



ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΑΙΓΑΙΟΥ
ΣΧΟΛΗ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ
ΤΜΗΜΑ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ ΤΗΣ ΘΑΛΑΣΣΑΣ

ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

ΠΡΟΤΥΠΑ ΒΙΟΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑΣ ΣΤΑ ΠΑΡΑΚΤΙΑ ΥΓΡΟΤΟΠΙΚΑ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΤΩΝ ΑΛΥΚΩΝ ΚΑΛΛΟΝΗΣ ΛΕΣΒΟΥ

Αθανάσιος Ευαγγελόπουλος

Βιολόγος, MSc Υδροβιολογίας - Υδατοκαλλιεργειών

Επιβλέπων της διδακτορικής διατριβής:
Αναπληρωτής Καθηγητής Δρόσος Κουτσούμπας



Μυτιλήνη 2008



ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΑΙΓΑΙΟΥ
ΣΧΟΛΗ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ
ΤΜΗΜΑ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ ΤΗΣ ΘΑΛΑΣΣΑΣ

ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

**ΠΡΟΤΥΠΑ ΒΙΟΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑΣ
ΣΤΑ ΠΑΡΑΚΤΙΑ ΥΓΡΟΤΟΠΙΚΑ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ
ΤΩΝ ΑΛΥΚΩΝ ΚΑΛΛΟΝΗΣ ΛΕΣΒΟΥ**

Αθανάσιος Ευαγγελόπουλος

Βιολόγος, MSc Υδροβιολογίας - Υδατοκαλλιεργειών

Επιβλέπων της διδακτορικής διατριβής:
Αναπληρωτής Καθηγητής Δρόσος Κουτσούμπας

Μυτιλήνη 2008

Τριμελής συμβουλευτική επιτροπή:

Καθηγητής Μιχαήλ Καρύδης

Αναπληρωτής Καθηγητής Δρόσος Κουτσούμπας

Επίκουρος Καθηγητής Ευστράτιος Γεωργακαράκος

Επταμελής εξεταστική επιτροπή:

Καθηγητής Μιχαήλ Καρύδης

Καθηγητής Θεμιστοκλής Λέκκας

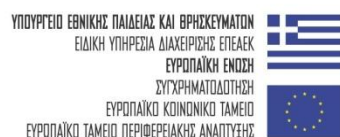
Καθηγητής Χαρίτων Χιντήρογλου

Αναπληρωτής Καθηγητής Δρόσος Κουτσούμπας

Αναπληρώτρια Καθηγήτρια Άρτεμη Νικολαΐδου

Επίκουρος Καθηγητής Ευστράτιος Γεωργακαράκος

Επίκουρος Καθηγητής Γεώργιος Τσιφτσής



Η διδακτορική διατριβή πραγματοποιήθηκε στα πλαίσια του προγράμματος «Ηράκλειτος: Υποτροφίες έρευνας με προτεραιότητα στη βασική έρευνα», Μέτρο 2.6, που χρηματοδοτήθηκε από το ΥΠΕΠΘ και συγχρηματοδοτήθηκε από την Ευρωπαϊκή Ένωση.

Στους Γονείς μου,
στη Μίνα,
που πιστεύουν σε μένα, με στήριξαν
και συνεχίζουν να με στηρίζουν στο δρόμο που διάλεξα

Ευχαριστίες

Πρώτα από όλους πρέπει να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα Καθηγητή μου Δρόσο Κουτσούμπα για την εμπιστοσύνη που έχει δείξει σε μένα όλα αυτά τα χρόνια, τη βοήθεια που μου έχει προσφέρει σε πολλαπλά επίπεδα και πάνω από όλα για τη φιλία του.

Ευχαριστώ θερμά τους Σπυράκο Βαγγέλη, Γεροβασιλείου Βασίλη, Κατσιάρα Νίκο, Αλιφραγκή Ανδρέα, Βασιλειάδη Γιάννη, Μαϊδανού Μαρία και Καμπούρη Θόδωρο για τη πολύ σημαντική βοήθεια τους στο πεδίο και το εργαστήριο.

Ευχαριστώ επίσης τη Μίνα Κωστίδου για την ανεκτίμητη βοήθεια της σε όλα τα στάδια της διδακτορικής μου διατριβής.

Ευχαριστώ τους Κώστα Ντούνα και Γιολάντα Κουλούρη για την κριτική τους ανάγνωση και συμβολή στις δύο εργασίες που δημοσιεύτηκαν από τη διδακτορική μου διατριβή, καθώς και τον Petr Šmilauer για τις γνώσεις του πάνω στις αναλύσεις ταξιθέτησης που τόσο απλόχερα που πρόσφερε.

Ευχαριστώ επίσης την Μαρία Αλούπη για την πολύτιμη υποστήριξη της στις εργαστηριακές αναλύσεις.

Ευχαριστίες οφείλω και στους Καθηγητές που ήταν τα μέλη της συμβουλευτικής και της εξεταστικής επιτροπής, ιδιαίτερα τον Στράτη Γεωργακαράκο για τις εύστοχες υποδείξεις του πάνω στο κείμενο της διδακτορικής διατριβής. Για τον ίδιο λόγο θα πρέπει να ευχαριστήσω και το Γιώργο Κόκκορη.

Τέλος, πρέπει να ευχαριστήσω θερμά τις Αλυκές Καλλονής Α.Ε., το Χρήστο, και ιδιαίτερα τον Νίκο Κοροβέσση, για την πρόσβαση που μου παρείχαν στις αλυκές Καλλονής και τη βοήθεια που μου προσέφεραν όποτε τη χρειάστηκα.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

A. Ευαγγελόπουλος, 2008: Πρότυπα βιοποικιλότητας στα παράκτια υγροτοπικά οικοσυστήματα των αλυκών Καλλονής Λέσβου. Διδακτορική Διατριβή. Τμήμα Επιστημών της Θάλασσας, Πανεπιστήμιο Αιγαίου.

Η κατάσταση της γνώσης της οικολογίας των βιοκοινοτήτων των αλυκών κρίνεται γενικά μη ικανοποιητική, ιδιαίτερα σε ότι αφορά στα μακροβενθικά ασπόνδυλα. Ειδικότερα στον Ελληνικό χώρο, οι οικολογικές μελέτες των αλυκών είναι ελάχιστες και αποσπασματικές. Αν και η έρευνα που πραγματοποιήθηκε στη διδακτορική διατριβή αφορά καταρχήν στα οικοσυστήματα των αλυκών, το θεωρητικό υπόβαθρο, τα ερευνητικά ερωτήματα και η μεθοδολογική προσέγγιση αντλήθηκαν από την οικολογική έρευνα των λιμνοθαλασσών, με τις οποίες οι αλυκές παρουσιάζουν κοινά χαρακτηριστικά, με βασικότερο την έντονη επίδραση της θάλασσας.

Η διδακτορική διατριβή εστιάζει στην περιγραφή και ερμηνεία των προτύπων οργάνωσης των βιοκοινοτήτων των μακροβενθικών ασπονδύλων - με έμφαση στα μαλάκια - και, δευτερευόντως, του φυτοπλαγκτού, κατά μήκος της περιβαλλοντικής διαβάθμισης θάλασσα → υπέραλο ενδιαίτημα στο τμήμα χαμηλής αλατότητας των αλυκών Καλλονής Λέσβου. Σε ότι αφορά στις εμπλεκόμενες οικολογικές διεργασίες, δίνεται ιδιαίτερη έμφαση στο έλεγχο των προβλέψεων της θεωρίας του περιορισμού (confinement) και στην επίδραση των φορτίων των νέων ανόργανων θρεπτικών αλάτων που εισέρχονται στις αλυκές από τον παραγωγικό Κόλπο Καλλονής. Η διδακτορική διατριβή εστιάζει επίσης στα δομικά και λειτουργικά χαρακτηριστικά της μεταβατικής ζώνης που υφίσταται μεταξύ του ενδιαίτηματος των λεκανών των αλυκών και του γειτονικού θαλάσσιου ενδιαίτηματος. Τέλος, οι αλληλεπιδράσεις μεταξύ των προτύπων οργάνωσης των βιοκοινοτήτων των μακροβενθικών ασπονδύλων και οικολογικών διεργασιών εξετάζονται και σε κλίμακα οικοπεριοχής, μέσα από τη συγκριτική μελέτη των αλυκών Καλλονής και των αλυκών Margherita di Savoia (Ιταλία).

Η έρευνα της διδακτορικής διατριβής πραγματοποιήθηκε με εποχιακή χρονική κλίμακα παρατήρησης, εκτός από το αβιοτικό περιβάλλον, για την μελέτη του οποίου πραγματοποιήθηκαν μετρήσεις και δειγματοληψίες με μηνιαία συχνότητα. Οι σταθμοί δειγματοληψίας είχαν διάταξη διατομής κατά μήκος της περιβαλλοντικής διαβάθμισης θάλασσα → υπέραλο ενδιαίτημα. Η διατομή αυτή ξεκινούσε από το βόρειο άκρο του Κόλπου Καλλονής και κατέληγε στις τελευταίες λεκάνες χαμηλής αλατότητας των αλυκών. Η στατιστική ανάλυση των βιοτικών δεδομένων της διδακτορικής διατριβής

πραγματοποιήθηκε κυρίως με εφαρμογή τεχνικών υπολογισμού της βιολογικής ποικιλότητας και τεχνικών ανάλυσης διαβάθμισης.

Αναγνωρίστηκαν συνολικά 95 taxa μακροβενθικών ασπονδύλων. Οι κύριες ταξινομικές ομάδες ήταν οι Mollusca, Polychaeta και Crustacea. 34 από τα είδη μαλακίων που αναγνωρίστηκαν αποτελούν πρώτες αναφορές για τη Λέσβο και το ΒΑ. Αιγαίο. Ο πλούτος ειδών των μαλακίων στις αλυκές Καλλονής (33 είδη στις λεκάνες μόνο) κρίνεται ιδιαίτερα σημαντικός.

Βρέθηκε πως οι βιοκοινότητες των μακροβενθικών μαλακίων στις αλυκές Καλλονής σχηματίζουν, ως απόκριση στην περιβαλλοντική διαβάθμιση θάλασσα → υπέραλο ενδιαίτημα, ένα κοινοκλινές. Στο κοινοκλινές αυτό, αυξανόμενης της απόστασης από τη θάλασσα, θαλάσσια είδη βιοκοινότητας τύπου SFHN αντικαθίστανται βαθμιαία από τυπικά λιμνοθαλάσσια είδη βιοκοινότητας τύπου LEE. Είδη του τύπου βιοκοινότητας SVMC βρέθηκαν στο σύνολο της περιβαλλοντικής διαβάθμισης. Βρέθηκε πως αριθμητικά, ο κυρίαρχος τροφικός τύπος μαλακίων ήταν τα φυτοφάγα. Τα αιωρηματοφάγα και επιφανειακά ιζηματοφάγα είχαν σημαντικές αριθμητικές αφθονίες στον Κόλπο Καλλονής, ενώ η βιομάζα τους ήταν σημαντική μόνο στις λεκάνες.

Γενικά, τα πρότυπα κατανομής των ειδών και των χωρικών μεταβολών της ποικιλότητας, της αφθονίας και της βιομάζας των μακροβενθικών μαλακίων που βρέθηκαν, υποστηρίζουν την υπόθεση πως η βιοτική διαβάθμιση στις αλυκές Καλλονής καθορίζεται πρωταρχικά από τη διαβάθμιση του περιορισμού. Η θεωρία του περιορισμού προβλέπει πως η διαβάθμιση πίεσης του περιορισμού καθορίζει ένα συγκεκριμένο ζωνικό πρότυπο οργάνωσης των βιοκοινοτήτων των μακροβενθικών ασπονδύλων στα λιμνοθαλάσσια οικοσυστήματα. Οι ζώνες περιορισμού που αναγνωρίστηκαν στην περιοχή μελέτης ήταν οι II (Κόλπος Καλλονής), III (κανάλι εισόδου του θαλασσινού νερού στις αλυκές) και IV-V (λεκάνες). Όμως, το ζωνικό πρότυπο ήταν ασαφές και παρουσίασε εποχιακές μετατοπίσεις κατά μήκος της διατομής των σταθμών δειγματοληψίας, εξαιτίας της εποχιακής μεταβλητότητας του αβιοτικού περιβάλλοντος.

Οι αναφορές για την ύπαρξη σημαντικών οικοτόνων στα λιμνοθαλάσσια συστήματα είναι σπάνιες. Βρέθηκε πως στην περιοχή μελέτης υφίσταται ένας οικοτόνος μεταξύ του θαλάσσιου (Κόλπος Καλλονής) και του λιμνοθαλάσσιου ενδιαιτήματος (λεκάνες των αλυκών), με θέση στο κανάλι και με χαρακτηριστικό οικοτονικό πληθυσμό εκείνον του θαλάσσιου γαστερόποδου *Bittium reticulatum*. Στον οικοτόνο μετρήθηκαν υψηλές συγκεντρώσεις ανόργανων θρεπτικών αλάτων και βιομάζας του φυτοπλαγκτού. Σε ότι αφορά στις βιοκοινότητες των μακροβενθικών μαλακίων, μετρήθηκε ενδιάμεσος πλούτος ειδών και το μέγιστο της κυριαρχίας. Επίσης, οι πολύ υψηλές αφθονίες στον οικοτόνο του *Bittium reticulatum*, ενός σχετικά μεγάλου σωματικού μεγέθους είδους, συνεπάγονται πως στον

οικοτόνο μετρήθηκε το μέγιστο της παραγωγικότητας της βιοκοινότητας των μακροβενθικών μαλακίων. Αυτό το μέγιστο παραγωγικότητας μπορεί να αποδοθεί στο ότι ο οικοτόνος συνδυάζει την επίδραση του θαλάσσιου ενδιαιτήματος με την αφθονία πόρων τροφής του λιμνοθαλάσσιου ενδιαιτήματος. Επίσης, συνάγεται πως η ζώνη περιορισμού III στις αλυκές Καλλονής αντιστοιχεί σε οικοτόνο και έτσι δεν είναι δομικά και λειτουργικά ομόλογη με τις ζώνες II και IV-V, οι οποίες αντιστοιχούν σε περιοχές διαφορετικών ενδιαιτημάτων.

Βρέθηκε σημαντική διαφοροποίηση στο αβιοτικό περιβάλλον και στην ταξινομική σύνθεση των βιοκοινοτήτων των μακροβενθικών ασπονδύλων μεταξύ των αλυκών Margherita di Savoia και των αλυκών Καλλονής. Σε τοπικό επίπεδο οργάνωσης, η βιοτική διαβάθμιση και στις δυο αλυκές βρέθηκε πως καθορίζεται πρωταρχικά από τη διαβάθμιση του περιορισμού. Όμως, υποστηρίζεται η υπόθεση πως σε επίπεδο οργάνωσης οικοπεριοχής είναι σημαντικός ο ρόλος βιοτικών διεργασιών, όπως η διαφοροποίηση των περιφερειακών αποθεμάτων ειδών και η στοχαστικότητα των διεργασιών του κύκλου αποίκησης-εξαφάνισης των ειδών των μακροβενθικών ασπονδύλων στις λιμνοθάλασσες.

Στην περιοχή μελέτης καταγράφηκαν 74 taxa φυτοπλαγκτού. Οι σημαντικότερες κλάσεις ήταν οι Dinophyceae και Bacillariophyceae. Πολλά από τα κυρίαρχα είδη που βρέθηκαν στις λεκάνες των αλυκών είναι τυπικά είδη υφάλμυρων υδάτων και λιμνοθαλασσών. Καταγράφηκαν πληθυσμιακές εξάρσεις ειδών που είναι δείκτες ευτροφισμού. Οι μεταβολές της σύνθεσης και της βιομάζας του φυτοπλαγκτού συσχετίζονται με τα πρότυπα εισόδου στις αλυκές φορτίων νέων θρεπτικών αλάτων από τον Κόλπο Καλλονής, αλλά και τους κύκλους αφομοίωσης και αναγέννησης των ανόργανων θρεπτικών αλάτων του αζώτου και του φωσφόρου που λαμβάνουν χώρα μεταξύ στήλης νερού και ιζήματος στις λεκάνες των αλυκών. Η συνεχής είσοδος φορτίων νέων θρεπτικών αλάτων από τον παραγωγικό Κόλπο Καλλονής φαίνεται πως συμβάλλει στην υψηλή παραγωγικότητα των αλυκών Καλλονής και προκαλεί προβλήματα στη διαχείριση τους ως παραγωγική μονάδα, καθώς και στη διατήρησή τους ως έναν από τους σημαντικότερους υγρότοπους στον Ελληνικό χώρο.

ABSTRACT

A. Evagelopoulos, 2008: Biodiversity patterns in the coastal wetlands of Kalloni saltworks (Lesvos Island, Greece). PhD Thesis. Department of Marine Sciences, University of the Aegean.

The state of knowledge in the community ecology of solar saltworks is not satisfactory, especially regarding macrobenthic invertebrates. Ecological studies of the solar saltworks of Greece in particular are very few and fragmentary. Even though the thesis concerns primarily solar saltworks, the theoretical framework, the research questions and the methodological approach are derived from the ecological research of coastal lagoons. The latter have many characteristics in common with solar saltworks, the most important being the strong influence of the sea.

The thesis focuses on the description and explanation of the patterns of organization of the communities of macrobenthic invertebrates – with emphasis in the molluscs – and, secondarily, of phytoplankton, along the sea → hyperhaline environmental gradient in the low salinity ponds of Kalloni solar saltworks. Regarding the relevant ecological processes, emphasis is put in the evaluation of the predictions of confinement theory and the influence of the loads of new inorganic nutrients that enter the saltworks from the productive Kalloni Gulf. The thesis also focuses on the structural and functional characteristics of the transitional zone between the habitat of the low salinity ponds and the adjacent marine habitat. The interactions between the patterns of organization of the communities of macrobenthic invertebrates and ecological processes are also examined at a regional scale of observation, by a comparative study of Kalloni saltworks and Margherita di Savoia saltworks (Italy).

The research of the thesis was conducted at a seasonal temporal scale of observation, except from the study of the abiotic environment, which was carried out at monthly intervals. A transect-based sampling design was chosen, with sampling stations spaced along the sea → hyperhaline environmental gradient. One end of the transect was at N. Kalloni Gulf and the other end was at the last low salinity ponds of the saltworks. The statistical analysis of the biotic data of the thesis was carried out by employing techniques of biological diversity measurement and gradient analysis techniques.

A total of 95 taxa of macrobenthic invertebrates were identified. The main taxonomic groups were Mollusca, Polychaeta and Crustacea. 34 of the molluscan species found are first-time citations for Lesvos Island and the NE Aegean Sea. Species richness of macrobenthic molluscs in Kalloni Saltworks (33 species in the ponds only) is deemed significant.

It was found that the macrobenthic molluscan communities in Kalloni saltworks form a coenocline along the sea → hyperhaline environmental gradient. In this coenocline, with increasing distance from the sea, marine species of the SFHN biocoenosis type were gradually replaced by typical lagoonal species of the LEE biocoenosis type. Species of the SVMC biocoenosis type were found along the entire environmental gradient. Numerically, the dominant trophic type were the herbivores. The suspension feeders and the surface deposit feeders were numerically important at the Kalloni Gulf site, but their biomass was significant only at the ponds.

Generally, the patterns of species distribution and spatial variations in diversity, numerical abundance and biomass of the macrobenthic molluscs support the hypothesis that the biotic gradient in Kalloni saltworks is primarily determined by a confinement gradient. The theory of confinement predicts that the stress gradient of confinement determines a particular zonal pattern of organization of the communities of macrobenthic invertebrates in coastal lagoons. The zones of confinement that were recognized in the study area were zone II (Kalloni Gulf site), zone III (inlet channel) and IV-V (ponds). However, the zonal pattern was fuzzy and there were seasonal shifts of the zones, attributable to the seasonal variability of the abiotic environment.

Citations about the existence of important ecotones in coastal lagoons are very few in the literature. It was found that an ecotone exists in the study area, which separates the marine (Kalloni Gulf) from the lagoonal (ponds) habitat patch. This ecotone is located at the inlet channel and there is a characteristic ecotonal population of the gastropod *Bittium reticulatum* was identified. High concentrations of inorganic nutrients and phytoplankton biomass were measured at the ecotone. Pertaining to the communities of macrobenthic molluscs, species richness was intermediate and dominance was at its maximum at the ecotone. Moreover, the very high numerical abundance of the large body sized *Bittium reticulatum* at the ecotone correspond to a maximum of productivity of the community of the macrobenthic molluscs. This productivity maximum can be attributed to a combination of a strong marine influence and an abundance of food resources at the ecotone. It is also inferred that zone III of confinement corresponds to an ecotone in Kalloni saltworks and is thus not homologous to zones II and IV-V, which correspond to different habitat patches.

Significant differences were found regarding the abiotic environment and the taxonomic composition of the communities of macrobenthic invertebrates between Margherita di Savoia saltworks and Kalloni saltworks. At a local level of organization, the biotic gradient was determined primarily by the confinement gradient in both saltworks. However, at a regional level of organization, the results support the hypothesis that biotic processes play significant roles. The inferred biotic processes involved were

the differentiation of the regional species pools and the stochasticity of the colonization-extinction processes cycle in coastal lagoons.

74 phytoplankton taxa were recorded and the main classes were Dinophyceae and Bacillariophyceae. Many of the dominant species in the ponds are typical of estuaries and coastal lagoons. Blooms of species that are bioindicators of eutrophication were recorded. The variations in composition and biomass of phytoplankton were associated with the patterns of inflow of new inorganic nutrients from the productive Kalloni Gulf, as well as to the inorganic nutrients assimilation-regeneration processes cycle that takes place between the water column and bottom sediment of the ponds. The continuous inflow of new inorganic nutrients from the productive Kalloni Gulf intensifies the high productivity of Kalloni saltworks, complicating their management as an enterprise, as well as their conservation as one of the most important coastal wetlands in Greece.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

1. ΓΕΝΙΚΗ ΕΙΣΑΓΩΓΗ	1
2. ΑΝΑΛΥΤΙΚΗ ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ	31
3. ΚΕΦΑΛΑΙΟ I: ΧΩΡΙΚΗ ΚΑΙ ΧΡΟΝΙΚΗ ΜΕΤΑΒΛΗΤΟΤΗΤΑ ΤΟΥ ΑΒΙΟΤΙΚΟΥ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ	75
4. ΚΕΦΑΛΑΙΟ II: ΧΩΡΙΚΗ ΚΑΙ ΧΡΟΝΙΚΗ ΜΕΤΑΒΛΗΤΟΤΗΤΑ ΤΟΥ ΦΥΤΟΠΛΑΓΚΤΟΥ ΚΑΙ ΤΟΥ ΜΙΚΡΟΦΥΤΟΒΕΝΘΟΥΣ	127
5. ΚΕΦΑΛΑΙΟ III: ΕΠΟΧΙΑΚΕΣ ΜΕΤΑΒΟΛΕΣ ΤΗΣ ΔΟΜΗΣ ΤΗΣ ΒΙΟΚΟΙΝΟΤΗΤΑΣ ΤΩΝ ΜΑΛΑΚΙΩΝ ΣΤΗ ΜΕΤΑΒΑΣΗ ΑΠΟ ΤΟ ΘΑΛΑΣΣΙΟ ΣΤΟ ΛΙΜΝΟΘΑΛΑΣΣΙΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ	175
6. ΚΕΦΑΛΑΙΟ IV: ΧΩΡΙΚΗ ΚΑΙ ΕΠΟΧΙΑΚΗ ΜΕΤΑΒΛΗΤΟΤΗΤΑ ΤΗΣ ΜΑΚΡΟΒΕΝΘΙΚΗΣ ΠΑΝΙΔΑΣ ΣΕ ΔΥΟ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΑΛΥΚΩΝ ΤΗΣ ΜΕΣΟΓΕΙΟΥ	179
7. ΚΕΦΑΛΑΙΟ V: ΑΠΟΚΡΙΣΗ ΤΗΣ ΔΟΜΗΣ ΚΑΙ ΤΗΣ ΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑΣ ΤΗΣ ΒΙΟΚΟΙΝΟΤΗΤΑΣ ΤΩΝ ΜΑΛΑΚΙΩΝ ΣΤΗΝ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΗ ΔΙΑΒΑΘΜΙΣΗ	187
9. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	221
10. ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ: ΔΗΜΟΣΙΕΥΣΕΙΣ ΑΠΟ ΤΗ ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ	247

1. ΓΕΝΙΚΗ ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Οι λιμνοθάλασσες συγκαταλέγονται ανάμεσα στα πλέον κοινά και σημαντικά συστατικά στοιχεία του μωσαϊκού οικοσυστημάτων που απαρτίζουν το Μεσογειακό παράκτιο τοπίο (Britton & Crivelli 1993). Στις ακτές της Μεσογείου βρίσκονται επίσης διάσπαρτες μεγάλοι αριθμός αλυκών (Sadoul et al. 1998). Αν και οι αλυκές είναι τεχνητά συστήματα, κατασκευασμένα κυρίως για την εξαγωγή του αλατιού από το θαλασσινό νερό, αποτελούν παράλληλα έναν τύπο παράκτιων υγροτόπων με μοναδικά χαρακτηριστικά και υψηλή φυσική αξία (Walmsley 2000). Τα οικοσυστήματα των λιμνοθαλασσών και των αλυκών παρουσιάζουν σημαντικές διαφορές, αλλά και κοινά χαρακτηριστικά, με βασικότερο ίσως την έντονη επίδραση της θάλασσας. Χάρη στα κοινά τους χαρακτηριστικά, αλληλοεπιδρούν ως κόμβοι του δικτύου των παράκτιων υγροτόπων (Amezaga et al. 2002). Έτσι, αν και η έρευνα των προτύπων βιοποικιλότητας που πραγματοποιήθηκε στη διδακτορική διατριβή αφορά καταρχήν στα οικοσυστήματα των αλυκών, το θεωρητικό υπόβαθρο και η μεθοδολογική προσέγγιση αντλήθηκαν από την οικολογική έρευνα των λιμνοθαλασσών. Ακολουθεί πρώτα μια ανασκόπηση της επιστημονικής γνώσης των οικοσυστημάτων των οικοσυστημάτων μεταβατικών υδάτων – με έμφαση στις λιμνοθάλασσες - και μετά η αντίστοιχη ανασκόπηση για τα οικοσυστήματα των αλυκών.

1.1 ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΜΕΤΑΒΑΤΙΚΩΝ ΥΔΑΤΩΝ

1.1.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ ΣΤΑ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΜΕΤΑΒΑΤΙΚΩΝ ΥΔΑΤΩΝ

Σύμφωνα με τον ορισμό της Οδηγίας "Περί Υδάτων" της ΕΕ. (Water Framework Directive) (EC 2000, 2003a), τα "Μεταβατικά Ύδατα" (Transitional Waters) "είναι σώματα επιφανειακών υδάτων κοντά σε στόμιο ποταμών, τα οποία είναι εν μέρει αλμυρά εξαιτίας της εγγύτητας τους με παράκτια θαλάσσια ύδατα, αλλά ταυτόχρονα επηρεάζονται ουσιαστικά από ροές γλυκών

υδάτων". Οι κυριότερες κατηγορίες οικοσυστημάτων μεταβατικών υδάτων (OMY) είναι τα εκβολικά συστήματα (estuaries) και οι λιμνοθάλασσες (coastal lagoons). Τα μεταβατικά ύδατα είναι για την Οδηγία "Περί Υδάτων" της ΕΕ. ένας τύπος επιφανειακών υδάτων διακριτός από τα "Παράκτια Ύδατα" (Coastal Waters), τα οποία περιλαμβάνουν θαλάσσια ύδατα της νηρηϊτικής (neritic) ζώνης, αλλά και από τα "Εσωτερικά Ύδατα" (Inland Waters) τα οποία συμπεριλαμβάνουν τα στάσιμα (λίμνες) και ρέοντα (ποτάμια, χείμμαροι) επιφανειακά γλυκά ύδατα. Από τον προαναφερθέντα ορισμό φαίνεται πως τα OMY είναι σε σημαντικό βαθμό συνώνυμος όρος των οικοσυστημάτων υφάλμυρων υδάτων (brackish waters) (δεν συμπεριλαμβάνονται στα OMY οι εσωτερικές θάλασσες). Ο ορισμός της Οδηγίας "Περί Υδάτων" της ΕΕ. τονίζει τη θέση των μεταβατικών υδάτων ανάμεσα στα παράκτια και τα εσωτερικά ύδατα και από το σύνολο των ιδιαίτερων αβιοτικών χαρακτηριστικών τους δίνει έμφαση στην αλατότητα. Παρόλα αυτά, ο πρωταρχικός ρόλος της αλατότητας στον καθορισμό της σύνθεσης και της κατανομής των οργανισμών των OMY τα τελευταία χρόνια αμφισβητείται έντονα (Guélorget & Perthuisot 1992, Barnes 1994b, Little 2000, McLusky & Elliott 2004). Μια από τις εναλλακτικές προσεγγίσεις είναι η εισαγωγή του όρου των "παραλιακών οικοσυστημάτων" (paralic ecosystems) και της έννοιας του "περιορισμού" (confinement) από τους Guélorget & Perthuisot (1992), η οποία έχει διερευνηθεί ευρέως σε λιμνοθαλάσσια οικοσυστήματα της Μεσογείου και παρουσιάζεται αναλυτικά στο υποκεφάλαιο 1.1.3.3. Ο όρος "παραλιακά οικοσυστήματα" των Guélorget & Perthuisot (1992) μπορεί να θεωρηθεί και αυτός σε σημαντικό βαθμό συνώνυμος με τα OMY και τα οικοσυστήματα υφάλμυρων υδάτων.

Από τους διάφορους τύπους OMY, οι λιμνοθάλασσες είναι εκείνες που σχετίζονται περισσότερο με το αντικείμενο της διδακτορικής διατριβής. Οι λιμνοθάλασσες ορίζονται ως "σώματα ρηχών παράκτιων υδάτων που έχουν απομονωθεί από τη θάλασσα με φράγματα από λωρίδες υποστρώματος, αλλά εξακολουθούν να επικοινωνούν με τη θάλασσα, τουλάχιστο κατά διαστήματα, μέσα από μια ή περισσότερες διόδους και είναι συνήθως προσανατολισμένες παράλληλα προς την ακτογραμμή" (Kjerfve 1994). Οι λιμνοθάλασσες μπορεί να τελούν υπό την επίδραση των παλιρροιών ή όχι και η αλατότητα είναι δυνατό να ποικίλει, ανάλογα με το υδατικό ισοζύγιο, από αυτή μιας παράκτιας λίμνης γλυκού νερού

μέχρι αυτή μιας υπέραλης λίμνης (Kjerfve 1994). Μια αναλυτικότερη παρουσίαση του λιμνοθαλάσσιου οικοσυστήματος παρατίθεται στο υποκεφάλαιο 1.1.2.2.

1.1.2 ΟΙΚΟΛΟΓΙΚΑ ΧΑΡΑΚΗΡΙΣΤΙΚΑ ΤΩΝ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΜΕΤΑΒΑΤΙΚΩΝ ΥΔΑΤΩΝ ΜΕ ΕΜΦΑΣΗ ΣΤΑ ΛΙΜΝΟΘΑΛΑΣΣΙΑ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ

1.1.2.1 Η μεταβλητότητα του φυσικού περιβάλλοντος στα οικοσυστήματα μεταβατικών υδάτων

Τα ΟΜΥ αποτελούν δομικό αλλά και λειτουργικό κρίκο μεταξύ των θαλάσσιων, των χερσαίων και των οικοσυστημάτων γλυκών υδάτων που απαντούν κατά μήκος των θαλάσσιων ακτογραμμών (Levin *et al.* 2001). Η μεταβατική φύση τους τα καθιστά ιδιαίτερα δυναμικά οικοσυστήματα, όπου πολλοί φυσικοί και βιολογικοί παράγοντες ρυθμίζουν τα χαρακτηριστικά τους και τις διεργασίες που συμβαίνουν σε αυτά. Τόσο ο καθορισμός, όσο και η ερμηνεία των βιολογικών και τα φυσικών χαρακτηριστικών και διεργασιών των ΟΜΥ ποικίλουν ανάλογα με την χωρική (spatial scale) και χρονική κλίμακα (temporal scale) θεώρησης τους (Little 2000, Comín *et al.* 2004). Είναι μάλιστα δυνατό τα χαρακτηριστικά και οι διεργασίες των ΟΜΥ να καθορίζονται από πολλούς διαφορετικούς φυσικούς ή βιολογικούς παράγοντες, ανάλογα με την κλίμακα παρατήρησης (Comín *et al.* 2004, Underwood & Charman 2005). Το πρόβλημα της κλίμακας (ecological scale) είναι κεντρικό στις οικολογικές μελέτες (Steele *et al.* 1994). Κατά συνέπεια, η διερεύνηση των οικολογικών κλιμάκων στις οποίες υφίσταται η φυσική μεταβλητότητα των βιοκοινοτήτων στα ΟΜΥ αναμένεται πως θα ενισχύσει τις ικανότητες μας να κατανοήσουμε τις υπεύθυνες διεργασίες και επίσης θα βοηθήσει στην επινόηση καλύτερων μοντέλων για την πρόβλεψη της απόκρισης των βιολογικών πληθυσμών των ΟΜΥ στις περιβαλλοντικές αλλαγές (De Biasi *et al.* 2003).

Η μεταβατική φύση των ΟΜΥ καθορίζει το αβιοτικό τους περιβάλλον, το οποίο χαρακτηρίζεται από διαβαθμίσεις περιβαλλοντικών παραμέτρων (environmental gradients) σε ένα φάσμα χωρικών κλιμάκων (spatial variability), αλλά και έντονη μεταβλητότητα σε μια ποικιλία χρονικών κλιμάκων (temporal variability) (Little 2000). Η χωρική ετερογένεια και η χρονική

μεταβλητότητα του αβιοτικού περιβάλλοντος των ΟΜΥ επηρεάζει τα χαρακτηριστικά των αντικατοπτρίζεται στη σύνθεση και την κατανομή των οργανισμών που ζούν σε αυτά (Barnes 1980, Guélorget & Perthuisot 1992, Little 2000).

Η σημαντική χωρική και χρονική μεταβλητότητα τόσο του αβιοτικού περιβάλλοντος όσο και του βιοτικού κόσμου των ΟΜΥ θεωρείται ευρέως πως είναι από τα πλέον σημαντικά χαρακτηριστικά αυτής της κατηγορίας επιφανειακών υδάτων (Barnes 1980; Lardicci *et al.* 1997; McLusky & Elliott 2004). Η ποσοτικοποίηση τους μάλιστα έχει ιδιαίτερο ενδιαφέρον για τους στόχους της Οδηγίας "Περί Υδάτων" της ΕΕ. σε σχέση τόσο με την ανάπτυξη μιας φυσικής τυπολογίας (physical typology) των ΟΜΥ, όσο και με τον καθορισμό των βιολογικών συνθηκών αναφοράς (biological reference conditions) για κάθε φυσικό τύπο ΟΜΥ (EC 2003a).

1.1.2.2 Οικολογικά χαρακτηριστικά του λιμνοθαλάσσιου περιβάλλοντος

Οι λιμνοθάλασσες, επειδή είναι περικλειστα και ρηγά οικοσυστήματα, χαρακτηρίζονται από ιδιαίτερα σημαντικές μεταβολές των περιβαλλοντικών παραμέτρων σε ημερήσια και εποχιακή κλίμακα (Barnes 1994b, McLusky & Elliott 2004, Nikolaidou *et al.* 2005). Με αυτή την έννοια, οι λιμνοθάλασσες μπορούν να χαρακτηριστούν ως αφιλόξενα περιβάλλοντα που υποβάλλουν τους οργανισμούς σε φυσιολογική πίεση (stress). Η φυσιολογική πίεση αποδίδεται κυρίως στην αλατότητα (υψηλότερες ή χαμηλότερες τιμές από αυτές που ανέχεται κάθε είδος και επιπλέον σημαντική διακύμανση τιμών) και στην φύση του υποστρώματος (λασπώδες και ανοξικό) (McLusky & Elliott 2004). Μια επιπλέον ένδειξη της αστάθειας του περιβάλλοντος στις λιμνοθάλασσες είναι οι δυστροφικές κρίσεις (ανοξία και μαζικοί θάνατοι της πανίδας), οι οποίες δεν είναι σπάνιες σε ελληνικές λιμνοθάλασσες. Αυτές συμβαίνουν κυρίως το καλοκαίρι, ενώ το οικοσύστημα ανακάμπτει το φθινόπωρο (Koutsoubas *et al.* 2000a, 2000b, Nikolaidou *et al.* 2005). Κατά συνέπεια, τα λιμνοθαλάσσια οικοσυστήματα συνήθως ελέγχονται από αβιοτικούς παράγοντες (physically controlled) και όχι από βιοτικές αλληλεπιδράσεις (biotic processes), όπως π.χ. τα οικοσυστήματα βαθέων υδάτων (McLusky & Elliott 2004). Αυτή η φυσική αστάθεια και εχθρικότητα του περιβάλλοντος των λιμνοθαλασσών αποθαρρύνει την εγκατάσταση πολλών ειδών και κατά συνέπεια οι λιμνοθάλασσες χαρακτηρίζονται από χαμηλό πλούτο ειδών, τόσο πλαγκτικών, όσο και βενθικών (McLusky & Elliott 2004, Nikolaidou *et al.*

2005). Άλλες πιθανές αιτίες του χαμηλού πλούτου ειδών των λιμνοθαλασσών είναι η δυσκολία διασποράς των ειδών από λιμνοθάλασσα σε λιμνοθάλασσα (Barnes 1994b) και το συγκριτικά πρόσφατο παρελθόν τους (McLusky & Elliott 2004).

Η λειτουργική ποικιλότητα είναι επίσης μειωμένη στις λιμνοθάλασσες και αντιπροσωπεύονται λίγοι τροφικοί τύποι, ενώ τα λιμνοθαλάσσια είδη δεν παρουσιάζουν εξειδίκευση στις πηγές της τροφής τους (generalists). Οι διηθηματοφάγοι οργανισμοί αποτελούν χαρακτηριστική περίπτωση τροφικού τύπου που είναι συγκριτικά σπάνιος στα λιμνοθαλάσσια οικοσυστήματα, ενώ οι ιζηματοφάγοι και θρυμματοφάγοι οργανισμοί είναι ιδιαίτερα κοινοί εξαιτίας της αφθονίας της τροφής τους στις λιμνοθάλασσες (Barnes 1994b).

Οι λιμνοθάλασσες είναι συστήματα πλούσια σε οργανική ύλη, ως αποτέλεσμα τόσο εισροών ανόργανων θρεπτικών αλάτων στο σύστημα από ποτάμια, όσο και από την ανακύκλωση των ανόργανων θρεπτικών αλάτων που συμβαίνει μέσα στο σύστημα μεταξύ στήλης νερού και ιζήματος. Λόγω της υψηλής διαθεσιμότητας τροφής, οι λιμνοθάλασσες χαρακτηρίζονται από υψηλή αφθονία και βιομάζα των οργανισμών που είναι καλά προσαρμοσμένα σε αυτές (Barnes 1994b, McLusky & Elliott 2004, Nikolaidou *et al.* 2005). Τα είδη που μπορούν να αντέξουν τη φυσιολογική πίεση στα λιμνοθαλάσσια συστήματα είναι άλλωστε επίσης ελεύθερα από τον ανταγωνισμό των θαλάσσιων ειδών και των ειδών των γλυκών υδάτων, τα οποία θεωρούνται ανώτεροι ανταγωνιστές (Barnes 1994b, McLusky & Elliott 2004).

Τα βενθικά είδη που απαντούν σε λιμνοθάλασσες και εκβολικά συστήματα μπορούν να διακριθούν σε πέντε κύριες ομάδες, ανάλογα με την προέλευση τους (θαλάσσια ή γλυκών υδάτων/χερσαία) και την κατανομή τους στο σύστημα (κοντά στη θάλασσα, στα μεσαία ή εσωτερικά τμήματα, κοντά στις εισροές γλυκών υδάτων) (Barnes 1994b, McLusky & Elliott 2004, Nikolaidou *et al.* 2005) (Πίνακας 1.2). Είναι επίσης πιθανό να υπάρχουν και ευκαιριακά (opportunistic) είδη σε περιοχές πλούσιες σε οργανική ύλη (Nikolaidou *et al.* 2005).

