sea	Group Ionian Sea				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Levinsenia gracilis	10.89	0	1.65	1.75	1.76	1.76
Kirkegaardia heterochaeta	11.93	0	1.6	1.72	1.7	3.46
Thysanocardia procera	4.5	0	1.39	1.36	1.48	4.94
Ampharete acutifrons	3.25	0	1.15	1.21	1.23	6.17
Chone dunerii	2.61	0	0.87	1	0.93	7.1
Myriochele heeri	1.61	0	0.83	0.95	0.89	7.99
Apionsoma	3.93	0	0.79	0.77	0.84	8.83
Rhodine loveni	2.5	0	0.73	0.9	0.78	9.61
Glycera capitata	1.29	0	0.72	0.88	0.77	10.38
Hilbigneris gracilis	7.64	0.03	1.08	1.33	1.15	11.53
Pista cristata	1.14	0.03	0.73	0.95	0.78	12.31
Euclymene palermitana	1.04	0.03	0.74	0.88	0.78	13.09
Axinulus croulinensis	3.57	0.09	0.8	0.68	0.86	13.95
Scoletoma emandibulata	1.46	0.09	0.82	1.14	0.88	14.83
Terebellides stroemii	1.43	0.16	0.73	0.89	0.77	15.6
Notomastus latericeus	2.54	0.25	0.82	1.05	0.87	16.47
Glycera unicornis	1.46	0.28	0.82	1.12	0.87	17.34
Aphelocheata marioni	2.5	0.47	0.85	1.01	0.9	18.24
Aricidea (Acmira) catherinae	4.46	0.53	0.86	1	0.92	19.16
Magelona minuta	3.75	0.63	0.72	0.92	0.77	19.93
Aponuphis brementi	2.96	0.84	0.87	1.09	0.93	20.86
Onchnesoma steenstrupii steenstrupii	7.07	0.94	1.15	1.06	1.22	22.08
Prionospio	2.11	0.97	0.95	1.06	1.01	23.09
Pseudoleiocardia fauveli	5.79	1.41	0.73	0.78	0.78	23.87
Paralacydonia paradoxa	0.36	2.88	0.86	0.97	0.92	24.79
Kirkegaardia dorsobranchialis	0	1.63	0.72	0.99	0.77	25.56
Total Contrib% of Sp Indicators: 11.15						

Πίνακας 6. Είδη που συνεισφέρουν στο 25% της διαφοροποίησης του Αιγαίου και του Ιονίου.

Average dissimilarity = 92.50	Group Aegean Sea	Group Ionian Sea				
Species	Av.Abund 1	Av.Abund 2	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Tanaidacea	0	1.75	0.64	0.63	0.7	0.7
Thyasira flexuosa	0.23	0.44	0.47	0.53	0.5	1.2
Laonice cirrata	0.32	0.69	0.59	0.67	0.64	1.84
Nephtys hystricis	0.35	0.16	0.48	0.54	0.52	2.36
Poecilochaetus serpens	0.35	0.44	0.47	0.58	0.51	2.87
Pseudoleiocardia fauveli	0.42	1.41	0.57	0.61	0.62	3.49
Aricidea	0.45	0.75	0.46	0.59	0.49	3.98
Lysidice unicornis	0.61	0.66	0.56	0.78	0.61	4.59
Ampelisca typica	0.71	0.5	0.7	0.63	0.76	5.35
Aricidea (Acmira) catherinae	0.9	0.53	0.5	0.65	0.54	5.89
Lumbrineris latreilli	1.06	0.56	0.57	0.64	0.62	6.51
Euclymene oerstedii	1.32	0.41	0.52	0.8	0.57	7.08
Nemertea	1.32	0.56	0.91	0.89	0.99	8.07
Notomastus latericeus	1.35	0.25	0.72	0.85	0.78	8.85
Prionospio	1.74	0.97	0.73	0.63	0.79	9.64
Hilbigneris gracilis	2.1	0.03	0.63	0.75	0.68	10.32
Apseudopsis latreilli	2.42	0.72	0.58	0.53	0.63	10.95
Paralacydonia paradoxa	2.48	2.88	1.05	0.89	1.14	12.09
Kirkegaardia dorsobranchialis	2.65	1.63	0.99	0.93	1.07	13.16
Eunice vittata	2.87	0.72	0.7	0.88	0.76	13.92
Chaetozone	3	0.81	0.91	0.75	0.99	14.91
Prionospio fallax	3.13	0.28	0.6	0.69	0.64	15.55
Micronephthys longicornis	3.16	1.13	0.61	0.75	0.66	16.21
Paradoneis lyra	3.48	0.66	0.81	0.89	0.88	17.09
Aricidea (Acmira) cerrutii	3.61	0.19	0.5	0.73	0.54	17.63
Syllis hyalina	4.61	0.47	0.62	0.76	0.67	18.3
Glycera unicornis	5.45	0.28	1.04	1.16	1.12	19.42
Onchnesoma steenstrupii steenstrupii	5.61	0.94	1.4	0.69	1.51	20.93
Protodorvillea kefersteini	6.23	3	0.8	0.76	0.87	21.8
Kirkegaardia heterochaeta	4.87	0	0.67	0.77	0.73	22.53
Levinsenia gracilis	3.84	0	1.05	0.99	1.13	23.66
Syllis cornuta	2.87	0	0.69	0.94	0.74	24.4
Ampharete acutifrons	1.06	0	0.49	0.67	0.52	24.92
Falcidens guttuosus	0.58	0	0.54	0.63	0.58	25.5
Total Contrib% of Sp Indicators: 4.4						

Συζήτηση

Η παρακολούθηση βενθικών κοινοτήτων (benthic monitoring) είναι μία πολύπλευρη διαδικασία κατά την οποία πρέπει να λαμβάνονται υπόψη πολλές διαφορετικές παράμετροι όπως το μέγεθος του κόσκινου, το εύρος των βαθών, οι διαφορετικές εποχές και ο τύπος της μελέτης που διεξάγεται. Γι' αυτό και η μεθοδολογική προσέγγιση κρίνεται σημαντική για τη λήψη συγκρίσιμων και, παράλληλα, αξιόπιστων αποτελεσμάτων και αυτό γιατί και η ποικιλότητα επηρεάζεται από πολλαπλούς βιοτικούς και αβιοτικούς παράγοντες.

Μια από τις πλευρές του monitoring εξασφαλίζεται με την χρήση των περιβαλλοντικών δεικτών. Τα μοτίβα που έδειξαν οι δείκτες και οι συγκρίσεις μεταξύ τους επιβεβαιώνουν την υπόθεση ότι δεν χάνεται μεγάλο μέρος της πληροφορίας όταν τα δεδομένα συλλέγονται για ανώτερα ταξινομικά επίπεδα (όπως διαπιστώθηκε από τη συσχέτιση του BFI με τον BPC), καθώς και ότι η πληροφορία που αποκτάται από το κόσκινο ανοίγματος 0.5mm δεν βελτιώνει θεαματικά την ικανότητα να εντοπιστούν οι διαταραγμένοι σταθμοί, γεγονός που καθιστά αποδεκτή την αξιολόγηση της οικολογικής κατάστασης και από δεδομένα παρακολούθησης για ανώτερες ταξινομικές βαθμίδες (Lampadariou et al., 2006). Παράλληλα, δείκτες όπως ο αριθμός των ειδών S, το ES(n) και ο Shannon που συνδυάζουν τον πλούτο των ειδών και τη σχετική αφθονία φαίνεται να είναι συνδεδεμένοι και με πιο πολύπλοκες διαδικασίες. Η υπόθεση ποικιλότητας-σταθερότητας (diversity-stability hypothesis) βασίζεται στην ιδέα ότι οι οικολογικές κοινότητες αυξάνουν ως προς την λειτουργική αποδοτικότητα και την ικανότητα ανάκαμψης από διαταραχές, καθώς αυξάνεται ο αριθμός των ειδών στο σύστημα. Στο πλαίσιο αυτό, προβλέπεται ότι όσο αυξάνει ο αριθμός των ειδών τόσο αυξάνει η πιθανότητα να βρεθούν είδη μεγάλης αποτελεσματικότητας ή λειτουργικότητας και μια τέτοια εξήγηση θα μπορούσε να δικαιολογήσει την θετική συσχέτιση της βιοανάδευσης, η οποία εξαρτάται από τα λειτουργικά χαρακτηριστικά των ειδών, με τον αριθμό των βενθικών ειδών. Τέτοιες διαδικασίες με σημασία στη λειτουργική ποικιλότητα αντανακλώνονται, όπως είδαμε και προηγουμένως, και σε δείκτες που λαμβάνουν υπόψη τους τα είδη επιλογής δίνοντας μια αρκετά ολοκληρωμένη εικόνα για τη δυναμική του οικοσυστήματος.