Οι λιμνοθάλασσες χαρακτηρίζονται από την παρουσία σε αυτές ενός κοινού συνόλου τυπικών λιμνοθαλάσσιων ειδών και διαφέρουν μεταξύ τους ως προς ποια είδη είναι κυρίαρχα σε κάθε περίπτωση (Nikolaidou *et al.* 2005). Οι διαφορές στη κυριαρχία μεταξύ των λιμνοθαλασσών οφείλονται στην φυσική και ανθρωπογενή μεταβλητότητα του περιβάλλοντος, σε βιολογικές αλληλεπιδράσεις (ανταγωνισμός και θήρευση) και στην αυτοοικολογία των κυρίαρχων ειδών

(Nikolaidou *et al.* 2005). Χαρακτηριστικά λιμνοθαλάσσια είδη του φυτοπλαγκτού των ελληνικών λιμνοθαλασσών είναι τα ακόλουθα: τα κρυπτοφύκη *Cryptomonas* sp. και *Rhodomonas* sp., το διάτομο *Cylindrotheca closterium*, τα δινοφύκη *Goniodoma sphaericum*, *Gymnodinium heterostriatum*, *Oxyrrhis marina*, και *Scrippsiella trochoidea* (Nikolaidou *et al.* 2005). Χαρακτηριστικά λιμνοθαλάσσια είδη μακροβενθικών ασπονδύλων των ελληνικών λιμνοθαλασσών είναι τα ακόλουθα: τα μαλάκια *Abra segmentum*, *Cerastoderma glaucum*, *Cyclope neritea* και *Loripes lacteus*, τα καρκινοειδή *Corophium orientale*, *Idotea baltica*, *Gammarus aequicauda* και *Microdeutopus gryllotalpa*, οι πολύχαιτοι *Hediste diversicolor*, *Heteromastus filiformis* και *Naineris laevigata* (Nikolaidou *et al.* 2005).

Η κατανομή και η αφθονία των οργανισμών στα λιμνοθαλάσσια οικοσυστήματα ελέγχεται από φυσικο-χημικούς παράγοντες (π.χ. βαθμός επικοινωνίας με τη θάλασσα, εισροές γλυκών υδάτων, αλατότητα, ανόργανα θρεπτικά άλατα, οργανική ύλη, οξυγόνο, θερμοκρασία, υδροδυναμισμός, δομή υποστρώματος, βάθος στήλης νερού) και βιοτικούς παράγοντες (π.χ. παροχή τροφής, ετερογένεια ενδαιτημάτων, διασπορά ατόμων και προνυμφών, διαειδικός ανταγωνισμός) (Barnes 1994b, McLusky & Elliott 2004, Nikolaidou *et al.* 2005). Από την άλλη, περιβαλλοντικές μεταβλητές όπως ο παλιρροιακός κύκλος, οι οποίες αποτελούν σημαντικούς αβιοτικούς παράγοντες οι οποίοι ελέγχουν τους βιολογικούς πληθυσμούς στα παράκτια ύδατα και τα εκβολικά συστήματα είναι απύσες ή μειωμένης σημασίας στις λιμνοθάλασσες (Barnes 1980, 1989, 1994b, Little 2000).

Πίνακας 1.2. Περιγραφές και κατανομή των κατηγοριών των ειδών που απαντούν σε λιμνοθαλάσσια και εκβολικά οικοσυστήματα (Barnes 1994b, McLusky & Elliott 2004).

ΚΑΤΗΓΟΡΙΑ ΕΙΔΩΝ	ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ - ΚΑΤΑΝΟΜΗ
Ολιγόαλα είδη	Είδη της πανίδας και της χλωρίδας των γλυκών υδάτων ή της ξηράς. Κατανομή κοντά στην εισροή γλυκού νερού.
Τυπικά είδη εκβολικών συστημάτων (marine/estuarine species)	Είδη θαλάσσιας προέλευσης, εξειδικευμένα για το αφιλόξενο περιβάλλον των εκβολικών συστημάτων. Κατανομή στο μεσαίο τμήμα των εκβολικών συστημάτων και τα εσωτερικά τμήματα των λιμνοθαλασσών.
Τυπικά λιμνοθαλάσσια είδη (true lagoonal species)	Είδη θαλάσσιας προέλευσης, εξειδικευμένα για το αφιλόξενο περιβάλλον των λιμνοθαλασσών, όπου συγκριτικά με τα εκβολικά συστήματα, η παλίρροια είναι απύσχα ή ιδιαίτερα μικρή και η προστασία από τη δράση των ανέμων μεγαλύτερη. Συχνά ένα τυπικό λιμνοθαλάσσιο είδος έχει το αντίστοιχο του ίδιου γένους που είναι τυπικό εκβολικών συστημάτων (π.χ. <i>Hydrobia ulvae</i> στα εκβολικά συστήματα και <i>Hydrobia ventrosa</i> και <i>Hydrobia acuta</i> στις λιμνοθάλασσες, <i>Cerastoderma edule</i> στα εκβολικά συστήματα και <i>Cerastoderma glaucum</i> στις λιμνοθάλασσες). Κατανομή στα εσωτερικά τμήματα των λιμνοθαλασσών.
Ευρύαλα θαλάσσια είδη	Θαλάσσια είδη τα οποία εισχωρούν περισσότερο μέσα στο σύστημα από τα στενόαλα θαλάσσια είδη.
Στενόαλα θαλάσσια είδη	Είδη τα οποία περιορίζονται κοντά στο στόμιο του εκβολικού συστήματος ή το διάυλο επινοινωνίας της λιμνοθάλασσας με τη θάλασσα.

1.1.3 ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΕΣ ΔΙΑΒΑΘΜΙΣΕΙΣ ΣΤΑ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΜΕΤΑΒΑΤΙΚΩΝ ΥΔΑΤΩΝ

1.1.3.1 Η διαβάθμιση θαλάσσιο περιβάλλον – λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον στα λιμνοθαλάσσια οικοσυστήματα

Στην περιοχή του διαύλου επικοινωνίας της λιμνοθάλασσας με τη θάλασσα ξεκινά η χαρακτηριστική περιβαλλοντική διαβάθμιση από το (παράκτιο) θαλάσσιο περιβάλλον στις διάφορες εκφάνσεις του λιμνοθαλάσσιου περιβάλλοντος μέσα στην ίδια τη λιμνοθάλασσα. Η διαβάθμιση αυτή αποτυπώνεται τόσο στο αβιοτικό περιβάλλον, όσο και στο βιοτικό κόσμο και κάποια από τα χαρακτηριστικά της είναι εμφανή με απλή παρατήρηση *in situ*. Το αρχικό τμήμα της διαβάθμισης αυτής, όπου συντελείται κατά κύριο λόγο η μετάβαση από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον, δεν έχει προσελκύσει το ενδιαφέρον των ερευνητών στον ίδιο βαθμό όπως η μελέτη του του λιμνοθαλάσσιου οικοσυστήματος αυτού καθ' εαυτού. Δύο βασικά αβιοτικά συστατικά της περιβαλλοντικής διαβάθμισης τα οποία έχουν συγκεντρώσει μεγάλο μέρος του ενδιαφέροντος της οικολογικής έρευνας των λιμνοθαλασσών είναι η διαβάθμιση αλατότητας και του περιορισμού, οι οποίες και εξετάζονται αναλυτικά στα

υποκεφάλαια 1.1.3.2 και 1.1.3.3 αντίστοιχα. Από την άλλη, η συνολική περιβαλλοντική διαβάθμιση θα μπορούσε ίσως να περιγραφεί ως ένα οικοκλινές, στα πλαίσια του οποίου η μετάβαση από το θαλάσσιο περιβάλλον στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον στην περιοχή του διαύλου επικοινωνίας της λιμνοθάλασσας με τη θάλασσα είναι πιθανό να έχει την μορφή ενός οικοτόνου. Οι δυνατότητες εφαρμογής των εννοιών του οικοκλινούς και του οικοτόνου στην συγκεκριμένη περιβαλλοντική διαβάθμιση παρουσιάζονται πιο αναλυτικά στο υποκεφάλαιο 1.1.3.4.

1.1.3.2 Η διαβάθμιση αλατότητας στα οικοσυστήματα μεταβατικών υδάτων

Είναι γενικά αποδεκτό πως η αλατότητα είναι ένας αβιοτικός παράγοντας των ΟΜΥ που καθορίζει το εύρος της κατανομής που είναι δυνατό να έχει ένα είδος, αλλά η πραγματική κατανομή του εξαρτάται από πολλούς άλλους παράγοντες όπως π.χ. ο τύπος του υποστρώματος, με τον οποίο η αλατότητα είναι μάλιστα συσχετισμένη. Έτσι, η επίδραση της αλατότητας και του υποστρώματος στη σύνθεση και την κατανομή των οργανισμών είναι δύσκολο να διαχωριστεί (McLusky & Elliott 2004).

Η διαβάθμιση της αλατότητας δρα ως φυσιολογική πίεση στους οργανισμούς είτε άμεσα, μέσω αλλαγών της οσμωτικής πίεσης του νερού, είτε έμμεσα, μέσω αλλαγών των σχετικών αναλογιών των συγκεντρώσεων διαλυμένων ιόντων στο νερό, των συγκεντρώσεων των διαλυμένων αερίων στο νερό και της πυκνότητας και ρευστότητας του νερού (McLusky & Elliott 2004).

Ο ρόλος της αλατότητας ως ο κρίσιμος παράγοντας ο οποίος καθορίζει τις ιδιότητες του αβιοτικού περιβάλλοντος αλλά και την κατανομή των υδρόβιων οργανισμών στα ΟΜΥ έχει περάσει τα τελευταία χρόνια από την ευρεία αποδοχή (π.χ. σύστημα τυπολογίας της Βενετίας, Battaglia 1959) στην αμφισβήτηση και την πρόταση εναλλακτικών προσεγγίσεων (Little 2000, McLusky & Elliott 2004). Αν και η αλατότητα αποτελεί διαγνωστικό παράγοντα των ΟΜΥ, δεν καθορίζει την φύση των ενδιαιτημάτων για πολλούς ζωικούς οργανισμούς (Barnes 1994b). Άλλωστε, τα πλέον χαρακτηριστικά είδη των ΟΜΥ (δηλ. τα τυπικά είδη των εκβολικών συστημάτων και λιμνοθαλασσών) είναι ιδιαίτερα ευρύαλα είδη. Το πιο σημαντικό ίσως χαρακτηριστικό των ΟΜΥ, ιδιαίτερα των λιμνοθαλασσών και των λεκανών υφάλμυρων υδάτων

είναι ότι είναι ήσυχα περιβάλλοντα, προστατευμένα από τη δράση των ανέμων και έτσι χαρακτηρίζονται από την παρουσία λεπτόκοκκων ιζημάτων πλούσιων σε οργανική ύλη (Barnes 1994b). Επιπλέον, τα τυπικά λιμνοθαλάσσια είδη είναι είδη που ζούν μεν σε υφάλμυρα ύδατα αλλά φαίνεται πως στην πραγματικότητα σχετίζονται με απαλιρροιακά ή μικροπαλιρροιακά περιβάλλοντα (Barnes 1994b).

1.1.3.3 Η παραλιακή ενότητα, τα παραλιακά είδη και η διαβάθμιση του περιορισμού

Τα υδατικά οικοσυστήματα που βρίσκονται στο όριο μεταξύ της θαλάσσιας ενότητας (marine domain) και της ενότητας της ξηράς (continental domain) χαρακτηρίζονται από μεγάλη ποικιλομορφία σε ότι αφορά τις μορφολογικές και γεωχημικές παραμέτρους του περιβάλλοντος, καθώς και τις κλίμακες αλατότητας (Guélorget & Perthuisot 1992). Έχει όμως παρατηρηθεί πως αυτή η ποικιλομορφία του αβιοτικού περιβάλλοντος δεν αντικατοπτρίζεται στους βιολογικούς πληθυσμούς που απαντούν στους προαναφερθέντες τύπους οικοσυστημάτων: Οι βιολογικοί τους πληθυσμοί παρουσιάζουν ένα κοινό, ζωνικό πρότυπο (zonal pattern) χωρικής κατανομής, που είναι ανεξάρτητο των διαβαθμίσεων της αλατότητας. Επίσης, τα συγκεκριμένα υδατικά οικοσυστήματα χαρακτηρίζονται από είδη που απαντούν μόνο σε αυτά τα οικοσυστήματα (Guélorget & Perthuisot 1992). Οι βιολογικοί πληθυσμοί τους είναι μάλιστα σχετικά σταθεροί, παρόλη τη μεταβλητότητα του περιβάλλοντος σε μια ποικιλία χρονικών κλιμάκων (Guélorget & Perthuisot 1992). Έχει λοιπόν προταθεί από τους Guélorget & Perthuisot (1992) ότι τα υδατικά οικοσυστήματα που βρίσκονται ανάμεσα στη θάλασσα και τη ξηρά αποτελούν μια ξεχωριστή οικολογική ενότητα, την παραλιακή ενότητα (paralic domain), η οποία αν και είναι διακριτή, πάντα σχετίζεται άμεσα με τη θάλασσα. Παραδείγματα των παραλιακών οικοσυστημάτων αποτελούν τα εκβολικά οικοσυστήματα, οι λιμνοθάλασσες και οι θαλάσσιες λεκάνες τύπου "bahira" (δηλαδή "μικρή θάλασσα" στα αραβικά), οι οποίες είναι ημίκλειστες θαλάσσιες περιοχές που σχηματίστηκαν ή ολοκληρώθηκε ο σχηματισμός τους κατά το Τεταρτογενές και οι οποίες επικοινωνούν με τη θάλασσα με μόνιμη δίοδο επικοινωνίας (Guélorget & Perthuisot 1992). Ένα παράδειγμα λεκάνης τύπου "bahira" στην Ελλάδα είναι ο κόλπος Καλλονής της Λέσβου (Lefebvre *et al.* 1993).

Οι οργανισμοί οι οποίοι απαντούν μόνο στα παραλιακά οικοσυστήματα και είναι έτσι τυπικοί αυτών, ονομάζονται παραλιακά είδη (paralic species) (Guélorget & Perthuisot 1992). Τα παραλιακά είδη σχετίζονται φυλογενετικά με θαλάσσια είδη τα οποία και συνήθως απαντούν στην γειτονική θαλάσσια περιοχή. Τυπικά παραδείγματα παραλιακών ειδών είναι τα μαλάκια *Hydrobia acuta*, *Pirenella conica*, *Cerastoderma glaucum*, *Abra segmentum*, ο πολύχαιτος *Hediste diversicolor* και το αγγειόσπερμο *Ruppia spiralis* (Guélorget & Perthuisot 1992). Τα παραλιακά είδη, σε ότι αφορά γνωρίσματα της φυσιολογίας και αυτοοικολογίας τους, χαρακτηρίζονται ως ευρυβιοτικά (eurybiontic), ενώ οι βιοκοινότητες τους χαρακτηρίζονται από μικρούς αριθμούς ειδών αλλά υψηλή αριθμητική πυκνότητα (numerical density).

Το προαναφερθέν ζωνικό πρότυπο χωρικής κατανομής των βιολογικών πληθυσμών των παραλιακών οικοσυστημάτων είναι ανεξάρτητο των διαβαθμίσεων της αλατότητας και είναι επίσης κοινό τόσο σε υπόαλα όσο και σε υπέραλα συστήματα. Κατά συνέπεια, η συνήθης θεώρηση ότι παράμετρος του περιβάλλοντος η οποία ελέγχει την κατανομή των οργανισμών στα παραλιακά οικοσυστήματα είναι η αλατότητα, κατά τους Guélorget & Perthuisot (1992) πρέπει να θεωρηθεί λανθασμένη. Αντίθετα, η πραγματικά κρίσιμη παράμετρος η οποία φαίνεται να ελέγχει την χωρική κατανομή των βιολογικών πληθυσμών στα παραλιακά οικοσυστήματα είναι ο χρόνος της ανανέωσης των "στοιχείων θαλάσσιας προέλευσης" ("elements of marine origin"), η οποία ονομάστηκε περιορισμός. Μέχρι σήμερα δεν έχει εξακριβωθεί ακριβώς η φύση των "στοιχείων θαλάσσιας προέλευσης", αλλά μπορεί αυτά να είναι άλατα, ιχνοστοιχεία ή βιταμίνες (Guélorget & Perthuisot 1992). Ο βαθμός περιορισμού (degree of confinement) σε ένα δεδομένο τμήμα ενός παραλιακού οικοσυστήματος είναι λοιπόν μια μεταβλητή, η οποία είναι συνάρτηση του χρόνου που χρειάζεται το θαλασσινό νερό και τα συστατικά του να εισχωρήσουν στο δεδομένο τμήμα και άρα σχετίζεται με το μέγεθος της διόδου επικοινωνίας με τη θάλασσα, τον παλιρροιακό κύκλο και τα ρεύματα. Επίσης, ο βαθμός περιορισμού είναι συνάρτηση του ρυθμού απομάκρυνσης των "στοιχείων θαλάσσιας προέλευσης" μέσα από π.χ. βιολογική δέσμευση τους (Guélorget & Perthuisot 1992). Έχει επίσης προταθεί πως ο περιορισμός πως αποτελεί τελικά συνάρτηση ενός αριθμού περιβαλλοντικών μεταβλητών, κάποιες από τις οποίες, ανάλογα με την εποχή του έτους, είναι δυνατό να γίνονται περισσότερο κρίσιμες από άλλες στον έλεγχο της κατανομής των υδρόβιων οργανισμών στο παραλιακό οικοσύστημα (Koutsoubas *et al.* 2000a, 2000b). Δευτερεύουσες

περιβαλλοντικές παράμετροι όπως το βάθος της στήλης νερού, η φύση του υποστρώματος, οι είσοδοι θρεπτικών, η συσσώρευση οργανικής ύλης και η δράση των κυμάτων τροποποιούν σε τοπική κλίμακα το ζωνικό πρότυπο χωρικής κατανομής των βιολογικών πληθυσμών (Guélorget & Perthuisot 1992). Τέλος, σε ότι αφορά την αλατότητα, αυτή σχετίζεται με τον περιορισμό με την έννοια ότι σε ένα παραλιακό οικοσύστημα, η αλατότητα ένα δεδομένο τμήμα του είναι συνάρτηση του βαθμού περιορισμού και της ισορροπίας εξάτμισης/βροχόπτωσης (hydrous deficit) στο δεδομένο τμήμα (Guélorget & Perthuisot 1995).

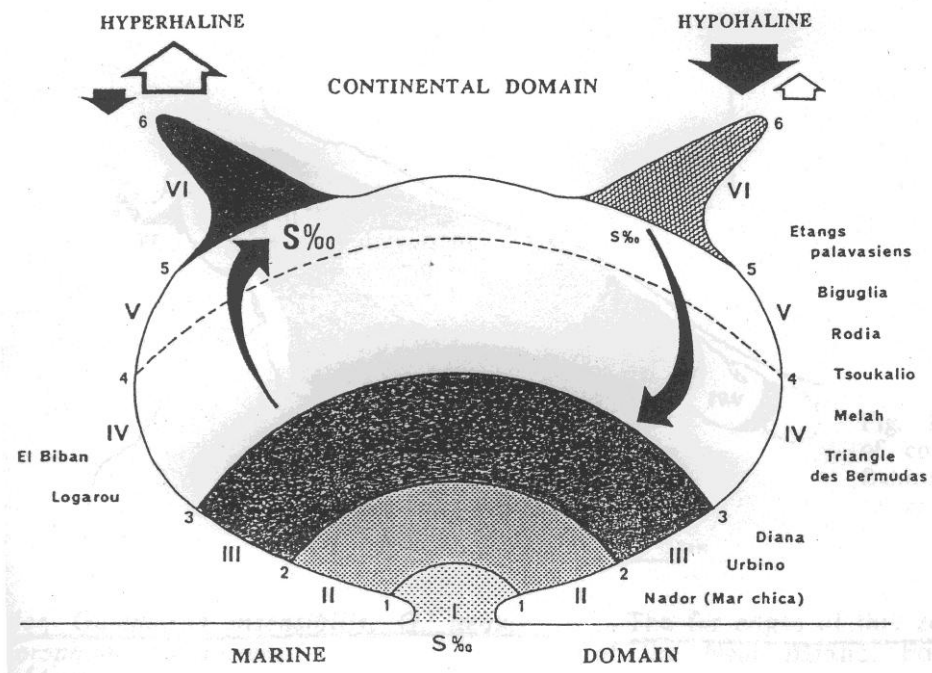
Το ζωνικό πρότυπο χωρικής κατανομής των οργανισμών της μακροβενθικής πανίδας στα παραλιακά οικοσυστήματα έχει δώσει τη δυνατότητα του καθορισμού μιας εμπειρικής κλίμακας της διαβάθμισης του περιορισμού (Guélorget & Perthuisot 1992), στην οποία διακρίνονται 6 ζώνες περιορισμού (zones of confinement) (Ζώνη I – Ζώνη VI), χαρακτηριζόμενες από διαδοχικά αυξανόμενο βαθμό περιορισμού, οι οποίες παρουσιάζονται στο Σχήμα 1.1 και στον Πίνακα 1.3, ενώ μερικοί από τους οργανισμούς των οποίων η παρουσία χαρακτηρίζει την κάθε ζώνη περιορισμού παρουσιάζονται στον Πίνακα 1.4. Τα χαρακτηριστικά ειδικά της ζώνης VI διαφέρουν ανάλογα με το αν το σύστημα δέχεται εισροή γλυκών υδάτων ή όχι. Στην πρώτη περίπτωση το σύστημα θεωρείται πως έχει υπόαλο πόλο, ενώ στη δεύτερη υπέραλο πόλο. Ο υπέραλος πόλος αντιπροσωπεύει περιοχές υψηλής αλατότητας στις παρυφές των οικοσυστημάτων όπου η εξάτμιση είναι έντονη. Τυπικό παράδειγμα παραλιακού οικοσυστήματος με ιδιαίτερα έντονη την παρουσία του υπέραλου πόλου είναι οι αλυκές. Μετά τη ζώνη VI, η επίδραση του περιορισμού (και της θάλασσας κατά συνέπεια) στα παραλιακά οικοσυστήματα φαίνεται πως μειώνεται (Guélorget & Perthuisot 1992). Οι ζώνες περιορισμού δεν είναι απαραίτητο να αντιπροσωπεύονται όλες σε ένα παραλιακό οικοσύστημα, αλλά δεν έχει ποτέ παρατηρηθεί να λείπει μια ενδιάμεση ζώνη ή, με την εξαίρεση των ζωνών IV–V, να αναμιγνύονται διαφορετικές ζώνες μεταξύ τους. Επιπλέον, η σχετική έκταση της κάθε ζώνης ποικίλει ανάλογα με το οικοσύστημα (Guélorget & Perthuisot 1992).

Το ζωνικό πρότυπο χωρικής κατανομής των ειδών μακροβενθικής πανίδας στα παραλιακά οικοσυστήματα συνυπάρχει με παράλληλες διαβαθμίσεις του αριθμού των ειδών, της πυκνότητας, της βιομάζας, της δευτερογενούς παραγωγικότητας αλλά και των λειτουργικών

ομάδων. Κατά μήκος των διαβαθμίσεων αυτών παρατηρείται λοιπόν παράλληλα με αύξηση του βαθμού περιορισμού:

- Μείωση στον αριθμό των ειδών.
- Αρχικά αύξηση στην πυκνότητα και έπειτα μείωση έως και εξαφάνιση στον υπέραλο πόλο.
- Μείωση στη βιομάζα, επειδή η αρχική αύξηση στην πυκνότητα συνυπάρχει με μείωση στο μέγεθος λόγω του φαινομένου του "νανισμού στις λιμνοθάλασσες" ("lagoonal dwarfism").
- Μείωση στη δευτερογενή παραγωγικότητα.
- Αντικατάσταση των διηθηματοφάγων ειδών από βοσκητές (browsers) και θρυμματοφάγα είδη.

Ανάλογες διαβαθμίσεις έχουν παρατηρηθεί ως ένα βαθμό και στην χωρική κατανομή του φυτοπλαγκτού και της ιχθυοπανίδας στα παραλιακά οικοσυστήματα. Όμως, το ζωνικό πρότυπο δεν είναι τόσο ευδιάκριτο στους πλαγκτικούς οργανισμούς όσο στο βένθος, εξαιτίας των συγκριτικά μεγαλύτερων δυνατοτήτων μετακίνησης τους (Guélorget & Perthuisot 1992).



Σχήμα 1.1. Το ζωικό πρότυπο χωρικής οργάνωσης του περιβάλλοντος των παραλιακών συστημάτων κάτω από την επίδραση του περιορισμού.

Πίνακας 1.3. Περιγραφή των χαρακτηριστικών των ζωνών περιορισμού.

ΖΩΝΗ	ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ
A. Εγγύς παραλιακή ενότητα (near paralic domain)	
A1. Ζώνες κάτω από την άμεση επίδραση της θάλασσας	
I	Η περιοχή του στομίου επικοινωνίας με τη θάλασσα. Θαλάσσιο περιβάλλον.
II	Μια ευρύτερη περιοχή κοντά στο στόμιο επικοινωνίας με τη θάλασσα. Στη ζώνη αυτή επικρατούν θαλάσσια είδη παράκτιων υδάτων, εκτός από τα πλέον στενόαλα.
III	Μια ενδιάμεση ζώνη στην οποία επικρατούν ευρύαλα θαλάσσια είδη, τα "μικτά" είδη ("mixed" species), τα οποία απαντούν τόσο στα παραλιακά οικοσυστήματα όσο και σε τυπικά παράκτια θαλάσσια οικοσυστήματα.
A2. Τυπικές παραλιακές ζώνες	
IV	Στη ζώνη αυτή λείπουν τα θαλάσσια είδη, ενώ τη θέση τους παίρνουν τα παραλιακά είδη. Τα είδη αυτά δεν απαντούν στο παρακείμενο θαλάσσιο περιβάλλον και χαρακτηρίζονται ως "θαλασσοειδή" (thalassoid), εξαιτίας της φυλογενετικής τους συγγένειας με θαλάσσια ("thalassic") είδη.
V	Παρόμοια με τη ζώνη IV, αλλά σε αυτή το ίζημα μπορεί να είναι πλούσιο σε οργανική ύλη, ανοξικό και να επικρατούν σε αυτό κυανοβακτήρια (ειδικά κάτω από υπέραιες συνθήκες). Η πανίδα περιλαμβάνει είδη της ζώνης IV και επιπλέον είδη μεταξύ των οποίων και είδη με φυλογενετική συγγένεια με είδη γλυκών υδάτων.
B. Απώτερη παραλιακή ενότητα (far paralic domain)	
VI	Μια ζώνη όπου επικρατούν τα κυανοβακτήρια, ενώ η πανίδα περιλαμβάνει είδη γλυκών ή υπέραιων υδάτων.

Πίνακας 1.4. Χαρακτηριστικοί οργανισμοί των ζωνών περιορισμού στα λιμνοθαλάσσια οικοσυστήματα της Μεσογείου (προσαρμογή από Guélorget & Perthuisot 1992).

ΖΩΝΗ	ΒΕΝΘΙΚΗ ΜΑΚΡΟΠΑΝΙΔΑ	ΒΕΝΘΙΚΗ ΜΑΚΡΟΦΥΤΙΚΗ ΧΛΩΡΙΔΑ	ΒΕΝΘΙΚΗ ΜΙΚΡΟΦΥΤΙΚΗ ΧΛΩΡΙΔΑ	ΦΥΤΟΠΛΑΓΚΤΟ
A. Εγγύς παραλιακή ενότητα				
A1. Ζώνες κάτω από την άμεση επίδραση της θάλασσας				
I	Αυστηρά θαλάσσια είδη, όπως αυτά περιγράφονται από τους Pérés & Picard (1964).			Φυτοπλαγκτό παράκτιων υδάτων:
II	Απώλεια των ευαίσθητων αυστηρά θαλάσσιων (δηλ. των πλέον στενόαλων) ειδών. Χαρακτηριστικά είδη: Mollusca: <i>Maetra corallina</i> , <i>M. glauca</i> , <i>Tellina tenuis</i> , <i>Donax semistriatus</i> , <i>D. trunculus</i> , <i>Acanthocardia echinata</i> , <i>Dosinia exoleta</i> . Polychaeta: <i>Audouinia tentaculata</i> , <i>Magelona papillicornis</i> , <i>Owenia fusiformis</i> , <i>Phyllodoce mucosa</i> , <i>Pectinaria koreni</i> . Crustacea: <i>Portunus latipes</i> . Echinodermata: <i>Asterina gibbosa</i> , <i>Holothuria polii</i> , <i>Paracentrotus lividus</i> . <i>Branchiostoma lanceolatum</i> Το τέλος της ζώνης ορίζεται από την ολική εξαφάνιση των εχινόδερμων.	Απώλεια της <i>Posidonia oceanica</i> . Κυριαρχούν τα μικρά φανερόγαμα: <i>Zostera marina</i> , <i>Cymodocea nodosa</i> , <i>Zostera noltii</i> , <i>Caulerpa prolifera</i> .	Bacillariophyceae, Biddulphiales: <i>Skeletonema costatum</i> , <i>Melosira</i> sp., <i>Coscinodiscus</i> sp., <i>Chaetoceros</i> sp., <i>Rhizosolenia</i> sp., <i>Thalassiosira</i> sp. Bacillariophyceae, Bacillariales: <i>Nitzschia closterium</i> , <i>Thalassiothrix frauenfeldii</i> . Dinophyceae: <i>Ceratium furca</i> και στις ζώνες II και III <i>Exuviella marina</i> and <i>Prorocentrum micans</i> . Νανοφυτοπλαγκτό: Chlorophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae.	
III	Κυριαρχούν τα "μικτά είδη" ("mixed species"): Mollusca: <i>Venerupis decussata</i> , <i>V. aurea</i> , <i>Scrobicularia plana</i> , <i>Corbula gibba</i> , <i>Loripes lacteus</i> , <i>Gastrana fragilis</i> , <i>Akera bullata</i> . Polychaeta: <i>Nephtys hombergii</i> , <i>Armandia cirrosa</i> , <i>Glycera convoluta</i> . Crustacea: <i>Upogebia littoralis</i> . Μέγιστο της μακροπανιδικής βιομάζας (ξηρής και απασβεστωμένης)			

Πίνακας 1.4 (συνέχεια). Χαρακτηριστικοί οργανισμοί των ζωνών περιορισμού στα λιμνοθαλάσσια οικοσυστήματα της Μεσογείου (προσαρμογή από Guélorget & Perthuisot 1992).

ΖΩΝΗ	ΒΕΝΘΙΚΗ ΜΑΚΡΟΠΑΝΙΔΑ	ΒΕΝΘΙΚΗ ΜΑΚΡΟΦΥΤΙΚΗ ΧΛΩΡΙΔΑ	ΒΕΝΘΙΚΗ ΜΙΚΡΟΦΥΤΙΚΗ ΧΛΩΡΙΔΑ	ΦΥΤΟΠΛΑΓΚΤΟ
A2. Τυπικές παραλιακές ζώνες				
IV	<p>Όλη η θαλάσσια πανίδα εξαφανίζεται.</p> <p>Μόνο παραλιακά είδη:</p> <p><i>Mollusca</i>: <i>Abra ovata</i>, <i>Cerastoderma glaucum</i>, <i>Hydrobia acuta</i>.</p> <p>Polychaeta: <i>Nereis diversicolor</i>.</p> <p>Crustacea: <i>Gammarus insensibilis</i>, <i>G. aequicauda</i>, <i>Corophium insidiosum</i>.</p>	<p><i>Ruppia spiralis</i> και μακροφύκη</p>		<p>Τα διάτομα Biddulphiales είναι πολύ σπάνια.</p> <p>Τα διάτομα Bacillariales (<i>Navicula</i> sp., <i>Gyrosigma</i> sp., <i>Amphora</i> sp., <i>Striatella</i> sp.) αν και παρόντα, σπάνια είναι άφθονα.</p> <p>Το φυτοπλαγκτό κυριαρχείται από δινοφύκη (συχνή και άφθονη η παρουσία των <i>Exuviella compressa</i> και <i>Prorocentrum scutellum</i>) και νανοφυτοπλαγκτό.</p> <p>Μέγιστο της φυτοπλαγκτονικής παραγωγής (διάτομα Bacillariales, κυανοφύκη).</p>
V	<p>μη εδραιωμένη (vagile) πανίδα:</p> <p>Θρυμματοφάγα καρκινοειδή: <i>Sphaeroma hookeri</i>, <i>S. rugicauda</i>, <i>Corophium insidiosum</i>, <i>Idotea baltica</i>.</p> <p>γαστερόποδα βοσκητές: <i>Hydrobia acuta</i>, <i>Pirenella conica</i>.</p> <p>Polychaeta: <i>Nereis diversicolor</i>.</p> <p>Προνύμφες των Chironomidae στα ανώτερα mm του ιζήματος.</p> <p>Σε υπόαλα οικοσυστήματα εμφανίζονται στοιχεία της πανίδας γλυκών υδάτων (Tricoptera, Oligochaeta, Odonata).</p> <p>Σε υπέραλα οικοσυστήματα εμφανίζεται πανίδα των υδατικών περιβαλλόντων με έντονη εξάτμιση (evaporitic) (π.χ. <i>Artemia salina</i>).</p>	<p>Αν υπάρχουν, κυριαρχούνται από <i>Potamogeton pectinatus</i> ή Characeae ή και τα δύο.</p>	<p>Το επιφανειακό ίζημα αρχίζει να αποικίζεται από κυανοφύκη.</p>	

Πίνακας 1.4 (συνέχεια). Χαρακτηριστικοί οργανισμοί των ζωνών περιορισμού στα λιμνοθαλάσσια οικοσυστήματα της Μεσογείου (προσαρμογή από Guélorget & Perthuisot 1992).

ΖΩΝΗ	ΒΕΝΘΙΚΗ ΜΑΚΡΟΠΑΝΙΔΑ	ΒΕΝΘΙΚΗ ΜΑΚΡΟΦΥΤΙΚΗ ΧΛΩΡΙΔΑ	ΒΕΝΘΙΚΗ ΜΙΚΡΟΦΥΤΙΚΗ ΧΛΩΡΙΔΑ	ΦΥΤΟΠΛΑΓΚΤΟ
Β. Απώτερη παραλιακή περιοχή				
VI	Σε συστήματα γλυκών υδάτων, παρουσία ειδών αυστηρά των γλυκών υδάτων. Σε euhaline συστήματα, απουσία της βενθικής μακροπανίδας εκτός των browsers οι οποίοι ως επισκέπτες τρέφονται από τους μικροβιακούς τάπητες (microbial mats).		Μικροβιακοί τάπητες ή στρωματολιθικές δομές κυανοφυκών. Τα Foraminifera εξαφανίζονται.	Περιφυτικά ή βενθικά είδη.
Μετά τη ζώνη VI				Στον υπόαλο πόλο: είδη γλυκών υδάτων Στον υπέραλο πόλο: <i>Dunaliella salina</i> και κυανοφύκη.

Κριτική στις έννοιες της παραλιακής ενότητας, των παραλιακών ειδών και του περιορισμού

Οι έννοιες της παραλιακής ενότητας, των παραλιακών ειδών και του περιορισμού έγιναν ευρέως αποδεκτές σε λιμνοθάλασσα και παρόμοια οικοσυστήματα στη Μεσόγειο, όπου κυρίως έχει ελεγχθεί η εφαρμογή τους (π.χ. Nikolaidou *et al.* 1988, Guélorget & Perthuisot 1992, Koutsoubas *et al.* 2000a, 2000b, Reizoroulou & Nikolaidou 2004, Nikolaidou *et al.* 2005, Nikolaidou *et al.* 2006), αλλά είχαν περιορισμένη απήχηση σε άλλες περιοχές εκτός της Μεσογείου. Τα οικοσυστήματα μάλιστα στα οποία έχει ως τώρα διερευνηθεί η εφαρμογή τους είναι κυρίως λιμνοθάλασσα συστήματα και συστήματα τύπου "bahira" σε απαλιρροιακές ή μικροπαλιρροιακές (non-tidal ή micro-tidal) περιοχές. Αντίθετα, δεν έχουν διερευνηθεί σε μακροπαλιρροιακά (macro-tidal) εκβολικά και μεσοπαραλιακά (mediolittoral) συστήματα, όπου μάλιστα έχει αμφισβητηθεί η εφαρμογή τους (Barnes 1994a): Σε μακροπαλιρροιακά εκβολικά συστήματα της ΒΔ. Ευρώπης δεν έχει αναγνωριστεί η ύπαρξη διακριτών ζωνών. Αντίθετα, αναγνωρίζεται η ύπαρξη ζώνωσης της πανίδας μόνο με μια ευρεία έννοια: Τα στενόαλα θαλάσσια είδη περιορίζονται στην περιοχή του στομίου του εκβολικού συστήματος, τα ευρύαλα θαλάσσια είδη εισέρχονται στο σύστημα σε μεγαλύτερη απόσταση, ενώ τα πλέον ευρύαλα είδη, που θεωρούνται τυπικά των εκβολικών συστημάτων, απαντούν σε ένα ενδιάμεσο τμήμα τους. Τέλος, τα είδη γλυκών υδάτων περιορίζονται στην κεφαλή (head) του συστήματος. Από την άλλη, τα τυπικά είδη των εκβολικών συστημάτων δεν περιορίζονται σε αυτά, αλλά απαντούν και σε τυπικά θαλάσσια ενδιαιτήματα, ειδικά όταν αυτά είναι αβαθή, μαλακού υποστρώματος (Barnes 1994a).

Στην ΒΔ. Ευρώπη, οι περισσότερες λιμνοθάλασσες είναι κλειστές και μικρού μεγέθους και σε αυτές, ίσως εξαιτίας αυτών των ιδιαίτερων χαρακτηριστικών τους, δεν έχει παρατηρηθεί ζώνωση της πανίδας όπως στα λιμνοθάλασσα οικοσυστήματα της Μεσογείου, που είναι μεγαλύτερα και με ανοικτές διόδους επικοινωνίας με τη θάλασσα (Barnes 1994a). Στις λιμνοθάλασσες της ΒΔ. Ευρώπης απαντούν ορισμένα είδη τα οποία θεωρούνται τυπικά λιμνοθάλασσα και δεν απαντούν, παρά μόνο πολύ σπάνια σε μη λιμνοθάλασσα, παλιρροιακά περιβάλλοντα. Πολλά από αυτά αναφέρονται ως τυπικά παραλιακά είδη των ζωνών IV-V από τους Guélorget & Perthuisot (1992). Η έννοια λοιπόν του περιορισμού και των ζωνών του έχει λοιπόν ενδεχομένως εφαρμογή μόνο σε ανοικτές, μεγάλου μεγέθους λιμνοθάλασσες σε απαλιρροιακές ή μικροπαλιρροιακές περιοχές. Από την άλλη, τα παραλιακά είδη, επειδή δεν

συμπεριλαμβάνουν τα είδη των εκβολικών συστημάτων παρά μόνο τα τυπικά λιμνοθαλάσσια είδη, είναι λοιπόν ενδεχομένως χαρακτηριστικά κυρίως των απαλιρροιακών και μικροπαλιρροιακών λιμνοθαλάσσιων συστημάτων και όχι των παραλιακών οικοσυστημάτων γενικά (Barnes 1994a). Τέλος, σε ότι αφορά την έννοια της παλιρροιακής ενότητας, αυτή φαίνεται πως είναι χρήσιμη κυρίως επειδή αποσυνδέει την κατανομή της πανίδας από την αλατότητα. Άλλωστε, η πανίδα των υφάλμυρων υδάτων δεν φαίνεται πως σχετίζεται αιτιακά με την αλατότητα επειδή (1) όλα τα είδη υπάρχουν και σε τυπικά θαλάσσια ενδιαίτηματα και (2) οι κατανομές των ειδών ανάλογα με την αλατότητα διαφέρουν από μέρος σε μέρος (Barnes 1994a).

1.2 ΑΛΥΚΕΣ

1.2.1 ΟΙΚΟΛΟΓΙΚΑ ΧΑΡΑΚΗΡΙΣΤΙΚΑ ΤΩΝ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΥΠΕΡΑΛΩΝ ΥΔΑΤΩΝ

Υπέραλα (hyperhaline) ονομάζονται τα ύδατα τα οποία έχουν συγκεντρώσεις αλάτων υψηλότερες από αυτές του θαλασσινού νερού. Τα υπέραλα ύδατα των οποίων τα άλατα έχουν τις ίδιες αναλογίες με τα άλατα του θαλασσινού νερού ονομάζονται θαλασσόαλα (thalassohaline). Η συμπύκνωση του θαλασσινού νερού με εξάτμιση είναι ο κύριος, αν και όχι ο μόνος, τρόπος σχηματισμού των θαλασσόαλων υδάτων. Τα υπέραλα περιβάλλοντα, από ένα επίπεδο συμπύκνωσης του νερού και πάνω, θεωρούνται ως ακραία περιβάλλοντα, στα οποία η βιοποικιλότητα είναι χαμηλή, λείπουν μερικές ταξινομικές ομάδες, αλλά υπάρχουν χαρακτηριστικοί αλόφιλοι (halophilic) και αλοανθεκτικοί (halotolerant) οργανισμοί (Rodriguez-Valera 1988).

Τα υπέραλα ύδατα χαρακτηρίζονται από ακραίες συνθήκες όχι μόνο σε ότι αφορά την αλατότητα, αλλά και σε ότι αφορά μια πλειάδα άλλων παραμέτρων, όπως για παράδειγμα είναι η οσμωτική πίεση, η ενεργότητα του νερού (water activity), η ιοντική ισχύς (ionic strength), η θερμοκρασία, το pH, το διαλυμένο οξυγόνο, η διαθεσιμότητα των ανόργανων θρεπτικών αλάτων και η ηλιακή ακτινοβολία (Rodriguez-Valera 1988):

- Τα υπέραια ύδατα είναι υπεροσμωτικά και είναι δυνατό να προκαλέσουν πλασμόλυση στα κύτταρα.
- Η ενεργότητα του νερού είναι μειωμένη στα υπέραια ύδατα, άρα και η διαθεσιμότητα του νερού για βιολογικές διεργασίες.
- Η ιοντική ισχύς είναι τόσο υψηλή, ώστε είναι δυνατό να προκαλέσει αλλαγή στις ανώτερες δομές των πρωτεϊνών.
- Τα υπέραια ύδατα, όταν είναι ρηχά, χαρακτηρίζονται από μεγάλες μεταβολές στη θερμοκρασία τους: Εξαιτίας της χαμηλής ειδικής θερμότητας τους και του χαμηλού ρυθμού εξάτμισης, θερμαίνονται γρήγορα τις ζεστές ημέρες. Άλλωστε, τα υπέραια ύδατα συνήθως απαντούν σε περιοχές με θερμό και ξηρό κλίμα. Επίσης, η επίδραση της αλατότητας στους οργανισμούς είναι συνάρτηση και της θερμοκρασίας.
- Το pH μειώνεται με την αύξηση της αλατότητας, από το ελαφρά αλκαλικό 8,2 του θαλασσινού νερού στο ουδέτερο όταν έχουμε κορεσμό στο NaCl, αν και η φωτοσύνθεση μπορεί να τροποποιήσει σημαντικά το pH.
- Η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου επίσης μειώνεται με την αύξηση της αλατότητας, αν και πάλι η φωτοσύνθεση μπορεί να τροποποιήσει σημαντικά τη συγκέντρωση του.
- Η συγκέντρωση των ανόργανων θρεπτικών αλάτων του αζώτου και του φωσφόρου αυξάνεται με την αύξηση της αλατότητας, λόγω της συνεχούς εισόδου του θαλασσινού νερού και της σταδιακής συμπύκνωσης του. Έτσι, τα υπέραια ύδατα είναι συνήθως πλούσια σε ανόργανα θρεπτικά και έχουν υψηλή παραγωγικότητα.
- Τέλος, η ηλιακή ακτινοβολία στα υπέραια ύδατα είναι συνήθως ιδιαίτερα υψηλή και οι καλά προσαρμοσμένοι οργανισμοί είναι χρωματισμένοι κόκκινοι από τα καροτενοειδή τα οποία τους προστατεύουν από την έντονη ακτινοβολία και παράλληλα αυξάνουν την απορρόφηση θερμότητας από το νερό, επιταχύνοντας έτσι την εξάτμιση τους.

Τα συστήματα υπέραιων υδάτων μπορούν να διακριθούν ανάλογα με τη διαβάθμιση αλατότητας σε τέσσερις κατηγορίες: 35 – 100 psu, 100 – 200 psu, 200 – 300 psu και >300 psu. Η πρώτη κατηγορία είναι η πλέον κοινή και σχηματίζεται εύκολα σε θερμά και ξηρά περιβάλλοντα. Σε αυτά τα συστήματα υπέραιων υδάτων, με την αύξηση της αλατότητας, τα είδη μεγάλου σωματικού μεγέθους σταδιακά εξαφανίζονται και τα θαλάσσια είδη

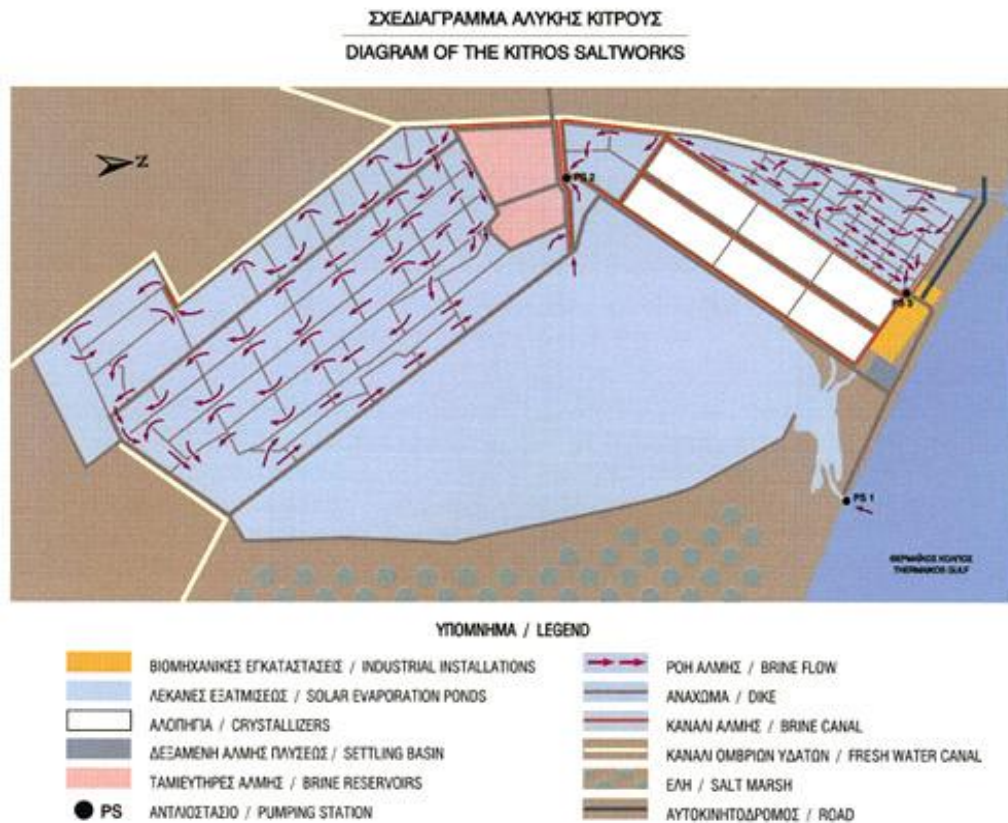
αντικαθίστανται από ευρύαλα είδη. Τα αλόφιλα είδη απουσιάζουν. Η σύνθεση των ειδών είναι διαφορετική ανάμεσα στα συστήματα υπέραλων υδάτων αυτής της κατηγορίας και εξαρτάται από τη γεωγραφική τους θέση και άλλους περιβαλλοντικούς παράγοντες. Οι υπόλοιπες κατηγορίες είναι πολύ πιο σπάνιες, και δε διαφοροποιούνται σημαντικά με τη γεωγραφική θέση.

1.2.2 ΔΟΜΗ ΚΑΙ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑ ΤΩΝ ΑΛΥΚΩΝ

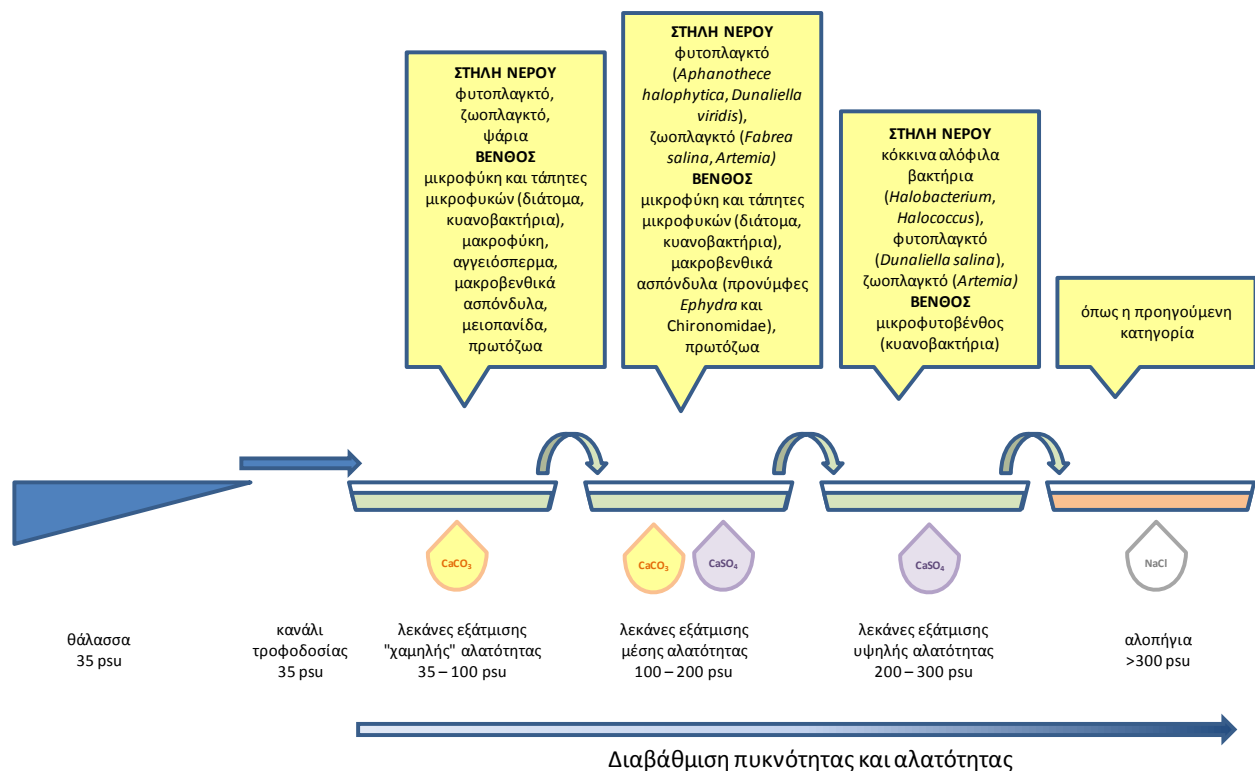
Η πλέον χαρακτηριστική ίσως περίπτωση οικοσυστήματος υπέραλων υδάτων θαλάσσιας προέλευσης είναι οι ηλιακές αλυκές ή απλά αλυκές (solar saltworks, saltworks, salinas, salterns, saltpans). Οι αλυκές έχουν την ιδιαιτερότητα πως σε αυτές απαντά το σύνολο των προαναφερθέντων κατηγοριών υπέραλων υδάτων. Οι αλυκές είναι γενικά περιοχές όπου παράγεται αλάτι από το θαλασσινό νερό μέσω της ηλιακής και αιολικής εξάτμισης. Οι βιομηχανικές αλυκές είναι η κατηγορία εκείνη των αλυκών στις οποίες η εξάτμιση του νερού γίνεται σε ένα σύστημα πολλών αλληλοσυνδεόμενων λεκανών και όπου το αλάτι συλλέγεται με μηχανήματα. Η πλειοψηφία του αλατιού που παράγεται σήμερα σε αλυκές συλλέγεται σε βιομηχανικές αλυκές (η άλλη πηγή αλατιού είναι το ορυκτό αλάτι).

Οι αλυκές συνήθως κατασκευάζονται στη θέση μιας προϋπάρχουσας λιμνοθάλασσας ή ενός υγρότοπου. Η κατασκευή μιας αλυκής περιλαμβάνει κυρίως την κατασκευή αναχωμάτων για τον διαχωρισμό της λιμνοθάλασσας σε λεκάνες με επίπεδο πυθμένα και με τις κατάλληλες υψομετρικές διαφορές για την ελεύθερη ροή του νερού σε αυτές. Το θαλασσινό νερό αντλείται ή απλά οδηγείται στις λεκάνες (λεκάνες εξάτμισης ή συγκέντρωσης ή τηγάνια, evaporation ponds ή concentration ponds ή saltpans) οι οποίες επικοινωνούν μεταξύ τους η μια με την επόμενη, σχηματίζοντας έτσι μια αλυσίδα (Σχήμα 1.2). Οι λεκάνες εξάτμισης καλύπτουν το 90% της συνολικής έκτασης των αλυκών. Καθώς το νερό ρέει στις λεκάνες με τη βοήθεια της βαρύτητας και εξατμίζεται, η αλατότητα του αυξάνει σταδιακά και έτσι κατά μήκος της αλυσίδας των λεκανών αναπτύσσεται μια διαβάθμιση πυκνότητας και αλατότητας (Σχήμα 1.3). Από τα άλατα του θαλασσινού νερού, το ανθρακικό ασβέστιο (CaCO_3) καθιζάνει πρώτο σε αλατότητα περίπου 70 psu και πάνω, ενώ το θειικό ασβέστιο (CaSO_4 , γύψος)

καθιζάνει σε επόμενες λεκάνες, σε αλατότητα περίπου 150 ρsu και πάνω. Το αλάτι (NaCl) καθιζάνει σε αλατότητα περίπου 300 ρsu και πάνω στις τελευταίες λεκάνες, τα αλοπήγια (crystalizers), όπου και συλλέγεται (Korovessis & Lekkas 2000).



Σχήμα 1.2. Σχεδιάγραμμα της δομής των αλυκών Κίτρος (πηγή: Petanidou 1994).



Σχήμα 1.3. Σχεδιάγραμμα όπου παρουσιάζεται η ροή του νερού από τη θάλασσα στις τέσσερις κατηγορίες λεκανών των αλυκών, με το εύρος τιμών αλατότητας που αντιστοιχεί σε κάθε μια κατηγορία, τις περιοχές όπου καθιζάνουν τα κύρια άλατα που απαντούν στο θαλασσινό νερό, βασικές ομάδες οργανισμών της κάθε κατηγορίας λεκανών, καθώς και η κατανομή χαρακτηριστικών ειδών των αλυκών. Κάθε λεκάνη του σχεδιαγράμματος αναπαριστά ομάδα πολλών λεκανών.

1.2.3 ΤΟ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑ ΤΩΝ ΑΛΥΚΩΝ

Η τροποποίηση που φέρει στο φυσικό περιβάλλον μια βιομηχανική αλυκή η οποία λειτουργεί σωστά, γενικά δεν θεωρείται πως είναι επιζήμια για την οικολογική αξία της υγροτοπικής έκτασης στην οποία είναι κατασκευασμένη, αν και την τροποποιεί σε σημαντικό βαθμό. Αντίθετα, οικολογική αξία μιας βιομηχανικής αλυκής, λόγω της έκτασης της και της ποικιλίας μικροπεριβαλλόντων που προσφέρει τόσο για ζωικά όσο και για φυτικά είδη, θεωρείται πως είναι αυξημένη, ιδιαίτερα για την ορνιθοπανίδα της (Britton & Johnson 1987, Sadoul *et al.* 1998, Koronessis & Lekkas 2000, Walmsley 2000). Οι βιομηχανικές αλυκές θεωρούνται ως τεχνητά οικοσυστήματα ιδιαίτερα σημαντικά ως χώροι αναπαραγωγής, καταφυγίου και διατροφής υδρόβιας, καλοβατικής και παρυδατικής ορνιθοπανίδας. Είναι γνωστό πως πολλά είδη πουλιών επισκέπτονται ή ζουν στις αλυκές και πολλοί συγγραφείς προτείνουν πως η

παρουσία αλυκών σε ένα σύμπλεγμα υγροτόπων αυξάνει την φέρουσα ικανότητα του συμπλέγματος (Dahm 2004). Οι βιομηχανικές αλυκές λοιπόν, μέσα από μια σχετικά ήπια παρέμβαση στο φυσικό περιβάλλον, είναι δυνατό να συνδιάζουν μια παραγωγική διαδικασία (δηλαδή την παραγωγή του αλατιού) με την ύπαρξη ενός υγροτοπικού οικοσυστήματος με μεγάλη οικολογική αξία το οποίο αξίζει της διατήρησης του, ιδιαίτερα όταν τα παράκτια υγροτοπικά οικοσυστήματα γενικά συρρικνώνονται σε παγκόσμια κλίμακα (Primack 2000).

Οι αλυκές είναι υγροτοπικά οικοσυστήματα με σημαντική εσωτερική ετερογένεια, επειδή συνδιάζουν ένα φάσμα από διαφορετικούς τύπους περιβαλλόντων κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας (Davis 2000): Στις λεκάνες χαμηλής αλατότητας (αλατότητα θαλασσινού νερού – 100 psu), το περιβάλλον είναι σχετικά πιο ήπιο και ο βιοτικός κόσμος παρουσιάζει μεγαλύτερη ποικιλότητα τόσο στην πελαγική ενότητα (πλαγκτό, ψάρια) όσο και στη βενθική ενότητα (μικροφυτοβένθος, μακρόφυτα, μακροβενθικά ασπόνδυλα). Στις λεκάνες ενδιάμεσης αλατότητας (100 – 200 psu), το περιβάλλον γίνεται πιο αφιλόξενο και η μακροφυτική χλωρίδα αλλά και τα μακροβενθικά ασπόνδυλα είναι πρακτικά απόντα. Μόνη εξαίρεση αποτελούν το καρκινοειδές *Artemia* (η "γαρίδα της άλμης") και οι προνούμφες της "μύγας της άλμης" *Ephydra*. Στο τέλος, στις λεκάνες υψηλής αλατότητας (200 – >300 psu), το αβιοτικό περιβάλλον είναι τόσο ακραίο ώστε μόνο κόκκινα αλόφιλα βακτήρια (*Halococcus*, *Halobacterium*) και αλόφιλα μικροφύκη (*Dunaliella*) είναι παρόντα. Η βαθμιαία αύξηση στην αλατότητα κατά μήκος της ροής του νερού στις λεκάνες αλλάζει την ιονική σύνθεση του νερού και τη δομή του ιζήματος του πυθμένα. Οι οργανισμοί αντιδρούν στις βαθμιαίες αλλαγές του αβιοτικού περιβάλλοντος με μια βαθμιαία αλλαγή στη δομή των βιοκοινοτήτων που απαντούν στη στήλη του νερού αλλά και το ίζημα του πυθμένα των λεκανών (Davis 2000). Οι αλλαγές οι οποίες παρατηρούνται στο βιοτικό κόσμο των αλυκών κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας (με κατεύθυνση από τη χαμηλότερη προς την υψηλότερη αλατότητα) έχουν επίσης περιγραφεί ως (1) μετάβαση από την κυριαρχία θαλάσσιων ειδών προς την κυριαρχία ευρύαλων ειδών και τελικά, στις υψηλότερες τιμές αλατότητας αλοανθεκτικών και αλόφιλων ειδών, (2) σταδιακή εξαφάνιση μακροσκοπικών οργανισμών, (3) μετάβαση από την κυριαρχία ευκαρυωτικών οργανισμών προς την κυριαρχία προκαρυωτικών οργανισμών, (4) μετάβαση σε ότι αφορά τα προκαρυωτικά αλόφιλα είδη από την κυριαρχία ευβακτηρίων στην κυριαρχία αρχαίων (Rodriguez-Valera 1988), (5) μετάβαση της χωροθέτησης της πλειονότητας της

πρωτογενούς παραγωγής από την πελαγική ενότητα στο βένθος (Segal *et al.* 2006), (6) μετάβαση του μεταβολισμού των βιοκοινοτήτων στην πελαγική ενότητα από την αυτοτροφία στην ετεροτροφία και μια παράλληλη αντίστροφη μετάβαση του μεταβολισμού των βιοκοινοτήτων στο βένθος από την ετεροτροφία στην αυτοτροφία (Segal *et al.* 2006).

Σύμφωνα με τον ορισμό της Οδηγίας της ΕΕ. "Περί Υδάτων" (EC, 2000; 2003a), τα μεταβατικά ύδατα είναι "σώματα επιφανειακών υδάτων κοντά σε στόμια ποταμών τα οποία είναι εν μέρει αλμυρά εξαιτίας της εγγύτητας τους με παράκτια θαλάσσια ύδατα, αλλά ταυτόχρονα επηρεάζονται ουσιαστικά από ροές γλυκών υδάτων". Παρόλο το γεγονός ότι οι αλυκές δεν επηρεάζονται άμεσα από ροές γλυκών υδάτων (εκτός των βροχοπτώσεων), είναι τεχνητά οικοσυστήματα που παρουσιάζουν πολλά κοινά χαρακτηριστικά με τα φυσικά ΟΜΥ, ιδιαίτερα τις λιμνοθάλασσες, σε ότι αφορά τόσο το αβιοτικό περιβάλλον όσο και το βιοτικό τους κόσμο. Αυτό συμβαίνει γιατί οι αλυκές κατασκευάζονται συνήθως στη θέση προϋπάρχουσων λιμνοθαλασσών (Britton & Johnson 1987, Pavlova *et al.* 1998, Zeno 2006). Επιπλέον, οι λεκάνες χαμηλής αλατότητας (<100 psu) συνήθως διατηρούν το μαλακό υπόστρωμα του πυθμένα και τις όχθες της προϋπάρχουσας λιμνοθάλασσας και η ανθρώπινη παρέμβαση είναι εκεί μειωμένη. Στις λεκάνες χαμηλής αλατότητας οι βιοκοινότητες είναι παρόμοιες με αυτές των φυσικών λιμνοθαλασσών. Οι ομοιότητες μεταξύ του περιβάλλοντος των λεκανών χαμηλής αλατότητας και των φυσικών λιμνοθαλασσών είναι εμφανείς και με παρατήρηση *in situ* (Σχήμα 1.4). Το οικοσύστημα των αλυκών σχετίζεται επίσης με μια άλλη κατηγορία υγροτοπικών οικοσυστημάτων, τα αλοέλη (salt marshes), όπου μάλιστα οι εκτάσεις που καλύπτονται με υπέραλα ύδατα ονομάζονται τηγάνια (salt pans), όπως δηλαδή ονομάζονται και οι λεκάνες εξάτμισης των αλυκών. Κατά συνέπεια, τα οικοσυστήματα των αλυκών, τα οποία είναι πολλά στη Μεσόγειο, θα έπρεπε ίσως να περιληφθούν στα οικοσυστήματα μεταβατικών υδάτων και στους στόχους της Οδηγίας της ΕΕ. "Περί Υδάτων".



(α)



(β)



(γ)

Σχήμα 1.4. Φωτογραφίες (α) των παρυφών της λιμνοθάλασσας Λογαρού (πηγή: Ρήγας κ.α. 2003) και (β,γ) λεκανών χαμηλής αλατότητας των αλυκών Καλλονής. Στις φωτογραφίες αυτές είναι μακροσκοπικά εμφανείς ο ομοιότητες που παρουσιάζει το περιβάλλον των λεκανών χαμηλής αλατότητας των αλυκών με αυτό των αβαθών υδάτων των παρυφών των φυσικών λιμνοθαλασσών.

1.2.3.1 Η σημασία του βιολογικού συστήματος των αλυκών για την παραγωγή του αλατιού

Είναι γνωστό πως το βιολογικό σύστημα των αλυκών, δηλαδή οι βιοκοινότητες των πλαγκτονικών και βενθικών οργανισμών, είναι ιδιαίτερα σημαντικό για τη λειτουργία των αλυκών και την παραγωγή καλής ποιότητας αλατιού (Davis 1978, 1990, 2000, Pavlova *et al.*

1998): Οι βιοκοινότητες των αλυκών, ανάλογα με τη σύνθεση και τη δομή τους, είναι δυνατό να παίξουν είτε θετικό είτε αρνητικό ρόλο στη λειτουργία των αλυκών, με τελικό αποτέλεσμα την παραγωγή ικανοποιητικής ή όχι ποσότητας, καλής ή κακής ποιότητας αλατιού αντίστοιχα. Ιδιαίτερα σημαντικό ρόλο παίζουν οι βιοκοινότητες του φυτοπλαγκτού και ζωοπλαγκτού αλλά και του μικροφυτοβένθους: Είναι επιθυμητή η σύνθεση τους από πολλά είδη, ανάλογα με την αλατότητα της κάθε λεκάνης. Επιπλέον, είναι επιθυμητή η παρουσία ικανοποιητικών πληθυσμών από ωφέλιμα για τη λειτουργία των αλυκών είδη όπως το καρκινοειδές *Artemia salina*, ενώ αντίθετα δεν είναι επιθυμητή η παρουσία μεγάλων πληθυσμών από είδη επιβλαβή για την παραγωγή του αλατιού, όπως το κυανοφύκος *Aphanothece halophytica* και το πρωτόζωο *Fabrea salina*. Από την άλλη, το βενθικό βιολογικό σύστημα σχετίζεται άμεσα με τη στεγανοποίηση των πυθμένων των λεκανών καθώς και την απορρόφηση ανόργανων θρεπτικών αλάτων και οργανικής ύλης από το νερό. Είναι γνωστό πως η παρουσία υψηλών συγκεντρώσεων οργανικών ουσιών και ανόργανων θρεπτικών αλάτων στο νερό σε λεκάνες υψηλής αλατότητας και τα αλοπήγια δεν επιτρέπει την παραγωγή καλής ποιότητας αλατιού. Επιπλέον, οι τάπητες που σχηματίζουν οι βενθικές βιοκοινότητες στους πυθμένες των λεκανών πρέπει να είναι παρόντες, αλλά όχι υπερβολικού πάχους, επειδή τότε μειώνουν τον όγκο των λεκανών και επίσης επηρεάζουν αρνητικά το νερό και τις πλαγκτονικές βιοκοινότητες. Για λόγους όπως αυτοί που περιληπτικά αναφέρονται πιο πάνω, η γνώση της δομής και της λειτουργίας του βιολογικού συστήματος των αλυκών είναι απαραίτητη για τη διαχείριση και την καλή λειτουργία των αλυκών.

Όταν υπάρχουν προβλήματα στην ποιότητα και/ή την ποσότητα του παραγόμενου αλατιού, συνιστάται η παρακολούθηση παραμέτρων του βιολογικού συστήματος αλλά και του αβιοτικού περιβάλλοντος των αλυκών. Η παρακολούθηση του βιολογικού συστήματος μπορεί να δώσει απαντήσεις για τα προβλήματα που υπάρχουν στην λειτουργία των αλυκών και να υποβοηθήσει στην ανάπτυξη ενός προγράμματος αποκατάστασης της εύρυθμης και αποτελεσματικής λειτουργίας των αλυκών (Davis 1978, 1990, 2000, Pavlova *et al.* 1998).

1.2.4 ΟΙ ΑΛΥΚΕΣ ΩΣ ΣΥΣΤΗΜΑ-MONTELO ΟΙΚΟΛΟΓΙΚΗΣ ΕΡΕΥΝΑΣ ΤΩΝ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΜΕΤΑΒΑΤΙΚΩΝ ΥΔΑΤΩΝ

Οι αλυκές έχουν ιδιαίτερο ενδιαφέρον για την οικολογική έρευνα παράκτιων υδατικών οικοσυστημάτων για πολλούς λόγους όπως:

(1) Έχουν σημαντική οικολογική αξία, ως υγρότοποι οι οποίοι στηρίζουν συνήθως πλούσια ορνιθοπανίδα αλλά και ασυνήθιστη πανίδα και χλωρίδα, προσαρμοσμένες στις ακραίες (υπέραλες) περιβαλλοντικές συνθήκες που επικρατούν σε μεγάλο τμήμα του οικοσυστήματος των αλυκών.

(2) Η διαθέσιμη βιβλιογραφία σχετικά με την οικολογία των αλυκών είναι γενικά περιορισμένη. Για ορισμένες μάλιστα από τις βιοκοινότητες που απαντούν στις αλυκές, όπως π.χ. για την μακροβενθική πανίδα, είναι σχεδόν ανύπαρκτη.

(3) Λόγω του μικρού βάθους των λεκανών και του συστήματος αναχωμάτων ανάμεσα στις λεκάνες, οι δειγματοληψίες αβιοτικών παραμέτρων και βιολογικού υλικού είναι σχετικά εύκολες. Οι λεκάνες των αλυκών έτσι μπορούν να αποτελέσουν μεσοκόσμους για την μελέτη των αλληλεπιδράσεων ανάμεσα στους οργανισμούς ή ανάμεσα στους οργανισμούς και το αβιοτικό περιβάλλον, π.χ. των βενθικών βιοκοινοτήτων μαλακού υποστρώματος.

(4) Χάρη στην ύπαρξη σε αυτές ρυθμιζόμενης διαβάθμισης αλατότητας/περιορισμού, αλλά και άλλων περιβαλλοντικών διαβαθμίσεων, μπορούν να αποτελέσουν μοντέλα για την μελέτη της απόκρισης των βιοκοινοτήτων τους κατά μήκος διαβαθμίσεων περιβαλλοντικής πίεσης, ιδιαίτερα της διαβάθμισης αλατότητας. Η παρουσία στο ίδιο μέρος λεκανών με αλατότητες που καλύπτουν μια διαβάθμιση από 35 έως 300 rsu αποτελεί σημαντικό πλεονέκτημα επειδή παρακάμπτονται προβλήματα που προκύπτουν όταν έχουμε λεκάνες υπέραλων υδάτων σε διαφορετικές τοποθεσίες, π.χ. διαφορές λόγω γεωγραφικής θέσης, διαφορές στο κλίμα, διαφορές στις μετεωρολογικές συνθήκες κ.α. Τα αποτελέσματα τέτοιων μελετών θα μπορούσαν να εφαρμοστούν στην πρόβλεψη των αλλαγών σε οικοσυστήματα μεταβατικών υδάτων π.χ. σε περιπτώσεις ανθρωπογενούς αλλαγής της αλατότητας τους και του βαθμού περιορισμού τους.

1.3 ΣΤΟΧΟΙ ΤΗΣ ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗΣ ΔΙΑΤΡΙΒΗΣ

Η διδακτορική διατριβή εστιάζει στην περιγραφή και ερμηνεία των προτύπων οργάνωσης των βιοκοινοτήτων των μακροβενθικών ασπονδύλων - με έμφαση στα μαλάκια - και, δευτερευόντως, του φυτοπλαγκτού, κατά μήκος της περιβαλλοντικής διαβάθμισης θάλασσα-ξηρά στο τμήμα χαμηλής αλατότητας των αλυκών Καλλονής Λέσβου. Σε ότι αφορά στις εμπλεκόμενες οικολογικές διεργασίες, δίνεται ιδιαίτερη έμφαση στο έλεγχο των προβλέψεων της θεωρίας του περιορισμού και στην επίδραση των φορτίων των νέων ανόργανων θρεπτικών αλάτων που εισέρχονται στις αλυκές από τον παραγωγικό Κόλπο Καλλονής. Η διδακτορική διατριβή εστιάζει επίσης στα δομικά και λειτουργικά χαρακτηριστικά της μεταβατικής ζώνης που υφίσταται μεταξύ του ενδιαιτήματος των λεκανών των αλυκών και του γειτονικού θαλάσσιου ενδιαιτήματος. Τέλος, οι αλληλεπιδράσεις μεταξύ των προτύπων οργάνωσης των βιοκοινοτήτων των μακροβενθικών ασπονδύλων και οικολογικών διεργασιών εξετάζονται και σε κλίμακα οικοπεριοχής, μέσα από τη συγκριτική μελέτη των αλυκών Καλλονής και των αλυκών Margherita di Savoia (Ιταλία).

Η έρευνα της διδακτορικής διατριβής πραγματοποιήθηκε σε δύο στάδια:

(1) Κατά το πρώτο στάδιο, η περιοχή μελέτης περιορίστηκε στην περιοχή όπου παρατηρείται η μετάβαση από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον. Κατά το στάδιο αυτό μελετήθηκαν παράμετροι του αβιοτικού περιβάλλοντος (ΚΕΦΑΛΑΙΟ I) και η βιοκοινότητα των μακροβενθικών μαλακίων (ΚΕΦΑΛΑΙΑ III ΚΑΙ V).

(2) Κατά το δεύτερο στάδιο, η περιοχή μελέτης επεκτάθηκε σε επιπλέον λεκάνες χαμηλής αλατότητας, έτσι ώστε να διερευνηθεί σε τοπική κλίμακα παρατήρησης η επίδραση στα πρότυπα βιοποικιλότητας μιας ευρύτερης περιβαλλοντικής διαβάθμισης. Επιπλέον, πραγματοποιήθηκε η σε κλίμακα παρατήρησης οικοπεριοχής σύγκριση δύο διαφορετικών οικοσυστημάτων αλυκών. Κατά το στάδιο αυτό μελετήθηκαν παράμετροι του αβιοτικού περιβάλλοντος (ΚΕΦΑΛΑΙΟ I) και οι βιοκοινότητες του φυτοπλαγκτού, του μικροφυτοβένθους (ΚΕΦΑΛΑΙΟ II) και των μακροβενθικών μαλακίων (ΚΕΦΑΛΑΙΑ IV ΚΑΙ V).

2. ΑΝΑΛΥΤΙΚΗ ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ

2.1 ΠΕΡΙΟΧΕΣ ΜΕΛΕΤΗΣ

Η κύρια περιοχή μελέτης για την επίτευξη των στόχων της διδακτορικής διατριβής ήταν η περιοχή των αλυκών Καλλονής Ν. Λέσβου (Σχήματα 2.1α-ε). Επιπλέον, κατά την μελέτη της μακροπανίδας κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας (δεύτερο στάδιο εκπόνησης της διδακτορικής διατριβής) πραγματοποιήθηκε σύγκριση με ένα άλλο παρόμοιο υγροτοπικό οικοσύστημα, τις αλυκές Margherita di Savoia στη Ν. Ιταλία (Σχήματα 2.1στ-η). Οι περιοχές μελέτης περιλάμβαναν σε κάθε περίπτωση λεκάνες όπου η αλατότητα δεν ξεπερνούσε τα 100 psu (λεκάνες "χαμηλής αλατότητας"), επειδή σε μεγαλύτερες τιμές αλατότητας το αβιοτικό περιβάλλον γίνεται αφιλόξενο για τη βενθική μακροπανίδα με αποτέλεσμα αυτή να απουσιάζει (Britton & Johnson 1987, προσωπικές παρατηρήσεις). Ακολουθεί η αναλυτική παρουσίαση των επιμέρους περιοχών μελέτης για κάθε ένα από τα στάδια εκπόνησης της διδακτορικής διατριβής.

2.1.1 ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ ΠΡΩΤΗΣ ΠΕΡΙΟΔΟΥ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΩΝ

2.1.1.1 Ο κόλπος Καλλονής

Οι αλυκές Καλλονής βρίσκονται στη βορειοανατολική ακτή του κόλπου Καλλονής (Ν. Λέσβος, ΒΑ. Αιγαίο, 26° 04' – 26° 18' Α, 39° 04' – 39° 12' Β, Σχήματα 1α,β). Ο κόλπος Καλλονής είναι μια ημίκλειστη επιμήκης και ρηχή λεκάνη (μήκος 25 km, βάθος από 5 m στην περιφέρεια του έως περισσότερο από 20 m στο κεντρικό του τμήμα και μέσο βάθος 10 m) του τύπου "bahira" (=μικρή θάλασσα στα αραβικά, Lefebvre *et al.* 1993), η οποία επικοινωνεί με το ΒΑ. Αιγαίο μέσω ενός στενού και επιμήκους διαύλου (0,7 km φαρδύς, 4 km μακρύς) (Millet & Lamy 2002). Το κλίμα στην περιοχή του κόλπου είναι τυπικό μεσογειακό, με ζεστά και ξηρά καλοκαίρια και ήπιους και υγρούς χειμώνες.

Οι καλλιέργειες στη λεκάνη απορροής του κόλπου (κατά κύριο λόγο κηπευτικά και ελαιώνες) συνεπάγονται τη χρήση λιπασμάτων, συνήθως τους χειμερινούς μήνες Δεκέμβριο έως Φεβρουάριο, περίοδος η οποία συμπίπτει χρονικά με την περίοδο των πιο σημαντικών βροχοπτώσεων. Η αποστράγγιση των εδαφών γίνεται μέσω ενός αριθμού χειμάρρων που εκβάλλουν κυρίως στο βόρειο τμήμα του κόλπου (κοντά στις αλυκές Καλλονής) και οι οποίοι έχουν νερά κατά τους χειμερινούς μήνες Νοέμβριο έως Απρίλιο. Το ανόργανο άζωτο που εισέρχεται στον κόλπο με τα νερά των χειμάρρων προέρχεται από τη γεωργία (59%) και μη επεξεργασμένα οικιακά λύματα (37,5%). Από την άλλη, ο ανόργανος φωσφόρος που εισέρχεται στον κόλπο με τα νερά των χειμάρρων προέρχεται από μη επεξεργασμένα οικιακά λύματα (59%), απορροές αγροτικών εκτάσεων (19%) και παραπροϊόντα των ελαιοτριβείων (19%) (Παναγιωτίδης & Κλαουδάτος 1997). Ο κόλπος έχει χαρακτηριστεί ως εύτροφος και είναι ιδιαίτερα παραγωγικός, καθώς στηρίζει μεγάλους πληθυσμούς πλαγκτονοφάγων ψαριών (σαρδέλες) και διθύρων (μύδια, χτένια) (Paspatis & Maragoudaki 2005).

Κατά μήκος της ακτογραμμής του κόλπου Καλλονής βρίσκονται διάσπαρτοι σημαντικός αριθμός υγροτόπων, οι μεγαλύτεροι από τους οποίους είναι οι αλυκές Καλλονής και Πολυχνίτου (Σχήμα 2.2). Ο Κόλπος Καλλονής αποτελεί προτεινόμενη "Περιοχή Κοινοτικού Ενδιαφέροντος" για το δίκτυο ΦΥΣΗ 2000 (GR4110004), με σκοπό τη διατήρηση της ποικιλότητας των ενδιαιτημάτων του καθώς και την προστασία της ορνιθοπανίδας του (Ντάφης κ.α. 1997).

2.1.1.2 Οι αλυκές Καλλονής

Οι αλυκές Καλλονής (όπως και οι αλυκές Πολυχνίτου αλλά και οι γειτονικοί υγρότοποι) είναι ιδιαίτερα γνωστοί για την πλούσια ορνιθοπανίδα τους, που περιλαμβάνει σημαντικό αριθμό ειδών από καλοβατικά, παρυδάτια και υδρόβια πουλιά. Μεταναστευτικά είδη, αλλά και τοπικοί πληθυσμοί πουλιών, διαχειμάζουν, αναπαράγονται και τρέφονται στις αλυκές Καλλονής σε ένα προστατευόμενο περιβάλλον, που τους παρέχει επίσης ιδανικές συνθήκες διατροφής (Dahm 2004).

Οι αλυκές Καλλονής (επιφάνεια 2,63 km², δυναμικότητα ετήσιας παραγωγής 40.000 μετρικών τόνων αλατιού, Petanidou, 1994) είναι σύγχρονες, βιομηχανικού τύπου αλυκές, οι οποίες

αποτελούνται από ρηχές λεκάνες (βάθος έως 0,5 m) με επίπεδο πυθμένα, οι οποίες χωρίζονται από αναχώματα και επικοινωνούν μεταξύ τους σχηματίζοντας αλυσίδα. Η λειτουργία των αλυκών είναι εποχιακή και η διαβάθμιση αλατότητας (από την αλατότητα του θαλασσινού νερού έως >300 psu) συντηρείται από το τέλος Μαρτίου έως το τέλος Οκτωβρίου (παραγωγική περίοδος του έτους για τις αλυκές) κατά μήκος της αλυσίδας των λεκανών για την παραγωγή του αλατιού. Οι περισσότερες από τις λεκάνες (90% της συνολικής επιφάνειας) είναι οι λεκάνες εξάτμισης ("τηγάνια"), όπου το νερό εξατμίζεται με την δράση της ηλιακής και αιολικής ενέργειας και η αλατότητα μεγαλώνει από λεκάνη σε λεκάνη έως ότου στις τελευταίες λεκάνες της αλυσίδας, τα "αλοπήγια", να είναι πλέον αρκετά μεγάλη (περίπου 300 psu) ώστε να καθιζάνει στον πυθμένα το αλάτι. Επαρκείς στάθμες νερού διατηρούνται όλο το χρόνο στις λεκάνες εξάτμισης για τις ανάγκες των υδρόβιων πουλιών των αλυκών. Οι αλυκές Καλλονής έχουν κατασκευαστεί στη θέση προϋπάρχουσας λιμνοθάλασσας.