Αυτό που φαίνεται να αλλάζει σε σχέση τόσο με την βιοανάδευση όσο και με την

οικολογική κατάσταση, είναι ότι στα βαθιά αυτή αρχίζει να μειώνεται όσο μειώνεται και η πυκνότητα των πληθυσμών (και συνεπώς και τα είδη, τουλάχιστον ανά μονάδα επιφανείας). Ένα ερώτημα που προκύπτει είναι κατά πόσο η μείωση αυτή της ποικιλότητας είναι σχετική με τα απορριπτόμενα αλιεύματα, τα οποία παρότι προς το παρόν δεν φαίνεται να έχουν κάποια αρνητική επίδραση, δεν μπορούμε να αποκλείσουμε την πιθανότητα της συσχέτισής τους με αυτή την αλλαγή, έχοντας τόσο λίγα δεδομένα. Στα oligοτροφικά νερά της Μεσογείου με τις αυξημένες επιφανειακές θερμοκρασίες, η χαμηλή απόθεση τροφής και ο αυξημένος μεταβολισμός μειώνουν τις πιθανότητες επιβίωσης για τα περισσότερα είδη σε μεγάλα βάθη (Ben-Tuvia, 1983) και ενδεχομένως συμβάλλουν στην δημιουργία μιας κοινότητας που αποκλείει τοπικά μεγαλόσωμα είδη K-επιλογής, αφήνοντας χώρο σε μικρόσωμα oportunistικά στον ανταγωνισμό για την αναζήτηση τροφής. Έτσι, ενώ σε μεγαλύτερα βάθη αναμένεται ελάχιστη επίδραση από επεισόδια οργανικού εμπλουτισμού με επιπτώσεις όπως εκείνες που περιγράφονται από το μοντέλο των Pearson & Rosenberg (1978) και τις οποίες ανιχνεύουν οι περισσότεροι δείκτες όπως οι BENTIX και BQI, η σχετικά φτωχή πανίδα με μικρόσωμα (και ενδεχομένως oportunistικά) βενθικά ζώα οδηγεί τους δείκτες σε τιμές που υποδηλώνουν επιδείνωση της οικολογικής κατάστασης.

Ένα ακόμα ερώτημα που προκύπτει είναι η διερεύνηση της διαφοράς στην ποικιλότητα μεταξύ γειτονικών θαλασσών της Μεσογείου, πέρα από τις μεθοδολογικές διαφορές που φυσικά δεν πρέπει να αγνοηθούν. Παρά το γεγονός ότι η Μεσόγειος, μετά την ξήρανσή της κατά την κρίση αλατότητας του Μεσσηνίου (Hsü et al., 1973), εποικίστηκε από είδη του Ατλαντικού, είναι εντυπωσιακό ότι σήμερα παρουσιάζει μεγάλα ποσοστά ενδημισμού (Coll et al., 2010). Αυτό το πρότυπο υποδηλώνει ότι η διαφοροποίηση των πληθυσμών σε νέα ενδημικά είδη πρέπει να πραγματοποιείται σε διαφορετικές υποπεριοχές της Μεσογείου στις οποίες σημαντικό ρόλο θα πρέπει να παίζει και η γεωγραφική κατανομή και κινητικότητα αυτών των ειδών. Σε αυτή την περίπτωση η μελέτη των πανιδικών διαφορών ανάμεσα σε υποπεριοχές της Μεσογείου είναι μια ενδιαφέρουσα προσέγγιση για την κατανόηση των μηχανισμών γένεσης και διατήρησης της ενδημικής βιοποικιλότητας.

Ωστόσο, δεν θα πρέπει να αποκλειστεί και ο παράγοντας των διαφορών στην ταξινόμηση όταν διερευνάται η τοπική παρουσία/ απουσία ειδών. Για παράδειγμα, ενώ τα είδη *Levinsenia gracilis* και *Kirkegaardia heterochaeta* φαίνεται να απουσιάζουν

από το Ιόνιο με βάση τα σετ δεδομένων που χρησιμοποιήθηκαν, στην πραγματικότητα θα πρέπει να διατηρείται μια επιφύλαξη για την ταξινόμησή τους λόγω της πρόσφατης ανανέωσης στις κλειδές συμπεριλαμβανομένων των ειδών της Μεσογείου από Çinar et al, 2011 για τα είδη του γένους *Levinsenia* και το 2016 από τον Blake (2016) για τα είδη του γένους *Kirkegaardia*. Το ίδιο ισχύει και για το είδος *Chone duneri* λόγω της αναθεώρησης της μορφολογίας του γένους από την Tovar-Hernández (2008) και τα Μεσογειακά είδη *Chone duneri* κατά πάσα πιθανότητα ανήκουν όλα στο είδος *Dialychone dunerificta* (Faulwetter et al., 2017) το οποίο εντοπίστηκε και στο Ιόνιο κατά την ταξινομική κατάταξη. Παρά αυτές τις αβεβαιότητες διαπιστώνονται αρκετές διαφορές στα είδη μεταξύ των θαλασσών που στο μέλλον θα ήταν ενδιαφέρον να ερευνηθούν σε μεγαλύτερη κλίμακα και με περισσότερα δεδομένα.

Βιβλιογραφικές αναφορές

Alverson, D. L., Freeberg, M. H., Murawski, S. A., and Pope, J. G. 1994. A Global Assessment of Fisheries Bycatch and Discards. FAO, Rome. 233 pp.

Ben-Tuvia, A., 1983. The Mediterranean Sea: B. Biological aspects, in: Ketchum, B.H. (Ed.) Estuaries and enclosed seas. *Ecosystems of the World*, 26, 239-251

Blake, J. 2016. *Kirkegaardia* (Polychaeta, Cirratulidae), new name for *Monticellina Laubier*, preoccupied in the Rhabdocoela, together with new records and descriptions of eight previously known and sixteen new species from the Atlantic, Pacific, and Southern Oceans.