2.1.1.3 Περιοχή μελέτης στις αλυκές Καλλονής

Η περιοχή μελέτης για το πρώτο στάδιο εκπόνησης της διδακτορικής διατριβής (πρώτη περίοδος δειγματοληψιών) περιλάμβανε τις δύο πρώτες λεκάνες χαμηλής αλατότητας των αλυκών Καλλονής, το κανάλι τροφοδοσίας των αλυκών με θαλασινό νερό και τη γειτονική, αβαθή, παράκτια θαλάσσια περιοχή του κόλπου Καλλονής (Σχήμα 2.1γ). Μερικά από τα βασικά χαρακτηριστικά της περιοχής μελέτης είναι το μικρό βάθος (0,2 – 0,5 m), ο πυθμένας από μαλακό υπόστρωμα, καθώς και η μακροφυτική βλάστηση από φανερόγαμα και μακροφύκη, τα οποία επιπλέον ή σχηματίζουν "τάπητες" στον πυθμένα του καναλιού και των λεκανών κυρίως κατά το τέλος της άνοιξης με αρχές καλοκαιριού (προσωπικές παρατηρήσεις, Σχήματα 2.4γ-ε,ζ, 2.5α). Η δράση των ανέμων και το μικρό βάθος είναι οι κύριοι παράγοντες που προκαλούν τη συχνή επαναιώρηση θρυμμάτων και μεριδίων του ιζήματος του πυθμένα με συνέπεια την υψηλή θολερότητα που συχνά παρατηρείται στις λεκάνες των αλυκών (προσωπικές παρατηρήσεις). Στο κανάλι και τις λεκάνες των αλυκών συχνά παρατηρούνται ανοξικές συνθήκες στο ίζημα του πυθμένα (προσωπικές παρατηρήσεις).

2.1.2 ΠΕΡΙΟΧΕΣ ΜΕΛΕΤΗΣ ΔΕΥΤΕΡΗΣ ΠΕΡΙΟΔΟΥ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΩΝ

2.1.2.1 Περιοχή μελέτης στις αλυκές Καλλονής

Η περιοχή μελέτης για το δεύτερο στάδιο εκπόνησης της διδακτορικής διατριβής (δεύτερη περίοδος δειγματοληψιών) περιλάμβανε έξι λεκάνες εξάτμισης χαμηλής αλατότητας των αλυκών Καλλονής και τη γειτονική, αβαθή, παράκτια θαλάσσια περιοχή του κόλπου Καλλονής (Σχήματα 2.1δ,ε). Βασικά χαρακτηριστικά της περιοχής μελέτης είναι το μικρό τους βάθος (0,2 – 0,4 m) και το μαλακό υπόστρωμα του πυθμένα. Σε ότι αφορά τη βενθική βλάστηση, οι πρώτες τρεις λεκάνες της περιοχής μελέτης χαρακτηρίζονται από μακροφυτική βλάστηση φανερόγαμων και μακροφυκών, ενώ στις τελευταίες τρεις λεκάνες της περιοχής μελέτης παρατηρήθηκε η ανάπτυξη στην επιφάνεια του πυθμένα “ταπήτων” μικροφυκών (προσωπικές παρατηρήσεις, Σχήματα 2.4η,κα,κγ, 2.5β).

2.1.2.2 Οι αλυκές Margherita di Savoia

Κατά την μελέτη της μακροπανίδας κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας στις αλυκές Καλλονής, πραγματοποιήθηκε σύγκριση με ένα άλλο παρόμοιο υγροτοπικό οικοσύστημα της Μεσογείου, τις αλυκές Margherita di Savoia, οι οποίες βρίσκονται στην ανατολική ακτή της Ν. Ιταλίας, στη Ν. Αδριατική (Σχήμα 2.1στ,ζ). Οι αλυκές Margherita di Savoia (επιφάνεια 40 km²) είναι οι μεγαλύτερες παραγωγικές αλυκές στην Ιταλία και ανήκουν στο σύμπλεγμα υγροτόπων της Απουλίας, οι οποίοι είναι ανάμεσα στους πλέον σημαντικούς υγροτόπους της Ιταλίας (Zeno 2006). Όπως οι αλυκές Καλλονής, έτσι και οι αλυκές Margherita di Savoia βρίσκονται σε προτεινόμενη “Περιοχή Κοινοτικού Ενδιαφέροντος” για το δίκτυο ΦΥΣΗ 2000 (IT9110006), αλλά και προστατεύονται από τη συνθήκη Ramsar (Zeno 1006). Οι αλυκές Margherita di Savoia έχουν και αυτές κατασκευαστεί στη θέση προϋπάρχουσας λιμνοθάλασσας (Zeno 2006).

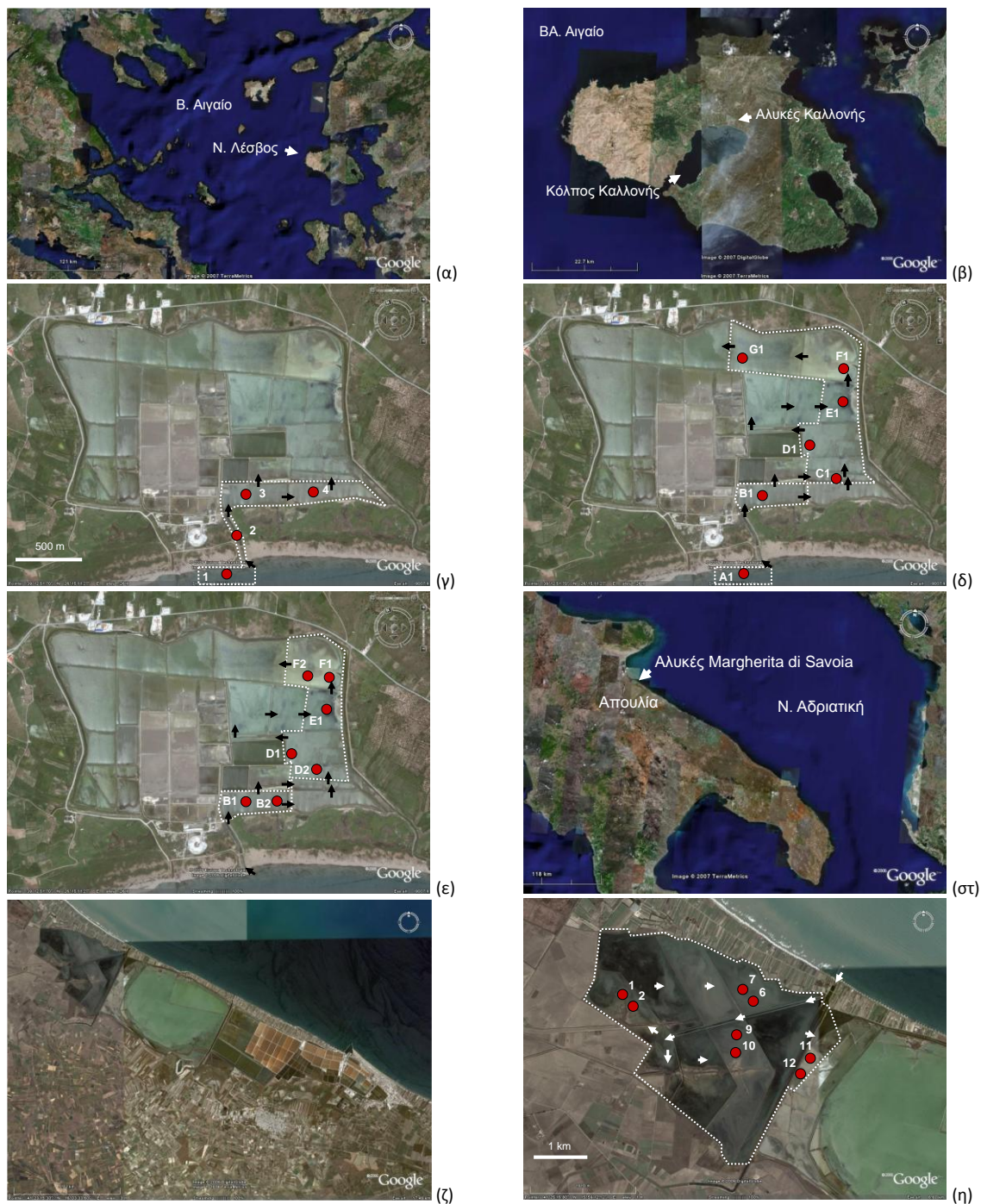
2.1.2.3 Περιοχή μελέτης στις αλυκές Margherita di Savoia

Η περιοχή μελέτης στις αλυκές Margherita di Savoia (Σχήμα 2.1η) περιλάμβανε τις πρώτες λεκάνες εξάτμισης χαμηλής αλατότητας των αλυκών. Μερικά από τα βασικά χαρακτηριστικά

της περιοχής μελέτης είναι το μικρό βάθος (0,2 – 0,5 m), και ο πυθμένας από μαλακό υπόστρωμα χωρίς μακροφυτική βλάστηση. Οι δειγματοληψίες στις αλυκές Margherita di Savoia πραγματοποιήθηκαν στα πλαίσια του ερευνητικού προγράμματος TWReferenceNET (INTEREG IIIB – CADSES).

2.1.2.4 Μετεωρολογικά δεδομένα για τις αλυκές Καλλονής

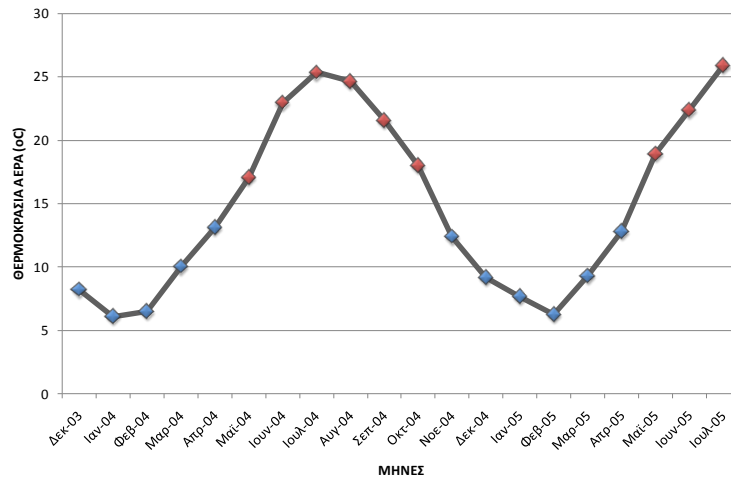
Στο Σχήμα 2.3 παρουσιάζονται οι μέσες μηνιαίες τιμές της θερμοκρασίας του αέρα για τις αλυκές Καλλονής, από τα δεδομένα του κοντινού μετεωρολογικού σταθμού Αγίας Παρασκευής του Εργαστηρίου Φυσικών Καταστροφών του Τμήματος Γεωγραφίας του Πανεπιστημίου Αιγαίου. Με κριτήριο τη θερμοκρασία του αέρα και διαθέσιμα δεδομένα βροχοπτώσεων, το έτος έχει διακριθεί στη διδακτορική διατριβή σε δύο περιόδους, την ψυχρή/υγρή από Νοέμβριο έως και Απρίλιο και τη θερμή/ξηρή από Μάιο έως και Οκτώβριο.



Σχήμα 2.1. Χάρτες των περιοχών μελέτης, με ενδείξεις των σταθμών δειγματοληψίας. Οι περιοχές μελέτης περικλείονται από στικτή γραμμή ενώ τα βέλη υποδεικνύουν τη φορά της ροής του νερού στις αλυκές. (α) ΒΑ. Αιγαίο, Ν. Λέσβος, (β) Ν. Λέσβος, Κόλπος Καλλονής, (γ) αλυκές Καλλονής: περιοχή μελέτης πρώτης περιόδου δειγματοληψιών, (δ) αλυκές Καλλονής: περιοχή μελέτης δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών – αβιοτικό περιβάλλον, φυτοπλαγκτό, (ε) αλυκές Καλλονής: περιοχή μελέτης δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών – μακροπανίδα, (στ) Ν. Αδριατική, Ν. Ιταλία, (ζ) αλυκές Margherita di Savoia, (η) αλυκές Margherita di Savoia: περιοχή μελέτης δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών – αβιοτικό περιβάλλον, μακροπανίδα.



Σχήμα 2.2. Χάρτης των υγροτόπων και των ορίων της περιοχής του δικτύου ΦΥΣΗ 2000 του κόλπου Καλλονής.



Σχήμα 2.3. Μέσες μηνιαίες τιμές της θερμοκρασίας του αέρα για τις αλυκές Καλλονής κατά την περίοδο Δεκέμβριος 2003 – Ιούλιος 2005.

2.2 ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΣ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΩΝ

Οι απαραίτητες δειγματοληψίες για την επίτευξη των στόχων της διδακτορικής διατριβής πραγματοποιήθηκαν σε δύο αντίστοιχες περιόδους. Η πρώτη περίοδος (πρώτο στάδιο εκπόνησης της διδακτορικής διατριβής: διερεύνηση του αβιοτικού περιβάλλοντος και των προτύπων βιοποικιλότητας στη μετάβαση από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον) διήρκεσε από τον Δεκέμβριο του 2003 έως τον Μάρτιο του 2005 και πραγματοποιήθηκαν τόσο μηνιαίες (14) όσο και εποχιακές (4) δειγματοληψίες. Η δεύτερη περίοδος (δεύτερο στάδιο εκπόνησης της διδακτορικής διατριβής: διερεύνηση του αβιοτικού περιβάλλοντος και των προτύπων βιοποικιλότητας κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας) περιλάμβανε δύο εποχιακές δειγματοληψίες, μια το φθινόπωρο του 2004 και μια την άνοιξη του 2005 (αβιοτικό περιβάλλον, μακροπανίδα) ή το καλοκαίρι του 2005 (φυτοπλαγκτό).

2.2.1 ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΕΣ ΠΡΩΤΗΣ ΠΕΡΙΟΔΟΥ

Κατά την πρώτη περίοδο δειγματοληψιών επελέγησαν τέσσερις σταθμοί δειγματοληψίας (Σχήματα 2.1γ, 2.4α-ε,ζ, 2.5α), διαταγμένοι κατά μήκος της ροής του νερού από τη θάλασσα

μέχρι τη δεύτερη λεκάνη εξάτμισης (συνολική απόσταση περίπου 1 km), και ονομάστηκαν “κόλπος”, “κανάλι”, “λεκάνη 1” and “λεκάνη 2” αντίστοιχα. Πραγματοποιήθηκαν 14 μηνιαίες δειγματοληψίες (Δεκέμβριος 2003 – Μάρτιος 2005, εκτός του Φεβρουαρίου 2004 και 2005) για τη συλλογή δεδομένων και δειγμάτων από την στήλη του νερού και το βένθος (Πίνακας 2.1), καθώς και 4 εποχιακές δειγματοληψίες (το Φεβρουάριο – “χειμώνας”, τον Μάιο – “άνοιξη”, τον Αύγουστο – “καλοκαίρι” και το Νοέμβριο – “φθινόπωρο” του 2004) για τη συλλογή δεδομένων και δειγμάτων από το βένθος (Πίνακας 2.1).

Πίνακας 2.1. Παράμετροι για τις οποίες πραγματοποιήθηκε συλλογή δεδομένων και δειγμάτων κατά την πρώτη περίοδο δειγματοληψιών. Σε παρένθεση αναφέρονται ο αριθμός επαναληπτικών δειγμάτων για κάθε παράμετρο.

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΙ	ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΕΣ	
	ΜΗΝΙΑΙΕΣ	ΕΠΟΧΙΑΚΕΣ
Στήλη νερού		
αλατότητα	+	+
θερμοκρασία	+	+
διαλυμένο οξυγόνο	+	+
pH	+	+
Διαλυμένο ανόργανο άζωτο	+ (1/3*)	
Διαλυμένος αντιδρών ανόργανος φωσφόρος	+ (1/3*)	
Διαλυμένο αντιδρόν ανόργανο πυρίτιο	+ (1/3*)	
Χλωροπλαστικές χρωστικές	+ (2/3*)	
Βένθος		
Οργανικός άνθρακας		+ (2)
Χλωροπλαστικές χρωστικές	+ (2/3*)	
Μακροβενθικά ασπόνδυλα		+ (3)

* Δεκέμβριος 2004 – Μάρτιος 2005

2.2.2 ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΕΣ ΔΕΥΤΕΡΗΣ ΠΕΡΙΟΔΟΥ

Κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών επελέγησαν δέκα συνολικά σταθμοί δειγματοληψίας (Σχήματα 2.1δ-ε, 2.4α,δ-στ,η-κε, 2.5β), διαταγμένοι κατά μήκος της ροής του νερού από τη θάλασσα μέχρι τη λεκάνη εξάτμισης "χαμηλής αλατότητας" μετά την οποία παρατηρήθηκε η εξαφάνιση της βενθικής μακροπανίδας (συνολική απόσταση περίπου 3,7 km). Για τις αναλύσεις των αβιοτικών παραμέτρων και του φυτοπλαγκτού πραγματοποιήθηκε συλλογή δειγμάτων σε επτά από τους δέκα σταθμούς, ένας στη θάλασσα και έξι σε έξι διαφορετικές λεκάνες (Σχήμα 2.1δ). Από την άλλη, για τις αναλύσεις της μακροπανίδας πραγματοποιήθηκε συλλογή δειγμάτων από τέσσερις λεκάνες και επτά συνολικά σταθμούς. Σε τρεις λεκάνες επελέγησαν από δύο σταθμοί ενώ σε μια λεκάνη επελέγη ένας μόνο σταθμός (Σχήμα 2.1ε). Πραγματοποιήθηκαν δύο εποχιακές δειγματοληψίες, η πρώτη το Νοέμβριο του 2004 - "φθινόπωρο") και η δεύτερη τον Ιούνιο του 2005 - "άνοιξη" (αβιοτικό περιβάλλον, μακροπανίδα) ή τον Ιούλιο του 2005 - "καλοκαίρι" (φυτοπλαγκτό) για τη συλλογή δεδομένων και δειγμάτων από την στήλη του νερού και το βένθος (Πίνακας 2.2).

Οι σταθμοί δειγματοληψίας στις αλυκές Margherita di Savoia ήταν συνολικά οκτώ, ανά δύο σε τέσσερις διαφορετικές λεκάνες εξάτμισης (Σχήμα 2.1η). Πραγματοποιήθηκαν και εκεί δύο εποχιακές δειγματοληψίες για τη συλλογή δεδομένων και δειγμάτων από την στήλη του νερού και το βένθος (Πίνακας 2.2), στις ίδιες χρονικές περιόδους του έτους όπως και στις αλυκές Καλλονής.

Πίνακας 2.2. Παράμετροι για τις οποίες πραγματοποιήθηκε συλλογή δεδομένων και δειγμάτων κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών. Σε παρένθεση αναφέρονται ο αριθμός επαναληπτικών δειγμάτων για κάθε παράμετρο.

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΙ	ΑΛΥΚΕΣ ΚΑΛΛΟΝΗΣ*	ΑΛΥΚΕΣ MARGHERITA DI SAVOIA**
Στήλη νερού		
αλατότητα	+	+
θερμοκρασία	+	+
διαλυμένο οξυγόνο	+	+
pH	+	
Διαλυμένο ανόργανο άζωτο	+ (4)	+(4)
Διαλυμένος αντιδρών ανόργανος φωσφόρος	+ (4)	+(4)
Διαλυμένο αντιδρόν ανόργανο πυρίτιο	+ (4)	
Χλωροπλαστικές χρωστικές	+ (4)	
Φυτοπλαγκτό	+ (4)	
Βένθος		
Οργανικός άνθρακας	+ (2)	+(2)
Κοκκομετρική σύσταση ιζήματος	+ (1)	+(2)
Χλωροπλαστικές χρωστικές	+ (2)	
Μακροβενθικά ασπόνδυλα	+ (5)	+(5)

* στους σταθμούς B2, D2 και F2 πραγματοποιήθηκε συλλογή δειγμάτων μόνο για τις αναλύσεις των μακροβενθικών ασπονδύλων. Οι δειγματοληψίες του βένθους πραγματοποιήθηκαν τον Ιούνιο ενώ της στήλης νερού τον Ιούλιο του 2005

** δείγματα και δεδομένα που χρησιμοποιήθηκαν στις αναλύσεις της μακροπανίδας



Σχήμα 2.4. Οι σταθμοί δειγματοληψίας: (α) ο σταθμός "θάλασσα"/A1, (β) ο σταθμός "κανάλι", (γ) κοντινή άποψη της μακροφυτικής βλάστησης στο κανάλι, (δ) ο σταθμός "λεκάνη 1"/B1, όπου διακρίνεται η μακροφυτική βλάστηση, (ε) επιπλέον βλάστηση μακροφυκών σε στάδιο αποσύνθεσης στο σταθμό "λεκάνη 1"/B1, (στ) ο σταθμός B2.



(ζ)



(η)



(θ)



(ι)



(κ)



(κα)

Σχήμα 2.4 (συνέχεια). Οι σταθμοί δειγματοληψίας: (ζ) ο σταθμός "λεκάνη 2", όπου διακρίνεται η μακροφυτική βλάστηση, (η) ο σταθμός C1, όπου διακρίνεται η μακροφυτική βλάστηση, (θ) ο σταθμός D1, (ι) ο σταθμός D2, (κ) ο σταθμός E1, (κα) κοντινή άποψη του τάπητα μικροφυκών του πυθμένα στο σταθμό E1.



(κβ)



(κγ)

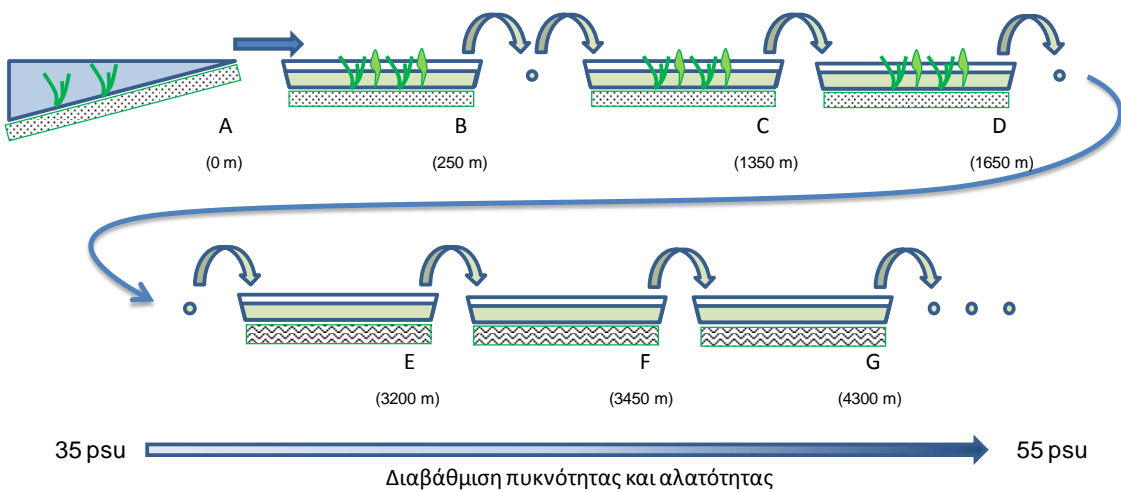
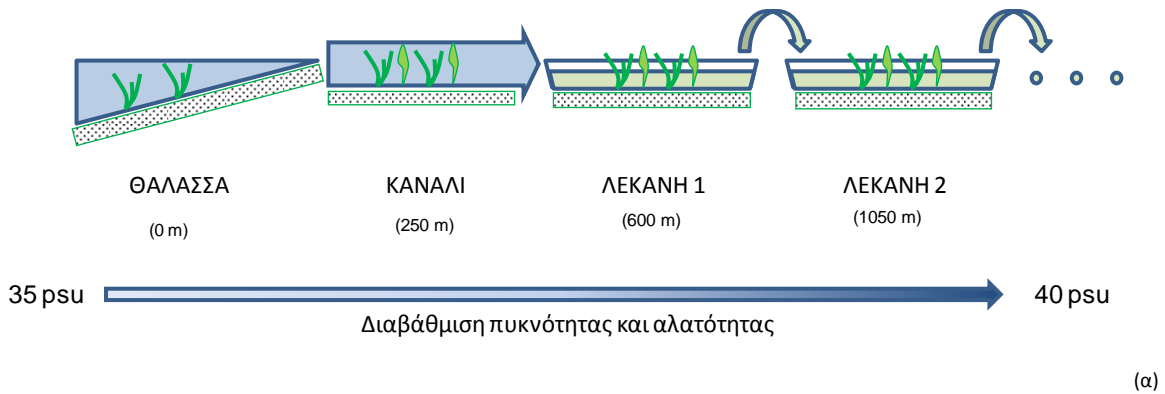


(κδ)







(κε)

Σχήμα 2.4 (συνέχεια). Οι σταθμοί δειγματοληψίας: (κβ) ο σταθμός F1, (κγ) κοντινή άποψη του τάπητα μικροφυκών του πυθμένα στο σταθμό E1, (κδ) ο σταθμός F2, (κε) ο σταθμός G1.



Υπόμνημα

-  τάπητες μικροφυκών πάνω σε μαλακό υπόστρωμα
-  μικροφυτοβένθος σε μαλακό υπόστρωμα
-  θαλάσσια αγγειόσπερμα σε μαλακό υπόστρωμα
-  μακροφύκη σε μαλακό υπόστρωμα ή επιπλέοντα μακροφύκη

(β)

Σχήμα 2.5. Διάταξη των σταθμών δειγματοληψίας κατά μήκος της περιβαλλοντικής διαβάθμισης στην περιοχή μελέτης (α) της πρώτης περιόδου δειγματοληψιών και (β) της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών. Η απόσταση από τη θάλασσα μετρήθηκε κατά μήκος της ροής του νερού από τη θάλασσα και το κανάλι στην αλυσίδα των λεκανών. Η διαβάθμιση αλατότητας που παρουσιάζεται ίσχυε το καλοκαίρι του 2005.

2.3 ΕΡΓΑΣΙΕΣ ΣΤΟ ΠΕΔΙΟ

2.3.1 ΣΤΗΛΗ ΝΕΡΟΥ

2.3.1.1 Αλατότητα, θερμοκρασία, pH

Η αλατότητα μετρήθηκε με φορητό διαθλασόμετρο Krüss S-10 salinometer, η θερμοκρασία και το pH με το φορητό όργανο μέτρησης OxyGuard Handy pH meter ενώ το διαλυμένο οξυγόνο με το φορητό όργανο μέτρησης OxyGuard Handy oxygen meter.

2.3.1.2 Ανόργανα θρεπτικά άλατα και χλωροπλαστικές χρωστικές

Για τις αναλύσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων και των χλωροπλαστικών χρωστικών πραγματοποιήθηκε συλλογή δειγμάτων νερού όγκου 2500 mL. Τα δείγματα φυλάχθηκαν σε φιάλες PET και μεταφέρθηκαν στο εργαστήριο με φορητό ψυγείο.

2.3.1.3 Φυτοπλαγκτό

Για τις αναλύσεις του φυτοπλαγκτού πραγματοποιήθηκε συλλογή δειγμάτων νερού όγκου 200 mL. Τα δείγματα στερεώθηκαν με διάλυμα Lugol (Edler 1979) και συντηρήθηκαν μέχρι την ανάλυση τους στο σκοτάδι και σε θερμοκρασία δωματίου.

2.3.2 ΒΕΝΘΟΣ

2.3.2.1 Κοκκομετρική ανάλυση ιζήματος

Για την κοκκομετρική ανάλυση του ιζήματος πραγματοποιήθηκε συλλογή δειγμάτων επιφανειακού ιζήματος από τον πυθμένα των σταθμών δειγματοληψίας ποσότητας περίπου 100 g. Τα δείγματα συντηρήθηκαν μέχρι την ανάλυση τους στο σκοτάδι και στους -22 °C.

2.3.2.2 Χλωροπλαστικές χρωστικές και οργανική ύλη ιζήματος

Για τις αναλύσεις των χλωροπλαστικών χρωστικών και της οργανικής ύλης του ιζήματος πραγματοποιήθηκε συλλογή δειγμάτων επιφανειακού ιζήματος από τον πυθμένα των σταθμών δειγματοληψίας υπό την μορφή πυρήνων διαμέτρου 3,5 cm. Η λήψη των πυρήνων πραγματοποιήθηκε με τη χρήση σύριγγας από την οποία είχε κοπεί το πρόσθιο τμήμα. Τα δείγματα μεταφέρθηκαν στο εργαστήριο με φορητό ψυγείο και συντηρήθηκαν μέχρι την ανάλυση τους στο σκοτάδι και στους -22 °C.

2.3.2.3 Μακροβενθικά ασπόνδυλα

Για τις αναλύσεις των μακροβενθικών ασπονδύλων πραγματοποιήθηκε συλλογή δειγμάτων επιφανειακού ιζήματος από τον πυθμένα των σταθμών δειγματοληψίας με δειγματολήπτη τύπου αρπάγης Van Veen της Hydrobios ή της KC Denmark, δειγματοληπτικής επιφάνειας 0,1 m² (πρώτη περίοδος δειγματοληψιών) ή δειγματολήπτη τύπου box-corer (Σχήμα 2.6), δειγματοληπτικής επιφάνειας 0,03 m² (δεύτερη περίοδος δειγματοληψιών). Τα δείγματα διηθήθηκαν στο πεδίο μέσα από κόσκινα διαμέτρου πόρων 0,5 mm για την κατακράτηση των μακροβενθικών ασπονδύλων και την απομάκρυνση της πλειονότητας του ιζήματος. Τέλος, τα δείγματα στερεώθηκαν με διάλυμα φορμόλης 10% στο οποίο προστέθηκε η χρωστική Rose Bengal.



(α)



(β)

Σχήμα 2.6. Ο χειροκίνητος δειγματολήπτης τύπου box-corer που χρησιμοποιήθηκε για τη συλλογή δειγμάτων ιζήματος για τις αναλύσεις των μακροβενθικών ασπονδύλων κατά τις δειγματοληψίες της δεύτερης περιόδου, τόσο στις αλυκές Καλλονής, όσο και στις αλυκές Margherita di Savoia. (α) Ολόκληρος ο δειγματολήπτης, όπου φαίνεται στο κλείστρο του αλλά και το κοντάρι, το οποίο μπορεί να επιμηκυνθεί για χρήση του δειγματολήπτη από σκάφος σε μεγαλύτερα βάθη, (β) λεπτομέρεια, όπου φαίνεται το τετράγωνης διατομής, εμβαδού 0,03 m², κάτω τμήμα του δειγματολήπτη, το οποίο εισέρχεται στο ίζημα για τη λήψη των δειγμάτων.

2.4 ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ ΣΤΟ ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΟ

2.4.1 ΣΤΗΛΗ ΝΕΡΟΥ

2.4.1.1 Ανόργανα θρεπτικά άλατα

Τα δείγματα νερού για τις αναλύσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων διηθήθηκαν στο εργαστήριο με εφαρμογή υποπίεσης 1 bar, μέσα από ηθμούς Whatman GF/F διαμέτρου πόρων 0,7 μm. Τα διηθημένα δείγματα συντηρήθηκαν μέχρι την ανάλυση τους στο σκοτάδι και στους -22 °C.

Ο διαλυτός αντιδρών φωσφόρος, το άζωτο νιτρικών και νιτρωδών και το διαλυτό αντιδρών πυρίτιο αναλύθηκαν σύμφωνα με τις κλασσικές φασματοφωτομετρικές μεθόδους των Strickland & Parsons (1968), ενώ το άζωτο αμμωνιακών σύμφωνα με τη φασματοφωτομετρική μέθοδο των Liddicoat *et al.* (1975, 1976). Χρησιμοποιήθηκε το φασματοφωτόμετρο Hitachi U-1800 spectrophotometer.

2.4.1.2 Χλωροπλαστικές χρωστικές

Τα δείγματα νερού για τις αναλύσεις των χλωροπλαστικών χρωστικών διηθήθηκαν στο εργαστήριο με εφαρμογή υποπίεσης 1 bar, μέσα από ηθμούς Whatman GF/F διαμέτρου πόρων 0,7 μm. Οι ηθμοί συντηρήθηκαν μέχρι την ανάλυση τους στο σκοτάδι και στους -22 °C.

Η εκχύλιση των χρωστικών από τους ηθμούς πραγματοποιήθηκε σε διάλυμα ακετόνης 90% για μια ημέρα και σε θερμοκρασία 5°C (Edler 1979). Μετά την ολοκλήρωση της εκχύλισης πραγματοποιήθηκε λειοτρίβηση των ηθμών και το μείγμα εκχυλίσματος/ηθμού τοποθετήθηκε σε σωλήνες φυγοκέντρου των 10 mL και φυγοκεντρήθηκε σε φυγόκεντρο στις 4000 στροφές min⁻¹ για 15 min. Οι χλωροπλαστικές χρωστικές (χλωροφύλλη *a* και φαιοφυτίνη *a*) αναλύθηκαν σύμφωνα με την εξαχρωματική φθορισμετρική μέθοδος των Neveaux & Panouse (1987). Χρησιμοποιήθηκε το φθορισόμετρο Perkin Elmer LS50B luminescence spectrometer.

2.4.1.3 Φυτοπλαγκτό

Το φυτοπλαγκτό αναλύθηκε σύμφωνα με τη μέθοδο του ανάστροφου μικροσκοπίου (Utermöhl, 1958), όπως αυτή περιγράφεται από τον Edler (1979). Χρησιμοποιήθηκαν σύνθετοι θάλαμοι πλαγκτού της Hydrobios διαφόρων όγκων (10 - 100 ml) και το ανάστροφο μικροσκόπιο Leica DM IL. Για την αναγνώριση των taxa του φυτοπλαγκτού χρησιμοποιήθηκε σημαντικός αριθμός ταξινομικών κλειδών και μονογραφιών (π.χ. Lebour 1925, Lebour 1930, Rampi & Bernhard 1978, Rampi & Bernhard 1980, Rampi & Bernhard 1981, Dodge 1985, Ricard 1987, Thomas 1997).

2.4.2 ΒΕΝΘΟΣ

2.4.2.1 Κοκκομετρική ανάλυση ιζήματος

Η κοκκομετρική ανάλυση του ιζήματος του πυθμένα των σταθμών δειγματοληψίας πραγματοποιήθηκε στα εργαστήρια του ΕΛ.ΚΕ.Θ.Ε. στην Ανάβυσσο σε αναλυτή laser Micrometrics Sedigraph 5100. Τα αποτελέσματα της κοκκομετρικής ανάλυσης έδωσαν το ποσοστό άμμου (>62 μm), ιλύος (4 μm – 62 μm) και αργίλου (<4 μm) κάθε δείγματος ιζήματος.

2.4.2.2 Χλωροπλαστικές χρωστικές

Η ανάλυση των χλωροπλαστικών χρωστικών στα δείγματα του ιζήματος πραγματοποιήθηκε με τη χρήση μόνο των επιφανειακών 2 cm του κάθε πυρήνα. Η εκχύλιση των χρωστικών από το ίζημα πραγματοποιήθηκε σε διάλυμα ακετόνης 90% για μια ημέρα στο σκοτάδι και σε θερμοκρασία 5°C (Edler 1979). Μετά την ολοκλήρωση της εκχύλισης, το μείγμα ιζήματος/εκχυλίσματος τοποθετήθηκε σε σωλήνες φυγοκέντρου των 100 mL και φυγοκεντρήθηκε σε φυγόκεντρο στις 4000 στροφές min⁻¹ για 15 min. Μετά την ολοκλήρωση της φυγοκέντρωσης, οι χλωροπλαστικές χρωστικές (χλωροφύλλη *a* και φαιοφυτίνη *a*) στο υπερκείμενο διάλυμα αναλύθηκαν σύμφωνα με την εξαχρωματική φθορισμετρική μέθοδο

των Neveaux & Panouse (1987). Χρησιμοποιήθηκε το φθορισόμετρο Perkin Elmer LS50B luminescence spectrometer.

2.4.2.3 Οργανική ύλη ιζήματος

Η άμεσα οξειδώσιμη οργανική ύλη του ιζήματος του πυθμένα αναλύθηκε με την μέθοδο υγρής οξείδωσης των Walkey & Black (Walkey 1947), όπως αυτή τροποποιήθηκε από τον Jackson (1958) και περιγράφεται από τους Loring & Rantala (1992).

2.4.2.4 Μακροβενθικά ασπόνδυλα

Πραγματοποιήθηκε διαλογή των μακροβενθικών ασπονδύλων από τα θρύμματα και τα μερίδια του ιζήματος μέσα σε λευκούς δίσκους. Τα ασπόνδυλα τοποθετήθηκαν σε πλαστικά φιαλίδια με συντηρητικό αιθανόλη 70%, αρχικά ανά ομάδα (μαλάκια, πολύχαιτοι, καρκινοειδή, διάφορα) και δείγμα. Μετά την ολοκλήρωση της διαλογής πραγματοποιήθηκε αναγνώριση των ασπονδύλων στο κατώτερο δυνατό ταξινομικό επίπεδο. Για την αναγνώριση των μακροβενθικών ασπονδύλων χρησιμοποιήθηκε σημαντικός αριθμός ταξινομικών κλειδών και μονογραφιών.

2.5 ΑΝΑΛΥΣΗ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ

2.5.1 ΕΛΕΓΧΟΣ ΥΠΟΘΕΣΕΩΝ

2.5.1.1 Έλεγχος Kruskal-Wallis

Ο έλεγχος Kruskal-Wallis είναι ένας μη παραμετρικός έλεγχος αντίστοιχος του παραμετρικού ελέγχου της μη συσχετισμένης ανάλυσης διακύμανσης ενός παράγοντα (one-way ANOVA), με τον οποίο μπορούμε να διαπιστώσουμε αν υπάρχει σημαντική διαφορά στις ιεραρχημένες τιμές ανάμεσα σε δύο ή περισσότερες ομάδες. Εφαρμόζεται όταν η απαίτηση περίπου

κανονικής κατανομής των τιμών δεν ικανοποιείται. Ο έλεγχος Kruskal-Wallis χρησιμοποιείται για ασυσχέτιστα δεδομένα.

2.5.1.2 Έλεγχος Mann-Witney

Ο έλεγχος Mann-Witney είναι ένας μη παραμετρικός έλεγχος αντίστοιχος του παραμετρικού ελέγχου t test, με τον οποίο μπορούμε να διαπιστώσουμε αν οι ιεραρχημένες τιμές μιας ομάδας είναι σημαντικά μεγαλύτερες ή μικρότερες από αυτές μιας άλλης ομάδας. Εφαρμόζεται όταν η απαίτηση περίπου κανονικής κατανομής των τιμών δεν ικανοποιείται. Ο έλεγχος Mann-Witney χρησιμοποιείται για ασυσχέτιστα δεδομένα.

2.5.1.3 Ανάλυση ομοιοτήτων (ANOSIM)

Ανάλυση ομοιοτήτων ενός παράγοντα (one-way ANOSIM)

Η ανάλυση ομοιοτήτων ενός παράγοντα (one-way ANOSIM, Clarke & Green 1988) εφαρμόστηκε για τον έλεγχο της ύπαρξης σημαντικών διαφορών στη δομή της υπό εξέταση βιοκοινότητας μεταξύ των δειγμάτων για κάθε δειγματοληψία ή μεταξύ των δειγματοληψιών για κάθε δείγμα. Ο έλεγχος ANOSIM ενός παράγοντα είναι μη παραμετρικός και εφαρμόζεται στον πίνακα ομοιοτήτων, ενώ τα επίπεδα σημαντικότητας προκύπτουν από ανάλυση Monte Carlo.

Ανάλυση ομοιοτήτων δύο παραγόντων (two-way crossed ANOSIM)

Η ανάλυση ομοιοτήτων δύο παραγόντων (two-way crossed ANOSIM, Clarke 1993) εφαρμόστηκε για τον έλεγχο της ύπαρξης σημαντικών διαφορών στη δομή της υπό εξέταση βιοκοινότητας μεταξύ των δειγμάτων για όλες τις δειγματοληψίες ή μεταξύ των δειγματοληψιών για όλα τα δείγματα. Όπως και η ANOSIM ενός παράγοντα, η ANOSIM δύο παραγόντων είναι ένας μη παραμετρικός που εφαρμόζεται στον πίνακα ομοιοτήτων, ενώ τα επίπεδα σημαντικότητας προκύπτουν από ανάλυση Monte Carlo.

2.5.2 ΜΟΝΟΜΕΤΑΒΛΗΤΕΣ ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ

2.5.2.1 Πυκνότητα, βιομάζα και αριθμός ειδών

Μελετήθηκαν οι χωρικές και χρονικές διακυμάνσεις των ακόλουθων μονομεταβλητών περιγραφέων (descriptors) των βιοκοινοτήτων: πυκνότητα, βιομάζα, αριθμός ειδών. Η βιομάζα των μακροβενθικών ασπονδύλων αφορά την υγρή βιομάζα, η οποία στην περίπτωση των μαλακίων συμπεριλαμβάνει τα όστρακα. Ο αριθμός ειδών αφορά το σύνολο των ειδών που βρέθηκαν από μια δειγματοληψία σε ένα σταθμό δειγματοληψίας από όλα τα επαναληπτικά δείγματα.

2.5.2.2 Υπολογισμός του πλούτου ειδών

Προβλήματα στον υπολογισμό του πλούτου ειδών

Υπάρχουν δύο μέθοδοι έκφρασης του αριθμού των ειδών μιας βιοκοινότητας, ο πλούτος ειδών (species richness) και η πυκνότητα ειδών (species density). Ο πλούτος ειδών είναι ο αριθμός των ειδών ανά ορισμένο αριθμό ατόμων ή βιομάζα, ενώ η πυκνότητα ειδών είναι ο αριθμός των ειδών ανά δειγματοληπτική επιφάνεια (Gotelli & Cowell 2001, Magurran 2004). Η πυκνότητα ειδών εξαρτάται τόσο από τον πλούτο ειδών όσο και από τη μέση πυκνότητα των ατόμων (ανεξάρτητα από το είδος). Κατά συνέπεια η ιεράρχηση των βιοκοινοτήτων είναι δυνατό να διαφέρει ανάλογα αν βασίζεται στον πλούτο ειδών ή στην πυκνότητα ειδών (Gotelli & Cowell 2001).

Ένα βασικό πρόβλημα των εκτιμητών (estimators) πλούτου ειδών είναι η εξάρτησή τους εκτός από τον πραγματικό πλούτο ειδών επίσης και από τη δειγματοληπτική προσπάθεια, καθώς και τα πρότυπα κατανομής των αφθονιών των ειδών (Gotelli & Cowell 2001, Magurran 2004). Σε ότι αφορά την εξάρτηση από τη δειγματοληπτική προσπάθεια, είναι γνωστό πως όσο περισσότερα άτομα συλλέγονται, τόσο περισσότερα είδη καταγράφονται. Για τον λόγο αυτό, η ιεράρχηση βιοκοινοτήτων σε ότι αφορά τον πλούτο ειδών τους είναι προβληματική αν δεν συνυπολογιστεί η επίδραση της δειγματοληπτικής προσπάθειας. Ένας τρόπος να γίνει σωστά η ιεράρχηση είναι η εφαρμογή του τύπου του Hurlbert (1971) για τον υπολογισμό του

αναμενόμενου αριθμού ειδών σε μια συλλογή n ατόμων. Ένας άλλος τρόπος είναι ο υπολογισμός των καμπυλών rarefaction (Sanders 1968). Και οι δύο μέθοδοι παρουσιάζονται αναλυτικά παρακάτω.

Επειδή ο παρατηρούμενος πλούτος ειδών ενός δείγματος εξαρτάται από το μέγεθος του δείγματος, έχουν επινοηθεί ένας σημαντικός αριθμός από εκτιμητές του απόλυτου πλούτου ειδών (absolute species richness) μιας βιοκοινότητας μέσα από τρεις διαφορετικές προσεγγίσεις (Colwell & Coddington 1994):

(1) Υπολογισμός της ασυμπτωτικής καμπύλης με παρέκταση (extrapolation) μέσω της εφαρμογής (fitting) μιας εξίσωσης όπως αυτή των Michaelis-Menten (Michaelis & Menten 1913).

(2) Εκτίμηση του απόλυτου πλούτου ειδών από το σχήμα της κατανομής των αφθονιών των ειδών (species abundance distribution), κυρίως των log series και log normal κατανομών (Colwell & Coddington 1994, Magurann 2004).

(3) Μοντελοποίηση των καμπυλών άθροισης ειδών (species accumulation curves).

(4) Μη παραμετρικοί εκτιμητές όπως ο Chao1, ο οποίος παρουσιάζεται αναλυτικά παρακάτω.

Αναμενόμενος πλούτος ειδών $E(S_n)$ του Hurlbert

Ο υπολογισμός του αναμενόμενου πλούτου ειδών (expected species richness) σε μια συλλογή n ατόμων τυχαία επιλεγμένων από μια μεγάλη συλλογή N ατόμων μπορεί να γίνει με χρήση του τύπου του Hurlbert (1971):

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

όπου:

$E(\hat{S}_n)$ = ο αναμενόμενος πλούτος ειδών σε μια τυχαία συλλογή n ατόμων

S = ο αριθμός των ειδών ολόκληρης της συλλογής

N = ο αριθμός ατόμων ολόκληρης της συλλογής

N_i = ο αριθμός ατόμων του είδους i

n = ο αριθμός ατόμων ενός υποσυνόλου ολόκληρης της συλλογής ($n \leq N$)

$$\binom{N}{n} = \frac{N!}{n!(N-n)!}$$

Όταν όμως η σύγκριση του πλούτου ειδών δύο βιοκοινοτήτων βασίζεται μόνο σε ένα μέγεθος δείγματος τότε τα συμπεράσματα πρέπει να θεωρούνται επισφαλή, επειδή η ιεράρχηση των βιοκοινοτήτων είναι δυνατό να εξαρτάται από το μέγεθος του δείγματος (Hurlbert 1971). Η προσέγγιση που συνιστάται για την αντιμετώπιση του προβλήματος αυτού από τον Hurlbert (1971) είναι η μέθοδος rarefaction του Sanders (1968), η οποία αναλύεται πιο κάτω.

Καμπύλες rarefaction

Οι καμπύλες rarefaction σχηματίζονται με επαναλαμβανόμενη τυχαία δειγματοληψία μιας συλλογής N ατόμων (καμπύλες rarefaction βασισμένες σε δεδομένα ατόμων) ή N δειγμάτων (καμπύλες rarefaction βασισμένες σε δεδομένα δειγμάτων) και τον υπολογισμό του μέσου αριθμού ειδών που αντιπροσωπεύονται σε 1, 2, ... N άτομα ή δείγματα. Η επαναδειγματοληψία γίνεται χωρίς αντικατάσταση. Η καμπύλη rarefaction μπορεί έτσι να δώσει τον αναμενόμενο αριθμό των ειδών σε μια συλλογή n ατόμων (ή n δειγμάτων) τυχαία επιλεγμένων από μια μεγάλη συλλογή N ατόμων (ή N δειγμάτων). Οι καμπύλες rarefaction έχουν κατεύθυνση από δεξιά προς τα αριστερά επειδή προς αυτή τη κατεύθυνση το σύνολο των δεδομένων υπόκειται σε μια συνεχή "rarefaction" (Gotelli & Cowell 2001).

Το πρότυπο κατανομής στο χώρο των ατόμων μιας βιοκοινοτήτας επηρεάζει την εκτίμηση της καμπύλης rarefaction που είναι βασισμένη σε δεδομένα δειγμάτων, με αποτέλεσμα αυτή να βρίσκεται σχεδόν πάντα κάτω από την αντίστοιχη καμπύλη rarefaction η οποία βασίζεται σε

δεδομένα ατόμων. Οι καμπύλες rarefaction που είναι βασισμένες σε δεδομένα ατόμων υπερεκτιμούν τον πλούτο ειδών όταν η κατανομή στο χώρο των ατόμων είναι συσσωματική (patchy) και μάλιστα η απόσταση των δύο τύπων καμπυλών rarefaction εξαρτάται από το βαθμό της συσσωματικότητας (patchiness, Gotelli & Cowell 2001).

Αν οι βιοκοινότητες υπό σύγκριση χαρακτηρίζονται από σημαντικά διαφορετικό επίπεδο συσσωματικότητας στην κατανομή των ατόμων στο χώρο, τότε οι αντίστοιχες καμπύλες rarefaction βασισμένες σε δεδομένα δειγμάτων είναι δυνατό να διασταυρώνονται. Κατά συνέπεια, η ιεράρχηση των βιοκοινοτήτων είναι δυνατό να διαφέρει ανάλογα με το σε ποιο μέγεθος δείγματος πραγματοποιείται η σύγκριση (Gotelli & Cowell 2001). Από την άλλη, σύμφωνα με τους Lande *et al.* (2000) και Gotelli & Cowell (2001), δύο καμπύλες rarefaction βασισμένες σε δεδομένα ατόμων διασταυρώνονται όταν η μια βιοκοινότητα χαρακτηρίζεται από χαμηλότερο αριθμό ειδών αλλά υψηλότερο δείκτη Simpson 1-λ [δηλαδή υψηλότερη ομοιοκατανομή (evenness/equitability)]. Είναι γνωστό πως η αρχική κλίση της καμπύλης rarefaction είναι ίση με το δείκτη Simpson (Lande *et al.* 2000). Η διασταύρωση των καμπυλών μπορεί να συμβαίνει όταν οι συγκρινόμενες βιοκοινότητες διαφέρουν στην ετερογένεια του ενδιαίτηματος ή στο καθεστώς διαταραχών (disturbance regime, Lande *et al.* 2000).

Ανεξάρτητα από το αν έχουμε καμπύλη rarefaction βασισμένη σε δεδομένα ατόμων ή δειγμάτων, ο άξονας x συνίσταται να σχεδιάζεται σε μονάδες αριθμού ατόμων, εφόσον μας ενδιαφέρει ο πλούτος ειδών. Αν σε μια καμπύλη rarefaction που είναι βασισμένη σε δεδομένα δειγμάτων ο άξονας x δεν μετατραπεί από αθροιστικό αριθμό δειγμάτων σε αθροιστικό αριθμό ατόμων, τότε μετρά πυκνότητα ειδών και όχι πλούτο ειδών. Είναι μάλιστα γνωστό πως η ιεράρχηση των βιοκοινοτήτων είναι δυνατό να διαφέρει ανάλογα με τις μονάδες του άξονα x, δηλαδή ανάλογα με το αν μετράμε πλούτο ή πυκνότητα ειδών (Gotelli & Cowell 2001).

Ο πρώτος που εφάρμοσε καμπύλες rarefaction βασισμένες σε δεδομένα ατόμων, για τον υπολογισμό μάλιστα του πλούτου ειδών θαλάσσιων βιοκοινοτήτων, ήταν ο Sanders (1968). Ο τύπος που χρησιμοποίησε όμως ήταν λανθασμένος και διορθώθηκε ανεξάρτητα από τους Hurlbert (1971) και Simberloff (1972). Μια διαφορετική μαθηματικά προσέγγιση είναι αυτή του Coleman (1981). Στη διδακτορική διατριβή εφαρμόστηκαν καμπύλες rarefaction βασισμένες σε δεδομένα δειγμάτων σύμφωνα με τη μέθοδο των Colwell *et al.* (2004).

Μη παραμετρικός δείκτης Chao1

Από τους μη παραμετρικούς εκτιμητές του απόλυτου πλούτου ειδών, ο Chao1 έχει προταθεί ως ο πλέον κατάλληλος για χρήση με θαλάσσιες βιοκοινότητες (Foggo *et al.* 2003). Ο υπολογισμός του μη παραμετρικού εκτιμητή Chao1 (Chao 1984) βασίζεται στον αριθμό των σπάνιων ειδών στο δείγμα και συγκεκριμένα του αριθμού των ειδών που αντιπροσωπεύονται από μόνο ένα άτομο (singletons) και του αριθμού των ειδών που αντιπροσωπεύονται από μόνο δύο άτομα (doubletons). Ο εκτιμητής Chao1 υπερβαίνει τον παρατηρούμενο αριθμό ειδών στο δείγμα ανάλογα με τη σχετική συχνότητα των "singletons" και σταματά να αυξάνει όταν όλα πλέον τα είδη αντιπροσωπεύονται από δύο τουλάχιστο άτομα, ενώ η συλλογή θεωρείται τότε ολοκληρωμένη (Magurran 2004).

Ο εκτιμητής Chao1 δίνεται από τον τύπο:

$$\hat{S}_{Chao1} = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2} \quad (2)$$

όπου:

\hat{S}_{Chao1} = ο εκτιμητής Chao1

S_{obs} = ο παρατηρούμενος αριθμός ειδών του δείγματος

F_1 = ο αριθμός των ειδών που αντιπροσωπεύονται από μόνο ένα άτομο (singletons)

F_2 = αριθμός των ειδών που αντιπροσωπεύονται από μόνο δύο άτομα (doubletons)

2.5.2.3 Υπολογισμός της ποικιλότητας

Προβλήματα στον υπολογισμό της ποικιλότητας

Η ποικιλότητα (diversity) στην οικολογία θεωρείται πως έχει δύο συστατικά στοιχεία, τον πλούτο των ειδών και την ισοδιανομή. Ο πλούτος των ειδών μιας βιοκοινότητας είναι πολύ απλά ο αριθμός των ειδών της (McIntosh 1967). Η ισοδιανομή μετρά το πώς κατανέμονται τα άτομα ανάμεσα στα είδη και απαιτεί μέτρηση της αφθονίας των ειδών. Η τελευταία μπορεί να μετρηθεί ως αριθμητική αφθονία αλλά και ως κάλυψη, βιομάζα ή παραγωγικότητα (Krebs 1999). Οι δείκτες ποικιλότητας διακρίνονται σε δείκτες πλούτου των ειδών (π.χ. αριθμός των ειδών, δείκτης του Margalef, Clifford & Stephenson 1975) και δείκτες ετερογένειας (heterogeneity, π.χ. δείκτης του Shannon). Η ετερογένεια συνδυάζει τόσο τον πλούτο των ειδών, όσο και την ισοδιανομή (Magurran 2004). Η ετερογένεια είναι για πολλούς οικολόγους

συνώνυμο της ποικιλότητας (Hurlbert 1971). Μια άλλη κατηγορία δεικτών ποικιλότητας, οι δείκτες ισοδιανομής (π.χ. δείκτης της Pielou), αναπτύχθηκαν αργότερα, στα πλαίσια της προσπάθειας να εξαχθεί σε έναν αριθμό η ισοδιανομή ως συστατικό στοιχείο της ποικιλότητας (Krebs 1999, Magurran 2004). Οι δείκτες ισοδιανομής ποσοτικοποιούν το βαθμό ανισότητας στην εκπροσώπηση των ειδών σε σχέση με μια υποθετική βιοκοινότητα στην οποία όλα τα είδη είναι εξίσου κοινά (Krebs 1999). Ενώ ο δείκτης του Shannon δίνει έμφαση στον πλούτο των ειδών ως συστατικό στοιχείο της ποικιλότητας εις βάρος της ισοδιανομής, μια άλλη κατηγορία δεικτών ποικιλότητας δίνουν αντίθετα έμφαση στην ισοδιανομή και χαρακτηρίζονται δείκτες κυριαρχίας (dominance). Η κυριαρχία μπορεί να θεωρηθεί πως είναι η άλλη όψη του νομίσματος της ισοδιανομής (Magurran 2004). Ο πλέον γνωστός δείκτης κυριαρχίας είναι ο δείκτης του Simpson (Simpson 1949). Οι δείκτες α ποικιλότητας που προαναφέρθηκαν δεν βασίζονται σε συγκεκριμένα μοντέλα κατανομής των αφθονιών των ειδών (είναι μη παραμετρικοί δείκτες ποικιλότητας), αλλά από την άλλη δεν είναι ανεπηρέαστοι από μεταβολές στα πρότυπα κατανομής των αφθονιών των ειδών (Magurran 2004).

Σύμφωνα όμως με μια διαφορετική προσέγγιση, οι κλασσικοί δείκτες ποικιλότητας μετρούν στην πραγματικότητα εντροπία (δείκτης Shannon) ή πιθανότητα (δείκτης Simpson) και δεν μετρούν άμεσα την πραγματική ποικιλότητα. Για να μετρούν ποικιλότητα θα πρέπει να μετατραπούν στον αντίστοιχο ισοδύναμο αριθμό ειδών D (equivalent number of species ή effective species number): Ο ισοδύναμος αριθμός ειδών μιας βιοκοινότητας με ποικιλότητα Δ , μετρημένη με κάποιο δείκτη ποικιλότητας, είναι ο αριθμός ειδών μιας βιοκοινότητας με απόλυτη ισοδιανομή η οποία έχει και αυτή ποικιλότητα Δ , μετρημένη με τον ίδιο δείκτη ποικιλότητας (MacArthur 1965, Hill 1973, Patil & Talleee 1982, Jost 2006).

Ο ισοδύναμος αριθμός ειδών D για ποικιλότητα τάξης q δίνεται από τον τύπο (Jost 2006):

$${}^q D = \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)} \quad (3)$$

όπου:

p_i = η αναλογία του i -οστού είδους στη βιοκοινότητα

S = ο πλούτος ειδών του δείγματος

q = η τάξη της ποικιλότητας

Οι ισοδύναμοι αριθμοί ειδών για ορισμένους κλασσικούς δείκτες ποικιλότητας παρουσιάζονται στον Πίνακα 2.3. Οι ισοδύναμοι αριθμοί ειδών για κάθε τάξη ποικιλότητας q ταυτίζονται σε μια βιοκοινότητα με τέλεια ισοδιανομή και απέχουν μεταξύ τους τόσο πιο πολύ όσο μικρότερη είναι η ισοδιανομή και μεγαλύτερη η κυριαρχία (Jost 2006). Η ποικιλότητα τάξης 1 (και ο δείκτης Shannon) ζυγίζει στον υπολογισμό της ποικιλότητας όλα τα είδη ανάλογα με τη συχνότητα τους, ενώ η ποικιλότητα τάξης 2 (και ο δείκτης Simpson) ζυγίζει περισσότερο τα άφθονα είδη, ενώ τα σπάνια συνεισφέρουν ελάχιστα. Κατά συνέπεια ισχύει:

$${}^0D \geq {}^1D \geq {}^2D \quad (4)$$

όπου:

D = ο ισοδύναμος αριθμός ειδών τάξης 0, 1 ή 2

Η ποικιλότητα τάξης 1 (και ο δείκτης Shannon), επειδή ζυγίζει όλα τα είδη ανάλογα με τη συχνότητα τους, είναι πιθανότατα η πιο χρήσιμη τάξη ποικιλότητας, ενώ αν ενδιαφέρουν τα άφθονα είδη περισσότερο ή τα σπάνια είδη εξίσου, τότε μας ενδιαφέρει η ποικιλότητα τάξης 2 (και ο δείκτης Simpson) ή 0 (δηλ. ο πλούτος ειδών) αντίστοιχα (Jost 2006).

Πίνακας 2.3. Δείκτες ποικιλότητας, τάξη ποικιλότητας στην οποία αντιστοιχούν και ο αντίστοιχος λειτουργικός αριθμός ειδών.

Δείκτης ποικιλότητας	Τάξη ποικιλότητας q	Ποικιλότητα μετρημένη σε ισοδύναμο αριθμό ειδών qD
Πλούτος ειδών S	0	${}^0D = \sum_{i=1}^S p_i^0 = S$
Δείκτης Shannon $H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$	1	${}^1D = \exp\left(-\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i\right) = \exp H'$
Δείκτης Simpson $\lambda = \sum_{i=1}^S (p_i)^2$	2	${}^2D = 1/\left(\sum_{i=1}^S p_i^2\right) = 1/\lambda$
Δείκτης Renyi $H_a = \frac{1}{1-a} \left(\ln \sum_{i=1}^S p_i^a\right)$	α	${}^aD = \left(\sum_{i=1}^S p_i^a\right)^{1/(1-\alpha)}$

Οι ισοδύναμοι αριθμοί ειδών 0D , 1D και 2D είναι οι αριθμοί του Hill N_0 , N_1 και N_2 αντίστοιχα (Hill 1973, Jost 2006) οι οποίοι παρουσιάζονται αναλυτικά πιο κάτω.

Η χρήση ισοδύναμου αριθμού ειδών αντί των κλασικών δεικτών ποικιλότητας παρουσιάζει τα ακόλουθα πλεονεκτήματα:

- Μετρά άμεσα την πραγματική ποικιλότητα και όχι εντροπία (δείκτης Shannon, δείκτης Renyi) ή πιθανότητα (δείκτης Simpson) (Jost 2006).
- Οι διαφορετικοί δείκτες ποικιλότητας είναι συνήθως σε διαφορετικές μονάδες και έτσι δεν είναι άμεσα συγκρίσιμοι (Jost 2006).
- Η σύγκριση της ποικιλότητας μεταξύ δύο βιοκοινοτήτων είναι πλέον εφικτή και ο ισοδύναμος αριθμός ειδών μιας βιοκοινότητας με διπλάσια ποικιλότητα είναι πάντα διπλάσιος ["ιδιότητα διπλασιασμού" κατά τον Hill (1973)]. Αυτό δεν ισχύει για τους κλασσικούς δείκτες ποικιλότητας (Jost 2006).

Δείκτης ποικιλότητας Simpson

Ο δείκτης κυριαρχίας του Simpson ήταν ο πρώτος δείκτης ποικιλότητας που προτάθηκε στην οικολογία (Ludwig & Reynolds 1988). Στην πρωτότυπη μορφή του (Simpson 1949), ο δείκτης του Simpson μετρά την πιθανότητα δύο άτομα που επιλέγονται τυχαία από μια βιοκοινότητα πολύ μεγάλου αριθμού ατόμων να ανήκουν στο ίδιο είδος και δίνεται από τον τύπο:

$$\lambda = \sum_{i=1}^S (p_i)^2 \quad (5)$$

όπου:

p_i = η αναλογία του i -οστού είδους στη βιοκοινότητα

S = ο πλούτος ειδών της βιοκοινότητας

Ο δείκτης του Simpson παίρνει την ακόλουθη μορφή έτσι ώστε η τιμή του να αυξάνει όταν αυξάνει η ποικιλότητα:

$$1 - \lambda = 1 - \sum_{i=1}^S (p_i)^2 \quad (6)$$

Η Pielou (1969) έδειξε πως για ένα δείγμα από βιοκοινότητα και για δεδομένα αριθμητικής αφθονίας των ειδών, η σωστή μορφή του δείκτη του Simpson είναι:

$$1 - \lambda' = 1 - \sum_{i=1}^S \left[\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right] \quad (7)$$

όπου:

N = ο συνολικός αριθμός των ατόμων στο δείγμα

n_i = ο αριθμός ατόμων του i-οστού είδους

S = ο αριθμός ειδών του δείγματος

Όταν το ζύγισμα των ειδών γίνεται με δεδομένα βιομάζας, κάλυψης ή παραγωγικότητας και όχι αριθμητικής αφθονίας, η σωστή μορφή του δείκτη του Simpson είναι η (6). Όταν πάντως τα δείγματα είναι μεγάλα, η διαφορά μεταξύ των δύο τύπων είναι πολύ μικρή (Krebs 1999).

Οι Williams (1964) και MacArthur (1972) χρησιμοποίησαν τον ακόλουθο τύπο για τον δείκτη του Simpson:

$$\frac{1}{\lambda} = \frac{1}{\sum_{i=1}^S (p_i)^2} \quad (8)$$

Ενώ ο τύπος (6) παίρνει τιμές με εύρος από 0 έως σχεδόν 1 (ακριβολογώντας, $1-1/S$), ο τύπος (8) παίρνει τιμές με εύρος από 1 έως S και στην μορφή αυτή ο δείκτης του Simpson μπορεί να ερμηνευτεί ως ο αριθμός εξίσου κοινών ειδών που απαιτούνται για να έχουμε την παρατηρούμενη ετερογένεια του δείγματος (Krebs 1999). Ο Hill (1973) περιέλαβε τον τύπο (8) στους αριθμούς του ως N_2 (βλ. πιο κάτω).

Ο δείκτης του Simpson θεωρείται από πολλούς ως ένας από τους καλύτερους δείκτες α ποικιλότητας που υπάρχουν σήμερα (Magurran 2004).

Στην διδακτορική διατριβή ο δείκτης του Simpson υπολογίστηκε με τον τύπο (7).

Δείκτης ποικιλότητας (κυριαρχίας) Berger-Parker

Ο δείκτης ποικιλότητας (κυριαρχίας) των Berger-Parker (Berger & Parker 1970) ισούται με τη συχνότητα του πλέον άφθονου είδους της βιοκοινότητας:

$$d = p_{\max} \quad (9)$$

όπου:

p_{\max} = η συχνότητα του πιο άφθονου είδους

Ισχύει:

$$\frac{1}{d} = \frac{1}{p_{\max}} \quad (10)$$

Δείκτης ποικιλότητας Shannon (ή Shannon-Wiener)

Η θεωρία της πληροφορίας (Shannon & Weaver 1949) βρήκε μια από τις εφαρμογές της στην οικολογία, βοηθώντας τη να απαντήσει σε ερωτήματα του τύπου:

"Πόσο δύσκολο είναι να προβλέψουμε με ακρίβεια το είδος του επόμενου ατόμου που θα συλλέξουμε;"

Η αβεβαιότητα που εκφράζει το παραπάνω ερώτημα μπορεί να μετρηθεί από τη συνάρτηση των Shannon-Wiener (Shannon & Weaver 1949):

$$H' = -\sum_{i=1}^S (p_i)(\log_2 p_i) \quad (11)$$

όπου:

H' = το μέτρο της αβεβαιότητας ή αλλιώς το περιεχόμενο σε πληροφορία του δείγματος (bits/άτομο)

p_i = αριθμός ατόμων του i -οστού είδους/συνολικός αριθμός ατόμων στο δείγμα

S = ο πλούτος ειδών του δείγματος

Όσο μεγαλύτερη τιμή παίρνει η συνάρτηση (11) τόσο μεγαλύτερη η αβεβαιότητα, ενώ παίρνει τιμές με εύρος από $\log[N/(N-S)]$ έως $\log S$ (Krebs 1999).

Μπορεί να χρησιμοποιηθεί στον τύπο (11) λογάριθμος με οποιαδήποτε βάση αλλά στην οικολογία χρησιμοποιείται συνήθως ο φυσικός λογάριθμος (\log_e ή \ln):

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (12)$$

Όταν χρησιμοποιηθεί φυσικός λογάριθμος, η μονάδα μέτρησης του δείκτη του Shannon είναι nits/άτομο (Krebs 1999). Στην διδακτορική διατριβή ο δείκτης του Shannon υπολογίστηκε με τον τύπο (12).

Ο δείκτης του Shannon παρουσιάζει ορισμένα βασικά μειονεκτήματα, π.χ.:

- Προϋποθέτει πως όλα τα είδη της βιοκοινότητας αντιπροσωπεύονται στο δείγμα.
- Οι τιμές που παίρνει ο δείκτης περιορίζονται συνήθως μεταξύ των τιμών 1,5 και 3,5 και σπάνια ξεπερνούν το 4. Το γεγονός αυτό κάνει τη σύγκριση της ποικιλότητας μεταξύ περιοχών δύσκολη.

Η χρησιμότητα του δείκτη του Shannon ως δείκτη ποικιλότητας έχει αμφισβητηθεί έντονα από διάφορους ερευνητές (π.χ. Hurlbert 1971) και η χρήση του τελικά γίνεται με εμπειρικά παρά θεωρητικά κριτήρια (Krebs 1999). Παρόλα αυτά, ο δείκτης Shannon συνεχίζει να χρησιμοποιείται λόγω της ευρείας χρήσης του κατά το παρελθόν (Magurran 2004).

Σύμφωνα με τον MacArthur (1965), ο δείκτης του Shannon μπορεί να εκφρασθεί με μια άλλη μορφή, σε μονάδες αριθμού ειδών:

$$N_1 = e^{H'} \quad (13)$$

όπου:

$e = 2,71828$

H' = ο δείκτης του Shannon (υπολογισμένος με \ln)

N_1 είναι ο αριθμός εξίσου κοινών ειδών που θα έδινε την ποικιλότητα H' . Ο Hill (1973) περιέλαβε τον N_1 ως έναν από τους αριθμούς του (βλ. πιο κάτω). Ένα από τα πλεονεκτήματα του N_1 είναι πως είναι ευαίσθητος στα σπάνια είδη (Peet 1974).

Δείκτης ισοδιανομής Pielou

Ο δείκτης ισοδιανομής της Pielou (Pielou 1969, 1975) δίνεται από τον τύπο:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}} = \frac{H'}{\ln S} \quad (14)$$

όπου:

S = ο πλούτος ειδών του δείγματος

H' = ο δείκτης του Shannon

Όταν η ισοδιανομή έχει την μέγιστη τιμή, τότε ο δείκτης Shannon παίρνει την μέγιστη τιμή του για δεδομένο πλούτο ειδών S:

$$H'_{\max} = \ln S \quad (15)$$

Προφίλ ποικιλότητας Renyi

Τα προφίλ ποικιλότητας του Renyi βασίζονται στο δείκτη εντροπίας του Renyi και αποτελούν μια μέθοδο ιεράρχησης της ποικιλότητας βιοκοινοτήτων στην οποία περιλαμβάνονται μέσω συγκεκριμένων τύπων πολλοί γνωστοί δείκτες ποικιλότητας όπως ο πλούτος ειδών, ο δείκτης Shannon, ο δείκτης Simpson και ο δείκτης Berger-Parker (Πίνακας 2.3). Οι διαφορετικοί δείκτες ποικιλότητας μετρούν διαφορετικές απόψεις της κατανομής της αφθονιών μεταξύ των ειδών (Hill 1973) και κατά συνέπεια είναι δυνατό να δώσουν διαφορετική ιεράρχηση των βιοκοινοτήτων των οποίων συγκρίνεται η ποικιλότητα. Ο δείκτης του Renyi είναι ένας μη παραμετρικός δείκτης και αποτελεί γενίκευση του δείκτη εντροπίας του Shannon (Renyi 1961, Ricotta & Avena 2001). Η ποικιλότητα τάξης α δίνεται από τον ακόλουθο τύπο του δείκτη του Renyi:

$$H_a = \frac{1}{1-a} \left(\ln \sum_{i=1}^S p_i^a \right) \quad (16)$$

όπου:

α = η τάξη της ποικιλότητας

p_i = αριθμός ατόμων του i-οστού είδους/συνολικός αριθμός ατόμων στο δείγμα

S = ο πλούτος ειδών του δείγματος

Η ευαισθησία του δείκτη του Renyi στα σπάνια και άφθονα είδη ποικίλει ανάλογα με την τιμή του α . Όσο τείνει το α στο άπειρο τόσο πιο ευαίσθητος είναι ο δείκτης στο πλέον άφθονο είδος. Όταν δύο προφίλ ποικιλότητας διαφέρουν σε χαμηλές τιμές του α η διαφορά οφείλεται στον πλούτο των ειδών. Όταν όμως δύο προφίλ ποικιλότητας διαφέρουν σε υψηλές τιμές του α η διαφορά οφείλεται στην κυριαρχία των άφθονων ειδών. Όταν όμως δύο προφίλ ποικιλότητας τέμνονται οι βιοκοινότητες θεωρούνται μη συγκρίσιμες (Tóthmérész 1995).

Οι αριθμοί του Hill

Οι αριθμοί του Hill είναι μια οικογένεια δεικτών ποικιλότητας στην οποία περιλαμβάνονται μέσω συγκεκριμένων τύπων πολλοί γνωστοί δείκτες ποικιλότητας όπως ο πλούτος ειδών, ο δείκτης Shannon, ο δείκτης Simpson και ο δείκτης Berger-Parker (Πίνακας 2.3). Οι αριθμοί του Hill εκφράζουν την ποικιλότητα σε μονάδες ισοδύναμου αριθμού ειδών.

Ο αριθμός του Hill για ποικιλότητα τάξης α δίνεται από τον τύπο:

$$N_{\alpha} = \left(\sum_{i=1}^S p_i^{\alpha} \right)^{\frac{1}{1-\alpha}} \quad (17)$$

όπου:

α = η τάξη της ποικιλότητας

p_i = αριθμός ατόμων του i -οστού είδους/συνολικός αριθμός ατόμων στο δείγμα

S = ο πλούτος ειδών του δείγματος

Στη διδακτορική διατριβή εφαρμόστηκαν οι αριθμοί του Hill N_0 , N_1 , N_2 και N_{∞} .

Υπάρχει συγκεκριμένη μαθηματική σχέση μεταξύ των δεικτών του Renyi και των αριθμών του Hill. Ισχύει:

$$H_{\alpha} = \ln N_{\alpha} \quad (18)$$

όπου:

H_{α} = ποικιλότητα τάξης α του Renyi

N_{α} = ποικιλότητα τάξης α του Hill

Η σχέσεις του υπάρχουν μεταξύ των δεικτών ποικιλότητας του Renyi και των αριθμών του Hill για κάθε τάξη ποικιλότητας παρουσιάζονται στον Πίνακα 2.4.

Πίνακας 2.4. Δείκτες Renyi και οι αντίστοιχοι αριθμοί του Hill.

α	H_α	N_α
0	$H_0 = \ln S$	$N_0 = S$
1	$H_1 = e^{H'}$	$N_1 = e^{H'}$
2	$H_2 = \ln \frac{1}{\lambda'}$	$N_2 = \frac{1}{\lambda'}$
∞	$H_\infty = \ln \frac{1}{d}$	$N_\infty = \frac{1}{d}$

S = ο πλούτος ειδών του δείγματος
 H' = ο δείκτης του Shannon
 $1/\lambda'$ = ο δείκτης του Simpson
 d = ο δείκτης των Berger-Parker

Δείκτες ισοδιανομής του Hill

Σύμφωνα με τον Hurlbert (1971), οι δείκτες ισοδιανομής μπορούν να ακολουθούν τη γενική μορφή:

$$V' = \frac{D}{D_{\max}} \quad (19)$$

όπου:
 D = δείκτης ποικιλότητας
 D_{\max} = η μέγιστη τιμή που μπορεί να πάρει ο δείκτης D

Αν όπου D στον τύπο (19) έχουμε τον δείκτη του Shannon, τότε $V' = H'/H'_{\max} = J'$. Ο δείκτης ισοδιανομής της Pielou αναφέρεται ως δείκτης ισοδιανομής E_1 από τους Ludwig & Reynolds (1988).

Ένας άλλος δείκτης ισοδιανομής που αναφέρεται από τον Hill (1973) ως $E_{1,0}$ και από τους Ludwig & Reynolds (1988) ως E_2 είναι ο ακόλουθος του Sheldon (1969):

$$E_{1,0} = \frac{e^{H'}}{S} = \frac{N_1}{N_0} \quad (20)$$

όπου:

S = ο πλούτος ειδών του δείγματος

H' = ο δείκτης του Shannon

N₁ = ο αντίστοιχος αριθμός του Hill

N₀ = ο αντίστοιχος αριθμός του Hill (=ο πλούτος ειδών S)

Πρόκειται για την αναλογία των άφθονων ειδών προς το συνολικό αριθμό των ειδών. Ο δείκτης E_{1,0} παίρνει τιμές από 0 έως 1. Χάρη σε μια σειρά από ιδιότητες του, έχει προταθεί η χρήση στην οικολογική έρευνα του δείκτη E_{1,0} αντί του δείκτη της Pielou (Sheldon 1969, Hill 1973, Ricotta & Avena 2003).

Ένας ακόμα δείκτης ισοδιανομής είναι ο ακόλουθος:

$$E_{2,0} = \frac{1}{S} = \frac{N_2}{N_0} \quad (21)$$

όπου:

S = ο πλούτος ειδών του δείγματος

1/λ = ο δείκτης του Simpson

N₂ = ο αντίστοιχος αριθμός του Hill

N₀ = ο αντίστοιχος αριθμός του Hill (=ο πλούτος ειδών S)

Πρόκειται για την αναλογία των πολύ άφθονων ειδών προς το συνολικό αριθμό των ειδών. Ο δείκτης E_{2,0} παίρνει τιμές από 0 έως 1.

Ένας άλλος δείκτης ισοδιανομής που αναφέρεται από τον Hill (1973) ως E_{2,1} και από τους Ludwig & Reynolds (1988) ως E4 είναι ο ακόλουθος:

$$E_{2,1} = \frac{1}{e^{H'}} = \frac{N_2}{N_1} \quad (22)$$

όπου:

H' = ο δείκτης του Shannon

λ = ο δείκτης του Simpson

N₁ = ο αντίστοιχος αριθμός του Hill

N₂ = ο αντίστοιχος αριθμός του Hill

Πρόκειται για την αναλογία του αριθμού των πολύ άφθονων ειδών προς τον αριθμό των άφθονων των ειδών. Ο δείκτης $E_{2,1}$ παίρνει τιμές από 0 έως 1 και συγκλίνει στο 1 όταν η ποικιλότητα μειώνεται και ένα είδος γίνεται κυρίαρχο στη βιοκοινότητα.

2.5.2.4 Υπολογισμός β ποικιλότητας

Η β ποικιλότητα (ανανέωση των ειδών στο χώρο – spatial species turnover) υπολογίστηκε για κάθε εποχή δειγματοληψίας με χρήση δύο προσεγγίσεων, οι οποίες βασίζονται στη χρήση δεδομένων παρουσίας-απουσίας των ειδών:

Δείκτης Whittaker

Η πρώτη προσέγγιση αποτελεί εφαρμογή του κλασσικού δείκτη β ποικιλότητας του Whittaker (1960) β_w για την περιοχή μελέτης:

$$\beta_w = \frac{\gamma}{\bar{\alpha}} \quad (23)$$

όπου:

$\bar{\alpha}$ = η μέση τιμή του αριθμού των ειδών στους σταθμούς δειγματοληψίας

γ = ο ολικός αριθμός των ειδών στην περιοχή μελέτης (δηλ. η γ ποικιλότητα της περιοχής μελέτης)

Τιμή $\beta_w = 1$ υποδηλώνει πλήρη ομοιότητα των σταθμών, ενώ όταν ο δείκτης β_w ισούται με τον αριθμό των σταθμών υποδηλώνει πλήρη ανομοιότητα των σταθμών.

Δείκτης Whittaker τροποποιημένος από τους Harrison et al. (1992)

Ο δείκτης του Whittaker τροποποιήθηκε από τους Harrison *et al.* (1992), ώστε να είναι δυνατή η σύγκριση διαβαθμίσεων διαφορετικού μήκους (δηλ. που απαρτίζονται από διαφορετικό αριθμό σταθμών) ως εξής:

(24)

$$\beta_{-1} = \frac{\frac{\gamma}{\bar{\alpha}} - 1}{(N - 1)} \times 100$$

όπου:

όπου:

$\bar{\alpha}$ = η μέση τιμή του αριθμού των ειδών στους σταθμούς δειγματοληψίας

γ = ο ολικός αριθμός των ειδών στην περιοχή μελέτης (δηλ. η γ ποικιλότητα της περιοχής μελέτης)

N = ο αριθμός των σταθμών

Τιμή $\beta_{-1} = 0$ υποδηλώνει πλήρη ομοιότητα των σταθμών, ενώ $\beta_{-1}=100$ υποδηλώνει πλήρη ανομοιότητα των σταθμών.

Δείκτης Whittaker τροποποιημένος από τους Koleff et al. (2003) για δεδομένα παρουσίας-απουσίας και ζεύγη σταθμών

Στη δεύτερη προσέγγιση, η ανανέωση των ειδών υπολογίστηκε για κάθε ζεύγος γειτονικών σταθμών δειγματοληψίας και ερευνήθηκε η σχέση μεταξύ της τιμής της και της θέσης του ζεύγους των σταθμών στη περιοχή μελέτης. Στην προσέγγιση αυτή, χρησιμοποιήθηκε και πάλι ο δείκτης του Whittaker, όπως αυτός επαναδιατυπώθηκε για ζεύγη σταθμών δειγματοληψίας και δεδομένα παρουσίας-απουσίας από τους Koleff et al. (2003):

(25)

$$\beta_w = \frac{a'+b'+c'}{(2a'+b'+c')/2}$$

όπου:

a' = είναι το ποσοστό του συνόλου των ειδών των δύο σταθμών του ζεύγους που μοιράζονται και οι δύο σταθμοί

b' και c' = τα ποσοστά του συνόλου των ειδών που υπάρχουν μόνο στον πρώτο ή στο δεύτερο σταθμό αντίστοιχα

Όπως και για την αρχική μορφή του δείκτη (τύπος 23), τιμή $\beta_w = 1$ υποδηλώνει πλήρη ομοιότητα των δύο σταθμών, ενώ $\beta_w = 2$ υποδηλώνει πλήρη ανομοιότητα των δύο σταθμών.

2.5.2.5 Υπολογισμός ταξινομικής ποικιλότητας

Οι περισσότεροι δείκτες ποικιλότητας που βασίζονται στον πλούτο των ειδών και την ισοδιανομή (π.χ. πλούτος ειδών, δείκτης Shannon) παρουσιάζουν ορισμένα μειονεκτήματα, όπως το ότι εξαρτώνται περισσότερο ή λιγότερο έντονα από τη δειγματοληπτική προσπάθεια ή η απόκριση τους σε μια διαταραχή δεν είναι μονότονη. Επίσης, δεν αντικατοπτρίζουν

καθόλου την φυλογενετική ποικιλότητα η οποία υπάρχει στην υπό μελέτη περιοχή και η τελευταία είναι μια διάσταση της ποικιλότητας της οποίας είναι επιθυμητή η συνεκτίμηση.