Bozzano, A., and Sardà, F., 2002. Fishery discard consumption rate and scavenging activity in the northwestern Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 59, 15-28.

Çinar, M.E., Dagli, E. & Açık S., 2011. Annelids (Polychaeta and Oligochaeta) from the Sea of Marmara, with descriptions of five new species. *Journal of Natural History*. 45, 33-34.

Clarke, KR & Gorley, RN, 2006. Primer v6: User Manual/Tutorial. Primer-E Ltd.

Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., et al. 2010. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PLoS One*, 5(8): e11842.

Danovaro, R., Canals, M., Gambi, C., Heussner, S., Lampadariou, N., Vanreusel, A., 2009. Exploring Benthic Biodiversity Patterns and Hotspots on European Margin Slopes. *Oceanography*, 22, 1.

Dauvin, J.C. and Ruellet, T., 2007. Polychaete/Amphipod Ratio Revisited. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 215-224.

Dauwe, B., Herman, P.M.J. & Heip C.H.R., 1998. Community structure and Bioturbation potential of macrofauna at four North Sea stations with contrasting food supply, *Marine Ecology Progress Series*, 173:67-83.

Degobbis, D., 1989. Increased Eutrophication of the Northern Adriatic Sea Second Act. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 20, No. 9, pp. 452-457.

Dimitriou, P.D., Apostolaki, E.T., Papageorgiou, N., Reizopoulou, S., Simboura, N. et al., 2012. Meta-analysis of a large data set with Water Framework Directive indicators and calibration of a Benthic Quality Index at the family level. *Ecol. Indic.*, 20, 101-107

Duarte, C, Holmer, M., Olsen, Y., Soto, D., Marba, N., Guiu, J., Black, K., Karakassis, I., 2009. Will the Oceans Help Feed Humanity? *BioScience*, 59, 967-976.

Duarte, S., Pedro, E.V., Ana, S.L. & Filipe, O.C., 2020. Status and prospects of marine NIS detection and monitoring through (e)DNA metabarcoding. *Science of The Total Environment*, 751, 141729.

Faulwetter S., Simboura N., Katsiaras N., Chatzigeorgiou G., Arvanitidis C., 2017. Polychaetes of Greece: an updated and annotated checklist. *Biodiversity Data Journal*, 5: e20997

Hsü, K.J., Ryan, W.B.F., Cita, M.B, 1973. Late Miocene desiccation of the Mediterranean. *Nature*, 242, 240-244.

Hurlbert, S.H., 1971. The Nonconcept of Species Diversity: A Critique and Alternative Parameters. *Ecology*, 52 (4): 577–86.

Hyland, J., Balthis, L., Karakassis, I., Magni, P., Petrov, A., Shine, J., Vestergaard, O., Warwick, R., 2005. Organic carbon of sediments as an indicator of stress in the marine benthos. *Marine Ecology Progress Series*. 295. 91-103.

Kress, N., 2019 *Marine Impacts of Seawater Desalination; Science, Management, and Policy*. Elsevier, 35-52

Kröncke, I. & Reiss, H., 2010. Influence of macrofauna long-term natural variability on benthic indices used in ecological quality assessment. *Marine Pollution Bulletin*. 60. 58-68.

Lampadariou, N., Akoumianaki, I. & Karakassis, I., 2008. Use of the size fractionation of the macrobenthic biomass for the rapid assessment of benthic organic enrichment. *Ecological indicators*, 8, 729–742

Lampadariou, N., Karakassis, I. & Pearson, T. (2006). Cost/benefit analysis of a benthic monitoring programme of organic enrichment using different sampling and analysis methods. *Marine pollution bulletin*. 50. 1606-18.

Noble-James, T., Jesus, A. & McBreen, F., 2018. Monitoring guidance for marine benthic habitats. *JNCC Report No: 598*. JNCC, Peterborough.

Paramana, T., Karditsa, A., Milatou, N., Petrakis, S., Megalofonou, P., Poulos, S., Dassenakis, M., 2021. MSFD In-Depth Knowledge of the Marine Environment as the Stepping Stone to Perform Marine Spatial Planning in Greece. *Water*, 13, 2084.

Pearson, T. & Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev*, 16: 229-311.

Quiros, A. M., Birchenough, S.N.R., Bremner, J., Godbold, J., Parker, R.E., Romero Ramirez, A. et al., 2013. A bioturbation classification of European marine infaunal invertebrates. *Ecology and Evolution*, 3, 3958-3985

Reiss H., Birchenough, S., Borja A., Buhl-Mortensen L., Craeymeersch J., Dannheim J., et al., 2015. Benthos distribution modelling and its relevance for marine ecosystem management. *Ices Journal of Marine Science*, 72, Issue 2

Renz, J.R., Powilleit, M., Gogina, M., Zettler, M.L., Morys, C., Forster, S., 2018. Community bioirrigation potential (BIPc), an index to quantify the potential for solute exchange at the sediment-water interface. *Marine Environmental Research*, 141, 214-224.