Οι δείκτες ταξινομικής ποικιλότητας (taxonomic diversity) έχουν επινοηθεί πρόσφατα και έχουν το πλεονέκτημα ότι δεν παρουσιάζουν μερικά από τα προβλήματα των δεικτών ποικιλότητας που βασίζονται στον πλούτο των ειδών και την ισοδιανομή. Οι δείκτες ταξινομικής ποικιλότητας που χρησιμοποιήθηκαν στη διδακτορική διατριβή είναι ο δείκτης μέσης ταξινομικής διακριτότητας Δ^+ (average taxonomic distinctness, Warwick & Clarke 1995) και ο δείκτης της διακύμανσης της ταξινομικής διακριτότητας Λ^+ (variation in taxonomic distinctness, Clarke & Warwick 2001, Warwick & Clarke 2001):

Μέση ταξινομική διακριτότητα Δ^+

Η μέση ταξινομική διακριτότητα ενός καταλόγου ειδών είναι η μέση ταξινομική απόσταση μεταξύ όλων των ζευγών των ειδών του καταλόγου. Πρόκειται για το μέσο ταξινομικό εύρος του δείγματος. Είναι ένας δείκτης που δεν απαιτεί ποσοτικά δεδομένα και είναι ανεξάρτητος από τον αριθμό των ειδών του καταλόγου.

Διακύμανση της ταξινομικής διακριτότητας Λ^+

Η διακύμανση της ταξινομικής διακριτότητας ενός καταλόγου ειδών είναι η διακύμανση των ταξινομικών αποστάσεων μεταξύ κάθε ζεύγους ειδών γύρω από την μέση τιμή Δ^+ . Είναι και αυτός ένας δείκτης που δεν απαιτεί ποσοτικά δεδομένα και είναι ανεξάρτητος από τον αριθμό των ειδών του καταλόγου.

2.5.3 ΓΡΑΦΙΚΕΣ ΜΕΘΟΔΟΙ/ΜΕΘΟΔΟΙ ΚΑΤΑΝΟΜΗΣ

2.5.3.1 Καμπύλες k-κυριαρχίας

Οι καμπύλες k-κυριαρχίας (Lambshhead *et al.* 1983) αναπαριστούν αθροιστικές ιεραρχημένες αφθονίες (cumulative ranked abundances) σχεδιασμένες ως συνάρτηση της σειράς των ειδών

σε λογαριθμική κλίμακα (log species rank). Οι καμπύλες k-κυριαρχίας χρησιμοποιήθηκαν για τη σύγκριση της κυριαρχίας στις βιοκοινότητες μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας.

2.5.4 ΠΟΛΥΜΕΤΑΒΛΗΤΕΣ ΜΕΘΟΔΟΙ

2.5.4.1 Συντελεστής ομοιότητας Bray-Curtis

Για τη σύγκριση δύο κοινοτήτων (δηλ. δύο αντιπροσωπευτικών δειγμάτων) χρησιμοποιήθηκε ο συντελεστής ομοιότητας των Bray-Curtis, ο οποίος απαιτεί κάποιο μέτρο της αφθονίας των ειδών στον υπολογισμό του.

Ο συντελεστής ομοιότητας Bray-Curtis στην πρωτότυπη μορφή του (Bray & Curtis 1957) ήταν στην πραγματικότητα ένας συντελεστής απόστασης (ανομοιότητας). Οι Bray και Curtis κανονικοποίησαν (standardised) το Manhattan metric ώστε να παίρνει τιμές στο εύρος 0 (όμοια) έως 1 (ανόμοια).

Ο συντελεστής Bray-Curtis δίνεται από τον τύπο:

$$B = \frac{\sum_{i=1}^n |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{i=1}^n (x_{ij} + x_{ik})} \quad (26)$$

όπου:

B=συντελεστής ομοιότητας Bray-Curtis

x_{ij}, x_{ik} =αριθμός ατόμων του είδους i σε κάθε δείγμα (j,k)

n =ο αριθμός των ειδών στα δείγματα

Πολλοί συγγραφείς προτιμούν να τον ορίζουν ως συντελεστή ομοιότητας με την μορφή $1-B$.

Ο συντελεστής Bray-Curtis αγνοεί τις περιπτώσεις στις οποίες είδη είναι απόντα και στα δύο δείγματα. Τα άφθονα είδη έχουν μεγάλη βαρύτητα στη τιμή του, ενώ τα σπάνια είδη πολύ μικρή.

Οι τριγωνικοί πίνακες ομοιότητας που απαιτούνται από πολλές πολυμεταβλητές μεθόδους βασίστηκαν στον συντελεστή ομοιότητας Bray-Curtis, ο οποίος υπολογίστηκε από δεδομένα αφθονίας μετά από $\log_{10}(x+1)$ μετασχηματισμό ώστε να μειωθεί η βαρύτητα των άφθονων ειδών στις αναλύσεις.

2.5.4.2 Ιεραρχική Συσσωματική Ομαδοποίηση (CLUSTER)

Για την ομαδοποίηση των δειγμάτων σε ομάδες με παρόμοια δομή σε ότι αφορά τις βιοκοινότητες υπό εξέταση, έγινε επιλογή της μεθόδου της Ιεραρχικής Συσσωματικής Ομαδοποίησης (Hierarchical Agglomerative Cluster Analysis ή CLUSTER).

2.5.4.3 Ταξιθέτηση πολυδιάστατης διευθέτησης (NMDS)

Η "non-metric" Πολυδιάστατη Διευθέτηση (non-metric Multidimensional Scaling ή NMDS, Kruskal & Wish 1978) είναι μια μέθοδος ταξιθέτησης δειγμάτων (ordination) η οποία βασίζεται στην ιεράρχηση των ομοιοτήτων των δειγμάτων. Χρησιμοποιήθηκε στη διερεύνηση ύπαρξης χωρικών προτύπων στην δομή των υπό εξέταση βιοκοινοτήτων.

2.5.4.4 Ανάλυση ποσοστών ομοιότητας (SIMPER)

Η συνεισφορά (ποσοστό) κάθε είδους στις ομοιότητες Bray-Curtis των δειγμάτων, καθώς επίσης και τα χαρακτηριστικά είδη κάθε δείγματος διερευνήθηκαν με τον αλγόριθμο SIMPER (Clarke 1993).

2.5.4.5 Αναλύσεις αλγόριθμου RELATE – Δείκτης πολυμεταβλητής σειριακότητας IMS

Ο αλγόριθμος RELATE χρησιμοποιήθηκε για τη διερεύνηση της ύπαρξης εποχιακής μεταβλητότητας του χωρικού προτύπου της δομής της βιοκοινότητας υπό εξέταση μέσω του υπολογισμού του ιεραρχικού συντελεστή συσχέτισης Spearman ανάμεσα στους αντίστοιχους τριγωνικούς πίνακες ομοιότητας για κάθε εποχή.

Η συσχέτιση του χωρικού προτύπου της δομής της βιοκοινότητας υπό εξέταση με το μοντέλο σειριακότητας (Clarke *et al.* 1993) ελέγχθηκε με την υπορουτίνα του αλγόριθμου RELATE για τον έλεγχο του μοντέλου σειριακότητας. Στο μοντέλο σειριακότητας υπάρχει μια μονότονη, σειριακή αλλαγή στη δομή της βιοκοινότητας υπό εξέταση η οποία αποδίδεται σε αιτίες όπως περιβαλλοντικές διαβαθμίσεις και βιολογικές αλληλεπιδράσεις. Ο δείκτης πολυμεταβλητής σειριακότητας (IMS) αναπτύχθηκε από τους Clarke *et al.* (1993) ως ένας ιεραρχικός συντελεστής συσχέτισης Spearman ανάμεσα στους πραγματικούς τριγωνικούς πίνακες

ομοιοτήτων και τους αντίστοιχους αναμενόμενους τριγωνικούς πίνακες από το μοντέλο σειριακότητας.

2.5.4.6 Ανάλυση BIO-ENV

Το συνταίριασμα του χωρικού προτύπου των βιοτικών δεδομένων αφθονίας των ειδών με το χωρικό πρότυπο των αβιοτικών δεδομένων των περιβαλλοντικών μεταβλητών μπορεί να διερευνηθεί με την BIO-ENV (Clarke and Ainsworth 1993). Ο αλγόριθμος BIO-ENV υπολογίζει το συντελεστή συσχέτισης (π.χ. το συντελεστή συσχέτισης του Spearman) ως μέτρο συμφωνίας μεταξύ του τριγωνικού πίνακα ομοιότητας από τα βιοτικά δεδομένα (υπολογισμένου με χρήση του συντελεστή ομοιότητας Bray-Curtis) και καθενός από τους δυνατούς τριγωνικούς πίνακες ομοιότητας (όλοι υπολογισμένοι με χρήση της κανονικοποιημένης Ευκλείδειας απόστασης) για κάθε υποσύνολο των περιβαλλοντικών μεταβλητών.

2.5.4.7 Ανάλυση CCA

Η Κανονική Ανάλυση Αντιστοιχιών (Canonical Correspondence Analysis ή CCA, ter Braak 1986, 1994, 1995, ter Braak & Šmilauer 2002, Lepš & Šmilauer 2003) είναι μια μέθοδος ανάλυσης διαβάθμισης (επίσης μια μέθοδος ταξιθέτησης) όπου εξετάζουμε την δομή μιας βιοκοινότητας σε σχέση με ένα σύνολο μετρημένων περιβαλλοντικών μεταβλητών (direct gradient analysis). Η CCA είναι η κανονική (canonical) μέθοδος ανάλυσης ισοδύναμη της Ανάλυσης Αντιστοιχιών (Correspondence Analysis ή CA). Η CCA χρησιμοποιείται στην οικολογία ως μια μέθοδος ταξιθέτησης δειγμάτων και ειδών ενός πίνακα δεδομένων παρουσίας/απουσίας ή αφθονιών ειδών (response variables) σε χώρο που ορίζουν οι περιβαλλοντικές μεταβλητές (explanatory variables) που έχουμε μετρήσει. Η μέθοδος δίνει επίσης τη δυνατότητα εκτίμησης της σημασίας των μετρημένων περιβαλλοντικών μεταβλητών. Η CCA αγνοεί όψεις της δομής της βιοκοινότητας οι οποίες δεν σχετίζονται με τις μετρημένες περιβαλλοντικές μεταβλητές. Αντίθετα, η ταξιθέτηση "non metric" Πολυδιάστατη Διευθέτηση (NMDS) εξετάζει το σύνολο των όψεων της δομής της βιοκοινότητας. Η CCA προϋποθέτει επίσης η απόκριση των ειδών (species response) στο περιβάλλον να μην είναι γραμμική και να έχει ένα μόνο μέγιστο

(unimodal). Η CCA περιορίζει (constrains) τους άξονες της ταξιθέτησης σε γραμμικούς συνδυασμούς των μετρημένων περιβαλλοντικών μεταβλητών.

2.5.4.8 Ανάλυση RDA

Η Ανάλυση Πλεονασμού (Redundancy Analysis ή RDA, ter Braak 1994, ter Braak & Šmilauer 2002, Lepš & Šmilauer 2003) είναι, όπως και η CCA, μια μέθοδος ανάλυσης διαβάθμισης (επίσης μια μέθοδος ταξιθέτησης) όπου εξετάζουμε την μεταβλητότητα των μεταβλητών απόκρισης σε σχέση με ένα σύνολο μετρημένων ερμηνευτικών μεταβλητών. Η RDA είναι η κανονική μέθοδος ανάλυσης ισοδύναμη της Ανάλυσης Κυρίων Συνιστωσών (Principal Components Analysis ή PCA). Η διαφορά της RDA με τη CCA είναι ότι η χρησιμοποιείται όταν η απόκριση των μεταβλητών απόκρισης είναι γραμμική. Μπορεί έτσι να χρησιμοποιηθεί στην οικολογία όταν π.χ. οι μεταβλητές απόκρισης είναι περιβαλλοντικές μεταβλητές και οι ερμηνευτικές μεταβλητές αναπαριστούν τη χωρική ή τη χρονική διάσταση του δειγματοληπτικού σχεδιασμού.

2.5.4.9 Παλινδρόμηση GAM

Οι καμπύλες απόκρισης των ειδών που παρουσιάζονται έχουν σχεδιαστεί με βάση Γενικευμένα Προσθετικά Μοντέλα (GAM), με επιλογή κατανομής την κατανομή Poisson. Τα βέλτιστα μοντέλα επελέγησαν με βάση το κριτήριο πληροφoρίας του Akaike (AIC). Γενικά, ακολουθήθηκε η μεθοδολογία των Lepš & Šmilauer (2003).

2.5.5 ΛΟΓΙΣΜΙΚΟ ΠΟΥ ΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΘΗΚΕ

Οι έλεγχοι υποθέσεων Kruskal-Wallis και Mann-Witney πραγματοποιήθηκαν με χρήση του λογισμικού στατιστικής ανάλυσης SPSS for Windows 15. Οι περισσότερες μέθοδοι που εφαρμόστηκαν για την ανάλυση των αλλαγών στη δομή των υπό εξέταση βιοκοινοτήτων πραγματοποιήθηκαν με χρήση του λογισμικού πολυμεταβλητής στατιστικής ανάλυσης PRIMER 5.2.9 (Clarke & Gorley 2001) και PRIMER 6.1.8 (Clarke & Gorley 2006), όπως αυτές

περιγράφονται από τους Clarke & Warwick (2001). Οι αναλύσεις ταξιθέτησης RDA και CCA και η κατασκευή των καμπυλών απόκρισης με μοντέλα GAM πραγματοποιήθηκαν με χρήση του λογισμικού κανονικής ταξιθέτησης κοινοτήτων CANOCO for Windows 4.52 (ter Braak & Smilauer 2002). Η κατασκευή των καμπυλών rarefaction και ο υπολογισμός των μη παραμετρικών εκτιμητών ποικιλότητας πραγματοποιήθηκε με χρήση του λογισμικού για την στατιστική εκτίμηση του πλούτου των ειδών και των κοινών ειδών από δείγματα EstimateS for Windows 8 (Colwell 2006). Ο υπολογισμός των δεικτών Renyi πραγματοποιήθηκε με χρήση του λογισμικού DivOrd του Tóthmérész (1995).

3. ΚΕΦΑΛΑΙΟ Ι

ΧΩΡΙΚΗ ΚΑΙ ΧΡΟΝΙΚΗ ΜΕΤΑΒΛΗΤΟΤΗΤΑ ΤΟΥ ΑΒΙΟΤΙΚΟΥ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

3.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Οι αλυκές είναι ένα τεχνητό σύστημα, που κατασκευάζεται με σκοπό την εξαγωγή του αλατιού από το θαλασσινό νερό. Αυτό επιτυγχάνεται με τη διοχέτευση θαλασσινού νερού σε μια αλυσίδα αλληλοσυνδεόμενων λεκανών (λεκάνες εξάτμισης), κατά μήκος της οποίας η ηλιακή και αιολική εξάτμιση δημιουργούν στο νερό μια διαβάθμιση πυκνότητας (Korovessis & Lekkas 2000). Η διαβάθμιση πυκνότητας προκαλεί μια διαβάθμιση αλατότητας, από αυτή του νερού της παρακείμενης θαλάσσιας περιοχής έως πάνω από 300 psu στις τελευταίες λεκάνες (τα αλοπήγια), όπου συλλέγεται το αλάτι (Korovessis & Lekkas 2000). Η διαβάθμιση πυκνότητας προκαλεί επίσης μια διαβάθμιση της ιοντικής σύνθεσης του νερού, εξαιτίας της σταδιακής καθίζησης των αλάτων του κατά μήκος της διαβάθμισης πυκνότητας: Πρώτα καθιζάνει το ανθρακικό ασβέστιο CaCO_3 από τα ≈ 70 psu, μετά το θειϊκό ασβέστιο CaSO_4 από τα ≈ 140 psu και τέλος το αλάτι NaCl από τα ≈ 300 psu (Korovessis & Lekkas 2000). Η διαδοχική καθίζηση των αλάτων επιτρέπει τη συλλογή καθαρού αλατιού στις τελευταίες λεκάνες (Korovessis & Lekkas 2000). Μια άλλη συνέπεια της διαδοχικής καθίζησης των αλάτων είναι η ζώνωση που παρατηρείται στη δομή του υποστρώματος του πυθμένα των λεκανών. Η καθίζηση για παράδειγμα του θειϊκού ασβεστίου οδηγεί στην κάλυψη του μαλακού υποστρώματος του πυθμένα των λεκανών με ένα σκληρό στρώμα γύψου (Korovessis & Lekkas 2000). Επιπλέον, η συνεχής εξάτμιση του νερού κατά μήκος της αλυσίδας των λεκανών έχει ως συνέπεια την "παθητική συμπύκνωση" τόσο αβιοτικών παραμέτρων, π.χ. των συγκεντρώσεων των ανόργανων θρεπτικών αλάτων, όσο και βιοτικών παραμέτρων του οικοσυστήματος, π.χ. του πλαγκτού (Javor 1989, Segal *et al.* 2006).

Οι αλυκές είναι επίσης ο πλέον χαρακτηριστικός τύπος υπέραλου οικοσυστήματος κάτω από την επίδραση της θάλασσας – υπάρχουν υπέραλα οικοσυστήματα που δεν σχετίζονται με τη θάλασσα, οι αλμυρές λίμνες (Rodriguez-Valera 1988). Το οικοσύστημα των αλυκών είναι, κάτω

από την επίδραση των περιβαλλοντικών διαβαθμίσεων που αναφέρθηκαν πιο πάνω, ιδιαίτερα ετερογενές και αποτελείται από ένα φάσμα περιβαλλόντων, οργανωμένων σε ζώνες, με χαρακτηριστική χλωρίδα και πανίδα η κάθε μια (Davis 1990, 2000). Η οργάνωση του βιολογικού συστήματος των αλυκών καθορίζεται έτσι σε μεγάλο βαθμό από τις περιβαλλοντικές διαβαθμίσεις, αλλά και αναμένεται να αλληλοεπιδρά μαζί τους μεταβάλλοντάς τις τοπικά, μέσα από διαδικασίες όπως π.χ. η φωτοσύνθεση, η αναπνοή, η αποικοδόμηση, η νιτροποίηση και η απονιτροποίηση, όπως είναι γνωστό ότι ισχύει για τα υδατικά οικοσυστήματα εν γένει (Schlesinger 1997, Little 2000, McLusky & Elliott 2004). Επιπλέον, βιοτικές αλληλεπιδράσεις μεταξύ των βιολογικών πληθυσμών, όπως π.χ. η βόσκηση, η θήρευση και ο διαειδικός ανταγωνισμός, αλλά και τα χαρακτηριστικά του κύκλου ζωής σημαντικών ειδών, αναμένεται να τροποποιούν την επίδραση τους πάνω στο αβιοτικό περιβάλλον, όπως και πάλι είναι γνωστό ότι ισχύει για τα υδατικά οικοσυστήματα εν γένει (Little 2000, McLusky & Elliott 2004).

Οι πληροφορίες που έχουν καταγραφεί στην επιστημονική βιβλιογραφία για το αβιοτικό περιβάλλον και τους βιολογικούς πληθυσμούς των λεκανών χαμηλής αλατότητας (<100 psu) των αλυκών οδηγούν στη διαπίστωση πως υπάρχουν σημαντικές ομοιότητες ανάμεσα σε αυτές και το φυσικό οικοσύστημα των λιμνοθαλασσών. Η άμεση επικοινωνία του οικοσυστήματος των αλυκών με τη θάλασσα, η ρηχότητα των λεκανών και το φυσικό μαλακό υπόστρωμα του πυθμένα τους είναι μερικές προφανείς αιτίες για τις παρατηρούμενες ομοιότητες. Άλλωστε, πολλές αλυκές έχουν κατασκευαστεί στη θέση προϋπαρχουσών λιμνοθαλασσών (Britton & Johnson 1987, Pavlova *et al.* 1998, Zeno 2006).

Σύμφωνα με τους Guélorget & Perthuisot (1992), η κρίσιμη παράμετρος του αβιοτικού περιβάλλοντος η οποία καθορίζει την κατανομή των βιολογικών πληθυσμών στις λιμνοθάλασσες δεν είναι η διαβάθμιση αλατότητας, αλλά η διαβάθμιση του "περιορισμού" σε σχέση με τη θάλασσα (δηλ. η διαβάθμιση του βαθμού ανανέωσης στοιχείων θαλάσσιας προέλευσης κρίσιμων για τους οργανισμούς, όπως άλατα, ιχνοστοιχεία, βιταμίνες κ.α.). Σύμφωνα με τους Guélorget & Perthuisot (1992), η επίδραση της διαβάθμισης του περιορισμού είναι εμφανής και περισσότερο σημαντική από τη διαβάθμιση αλατότητας στις λεκάνες χαμηλής αλατότητας των αλυκών, ενώ στις λεκάνες ενδιάμεσης ή υψηλής αλατότητας, η επίδραση της αλατότητας είναι καθοριστική. Ο ρόλος της διαβάθμισης του

περιορισμού έχει ως τώρα επαληθευθεί σε πολλά λιμνοθαλάσσια οικοσυστήματα (π.χ. Nikolaidou *et al.* 1988, Guélorget & Perthuisot 1992, Koutsoubas *et al.* 2000a, 2000b, Reizoroulou & Nikolaidou 2004, Nikolaidou *et al.* 2005; Nikolaidou *et al.* 2006), αλλά έχει διερευνηθεί μόνο σε μια περίπτωση αλυκών (Guélorget & Perthuisot 1992).

Η χαρακτηριστική ζώνωση κατά μήκος περιβαλλοντικών διαβαθμίσεων του οικοσυστήματος των αλυκών τους προσδίδει υψηλή βιογεωχημική, οικοφυσιολογική και οικολογική ερευνητική αξία, επειδή δίνει τη δυνατότητα μελέτης βιογεωχημικών και βιολογικών προτύπων κατά μήκος περιβαλλοντικών διαβαθμίσεων, π.χ. της αλατότητας (Janor 1989) ή του περιορισμού (Guélorget & Perthuisot 1992). Παράλληλα, η κατανόηση της οργάνωσης και της λειτουργίας του οικοσυστήματος των αλυκών είναι βασική προϋπόθεση για την καλή λειτουργία των αλυκών και την παραγωγή αλατιού ικανοποιητικής ποιότητας και ποσότητας (Davis 1990, 2000).

Το βιολογικό σύστημα των αλυκών, αν και χαρακτηρίζεται από σχετικά χαμηλή βιοποικιλότητα, ανάλογα με το τροφικό επίπεδο των αλυκών είναι δυνατό να παρουσιάζει χαμηλή ή υψηλή παραγωγικότητα (Janor 1989). Έχουν καταγραφεί περιπτώσεις αλυκών με ολιγοτροφικές συνθήκες και χαμηλή παραγωγικότητα αλλά και αλυκές με εύτροφες συνθήκες και υψηλή παραγωγικότητα (Janor 1989). Οι συγκεντρώσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων στις αλυκές εξαρτώνται από μια ποικιλία παραμέτρων. Τέτοιοι είναι (1) η εγγύτητα των αλυκών σε ποτάμια, (2) η εγγύτητα σε οικισμούς, γεωργικές καλλιέργειες και άλλες πηγές ρύπανσης σε ανόργανα θρεπτικά άλατα, (3) το φορτίο σε ανόργανα θρεπτικά άλατα του εισερχόμενου στις αλυκές θαλασσινού νερού, (4) το τοπικό κλίμα, (5) ποιοτικές και ποσοτικές παράμετροι της χλωρίδας και της πανίδας των αλυκών καθώς και (6) οι εφαρμοζόμενες πρακτικές λειτουργίας των αλυκών (Janor 1989). Είναι επίσης γνωστό πως η οικολογική κατάσταση τόσο του αβιοτικού περιβάλλοντος όσο και του βιολογικού συστήματος σε οποιοδήποτε τμήμα των αλυκών επηρεάζει αποφασιστικά την οικολογική κατάσταση των τμημάτων που έπονται στη διαβάθμιση αλατότητας (Davis 1990, 2000). Κατά συνέπεια, η ποιότητα των υδάτων που εισέρχονται στις αλυκές, καθώς και η δομή και λειτουργία του βιολογικού συστήματος στις λεκάνες εξάτμισης χαμηλής αλατότητας είναι ιδιαίτερα κρίσιμες για το σύνολο των αλυκών (Davis 1990, 2000). Γενικά, συνθήκες ευτροφισμού και υψηλής παραγωγικότητας δεν είναι επιθυμητές στις αλυκές, κυρίως επειδή οδηγούν σε μικρότερη

ποιότητα και ποσότητα παραγόμενου αλατιού (Davis 1978, 1990, 2000, Davis & Giordano 1996).

Αρκετές μελέτες σχετικά με τις διακυμάνσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων στο οικοσύστημα των αλυκών υπάρχουν διαθέσιμες στην διεθνή επιστημονική βιβλιογραφία (π.χ. αλυκές ESSA, Μεξικό: Javor 1983a, 1983b, αλυκές Western Salt, ΗΠΑ: Javor 1983b, αλυκές Aveiro, Πορτογαλία: Vieira & Galhano 1985, Vieira & Amat 1996, αλυκές Giraud, Γαλλία: Britton & Johnson 1987, αλυκές Burgas, Βουλγαρία: Pavlova *et al.* 1998, αλυκές La Trinitat, Ισπανία: Pedrós-Alió *et al.* 2000, αλυκές Bras del Port, Ισπανία: Pedrós-Alió *et al.* 2000, Joint *et al.* 2002, αλυκές Καλλονής, Ελλάδα: Christophoridou *et al.* 2003, αλυκές Sfax, Τυνησία: Ayadi *et al.* 2004, αλυκές Μ. Εμβόλου, Ελλάδα: Δολαψάκης κ.α. 2000, Dolapsakis *et al.* 2005, αλυκές Shark Bay, Αυστραλία: Segal *et al.* 2006, γενική ανασκόπηση για το οικοσύστημα των αλυκών: Javor 1989). Οι περισσότερες από τις προαναφερθείσες μελέτες δίνουν πληροφορίες για τις χωρικές και χρονικές διακυμάνσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων κατά μήκος του συνόλου της διαβάθμισης αλατότητας, ή σε μικρό αριθμό επιλεγμένων λεκανών, κυρίως σε σχέση με την αποτελεσματικότητα της λειτουργίας των αλυκών, τη πρωτογενή παραγωγικότητα, τη βιοκοινότητα του φυτοπλαγκτού ή τη δομή του τροφικού πλέγματος. Σε μερικές μελέτες γίνεται σύγκριση των συγκεντρώσεων των ανόργανων θρεπτικών αλάτων ανάμεσα στις λεκάνες των αλυκών και τη παρακείμενη θαλάσσια περιοχή. Σε καμία όμως από τις υπάρχουσες μελέτες δεν δίνονται πληροφορίες για τις συγκεντρώσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων σε διαδοχικές λεκάνες. Από την άλλη, πληροφορίες για τη συγκέντρωση των ολικών αιωρούμενων στερεών στη στήλη νερού, το ποσοστό της οργανικής ύλης στο ίζημα και τη κοκκομετρία του ιζήματος δεν υπάρχουν διαθέσιμες στη βιβλιογραφία.

Πραγματοποιήθηκε διερεύνηση των χωρικών και χρονικών διακυμάνσεων παραμέτρων του αβιοτικού περιβάλλοντος της στήλης νερού, αλλά και του ιζήματος, στην περιοχή των λεκανών χαμηλής αλατότητας ενός οικοσυστήματος αλυκών με τους εξής κύριους στόχους:

- (1) Αποτύπωση των χωρικών και χρονικών διακυμάνσεων του αβιοτικού περιβάλλοντος (α) κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον, η οποία παρατηρείται στην περιοχή των λεκανών χαμηλής αλατότητας και (β) κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας σε διαδοχικές λεκάνες χαμηλής αλατότητας. Η αποτύπωση των χωρικών και χρονικών διακυμάνσεων του αβιοτικού

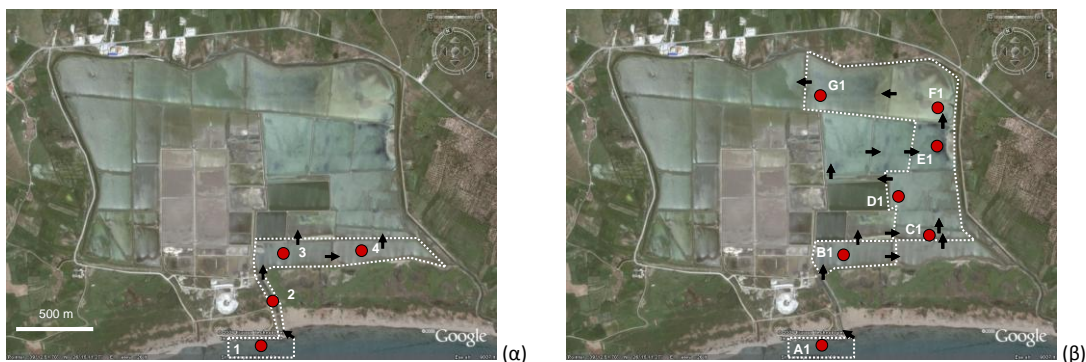
περιβάλλοντος είναι βασική προϋπόθεση για την ερμηνεία των προτύπων βιοποικιλότητας του φυτοπλαγκτού (βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ II) και της μακροβενθικής πανίδας (βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΑ III & IV) που εξετάζονται στη διδακτορική διατριβή.

(2) Μελέτη της επίδρασης που έχουν στην τροφική κατάσταση των λεκανών χαμηλής αλατότητας των αλυκών τα πρότυπα εισόδου των φορτίων ανόργανων θρεπτικών αλάτων του αζώτου και του φωσφόρου των θαλάσσιων υδάτων από τον παραγωγικό Κόλπο Καλλονής.

3.2 ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ

3.2.1 Η ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ - ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΣ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΩΝ

Η μελέτη των διακυμάνσεων του αβιοτικού περιβάλλοντος στις αλυκές Καλλονής πραγματοποιήθηκε (α) στην περιοχή μετάβασης από το θαλάσσιο περιβάλλον του κόλπου Καλλονής στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον των δύο πρώτων λεκανών "χαμηλής" αλατότητας των αλυκών (Σχήμα 3.1α) και (β) κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας από τον κόλπο Καλλονής στις λεκάνες "χαμηλής" αλατότητας των αλυκών (Σχήμα 3.1β). Οι δειγματοληψίες σε κάθε μια από τις δύο περιοχές μελέτης πραγματοποιήθηκαν σε δύο αντίστοιχες περιόδους. Κατά την πρώτη περίοδο δειγματοληψιών πραγματοποιήθηκαν 14 μηνιαίες δειγματοληψίες (Δεκέμβριος 2003 – Μάρτιος 2005) σε 4 σταθμούς (Σχήμα 3.1α), ενώ κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών πραγματοποιήθηκαν δύο εποχιακές δειγματοληψίες, το Νοέμβριο του 2004 ("ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ") και τον Ιούλιο του 2005 ("ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ"), σε 7 σταθμούς (Σχήμα 3.1β). Σύμφωνα με τις μηνιαίες διακυμάνσεις της θερμοκρασίας του αέρα (βλ. ΑΝΑΛΥΤΙΚΗ ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ) και τα διαθέσιμα δεδομένα βροχοπτώσεων, η πρώτη περίοδος δειγματοληψιών μπορεί να διακριθεί σε δύο υποπεριόδους, την "ψυχρή/υγρή" περίοδο (Νοέμβριος-Απρίλιος) και τη "θερμή/ξηρή" περίοδο (Μάιος-Οκτώβριος). Η πρώτη περίοδος δειγματοληψιών περιλαμβάνει δύο "ψυχρές/υγρές" περιόδους, αυτή που αντιστοιχεί στο χειμώνα 2003-2004 και αυτή που αντιστοιχεί στο χειμώνα 2004-2005. Η θερμή/ξηρή περίοδος γενικά συμπίπτει με την παραγωγική περίοδο των αλυκών, ενώ η ψυχρή/υγρή περίοδος συμπίπτει με την περίοδο που οι αλυκές δεν λειτουργούν.



Σχήμα 3.1. Χάρτες των περιοχών μελέτης, με ενδείξεις των σταθμών δειγματοληψίας (α) στην μετάβαση από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον και (β) κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας. Οι περιοχές μελέτης περικλείονται από στικτή γραμμή, ενώ τα βέλη υποδεικνύουν τη φορά της ροής του νερού στις αλυκές.

Ο περιορισμός της περιοχής μελέτης στην περιοχή των λεκανών χαμηλής αλατότητας των αλυκών κρίθηκε σκόπιμη επειδή το περιβάλλον των λεκανών χαμηλής αλατότητας των αλυκών μπορεί να συγκριθεί με αυτό των λιμνοθαλασσών, για το οποίο υπάρχει άφθονη βιβλιογραφία.

Η χωρική κλίμακα που επιλέχθηκε στο δειγματοληπτικό σχεδιασμό της παρούσας μελέτης (σταθμοί δειγματοληψίας σε γειτονικές λεκάνες) είναι μικρότερη από τις χωρικές κλίμακες που έχουν επιλεγεί σε οποιαδήποτε άλλη μελέτη έχουμε υπόψη μας πάνω στη δομή και τη λειτουργία του οικοσυστήματος των αλυκών. Πράγματι, οι σχετικές μελέτες που υπάρχουν διαθέσιμες στην παγκόσμια επιστημονική βιβλιογραφία είχαν δειγματοληπτικό σχεδιασμό που συνήθως περιλάμβανε μικρό αριθμό λεκανών που κάλυπτε όλο το εύρος της διαβάθμισης αλατότητας των αλυκών. Η επιλογή της συγκεκριμένης χωρικής κλίμακας κρίθηκε σκόπιμη επειδή πρόκειται για μια χωρική κλίμακα στην οποία δεν είχε μελετηθεί ως τώρα η χωρική ετερογένεια του αβιοτικού περιβάλλοντος των αλυκών.

3.2.2 ΕΡΓΑΣΙΕΣ ΣΤΟ ΠΕΔΙΟ ΚΑΙ ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ ΣΤΟ ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΟ

Η αλατότητα, η θερμοκρασία, το διαλυμένο οξυγόνο και το pH του νερού μετρήθηκαν *in situ* με φορητά όργανα. Για τον υπολογισμό των συγκεντρώσεων των ανόργανων θρεπτικών αλάτων (αζώτου αμμωνιακών, νιτρικών και νιτρικών, διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου και

διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου) κατά την πρώτη περίοδο δειγματοληψιών δεν πάρθηκαν επαναληπτικά δείγματα, ενώ κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών στο νερό πάρθηκαν 4 επαναληπτικά δείγματα νερού σε κάθε σταθμό δειγματοληψίας. Για τον υπολογισμό του ποσοστού της οργανικής ύλης στο ιζήμα πάρθηκαν 2 επαναληπτικά δείγματα ιζήματος σε κάθε σταθμό δειγματοληψίας υπό μορφή πυρήνων διαμέτρου 3,5 cm και βάθους 2 cm. Τέλος, κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών πάρθηκαν δείγματα για την κοκκομετρική ανάλυση του ιζήματος.

Οι συγκεντρώσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων στο νερό υπολογίστηκαν σύμφωνα με τις φασματοφωτομετρικές μεθόδους των Strickland & Parsons (1968) εκτός από τα αμμωνιακά, των οποίων η συγκέντρωση υπολογίστηκε σύμφωνα με τη μέθοδο των Liddicoat *et al.* (1975, 1976). Το ποσοστό σε οργανική ύλη του ιζήματος υπολογίστηκε σύμφωνα με τη μέθοδο των Walkey & Black (Walkey 1947), όπως αυτή τροποποιήθηκε από τον Jackson (1958) και περιγράφεται από τους Loring & Rantala (1992). Τέλος, η κοκκομετρική ανάλυση του ιζήματος πραγματοποιήθηκε σε αναλυτή laser Micrometrics Sedigraph 5100.

3.2.3 ΑΝΑΛΥΣΗ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ

Ο έλεγχος υποθέσεων πραγματοποιήθηκε με εφαρμογή των μη παραμετρικών ελέγχων Kruskal-Wallis και Mann-Witney με το λογισμικό SPSS for Windows 15.

3.3 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

3.3.1 ΤΟ ΑΒΙΟΤΙΚΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΣΤΗ ΜΕΤΑΒΑΣΗ ΘΑΛΑΣΣΙΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ - ΛΙΜΝΟΘΑΛΑΣΣΙΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ: ΣΤΗΛΗ ΝΕΡΟΥ

3.3.1.1 In situ μετρήσεις

Αλατότητα

Η διαβάθμιση της αλατότητας της στήλης του νερού στην περιοχή μελέτης εμφάνισε δύο διαφορετικά πρότυπα, ανάλογα με την περίοδο του έτους. Στο πρώτο, που παρατηρήθηκε κατά την περίοδο από τον Απρίλιο έως το Δεκέμβριο του 2004, η αλατότητα αυξανόταν σταδιακά από τη θάλασσα προς την λεκάνη 2. Το ελάχιστο εύρος της διαβάθμισης παρατηρήθηκε το Δεκέμβριο (47-50 psu) ενώ το μέγιστο τον Οκτώβριο (38-46 psu). Οι χαμηλότερες τιμές αλατότητας καταγράφηκαν τον Αύγουστο (35-39 psu) ενώ οι υψηλότερες τιμές το Δεκέμβριο (47-50 psu). Στο δεύτερο πρότυπο, που παρατηρήθηκε τον Ιανουάριο και Μάρτιο του 2004 και του 2005, η αλατότητα μειωνόταν σταδιακά από την θάλασσα προς την λεκάνη 2. Το μέγιστο εύρος της διαβάθμισης (32,5-57 psu) καθώς και οι μέγιστες τιμές της αλατότητας παρατηρήθηκαν τον Ιανουάριο του 2005 (Σχήμα 3.2α).

Θερμοκρασία

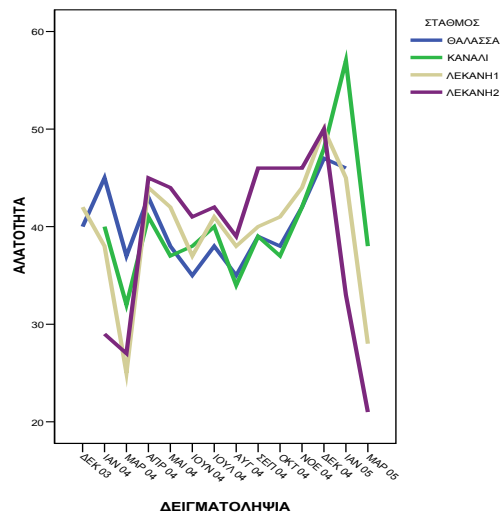
Η ελάχιστη θερμοκρασία της στήλης του νερού στην περιοχή μελέτης καταγράφηκε τον Ιανουάριο (Ιανουάριος 2004: 11,1-13,3 °C, Ιανουάριος 2005: 5,1-7,4 °C), ενώ η μέγιστη τον Αύγουστο (Αύγουστος 2004: 25,6-28,1 °C). Οι μεγαλύτερες μεταβολές της θερμοκρασίας καταγράφηκαν μεταξύ Απριλίου και Μαΐου (αύξηση από 10,7-13,2 °C σε 21,1-24,4 °C αντίστοιχα) καθώς και μεταξύ Οκτωβρίου και Νοεμβρίου (μείωση από 20,4-22,8 °C σε 8,6-15,6 °C αντίστοιχα). Πρέπει να επισημανθούν οι υψηλές για την εποχή τιμές της θερμοκρασίας της στήλης του νερού το Δεκέμβριο του 2003 και τον Ιανουάριο του 2004 (17,1-19,5 °C και 11,1-13,3 °C αντίστοιχα) καθώς και οι χαμηλότερες από τις αναμενόμενες τιμές τον Απρίλιο του 2004 (17,1-19,5 °C) (Σχήμα 3.2β).

pH

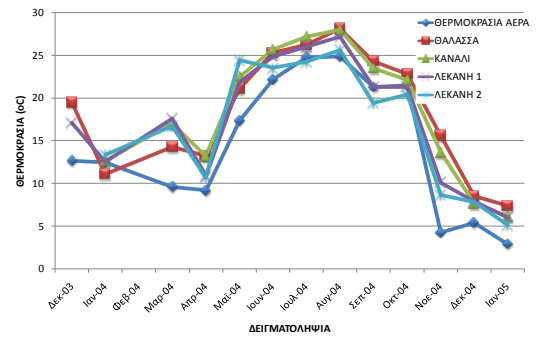
Το pH της στήλης του νερού ήταν κατά την πλειοψηφία των μετρήσεων ελαφρά αλκαλικό (8-9) και γενικά δεν παρουσίασε έντονες χωρικές ή χρονικές διακυμάνσεις, με σημαντικές εξαιρέσεις τις σαφώς χαμηλότερες τιμές που καταγράφηκαν στο κανάλι και στην λεκάνη 2 τον Ιούνιο του 2004 (7 και 6,5 αντίστοιχα) καθώς και στη λεκάνη 1 το Δεκέμβριο του 2003 (6,9) (Σχήμα 3.2γ).