Rhoads, DC., 1974. Organism-sediment relation on the muddy sea floor. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev*, 12: 263–300.

Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H., Dimming, A., 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 49, 728–739.

Sanz- Lázaro A. & Marin, J.M., 2011. Diversity Patterns of Benthic Macrofauna Caused by Marine Fish Farming. *Diversity*, 3, 4:176-199

Sanders, H. L., 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *Am.Nat.* 102:243-282.

Shannon, C. E., Weaver, N., 1963. The Mathematical Theory of Communication. *Univ. of Illinois Press*, Urbana, Illinois, USA.

Simboura, N., Zenetos, A., 2002. Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index. *Mediterranean Marine Science*, 3/2, 77-111

Simpson, E.H., 1949. *Measurement of Diversity*. *Nature*, 163, 688.

Tovar-Hernández, María Ana, 2008. Phylogeny of *Chone Krøyer*, 1856 (Polychaeta: Sabellidae) and related genera. *Journal of Natural History*. 42(33-34): 2193 - 2226.

Tsagarakis, K., Palialexis, A., Vassilopoulou, V., 2014. Mediterranean fishery discards: review of the existing knowledge, *ICES Journal of Marine Science*, 71, 5, 1219–1234.

Tsikopoulou I., Dimitriou P., Karakassis I., Lampadariou N., Papadopoulou N. & Smith C.J., 2021. Temporal Variation in the Ecological Functioning of Benthic Communities After 20 Years in the Eastern Mediterranean. *Frontiers in Marine Science*, 8, Article 769051.

Villnäs A., Norkko J., Lukkari K., Hewitt J., Norkko A., 2012. Consequences of Increasing Hypoxic Disturbance on Benthic Communities and Ecosystem Functioning. *PLOS ONE*, 7(10): e44920.

Warwick R. M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92,557-562.

Xin Lu., Jing Xu, Zhaodong Xu, Xiaoshou Liu, 2021. Assessment of Benthic Ecological Quality Status Using Multi-Biotic Indices Based on Macrofaunal Assemblages in a Semi-Enclosed Bay. *Frontiers in Marine Science*, 8.

Zenetos A., Christianidis S., Pancucci M.A., Simboura N., Tziavos C., 1996. Oceanologic study of an open coastal area in the Ionian sea with emphasis on its benthic fauna. *Oceanologica Acta*, Vol. 20- No 2.

Παράρτημα 1. Πίνακας με τους σταθμούς των ειδών που χρησιμοποιήθηκαν για τις συγκρίσεις με τους σταθμούς του Ιονίου που αναλύθηκαν στο πλαίσιο του προγράμματος ECODISC.

STATION_ID	LocationName	StateName	RegionName	SamplerType	SamplerSize	Latitude	Longitude	Depth
161	Venice	North Adriatic Sea	Adriatic Sea	VanVeen	0.06			29
162	Venice	North Adriatic Sea	Adriatic Sea	VanVeen	0.06			31.5
163	Venice	North Adriatic Sea	Adriatic Sea	VanVeen	0.06			33.5
164	Venice	North Adriatic Sea	Adriatic Sea	VanVeen	0.06			31.5

168	Venice	North Adriatic Sea	Adriatic Sea	VanVeen	0.06			30
169	Venice	North Adriatic Sea	Adriatic Sea	VanVeen	0.06			37
170	Venice	North Adriatic Sea	Adriatic Sea	VanVeen	0.06			43
171	Venice	North Adriatic Sea	Adriatic Sea	VanVeen	0.06			47
172	Venice	North Adriatic Sea	Adriatic Sea	VanVeen	0.06			54
175	Venice	North Adriatic Sea	Adriatic Sea	VanVeen	0.06			42
1AQL12	Lesbos	Lesbos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1			30
1AQL17	Lesbos	Lesbos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	39.1016	26.5768	30
1AQL2	Lesbos	Lesbos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	39.1016	26.5768	30
1AQL7	Lesbos	Lesbos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	39.1016	26.5768	30
1AQX12	Chios	Chios	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	38.3458	26.1578	30
1AQX17	Chios	Chios	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	38.3458	26.1578	30
1AQX2	Chios	Chios	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	38.3458	26.1578	30
1AQX7	Chios	Chios	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	38.3458	26.1578	30
2AQL17	Lesbos	Lesbos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	39.1016	26.5768	30
2AQL7	Lesbos	Lesbos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	39.1016	26.5768	30
2AQX12	Chios	Chios	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	38.3458	26.1578	30
2AQX17	Chios	Chios	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	38.3458	26.1578	30
2AQX2	Chios	Chios	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	38.3458	26.1578	30
2AQX7	Chios	Chios	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	38.3458	26.1578	30
2E14	Sounio	Sounio	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.10			25
3.S11A	Saronikos	Saronikos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	37.8727	23.6383	74
3.S11B	Saronikos	Saronikos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	37.8727	23.6383	74
3.S11iA	Saronikos	Saronikos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	37.8822	23.6755	50
3.S11iB	Saronikos	Saronikos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	37.8822	23.6755	50
3.S11iiA	Saronikos	Saronikos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	37.8873	23.7028	20
3.S11iiB	Saronikos	Saronikos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	37.8873	23.7028	20
3.S13A	Saronikos	Saronikos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	37.8402	23.4550	94
3.S13B	Saronikos	Saronikos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	37.8402	23.4550	94
3.S16A	Saronikos	Saronikos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	37.7872	23.7007	90
3.S16B	Saronikos	Saronikos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	37.7872	23.7007	90
3.S8A	Saronikos	Saronikos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	37.8833	23.5333	90
3.S8B	Saronikos	Saronikos	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.1	37.8833	23.5333	90
3ES4	Sounio	Sounio	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	37.6581	23.9674	20
3ES9	Sounio	Sounio	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	37.6581	23.9674	35
A12	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.932649	14.244844	85
A13	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.933911	14.243096	85
A3	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.936434	14.239598	85
A4	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.934857	14.241784	85
A5	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.933911	14.243096	85
A6	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.933280	14.243970	85
A6 E	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.933280	14.244028	85
A6 O	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.933280	14.243612	85
A7	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.932964	14.244407	85
A8	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.931702	14.246156	85

A9	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.930125	14.248341	85
B11	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.933922	14.244829	85
B12	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.932637	14.243111	85
B3	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.936492	14.248264	85
B4	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.934886	14.246117	85
B5	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.933601	14.244399	85
B6	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.932959	14.243541	85
B7	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.931674	14.241823	85
B8	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.930068	14.239676	85
ES4	Sounio	Sounio	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	37.6581	23.9674	20
ES9	Sounio	Sounio	Aegean Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	37.6581	23.9674	35
GI 0	Pineto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.767933	14.463683	116
GI 1	Pineto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.769	14.46348333	116
GI 3	Pineto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.76808333	14.4648	117
GI 4	Pineto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.76743333	14.46396667	116
H14	Heraklion	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.4250	25.0833	40
H15	Heraklion	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.4000	25.0833	70
H16	Heraklion	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.3833	25.0833	100
H17	Heraklion	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.4000	25.0833	130
H18	Heraklion	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.5417	25.0833	160
K1	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.922200	14.260797	85
K11	Kissamos	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.5867	23.8000	40
K12	Kissamos	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.6000	23.7667	70
K13	Kissamos	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.6167	23.7167	100
K14	Kissamos	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.7083	23.7250	130
K15	Kissamos	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.6167	23.7167	160
K16	Kissamos	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.5833	23.6917	190
K2	San Benedetto del tronto	Central Adriatic Sea	Adriatic Sea	Van Veen grab	0.1	42.920445	14.260883	85
M11	Malia	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.2167	25.8000	40
M12	Malia	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.1917	25.7667	70
M13	Malia	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.2083	25.7667	100
M13 α	Messinakos	Messinakos	Ionian Sea	Boxcorer	0.45	36.7758	21.7073	8
M13 β	Messinakos	Messinakos	Ionian Sea	Boxcorer	0.45	36.7758	21.7073	8
M13 γ	Messinakos	Messinakos	Ionian Sea	Boxcorer	0.45	36.7758	21.7073	8
M23	Malia	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.2000	25.9167	190
M24	Malia	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.2833	25.8833	160
M2 γ	Messinakos	Messinakos	Ionian Sea	Boxcorer	0.45	36.8307	22.2623	25
M3 α	Messinakos	Messinakos	Ionian Sea	Boxcorer	0.45	36.9497	22.1391	15
M3 γ	Messinakos	Messinakos	Ionian Sea	Boxcorer	0.45	36.9497	22.1391	15
M5 α	Messinakos	Messinakos	Ionian Sea	Boxcorer	0.45	37.0067	22.1205	45
M5 β	Messinakos	Messinakos	Ionian Sea	Boxcorer	0.45	37.0067	22.1205	45
M6 α	Messinakos	Messinakos	Ionian Sea	Boxcorer	0.45	37.0105	22.0943	50
M6 β	Messinakos	Messinakos	Ionian Sea	Boxcorer	0.45	37.0105	22.0943	50
M6 γ	Messinakos	Messinakos	Ionian Sea	Boxcorer	0.45	37.0105	22.0943	50
M8 β	Messinakos	Messinakos	Ionian Sea	Boxcorer	0.45	36.9584	21.9595	41

M8γ	Messinakos	Messinakos	Ionian Sea	Boxcorer	0.45	36.9584	21.9595	41
M3β	Messinakos	Messinakos	Ionian Sea	Boxcorer	0.45	36.9497	22.1391	15
M5γ	Messinakos	Messinakos	Ionian Sea	Boxcorer	0.45	37.0067	22.1205	45
S14	Siteia	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.3333	26.2317	40
S15	Siteia	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.3333	26.1667	70
S16	Siteia	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.3333	26.1667	100
S17	Siteia	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.2833	26.2667	130
S18	Siteia	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.2833	26.2333	160
S19	Siteia	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.4000	26.2167	190
X11	Chania	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.5750	23.8167	40
X12	Chania	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.5917	23.8167	70
X13	Chania	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.6750	23.8167	100
X14	Chania	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.7833	23.8167	130
X15	Chania	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.6833	23.8167	160
X16	Chania	Crete	Cretan Sea	Smith-McIntyre grab	0.10	35.7083	23.8167	190

Παράρτημα 2. Λίστα ειδών που καταγράφηκαν στους σταθμούς του Ιονίου οι οποίοι αναλύθηκαν στο πλαίσιο του προγράμματος ECODISC.