Διαλυμένο οξυγόνο

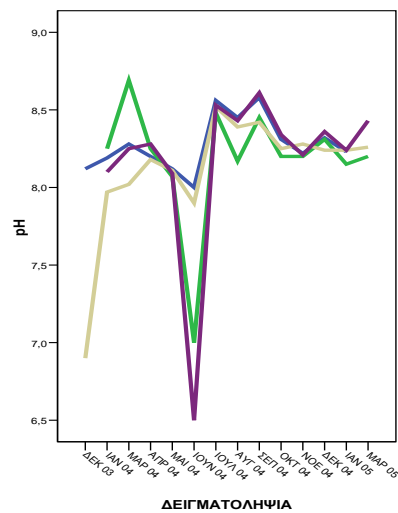
Η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου στη στήλη του νερού ήταν γενικά χαμηλότερη στις λεκάνες και στο κανάλι σε σχέση με τη θάλασσα. Οι χαμηλότερες τιμές στη θάλασσα και στο κανάλι μετρήθηκαν τον Μάιο του 2004 (6,9 και 5,8 mg L⁻¹ αντίστοιχα), ενώ στις λεκάνες τον Οκτώβριο του 2004 (5,9 και 5,6 mg L⁻¹ αντίστοιχα). Οι υψηλότερες τιμές της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου στη στήλη νερού στο κανάλι και στις λεκάνες παρατηρήθηκαν την περίοδο Δεκέμβριος 2003 - Μάρτιος 2004 (12,3, 12,1 και 10,3 mg L⁻¹ αντίστοιχα) (Σχήμα 3.2δ).



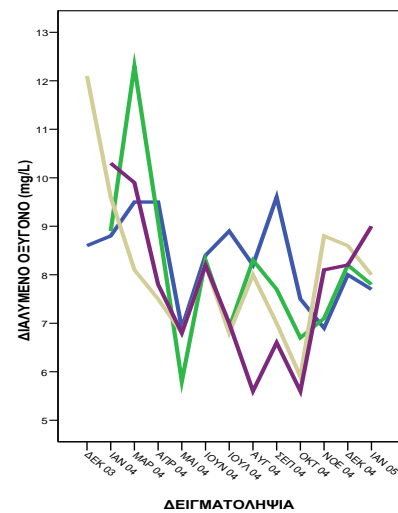
(α)



(β)



(γ)



(δ)

Σχήμα 3.2. Διακυμάνσεις (α) της αλατότητας, (β) της θερμοκρασίας, (γ) του pH και (δ) του διαλυμένου οξυγόνου της στήλης του νερού κατά τις μηνιαίες δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου.

3.3.1.2 Ανόργανα θρεπτικά άλατα

Άζωτο αμμωνιακών

Οι μηνιαίες διακυμάνσεις των τιμών της συγκέντρωσης του αζώτου αμμωνιακών στη στήλη του νερού παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.3α. Οι μέγιστες μηνιαίες τιμές καταγράφηκαν σε όλους τους σταθμούς την ψυχρή περίοδο του έτους [θάλασσα: 1,19 μM (Ιανουάριος 2005), κανάλι: 7,53 μM (Μάρτιος 2005), λεκάνη 1: 34,91 μM (Μάρτιος 2004), λεκάνη 2: 3 μM (Μάρτιος 2005)]. Το εύρος τιμών, η μέση τιμή, η τυπική απόκλιση και ο συντελεστής διακύμανσης για τις μηνιαίες τιμές της συγκέντρωσης του αζώτου αμμωνιακών παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1. Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του αζώτου αμμωνιακών διέφεραν σημαντικά μεταξύ των σταθμών (Πίνακας 3.2). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του αζώτου αμμωνιακών ήταν τυπικά χαμηλότερες στη θάλασσα από ότι στο κανάλι ή στις λεκάνες 1 και 2. Επίσης, οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του αζώτου αμμωνιακών ήταν τυπικά χαμηλότερες στη λεκάνη 2 από ότι στη λεκάνη 1 (Πίνακας 3.3). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε επίσης ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του αζώτου αμμωνιακών διέφεραν σημαντικά μεταξύ θερμής και ψυχρής περιόδου του έτους (χειμώνας 2004-2005) σε όλους τους σταθμούς ($p < 0,05$). Τέλος, κατά μήκος της μετάβασης θαλάσσιο περιβάλλον - λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον, οι μέγιστες μηνιαίες τιμές της συγκέντρωσης του αζώτου αμμωνιακών καταγράφηκαν στο κανάλι ή στη λεκάνη 1 όλους τους μήνες, με μοναδική εξαίρεση τον Ιούνιο του 2004, όταν η μέγιστη τιμή καταγράφηκε στη λεκάνη 2 (Σχήμα 3.5α).

Άζωτο νιτρικών

Οι μηνιαίες διακυμάνσεις των τιμών της συγκέντρωσης του αζώτου νιτρικών στη στήλη του νερού παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.3β. Οι μέγιστες μηνιαίες τιμές καταγράφηκαν στο κανάλι και στη λεκάνη 2 την ψυχρή περίοδο του έτους [κανάλι: 25,05 μM (Μάρτιος 2005), λεκάνη 2: 15,23 μM (Δεκέμβριος 2004)], ενώ στη θάλασσα και τη λεκάνη 1 τη θερμή περίοδο του έτους [θάλασσα: 4,80 μM (Οκτώβριος του 2004), λεκάνη 1: 8,23 μM (Αύγουστος 2004)]. Το εύρος τιμών, η μέση τιμή, η τυπική απόκλιση και ο συντελεστής διακύμανσης για τις μηνιαίες τιμές της συγκέντρωσης του αζώτου νιτρικών παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1. Ο έλεγχος Kruskal-

Wallis έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του αζώτου νιτρικών διέφεραν σημαντικά μεταξύ των σταθμών (Πίνακας 3.2). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του αζώτου νιτρικών ήταν τυπικά υψηλότερες στο κανάλι από ότι στη θάλασσα ή στις λεκάνες 1 και 2. Αντίθετα, οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του αζώτου νιτρικών δεν διέφεραν σημαντικά μεταξύ της θάλασσας, της λεκάνης 1 και της λεκάνης 2 (Πίνακας 3.3). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε επίσης ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του αζώτου νιτρικών δεν διέφεραν σημαντικά μεταξύ θερμής και ψυχρής περιόδου του έτους σε κανένα σταθμό. Τέλος, κατά μήκος της μετάβασης θαλάσσιο περιβάλλον - λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον, οι μέγιστες τιμές της συγκέντρωσης του αζώτου νιτρικών καταγράφηκαν κατά κύριο λόγο στο κανάλι (Σχήμα 3.5β).

Αζωτο νιτρικών

Οι μηνιαίες διακυμάνσεις των τιμών της συγκέντρωσης του αζώτου νιτρικών στη στήλη του νερού παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.3γ. Οι μέγιστες μηνιαίες τιμές καταγράφηκαν σε όλους τους σταθμούς την ψυχρή περίοδο του έτους [θάλασσα: 0,034 μM (Μάρτιος 2004), κανάλι: 0,648 μM (Μάρτιος 2005), λεκάνη 1: 0,241 μM (Μάρτιος 2005), λεκάνη 2: 0,175 μM (Ιανουάριος 2005)]. Το εύρος τιμών, η μέση τιμή, η τυπική απόκλιση και ο συντελεστής διακύμανσης για τις μηνιαίες τιμές της συγκέντρωσης του αζώτου νιτρικών παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1. Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του αζώτου νιτρικών διέφεραν σημαντικά μεταξύ των σταθμών (Πίνακας 3.2). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του αζώτου νιτρικών ήταν τυπικά χαμηλότερες στη θάλασσα από ότι στο κανάλι ή στις λεκάνες 1 και 2. Αντίθετα, οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του αζώτου νιτρικών δεν διέφεραν σημαντικά μεταξύ των υπολοίπων σταθμών (Πίνακας 3.3). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε επίσης ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του αζώτου νιτρικών διέφεραν σημαντικά μεταξύ θερμής και ψυχρής περιόδου του έτους (χειμώνας 2004-2005) μόνο στο κανάλι και τη λεκάνη 2 ($p < 0,05$). Τέλος, κατά μήκος της μετάβασης θαλάσσιο περιβάλλον - λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον, οι μέγιστες μηνιαίες τιμές της συγκέντρωσης του αζώτου νιτρικών καταγράφηκαν κατά κύριο λόγο στο κανάλι ή στη λεκάνη 1 (Σχήμα 3.5γ).

Διαλυμένο ανόργανο άζωτο (ΔΑΑ)

Οι μηνιαίες διακυμάνσεις των τιμών της συγκέντρωσης του ΔΑΑ στη στήλη του νερού παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.3δ. Οι μέγιστες μηνιαίες τιμές καταγράφηκαν στο κανάλι, τη λεκάνη 1 και τη λεκάνη 2 την ψυχρή περίοδο του έτους [κανάλι: 33,23 μΜ (Μάρτιος 2005), λεκάνη 1: 14,87 μΜ (Δεκέμβριος 2004), λεκάνη 2: 16,25 μΜ (Δεκέμβριος 2004)], ενώ στη θάλασσα τη θερμή περίοδο του έτους [5,39 μΜ (Οκτώβριος 2004)]. Το εύρος τιμών, η μέση τιμή, η τυπική απόκλιση και ο συντελεστής διακύμανσης για τις μηνιαίες τιμές της συγκέντρωσης του ΔΑΑ παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1. Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του ΔΑΑ διέφεραν σημαντικά μεταξύ των σταθμών (Πίνακας 3.2). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του ΔΑΑ ήταν τυπικά χαμηλότερες στη θάλασσα από ότι στο κανάλι ή στη λεκάνη 1. Επίσης, οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του ΔΑΑ ήταν τυπικά χαμηλότερες στη λεκάνη 2 από ότι στο κανάλι (Πίνακας 3.3). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε επίσης ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του ΔΑΑ δεν διέφεραν σημαντικά μεταξύ θερμής και ψυχρής περιόδου του έτους σε κανένα σταθμό. Τέλος, κατά μήκος της μετάβασης θαλάσσιο περιβάλλον - λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον, οι μέγιστες τιμές της συγκέντρωσης του ΔΑΑ καταγράφηκαν κατά κύριο λόγο στο κανάλι (Σχήμα 3.5δ).

Ποσοστό αζώτου αμμωνιακών στο ΔΑΑ

Οι μηνιαίες διακυμάνσεις των τιμών του ποσοστού του αζώτου αμμωνιακών στο ΔΑΑ στη στήλη του νερού παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.4. Οι μέγιστες μηνιαίες τιμές καταγράφηκαν σε όλους τους σταθμούς την ψυχρή περίοδο του έτους [θάλασσα: 45% (Ιανουάριος 2005), κανάλι: 43% (Δεκέμβριος 2004), λεκάνη 1: 89% (Μάρτιος 2005), λεκάνη 2: 87% (Μάρτιος 2005)]. Το εύρος τιμών, η μέση τιμή, η τυπική απόκλιση και ο συντελεστής διακύμανσης για τις μηνιαίες τιμές του ποσοστού του αζώτου αμμωνιακών στο ΔΑΑ παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1. Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές του ποσοστού του αζώτου αμμωνιακών στο ΔΑΑ διέφεραν σημαντικά μεταξύ των σταθμών (Πίνακας 3.2). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές του ποσοστού του αζώτου αμμωνιακών στο ΔΑΑ ήταν τυπικά υψηλότερες στο κανάλι από ότι στη θάλασσα και τη λεκάνη 1 (Πίνακας 3.3). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε επίσης ότι οι μηνιαίες τιμές του ποσοστού του αζώτου αμμωνιακών στο ΔΑΑ δεν διέφεραν

σημαντικά μεταξύ θερμής και ψυχρής περιόδου του έτους σε κανένα σταθμό. Τέλος, κατά μήκος της μετάβασης θαλάσσιο περιβάλλον - λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον, οι μέγιστες τιμές του ποσοστού του αζώτου αμμωνιακών στο ΔΑΑ καταγράφηκαν κατά κύριο λόγο στη λεκάνη 1 (Σχήμα 3.5ε).

Διαλυτός αντιδρών φωσφόρος

Οι μηνιαίες διακυμάνσεις των τιμών της συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου στη στήλη του νερού παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.3ε. Οι μέγιστες μηνιαίες τιμές καταγράφηκαν στη θάλασσα, το κανάλι και τη λεκάνη 2 τη ψυχρή περίοδο του έτους [θάλασσα: 0,243 μM (Δεκέμβριος 2004), κανάλι: 1,953 μM (Μάρτιος 2005), λεκάνη 2: 0,471 μM (Ιανουάριος 2004)], ενώ στη λεκάνη 1 τη θερμή περίοδο του έτους [0,625 μM (Μάιος 2004)]. Το εύρος τιμών, η μέση τιμή, η τυπική απόκλιση και ο συντελεστής διακύμανσης για τις μηνιαίες τιμές της συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1. Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου διέφεραν σημαντικά μεταξύ των σταθμών (Πίνακας 3.2). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου ήταν τυπικά χαμηλότερες στη θάλασσα από ότι στο κανάλι ή στις λεκάνες 1 και 2. Επίσης, οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου ήταν τυπικά χαμηλότερες στη λεκάνη 2 από ότι στο κανάλι (Πίνακας 3.3). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε επίσης ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου διέφεραν σημαντικά μεταξύ θερμής και ψυχρής περιόδου του έτους (χειμώνας 2004-2005) στο κανάλι και μεταξύ θερμής και ψυχρής περιόδου του έτους (χειμώνας 2003-2004) στη λεκάνη 2 ($p < 0,05$). Τέλος, κατά μήκος της μετάβασης θαλάσσιο περιβάλλον - λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον, οι μέγιστες τιμές της συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου καταγράφηκαν στο κανάλι ή στη λεκάνη 1 όλους τους μήνες (Σχήμα 3.5στ).

Ατομικός λόγος N:P

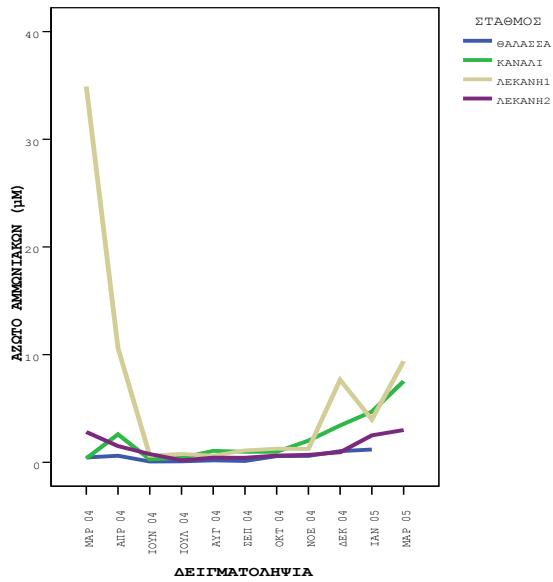
Οι μηνιαίες διακυμάνσεις των τιμών του ατομικού λόγου N:P στη στήλη του νερού παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.3στ. Οι μέγιστες μηνιαίες τιμές καταγράφηκαν στις λεκάνες 1 και

2 την ψυχρή περίοδο του έτους [λεκάνη 1: 83:1 (Δεκέμβριος 2004), λεκάνη 2: 108:1 (Δεκέμβριος 2005)], ενώ στη θάλασσα και το κανάλι τη θερμή περίοδο του έτους [θάλασσα: 235:1 (Οκτώβριος 2004), κανάλι: 65:1 (Σεπτέμβριος 2004)]. Το εύρος τιμών, η μέση τιμή, η τυπική απόκλιση και ο συντελεστής διακύμανσης για τις μηνιαίες τιμές του ατομικού λόγου N:P παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1. Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές του ατομικού λόγου N:P δεν διέφεραν σημαντικά μεταξύ των σταθμών (Πίνακας 3.2). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε επίσης ότι οι μηνιαίες τιμές του ατομικού λόγου N:P διέφεραν δεν σημαντικά μεταξύ θερμής και ψυχρής περιόδου του έτους σε κανένα σταθμό. Τέλος, κατά μήκος της μετάβασης θαλάσσιο περιβάλλον - λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον, οι μέγιστες τιμές του ατομικού λόγου N:P καταγράφηκαν κατά κύριο λόγο στη λεκάνη 1 (Σχήμα 3.5ζ). Οι μηνιαίες τιμές του ατομικού λόγου N:P ήταν σε όλους τους σταθμούς, στην μεγάλη πλειοψηφία των περιπτώσεων, μεγαλύτερες από την τιμή του λόγου του Redfield (16:1).

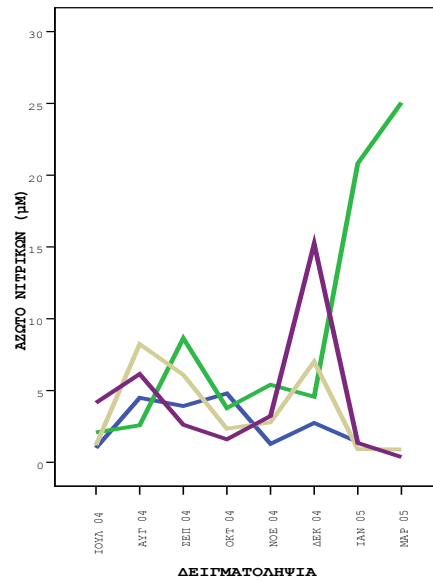
Διαλυτό αντιδρόν πυριτίο

Οι μηνιαίες διακυμάνσεις των τιμών της συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου στη στήλη του νερού παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.3ζ. Οι μέγιστες μηνιαίες τιμές καταγράφηκαν σε όλους τους σταθμούς την ψυχρή περίοδο του έτους [θάλασσα: 37,98 μM (Μάρτιος 2004), κανάλι: 64,32 μM (Μάρτιος 2005), λεκάνη 1: 41,46 μM (Δεκέμβριος 2004), λεκάνη 2: 47,99 μM (Δεκέμβριος 2004)]. Το εύρος τιμών, η μέση τιμή, η τυπική απόκλιση και ο συντελεστής διακύμανσης για τις μηνιαίες τιμές της συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1. Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου διέφεραν σημαντικά μεταξύ των σταθμών (Πίνακας 3.2). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές της συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου ήταν τυπικά χαμηλότερες στη θάλασσα από ότι στις λεκάνες 1 και 2. Επίσης, οι μηνιαίες τιμές της συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου ήταν τυπικά χαμηλότερες στο κανάλι από ότι στη λεκάνη 1 (Πίνακας 3.3). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε επίσης ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου δεν διέφεραν σημαντικά μεταξύ θερμής και ψυχρής περιόδου του έτους σε κανένα σταθμό. Τέλος, κατά μήκος της μετάβασης θαλάσσιο περιβάλλον - λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον, οι μέγιστες

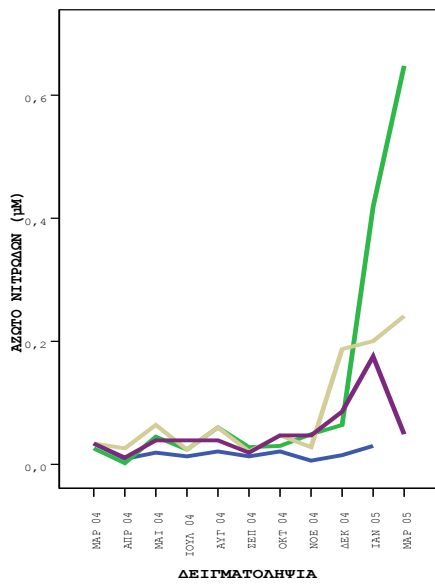
τιμές της συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου καταγράφηκαν κατά κύριο λόγο στη λεκάνη 1 ή τη λεκάνη 2 (Σχήμα 3.5η).



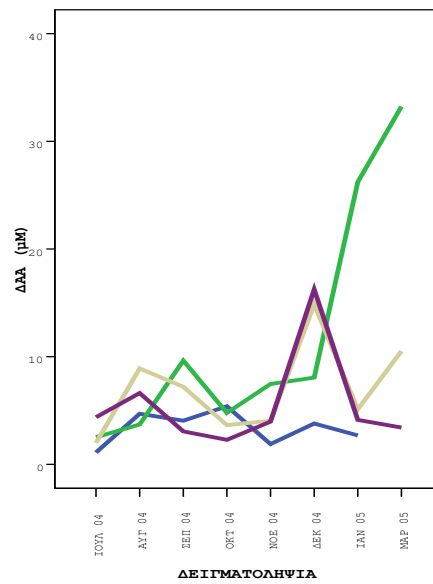
(α)



(β)

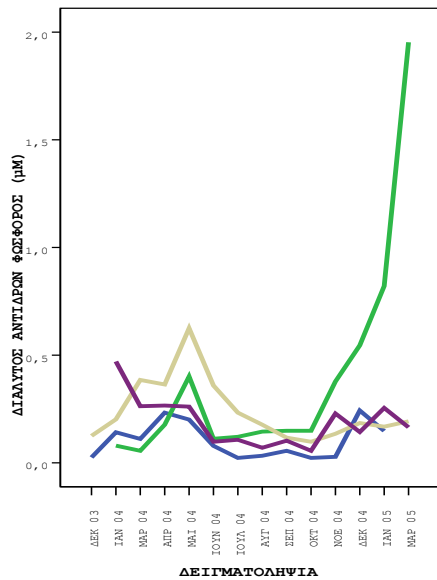


(γ)

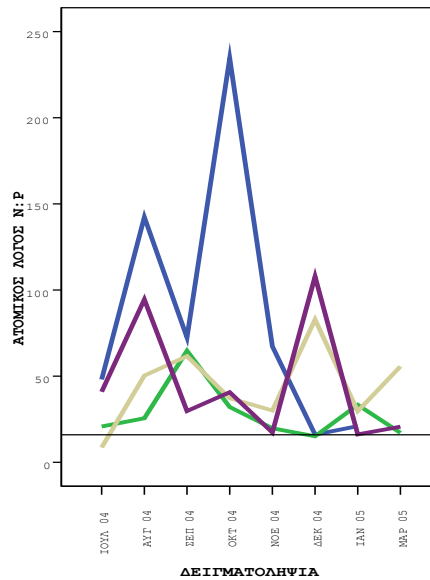


(δ)

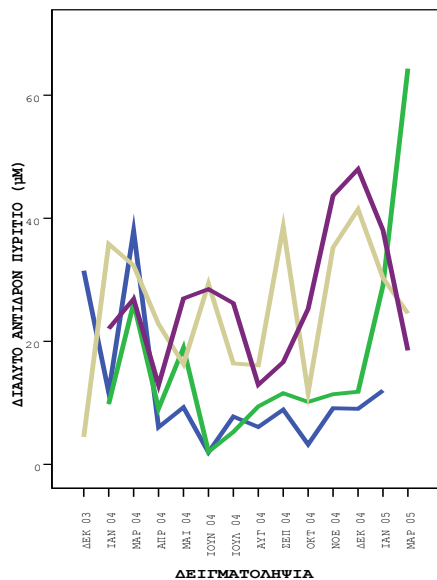
Σχήμα 3.3. Διακυμάνσεις της συγκέντρωσης στη σήλη του νερού (α) του αζώτου αμμωνιακών, (β) του αζώτου νιτρικών, (γ) του αζώτου νιτρωδών και (δ) του διαλυμένου ανόργανου αζώτου (ΔΑΑ) κατά τις μηνιαίες δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου.



(ε)

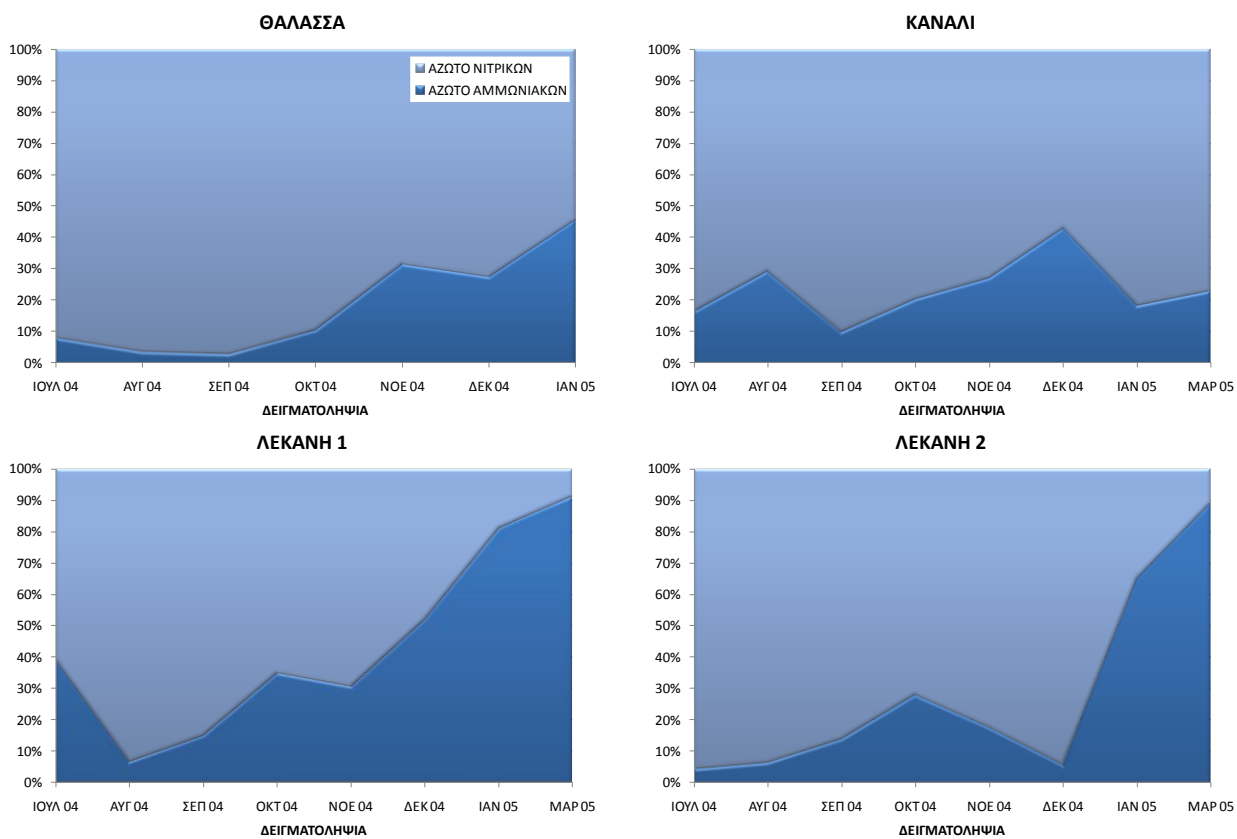


(στ)

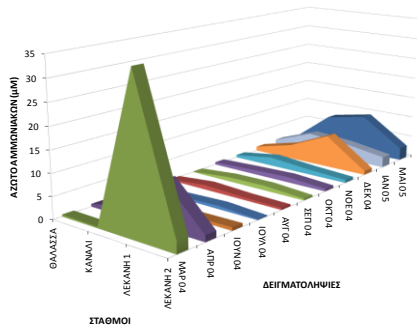


(ζ)

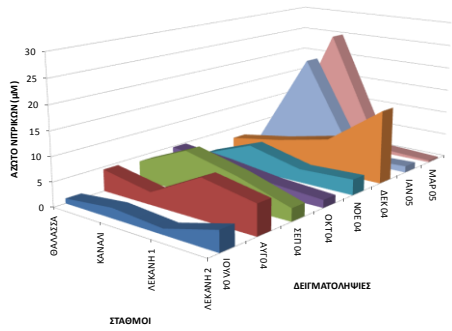
Σχήμα 3.3 (συνέχεια). Διακυμάνσεις της συγκέντρωσης στη σήλη του νερού (ε) της συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου, (στ) του ατομικού λόγου N:P με την οριζόντια γραμμή να υποδηλώνει την τιμή 16:1 του λόγου του Redfield και (ζ) της συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου κατά τις μηνιαίες δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου.



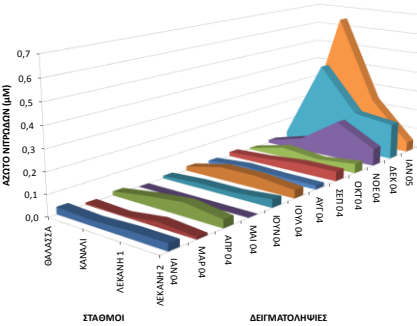
Σχήμα 3.4. Διακυμάνσεις στη στήλη του νερού των αναλογιών των συγκεντρώσεων του αζώτου αμμωνιακών και του αζώτου νιτρικών κατά τις μηνιαίες δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου.



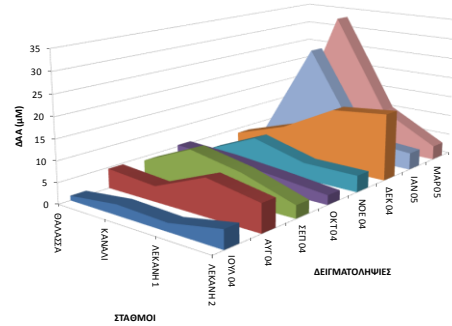
(α)



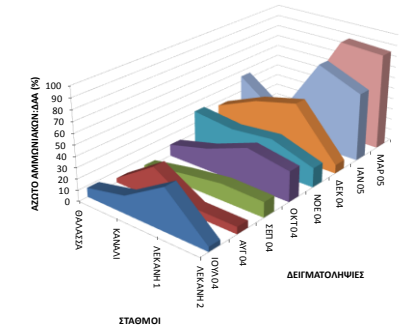
(β)



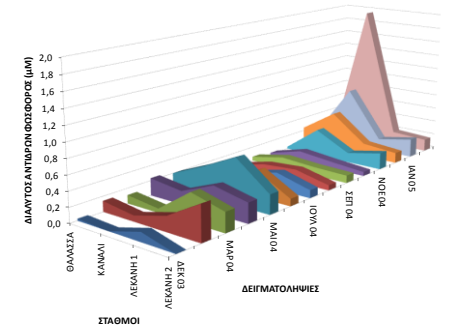
(γ)



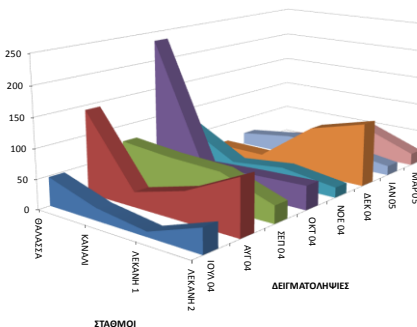
(δ)



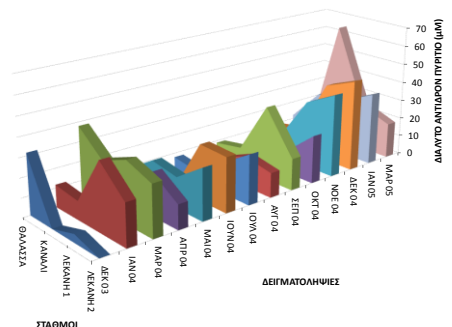
(ε)



(στ)



(ζ)



(η)

Σχήμα 3.5. Διακυμάνσεις της συγκέντρωσης στη στήλη του νερού (α) του αζώτου αμμωνιακών, (β) του αζώτου νιτρικών, (γ) του αζώτου νιτρικών, (δ) του διαλυμένου ανόργανου αζώτου (ΔΑΑ), (ε) του ποσοστού του αζώτου αμμωνιακών στο διαλυμένο ανόργανο άζωτο (ΔΑΑ), (στ) της συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου, (ζ) του ατομικού λόγου N:P και (η) της συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου κατά μήκος της διαβάθμισης θαλάσσιο περιβάλλον – λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον κατά τις μηνιαίες δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου.

Πίνακας 3.1. Περιγραφικές στατιστικές παράμετροι για τα δεδομένα των ανόργανων θρεπτικών αλάτων στήλης νερού των μηνιαίων δειγματοληψιών της πρώτης περιόδου.

ΣΤΑΘΜΟΣ	ΣΤΑΤΙΣΤΙΚΗ ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ	ΑΖΩΤΟ ΑΜΜΩΝΙΑΚΩΝ (μM)	ΑΖΩΤΟ ΝΙΤΡΙΚΩΝ (μM)	ΑΖΩΤΟ ΝΙΤΡΩΔΩΝ (μM)	ΔΑΑ (μM)	ΑΖΩΤΟ ΑΜΜΩΝΙΑΚΩΝ: ΔΑΑ (%)	ΔΙΑΛΥΤΟΣ ΑΝΤΙΔΡΩΝ ΦΩΣΦΟΡΟΣ (μM)	ΑΤΟΜΙΚΟΣ ΛΟΓΟΣ N:P	ΔΙΑΛΥΤΟ ΑΝΤΙΔΡΩΝ ΠΥΡΙΤΙΟ (μM)
ΘΑΛΑΣΣΑ	N	14	10	13	10	10	17	10	17
	ΕΛΑΧΙΣΤΗ ΤΙΜΗ	0,08	1,00	0,01	1,11	3,13	0,02	13,27	1,96
	ΜΕΓΙΣΤΗ ΤΙΜΗ	1,72	4,80	0,04	5,39	57,89	0,32	234,48	37,98
	ΜΕΣΗ ΤΙΜΗ	0,67	2,66	0,02	3,39	22,60	0,13	65,49	11,56
	ΤΥΠ. ΑΠΟΚΛΙΣΗ ΣΥΝΤ. ΔΙΑΚΥΜΑΝΣΗΣ	0,53	1,41	0,01	1,38	17,30	0,09	71,66	9,32
		79,23	53,25	51,44	40,82	76,58	73,50	109,42	80,64
ΚΑΝΑΛΙ	N	16	14	17	13	13	19	13	19
	ΕΛΑΧΙΣΤΗ ΤΙΜΗ	0,27	2,08	0,00	2,52	10,08	0,06	12,48	2,05
	ΜΕΓΙΣΤΗ ΤΙΜΗ	9,56	26,89	0,84	35,83	48,03	2,14	64,73	73,56
	ΜΕΣΗ ΤΙΜΗ	3,18	12,42	0,22	15,72	25,67	0,62	25,10	22,60
	ΤΥΠ. ΑΠΟΚΛΙΣΗ ΣΥΝΤ. ΔΙΑΚΥΜΑΝΣΗΣ	2,69	9,72	0,27	12,52	11,07	0,65	13,90	20,92
		84,56	78,31	126,22	79,59	43,13	105,69	55,38	92,59
ΛΕΚΑΝΗ1	N	16	14	17	13	13	20	13	18
	ΕΛΑΧΙΣΤΗ ΤΙΜΗ	0,61	0,36	0,02	2,00	6,86	0,10	8,58	4,47
	ΜΕΓΙΣΤΗ ΤΙΜΗ	34,91	9,47	0,25	19,00	93,96	0,63	97,58	49,11
	ΜΕΣΗ ΤΙΜΗ	6,89	3,37	0,13	8,63	54,36	0,22	50,99	27,08
	ΤΥΠ. ΑΠΟΚΛΙΣΗ ΣΥΝΤ. ΔΙΑΚΥΜΑΝΣΗΣ	8,40	3,09	0,09	4,81	28,73	0,13	24,43	11,38
		121,85	91,79	71,90	55,72	52,86	56,84	47,91	42,04
ΛΕΚΑΝΗ2	N	16	14	17	13	13	19	13	18
	ΕΛΑΧΙΣΤΗ ΤΙΜΗ	0,20	0,22	0,01	2,28	4,21	0,06	12,08	12,87
	ΜΕΓΙΣΤΗ ΤΙΜΗ	3,69	24,58	0,20	25,76	92,89	0,47	167,28	48,32
	ΜΕΣΗ ΤΙΜΗ	1,52	4,90	0,07	6,74	36,83	0,19	49,32	28,76
	ΤΥΠ. ΑΠΟΚΛΙΣΗ ΣΥΝΤ. ΔΙΑΚΥΜΑΝΣΗΣ	1,12	7,20	0,06	7,16	34,81	0,10	48,24	12,37
		73,73	147,01	78,68	106,27	94,51	51,82	97,82	43,01

Πίνακας 3.2. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Kruskal-Wallis για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας των μηνιαίων δειγματοληψιών της πρώτης περιόδου σε ότι αφορά τα ανόργανα θρεπτικά άλατα στήλης νερού (β.ε.=βαθμοί ελευθερίας, H=στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Kruskal-Wallis, *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, μ.σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ	β.ε.	H	
ΑΖΩΤΟ ΑΜΜΩΝΙΑΚΩΝ	3	20,312	***
ΑΖΩΤΟ ΝΙΤΡΩΔΩΝ	3	22,404	***
ΑΖΩΤΟ ΝΙΤΡΙΚΩΝ	3	12,891	**
ΔΑΑ	3	15,513	**
ΑΖΩΤΟ ΑΜΜΩΝΙΑΚΩΝ:ΔΑΑ	3	8,379	*
ΔΙΑΛΥΤΟΣ ΑΝΤΙΔΡΩΝ ΦΩΣΦΟΡΟΣ	3	13,213	**
ΑΤΟΜΙΚΟΣ ΛΟΓΟΣ N:P	3	7,151	μ.σ.
ΔΙΑΛΥΤΟ ΑΝΤΙΔΡΩΝ ΠΥΡΙΤΙΟ	3	21,283	***

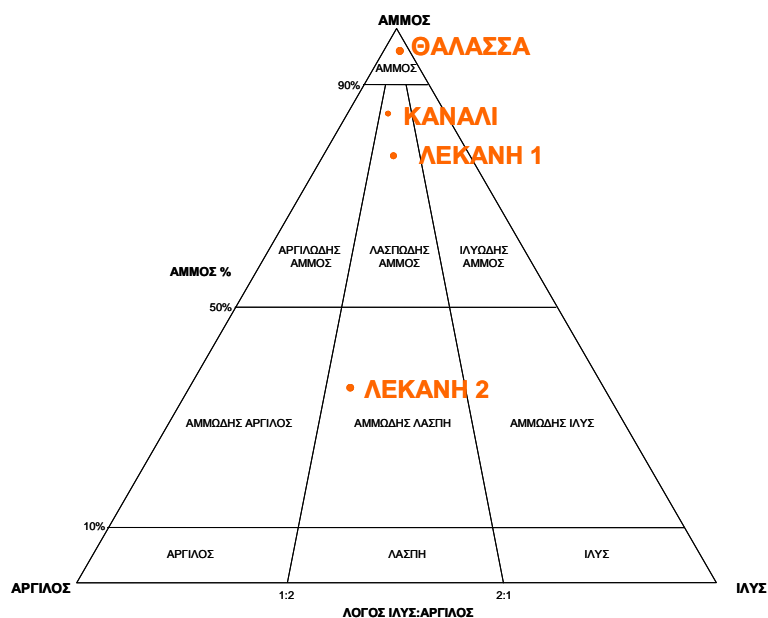
Πίνακας 3.3. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Mann-Whitney για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας κατά τις μηνιαίες δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου σε ότι αφορά τα ανόργανα θρεπτικά άλατα στήλης νερού (U=στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Mann-Whitney, *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, μ.σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ		ΚΑΝΑΛΙ	ΛΕΚΑΝΗ 1	ΛΕΚΑΝΗ 2
		U	U	U
ΑΖΩΤΟ ΑΜΜΩΝΙΑΚΩΝ	ΘΑΛΑΣΣΑ	39,0 **	21,5 ***	60,5 *
	ΚΑΝΑΛΙ		μ.σ.	μ.σ.
	ΛΕΚΑΝΗ 1			55,0 **
	ΛΕΚΑΝΗ 2			
ΑΖΩΤΟ ΝΙΤΡΙΚΩΝ	ΘΑΛΑΣΣΑ	18,0 **	μ.σ.	μ.σ.
	ΚΑΝΑΛΙ		37,0 **	37,0 **
	ΛΕΚΑΝΗ 1			μ.σ.
	ΛΕΚΑΝΗ 2			
ΑΖΩΤΟ ΝΙΤΡΩΔΩΝ	ΘΑΛΑΣΣΑ	22,5 ***	14,0 ***	18,5 ***
	ΚΑΝΑΛΙ		μ.σ.	μ.σ.
	ΛΕΚΑΝΗ 1			μ.σ.
	ΛΕΚΑΝΗ 2			
ΔΑΑ	ΘΑΛΑΣΣΑ	13,0 **	18,5 **	μ.σ.
	ΚΑΝΑΛΙ		μ.σ.	35,0 *
	ΛΕΚΑΝΗ 1			μ.σ.
	ΛΕΚΑΝΗ 2			
ΑΖΩΤΟ ΑΜΜΩΝΙΑΚΩΝ:ΔΑΑ	ΘΑΛΑΣΣΑ	μ.σ.	24,0 *	μ.σ.
	ΚΑΝΑΛΙ		33,0 **	μ.σ.
	ΛΕΚΑΝΗ 1			μ.σ.
	ΛΕΚΑΝΗ 2			
ΔΙΑΛΥΤΟΣ ΑΝΤΙΔΡΩΝ ΦΩΣΦΟΡΟΣ	ΘΑΛΑΣΣΑ	62,5 **	89,5 *	98,0 *
	ΚΑΝΑΛΙ		μ.σ.	111,5 *
	ΛΕΚΑΝΗ 1			μ.σ.
	ΛΕΚΑΝΗ 2			
ΑΤΟΜΙΚΟΣ ΛΟΓΟΣ N:P	ΘΑΛΑΣΣΑ	μ.σ.	μ.σ.	μ.σ.
	ΚΑΝΑΛΙ		29,0 **	μ.σ.
	ΛΕΚΑΝΗ 1			
	ΛΕΚΑΝΗ 2			
ΔΙΑΛΥΤΟ ΑΝΤΙΔΡΩΝ ΠΥΡΙΤΙΟ	ΘΑΛΑΣΣΑ	μ.σ.	43,0 ***	25,0 ***
	ΚΑΝΑΛΙ		104,5 *	μ.σ.
	ΛΕΚΑΝΗ 1			μ.σ.
	ΛΕΚΑΝΗ 2			

3.3.2 ΤΟ ΑΒΙΟΤΙΚΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΣΤΗ ΜΕΤΑΒΑΣΗ ΘΑΛΑΣΣΙΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ - ΛΙΜΝΟΘΑΛΑΣΣΙΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ: ΥΠΟΣΤΡΩΜΑ

3.3.2.1 Κοκκομετρική ανάλυση ιζήματος

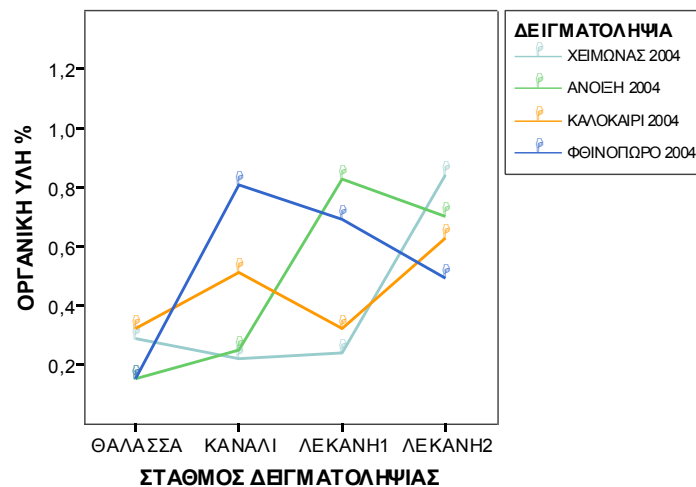
Τα αποτελέσματα της κοκκομετρικής ανάλυσης του επιφανειακού ιζήματος του πυθμένα των σταθμών δειγματοληψίας παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.6. Σύμφωνα λοιπόν με τα αποτελέσματα της ανάλυσης, παρατηρείται γενικά μια διαβάθμιση της κοκκομετρίας των μεριδίων του ιζήματος από χονδρόκοκκο (άμμος) στη θάλασσα σε λεπτόκοκκο (αμμώδης λάσπη) στη λεκάνη 2. Αναλυτικότερα, εξετάζοντας τους σταθμούς ανάλογα με τη σειρά που έχουν κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας, το ιζημα στη θάλασσα χαρακτηρίζεται ως άμμος, στο κανάλι και στη λεκάνη 1 ως λασπώδης άμμος ενώ στη λεκάνη 2 ως αμμώδης λάσπη.