Species name (accepted)
Abra
Acanthochitona fascicularis
Aglaophamus
Amage
Ampelisca
Ampeliscidae
Ampharete
Ampharete octocirrata
Ampharetidae
Amphicteis gunneri
Amphiglena mediterranea
Amphipoda
Amphiura
Amphiura chiajei
Amphiuridae
Anapagurus bicorniger
Ancistrosyllis groenlandica
Aonides oxycephala
Aoridae
Aphelochaeta
Aphelochaeta marioni
Apionsoma (Apionsoma) murinae
Aponuphis bilineata
Aponuphis brementi
Apseudes

Apseudes grossimanus
Apseudopsis latreillii
Argissa
Argyrotheca cuneata
Arichlidon reyssi
Aricidea
Aricidea (Acmira) assimilis
Aricidea (Acmira) catherinae
Aricidea (Acmira) cerrutii
Aricidea (Acmira) simonae
Aricidea (Aricidea) capensis
Aricidea (Aricidea) pseudoarticulata
Aricidea (Strelzovia)
Aricidea (Strelzovia) monicae
Aricidea cf (Strelzovia) mariannae
Armandia
Aspidosiphon (Aspidosiphon) muelleri muelleri
Asterina gibbosa
Axinulus croulinensis
Axionice
Axiothella constricta
Azorinus chamasolen
Bathyarca pectunculoides
Bathyporeia
Boccardiella ligerica
Bornia sebetia
Brania arminii
Brevicirrosyllis weismanni
Calyptraea chinensis
Capitella
Caprellidae
Cardiomya costellata
Caulleriella
Caulleriella alata
Caulleriella mediterranea
Caulleriella sp1
Caulleriella viridis
cf Abyssoninoe
Chaetopteridae
Chaetozone
Chaetozone sp1*
Chaetozone sp2**
Chaetozone corona
Chaetozone sp3
Chaetozone gibber
Chaetozone setosa
Chondrochelia savignyi

Chrysopetalum debile
Cirolana
Cirratulidae
Cirrophorus branchiatus
Claparedepelogenia inclusa
Claviramus
Clymenella cf koellikeri
Cossura
Crangonidae
Cumacea
Cumella (Cumella) pygmaea
Cyathura carinata
Dexaminidae
Dialychone
Dialychone collaris
Dialychone dunerificta
Diastylidae
Diastylis
Diastylis rugosa
Diastylodes serratus
Diplocirrus glaucus
Dorvilleidae sp1
Dosinia lupinus
Drilonereis filum
Echinocyamus pusillus
Ericthonius brasiliensis
Euchone
Euchone pararosea
Euchone rosea
Euchone sp1
Euclymene
Euclymene oerstedii
Euclymene palermitana
Eudorella
Eudorella truncatula
Eulalia
Eulalia sp1
Eulima glabra
Eunice
Eunice vittata
Eupanthalis kinbergi
Eupolymnia nebulosa
Euratelya salmacidis
Eurysyllis tuberculata
Eusyllis
Eusyllis assimilis

Exogone (Exogone)
Exogone naidina
Exogone sophiae
Fimbriosthenelais minor
Flabelligeridae
Flexopecten hyalinus
Galatheidae
Gallardoneris iberica
Gastrosaccus
Glycera alba
Glycera celtica
Glycera lapidum
Glycera oxycephala
Glycera tessellata
Gnathia
Goneplax rhomboides
Gouldia minima
Gyptis
Haplosyllis spongicola
Harmothoe
Harmothoe fraserthomsoni
Harmothoe spinifera
Harpinia
Harpinia dellavallei
Haustoriidae
Hesionidae
Hesiospina aurantiaca
Hiatella arctica
Hilbigneris gracilis
Hippomedon bidentatus
Hydrobia acuta
Inermonephtys inermis
Iphinoe
Iphinoe trispinosa
Isaeidae
Jasmineira caudata
Jasmineira elegans
Kirkegaardia dorsobranchialis
Lagis neapolitana
Laonice
Laonice cirrata
Leiochone
Leiochone leiopygos
Leiochone tricirrata
Leitoscoloplos cf kerguelensis
Leitoscoloplos kerguelensis

Leptognathia
Leptognathia sp1
Leptognathiidae
Leptomysis
Leuconidae
Leucothoe
Levinsenia
Levinsenia cf demiri
Levinsenia demiri
Levinsenia flava
Levinsenia oculata
Levinsenia sp1
Levinsenia sp2
Levinsenia tribranchiata
Liljeborgia
Limatula subauriculata
Loripinus fragilis
Lucinella divaricata
Lumbrineris
Lumbrineris cf lusitanica
Lumbrineris coccinea
Lumbrineris latreilli
Lumbrineris nonatoi
Lyonsia norwegica
Lysianassa
Lysianassidae
Lysidice ninetta
Lysidice unicornis
Macomangulus tenuis
Magelona minuta
Malacoceros girardi
Maldane sarsi
Maldanidae
Malmgrenia andreapolis
Manayunkia aestuarina
Marphysa sp1
Mastobranchus trinchessii
Melinna
Melinna palmata
Metaphoxus
Metaphoxus simplex
Microdeutopus
Micronephthys longicornis
Modiolus adriaticus
Monoculodes
Musculus discors

Myrtea spinifera
Mysida
Nannastacidae
Neanthes
Nematoda
Nemertea
Neogyptis mediterranea
Nephtys hombergii
Nereimyra punctata
Nereis
Nereis pelagica
Nereis perivisceralis
Nereis rava
Nereis splendida
Notocochlis dillwynii
Notomastus
Notomastus aberans
Notomastus formianus
Nototropis guttatus
Nucula nitidosa
Nucula nucleus
Nuculana
Oligochaeta sp1
Onchnesoma steenstrupii steenstrupii
Onuphidae
Ophelina
Ophelina cylindricaudata
Ophelina sp1
Ophiocten affinis
Ophiura
Orchomene
Oxydromus
Paguroidea
Palliolum striatum
Papillicardium papillosum
Paradiopatra
Paradiopatra calliopae
Paradiopatra quadricuspis
Paradoneis
Paradoneis armata
Paradoneis lyra
Paralacydonia paradoxa
Paramysis (Longidentia) helleri
Parapionosyllis
Parapionosyllis brevicirra
Parexogone meridionalis

Parexogone wolffi
Parvicardium pinnulatum
Pectinaria
Perioculodes longimanus
Phascolion
Phascolosoma
Phaxas pellucidus
Pholoides dorsipapillatus
Photis
Phoxocephalidae
Phyllodoce
Phyllodocidae
Phylo norvegica
Pilargidae
Pinctada radiata
Pionosyllis
Piromis eruca
Piscicolidae
Pista
Pista lornensis
Poecilochaetidae
Poecilochaetus serpens
Polycirrus latidens
Polycirrus sp1
Polyophthalmus pictus
Praxillella gracilis
Praxillura longissima
Priapulida
Prionospio
Prionospio caspersi
Prionospio dubia
Prionospio ehlersi
Prionospio maciolekae
Prionospio malmgreni
Prionospio steenstrupi
Processa edulis
Progoniada
Prosphaerosyllis
Protodorvillea kefersteini
Psammechinus microtuberculatus
Pseudocuma
Pseudocuma (Pseudocuma) longicorne
Pseudocumatidae
Pseudoleiocapitella fauveli
Pycnogonida
Retusidae

Rhodine gracilior
Sabella
Saccella commutata
Saccella illirica
Schistomeringos rudolphi
Scolelepis (Scolelepis) squamata
Scoletoma emandibulata mabiti
Scoletoma laurentiana
Scoloplos armiger
Sigambra
Sigambra parva
Siphonoecetes sabatieri
Sipuncula
Socarnes filicornis
Sosane sulcata
Sphaerosyllis
Sphaerosyllis glandulata
Sphaerosyllis gravinae
Sphaerosyllis hystrix
Sphaerosyllis pirifera
Sphaerosyllis sp1
Spio
Spio filicornis
Spionidae
Spiophanes mediterraneus
Spiophanes reysii
Spirobranchus triqueter
Sternaspis scutata
Sternaspis thalassemoides
Sthenelais boa
Stomatopoda
Streblosoma bairdi
Striarca lactea
Syllidae
Syllidia armata
Syllis alternata
Syllis armillaris
Syllis garciai
Syllis gerlachi
Syllis gerundensis
Syllis parapari
Syllis pontxioi
Syllis sp1
Syllis sp2
Syllis sp3
Synchelidium

Synchelidium maculatum
Tachytrypane jeffreysi
Tanaidacea
Tanaopsis graciloides
Terebellidae
Terebellides stroemii
Tetrarca tetragona
Therochaeta flabellata
Thracia convexa
Thyasira flexuosa
Thyasira striata
Thyasiridae
Timoclea ovata
Trichobranchus
Upogebia pusilla
Urothoe elegans
Urothoe sp1
Veneridae
Xenosyllis scabra

*Δεδομένα υπό επεξεργασία, καταγράφηκε ως *Chaetozone carpenteri*

**Δεδομένα υπό επεξεργασία, καταγράφηκε ως *Chaetozone corona*