Σχήμα 3.6. Κοκκομετρική σύσταση του ιζήματος του πυθμένα στους σταθμούς δειγματοληψίας της πρώτης περιόδου.

3.3.2.2 Οργανική ύλη ιζήματος

Οι διακυμάνσεις του ποσοστού % της οργανικής ύλης του επιφανειακού ιζήματος κατά μήκος της μετάβασης θαλάσσιο περιβάλλον – λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον κατά τις τέσσερις εποχιακές δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου δειγματοληψιών παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.7. Οι μέγιστες τιμές παρατηρήθηκαν στους σταθμούς κανάλι (φθινόπωρο: 0,81%), λεκάνη 1 (άνοιξη: 0,83%) ή λεκάνη 2 (χειμώνας: 0,84% και καλοκαίρι: 0,63%) ενώ οι ελάχιστες στη θάλασσα (άνοιξη: 0,15%, καλοκαίρι: 0,32% και φθινόπωρο: 0,15%) ή το κανάλι (χειμώνας: 0,22%).



Σχήμα 3.7. Διακυμάνσεις του ποσοστού οργανικής ύλης του ιζήματος κατά τις εποχιακές δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου.

3.3.3 ΤΟ ΑΒΙΟΤΙΚΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΚΑΤΑ ΜΗΚΟΣ ΤΗΣ ΔΙΑΒΑΘΜΙΣΗΣ ΑΛΑΤΟΤΗΤΑΣ: ΣΤΗΛΗ ΝΕΡΟΥ

3.3.3.1 In situ μετρήσεις

Αλατότητα

Η αλατότητα της στήλης του νερού αυξανόταν σταδιακά από τη θάλασσα προς την τελευταία λεκάνη, τόσο το φθινόπωρο όσο και το καλοκαίρι. Τόσο οι τιμές όσο και το εύρος της αλατότητας που καταγράφηκε το καλοκαίρι (35 – 55 psu) ήταν μετατοπισμένα σε χαμηλότερα επίπεδα από ότι το φθινόπωρο (45 – 72 psu) (Σχήμα 3.8α).

Θερμοκρασία

Η θερμοκρασία της στήλης του νερού παρουσίασε, όπως αναμενόταν, πολύ υψηλότερες τιμές κατά το καλοκαίρι σε σχέση με το φθινόπωρο. Δεν παρουσίασε έντονες διακυμάνσεις μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας, τόσο το φθινόπωρο (7,5 – 12,8 °C) όσο και το καλοκαίρι (26,8 – 32,8 °C) (Σχήμα 3.8β).

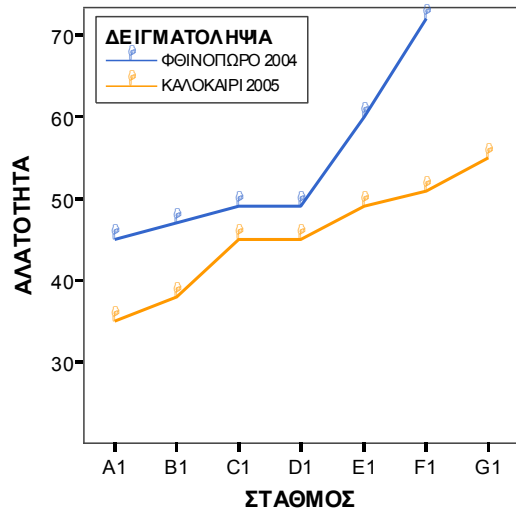
pH

Οι τιμές του pH της στήλης του νερού παρουσίασαν μικρές χωρικές και χρονικές διακυμάνσεις. Το pH ήταν ελαφρά αλκαλικό, τόσο το φθινόπωρο (8,18-8,63) όσο και το καλοκαίρι (8,25-8,54) (Σχήμα 3.8γ).

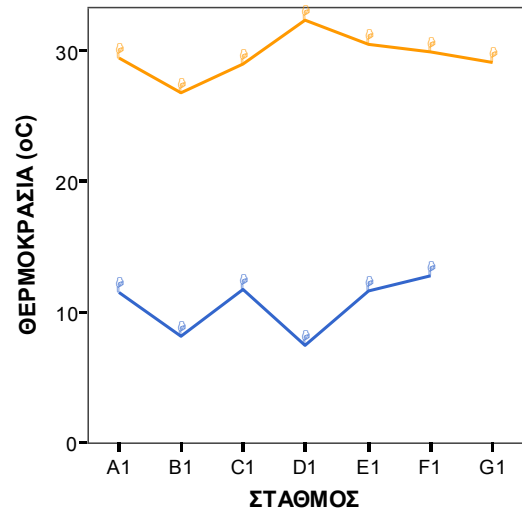
Διαλυμένο οξυγόνο

Η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου στη στήλη του νερού ήταν υψηλότερη το φθινόπωρο (7,9-9,5 mg L⁻¹) σε σχέση με το καλοκαίρι (6-8,4 mg L⁻¹). Η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου το φθινόπωρο αυξανόταν σταδιακά από τη θάλασσα έως το σταθμό E1, ενώ ήταν μειωμένη στον επόμενο σταθμό F1. Η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου στη στήλη νερού το καλοκαίρι αυξανόταν σταδιακά από τη θάλασσα έως το σταθμό D1, ενώ

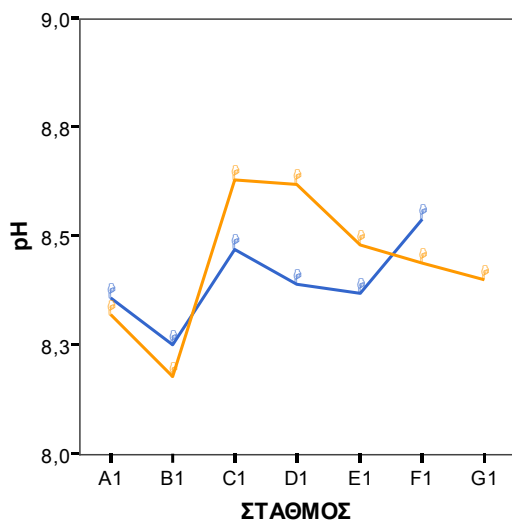
μειωνόταν σταδιακά στους επόμενους σταθμούς. Η ελάχιστη τιμή διαλυμένου οξυγόνου στη στήλη του νερού ήταν 6 mg L^{-1} στο σταθμό G1 το καλοκαίρι (Σχήμα 3.8δ).



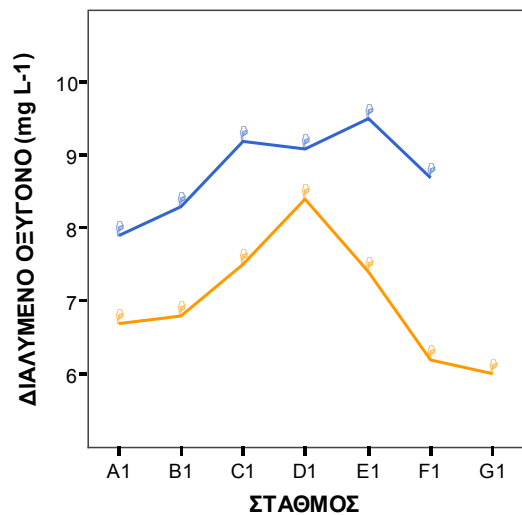
(α)



(β)



(γ)



(δ)

Σχήμα 3.8. Διακυμάνσεις (α) της αλατότητας, (β) της θερμοκρασίας, (γ) του pH και (δ) του διαλυμένου οξυγόνου της στήλης του νερού κατά τις δειγματοληψίες της δεύτερης περιόδου.

3.3.3.2 Ανόργανα θρεπτικά άλατα

Άζωτο αμμωνιακών

Η συγκέντρωση του αζώτου αμμωνιακών ήταν υψηλότερη σε όλους τους σταθμούς το καλοκαίρι (εύρος μέσων τιμών σταθμών 2,9 - 9,08 μM) σε σχέση με το φθινόπωρο (εύρος μέσων τιμών σταθμών 0,4 – 1,47 μM). Η υψηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε και τις δύο εποχές στο σταθμό B1, ενώ η χαμηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε και τις δύο εποχές στο σταθμό E1 (Σχήμα 3.9α). Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι η συγκέντρωση του αζώτου αμμωνιακών διέφερε σημαντικά μεταξύ των σταθμών μόνο το καλοκαίρι (Πίνακας 3.4). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι η συγκέντρωση του αζώτου αμμωνιακών στους σταθμούς B1 και C1 το καλοκαίρι ήταν σημαντικά υψηλότερη από ότι στους σταθμούς E1 και G1 (Πίνακας 3.6).

Άζωτο νιτρικών

Η συγκέντρωση του αζώτου νιτρικών ήταν υψηλότερη σε όλους τους σταθμούς το φθινόπωρο (εύρος μέσων τιμών σταθμών 0,97 – 4,09 μM) σε σχέση με το καλοκαίρι (εύρος μέσων τιμών σταθμών 0,02 – 2,28 μM). Η υψηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε στο σταθμό E1 το φθινόπωρο και στο σταθμό D1 το καλοκαίρι. Αντίθετα, η χαμηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε στο σταθμό A1 το φθινόπωρο και στο σταθμό F1 το καλοκαίρι (Σχήμα 3.9β). Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι η συγκέντρωση του αζώτου νιτρικών διέφερε σημαντικά μεταξύ των σταθμών και τις δύο εποχές (Πίνακας 3.4). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι η συγκέντρωση του αζώτου νιτρικών στο σταθμό A1 το φθινόπωρο ήταν σημαντικά χαμηλότερη από τους υπόλοιπους σταθμούς εκτός του C1 (Πίνακας 3.5). Το καλοκαίρι, η συγκέντρωση του αζώτου νιτρικών στους σταθμούς C1 και D1 ήταν σημαντικά υψηλότερη από τους υπόλοιπους σταθμούς εκτός του A1 (Πίνακας 3.6).

Άζωτο νιτρωδών

Η συγκέντρωση του αζώτου νιτρωδών κυμάνθηκε σε παρόμοια χαμηλά επίπεδα τόσο το φθινόπωρο (εύρος μέσων τιμών σταθμών 0,02 – 0,09 μM) όσο και το καλοκαίρι (εύρος μέσων τιμών σταθμών 0,03 – 0,12 μM). Η υψηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε στο σταθμό D1 το

φθινόπωρο και στο σταθμό G1 το καλοκαίρι. Αντίθετα, η χαμηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε στο σταθμό A1 και τις δύο εποχές (Σχήμα 3.9γ). Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι η συγκέντρωση του αζώτου νιτρωδών διέφερε σημαντικά μεταξύ των σταθμών και τις δύο εποχές (Πίνακας 3.4). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι η συγκέντρωση του αζώτου νιτρωδών στο σταθμό A1 το φθινόπωρο ήταν σημαντικά χαμηλότερη από τους υπόλοιπους σταθμούς εκτός του F1, ενώ η συγκέντρωση του αζώτου νιτρωδών στο σταθμό D1 ήταν σημαντικά υψηλότερη από όλους τους υπόλοιπους σταθμούς (Πίνακας 3.5). Το καλοκαίρι, η συγκέντρωση του αζώτου νιτρωδών στο σταθμό G1 ήταν σημαντικά υψηλότερη από τους υπόλοιπους σταθμούς εκτός των C1 και E1 (Πίνακας 3.6).

Διαλυμένο ανόργανο άζωτο (ΔΑΑ)

Η συγκέντρωση του ΔΑΑ στους σταθμούς δειγματοληψίας παρουσίασε το φθινόπωρο σημαντική υψηλή συσχέτιση με τη συγκέντρωση του αζώτου νιτρικών ($\rho=0,819$, $p<0,01$), ενώ αντίθετα το καλοκαίρι παρουσίασε σημαντική υψηλή συσχέτιση με τη συγκέντρωση του αζώτου αμμωνιακών ($\rho=0,874$, $p<0,01$). Η υψηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε στο σταθμό E1 το φθινόπωρο και στο σταθμό B1 το καλοκαίρι. Αντίθετα, η χαμηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε στο σταθμό A1 το φθινόπωρο και στο σταθμό G1 το καλοκαίρι (Σχήμα 3.9δ). Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι η συγκέντρωση του ΔΑΑ διέφερε σημαντικά μεταξύ των σταθμών και τις δύο εποχές (Πίνακας 3.4). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι η συγκέντρωση του ΔΑΑ στο σταθμό A1 το φθινόπωρο ήταν σημαντικά χαμηλότερη από ότι στους σταθμούς B1, E1 και F1 (Πίνακας 3.5). Το καλοκαίρι, η συγκέντρωση του ΔΑΑ στους σταθμούς B1 και C1 ήταν σημαντικά υψηλότερη από ότι στους σταθμούς E1 και G1 (Πίνακας 3.6).

Ποσοστό αζώτου αμμωνιακών στο ΔΑΑ

Το ποσοστό του αζώτου αμμωνιακών στο ΔΑΑ ήταν υψηλότερο σε όλους τους σταθμούς το καλοκαίρι (εύρος μέσων τιμών σταθμών 64 – 98%) σε σχέση με το φθινόπωρο (εύρος μέσων τιμών σταθμών 8 – 38%). Η υψηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε στο σταθμό B1 το φθινόπωρο και στους σταθμούς B1 και F1 το καλοκαίρι. Αντίθετα, η χαμηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε στο σταθμό E1 το φθινόπωρο και στο σταθμό D1 το καλοκαίρι (Σχήμα 3.10). Ο έλεγχος Kruskal-

Wallis έδειξε ότι η συγκέντρωση του αζώτου αμμωνιακών διέφερε σημαντικά μεταξύ των σταθμών μόνο το καλοκαίρι (Πίνακας 3.4). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι η συγκέντρωση του αζώτου αμμωνιακών στο σταθμό D1 το καλοκαίρι ήταν σημαντικά χαμηλότερη από ότι στους σταθμούς B1, E1 και F1 (Πίνακας 3.6).

Διαλυτός αντιδρών φωσφόρος

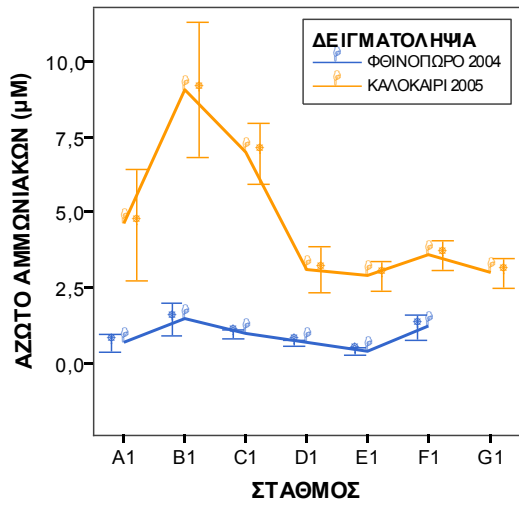
Η συγκέντρωση του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου κυμάνθηκε σε παρόμοια επίπεδα το φθινόπωρο (εύρος μέσων τιμών σταθμών 0,05 – 0,40 μM) και το καλοκαίρι (εύρος μέσων τιμών σταθμών 0,04 – 0,43 μM). Η υψηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε στο σταθμό D1 ενώ η χαμηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε στο σταθμό A1 και τις δύο εποχές (Σχήμα 3.9ε). Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι η συγκέντρωση του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου διέφερε σημαντικά μεταξύ των σταθμών και τις δύο εποχές (Πίνακας 3.4). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι η συγκέντρωση του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου στο σταθμό D1 το φθινόπωρο ήταν σημαντικά υψηλότερη από όλους τους σταθμούς εκτός του B1 (Πίνακας 3.5). Το καλοκαίρι, η συγκέντρωση του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου στο σταθμό D1 ήταν σημαντικά υψηλότερη από τους υπόλοιπους σταθμούς εκτός των C1 και G1 (Πίνακας 3.6).

Ατομικός λόγος N:P

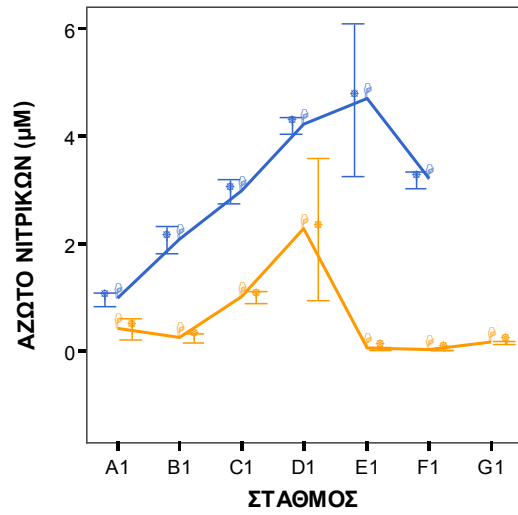
Το φθινόπωρο, ο ατομικός λόγος N:P ήταν πολύ μεγαλύτερος από την τιμή του λόγου του Redfield (16:1) σε όλους τους σταθμούς εκτός των B1 και D1, όπου η τιμή του ήταν παραπλήσια με αυτή του λόγου του Redfield. Αντίθετα, το καλοκαίρι ο ατομικός λόγος N:P ήταν παραπλήσιος ή μικρότερος από την τιμή του λόγου του Redfield σε όλους τους σταθμούς εκτός των A1 και B1, όπου ήταν πολύ υψηλότερος από την τιμή 16:1 (Σχήμα 3.9στ). Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι ο ατομικός λόγος N:P διέφερε σημαντικά μεταξύ των σταθμών και τις δύο εποχές (Πίνακας 3.4). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι ο ατομικός λόγος N:P στους σταθμούς E1 και F1 το φθινόπωρο ήταν σημαντικά μεγαλύτερος από ότι στο σταθμό D1 (Πίνακας 3.5). Το καλοκαίρι, ο ατομικός λόγος N:P στο σταθμό A1 ήταν σημαντικά μεγαλύτερος από ότι σε όλους τους υπόλοιπους σταθμούς εκτός του B1 (Πίνακας 3.6).

Διαλυτό αντιδρόν πυρίτιο

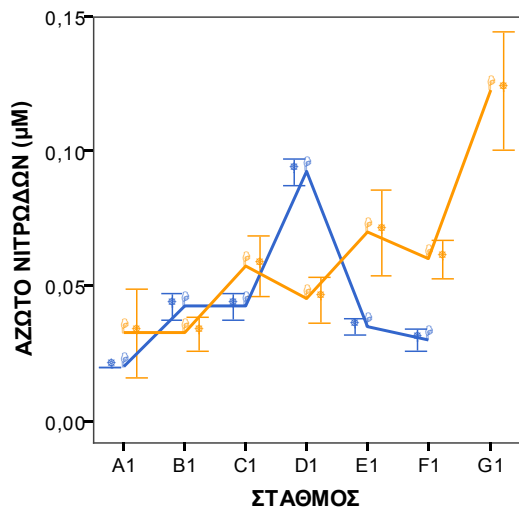
Η συγκέντρωση του διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου κυμάνθηκε σε παρόμοια επίπεδα το φθινόπωρο (εύρος μέσων τιμών σταθμών 6,59 – 53,22 μM) και το καλοκαίρι (εύρος μέσων τιμών σταθμών 9,17 – 37,81 μM). Η υψηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε στο σταθμό D1 ενώ η χαμηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε στο σταθμό A1 και τις δύο εποχές (Σχήμα 3.9ζ). Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι η συγκέντρωση του διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου διέφερε σημαντικά μεταξύ των σταθμών και τις δύο εποχές (Πίνακας 3.4). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι η συγκέντρωση του διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου στο σταθμό D1 το φθινόπωρο ήταν σημαντικά υψηλότερη από τους σταθμούς C1, E1 και F1 (Πίνακας 3.5). Το καλοκαίρι, η συγκέντρωση του διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου στους σταθμούς D1, E1, F1 και G1 ήταν σημαντικά υψηλότερη από τους σταθμούς A1, B1 και C1 (Πίνακας 3.6).



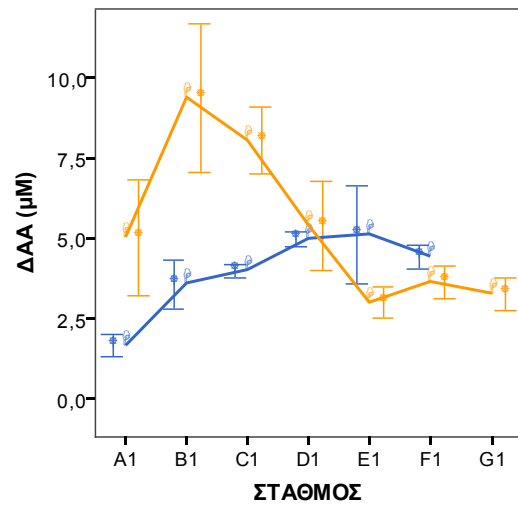
(α)



(β)

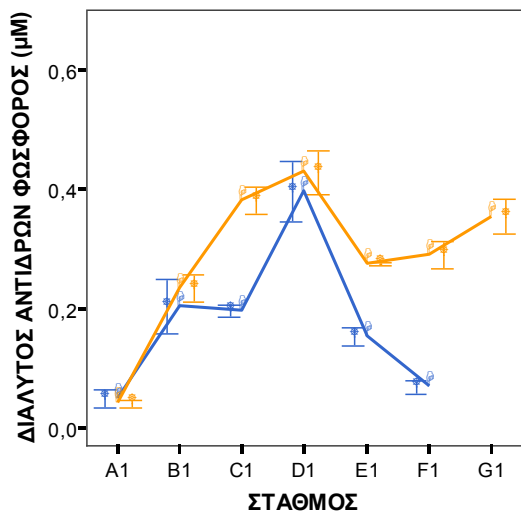


(γ)

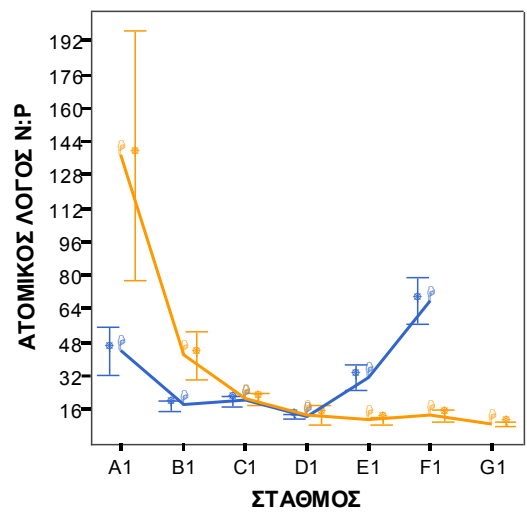


(δ)

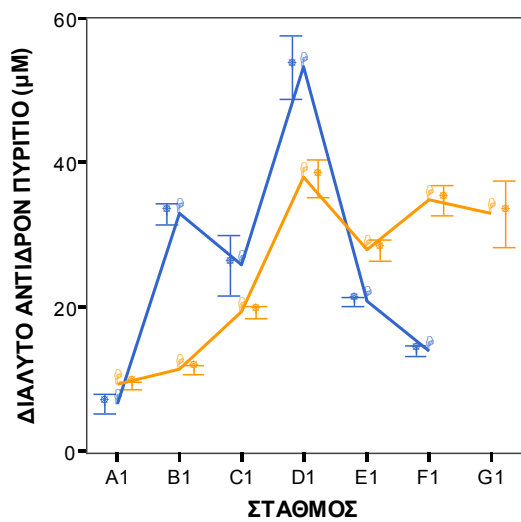
Σχήμα 3.9. Διακυμάνσεις της συγκέντρωσης στη στήλη του νερού (α) του αζώτου αμμωνιακών, (β) του αζώτου νιτρικών, (γ) του αζώτου νιτρικών, (δ) του διαλυμένου ανόργανου αζώτου (ΔΑΑ) κατά τις δειγματοληψίες της δεύτερης περιόδου.



(ε)

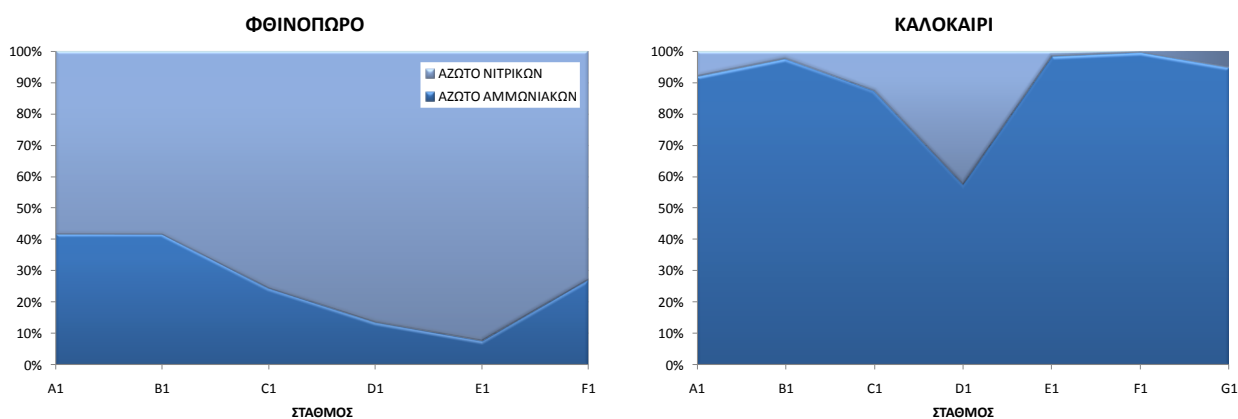


(στ)



(ζ)

Σχήμα 3.9 (συνέχεια). Διακυμάνσεις στη σήλη του νερού (ε) της συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου, (στ) του ατομικού λόγου N:P και (ζ) της συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου κατά τις δειγματοληψίες της δεύτερης περιόδου.



Σχήμα 3.10. Διακυμάνσεις στη στήλη του νερού των αναλογιών των συγκεντρώσεων του αζώτου αμμωνιακών και του αζώτου νιτρικών κατά τις δειγματοληψίες της δεύτερης περιόδου.

Πίνακας 3.4. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Kruskal-Wallis για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας της δεύτερης περιόδου σε ότι αφορά τα ανόργανα θρεπτικά άλατα στήλης νερού (β.ε.=βαθμοί ελευθερίας, H=στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Kruskal-Wallis, *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, μ.σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ	ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ 2004			ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ 2005		
	β.ε.	H	μ.σ.	β.ε.	H	
AZΩΤΟ ΑΜΜΩΝΙΑΚΩΝ	5	6,73	μ.σ.	6	12,71	*
AZΩΤΟ ΝΙΤΡΙΚΩΝ	5	18,12	**	6	22,73	***
AZΩΤΟ ΝΙΤΡΩΔΩΝ	5	18,21	**	6	15,31	*
ΔΑΑ	5	12,15	*	6	13,49	*
AZΩΤΟ ΑΜΜΩΝΙΑΚΩΝ:ΔΑΑ	5	10,77	μ.σ.	6	19,00	**
ΔΙΑΛΥΤΟΣ ΑΝΤΙΔΡΩΝ ΦΩΣΦΟΡΟΣ	5	19,65	**	6	22,53	***
ΑΤΟΜΙΚΟΣ ΛΟΓΟΣ N:P	5	15,25	**	6	18,99	**
ΔΙΑΛΥΤΟ ΑΝΤΙΔΡΩΝ ΠΥΡΙΤΙΟ	5	19,13	**	6	23,44	***

Πίνακας 3.5. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Mann-Whitney για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας κατά τη δειγματοληψία του φθινοπώρου του 2004 της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών σε ότι αφορά τα ανόργανα θρεπτικά άλατα σήλης νερού (U=στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Mann-Whitney, *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, μ.σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

		B1	C1	D1	E1	F1
		U	U	U	U	U
ΑΖΩΤΟ ΝΙΤΡΙΚΩΝ	A1	0 *	0 μ.σ.	0 *	0 *	0 *
	B1		1 μ.σ.	0 *	1 μ.σ.	0 *
	C1			0 μ.σ.	2 μ.σ.	4 μ.σ.
	D1				5 μ.σ.	0 *
	E1					5,5 μ.σ.
ΑΖΩΤΟ ΝΙΤΡΩΔΩΝ	A1	0 *	0 *	0 *	0 *	2 μ.σ.
	B1		8 μ.σ.	0 *	4 μ.σ.	2,5 μ.σ.
	C1			0 *	4 μ.σ.	2,5 μ.σ.
	D1				0 *	0 *
	E1					5 μ.σ.
ΔΑΑ	A1	1 μ.σ.	0 μ.σ.	0 *	0 *	0 *
	B1		3 μ.σ.	4 μ.σ.	5 μ.σ.	4 μ.σ.
	C1			1 μ.σ.	5 μ.σ.	3 μ.σ.
	D1				4 μ.σ.	4 μ.σ.
	E1					6 μ.σ.
ΔΙΑΛΥΤΟΣ ΑΝΤΙΔΡΩΝ ΦΩΣΦΟΡΟΣ	A1	0 *	0 *	0 *	0 *	4,5 μ.σ.
	B1		6 μ.σ.	1 μ.σ.	5 μ.σ.	0 *
	C1			0 *	3 μ.σ.	0 *
	D1				0 *	0 *
	E1					0 *
ΑΤΟΜΙΚΟΣ ΛΟΓΟΣ N:P	A1	4 μ.σ.	3 μ.σ.	3 μ.σ.	5 μ.σ.	2 μ.σ.
	B1		4 μ.σ.	1 μ.σ.	1 μ.σ.	0 *
	C1			0 μ.σ.	1 μ.σ.	0 μ.σ.
	D1				0 *	0 *
	E1					1 μ.σ.
ΔΙΑΛΥΤΟ ΑΝΤΙΔΡΩΝ ΠΥΡΙΤΙΟ	A1	0 μ.σ.	0 μ.σ.	0 μ.σ.	0 μ.σ.	0 μ.σ.
	B1		3 μ.σ.	0 μ.σ.	0 μ.σ.	0 μ.σ.
	C1			0 *	6 μ.σ.	0 *
	D1				0 *	0 *
	E1					0 *

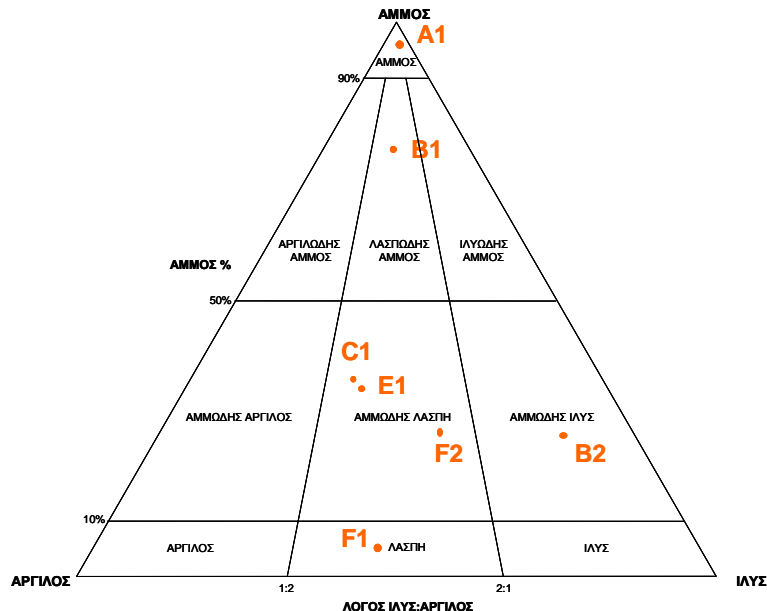
Πίνακας 3.6. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Mann-Whitney για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας κατά τη δειγματοληψία του καλοκαιριού του 2005 της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών σε ότι αφορά τα ανόργανα θρεπτικά άλατα στήλης νερού (U=στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Mann-Whitney, *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, μ.σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

		B1	C1	D1	E1	F1	G1
		U	U	U	U	U	U
ΑΖΩΤΟ ΑΜΜΩΝΙΑΚΩΝ	A1	2 μ.σ.	6 μ.σ.	6 μ.σ.	6 μ.σ.	8 μ.σ.	6 μ.σ.
	B1		6 μ.σ.	1 μ.σ.	0 *	2 μ.σ.	0 *
	C1			1 μ.σ.	0 *	1,5 μ.σ.	0 *
	D1				7 μ.σ.	6 μ.σ.	7 μ.σ.
	E1					6 μ.σ.	6 μ.σ.
	F1						5 μ.σ.
ΑΖΩΤΟ ΝΙΤΡΙΚΩΝ	A1	5,5 μ.σ.	3 μ.σ.	2 μ.σ.	0 *	0 *	2 μ.σ.
	B1		0 *	0 *	1 μ.σ.	0 *	6 μ.σ.
	C1			8 μ.σ.	0 *	0 *	0 *
	D1				0 *	0 *	0 *
	E1					6 μ.σ.	1 μ.σ.
	F1						0 *
ΑΖΩΤΟ ΝΙΤΡΩΔΩΝ	A1	6 μ.σ.	3 μ.σ.	4,5 μ.σ.	2,5 μ.σ.	3,5 μ.σ.	0,5 *
	B1		2 μ.σ.	4 μ.σ.	1,5 μ.σ.	1 μ.σ.	0 *
	C1			4 μ.σ.	6,5 μ.σ.	6 μ.σ.	1 μ.σ.
	D1				3 μ.σ.	3 μ.σ.	0 *
	E1					7,5 μ.σ.	2,5 μ.σ.
	F1						0,5 *
ΔΑΑ	A1	2 μ.σ.	3 μ.σ.	7 μ.σ.	7 μ.σ.	7 μ.σ.	7 μ.σ.
	B1		7,5 μ.σ.	4 μ.σ.	0 *	2 μ.σ.	0 *
	C1			3 μ.σ.	0 *	0 *	0 *
	D1				3 μ.σ.	5 μ.σ.	3 μ.σ.
	E1					6 μ.σ.	5 μ.σ.
	F1						6 μ.σ.
ΑΖΩΤΟ ΑΜΜΩΝΙΑΚΩΝ:ΔΑΑ	A1	3 μ.σ.	7 μ.σ.	3 μ.σ.	3 μ.σ.	1 μ.σ.	8 μ.σ.
	B1		0 *	0 *	5 μ.σ.	5 μ.σ.	0 *
	C1			3 μ.σ.	1 μ.σ.	0 *	2 μ.σ.
	D1				0 *	0 *	1 μ.σ.
	E1					3 μ.σ.	3 μ.σ.
	F1						0 *
ΔΙΑΛΥΤΟΣ ΑΝΤΙΔΡΩΝ ΦΩΣΦΟΡΟΣ	A1	0 *	0 *	0 *	0 *	0 *	0 *
	B1		0 *	0 *	3 μ.σ.	2 μ.σ.	0,5 *
	C1			4,5 μ.σ.	0 *	1 μ.σ.	5 μ.σ.
	D1				0 *	0,5 *	4 μ.σ.
	E1					4 μ.σ.	1 μ.σ.
	F1						3 μ.σ.
ΑΤΟΜΙΚΟΣ ΛΟΓΟΣ N:P	A1	5 μ.σ.	0 *	0 *	0 *	0 *	0 *
	B1		3 μ.σ.	1 μ.σ.	0 *	1 μ.σ.	0 *
	C1			4 μ.σ.	2 μ.σ.	2 μ.σ.	0 *
	D1				8 μ.σ.	8 μ.σ.	4 μ.σ.
	E1					6 μ.σ.	4 μ.σ.
	F1						4 μ.σ.
ΔΙΑΛΥΤΟ ΑΝΤΙΔΡΩΝ ΠΥΡΙΤΙΟ	A1	1 μ.σ.	0 *	0 *	0 *	0 *	0 *
	B1		0 *	0 *	0 *	0 *	0 *
	C1			0 *	0 *	0 *	0 *
	D1				1 μ.σ.	6 μ.σ.	5 μ.σ.
	E1					1 μ.σ.	5 μ.σ.
	F1						6 μ.σ.

3.3.4 ΤΟ ΑΒΙΟΤΙΚΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΚΑΤΑ ΜΗΚΟΣ ΤΗΣ ΔΙΑΒΑΘΜΙΣΗΣ ΑΛΑΤΟΤΗΤΑΣ: ΥΠΟΣΤΡΩΜΑ

3.3.4.1 Κοκκομετρική ανάλυση ιζήματος

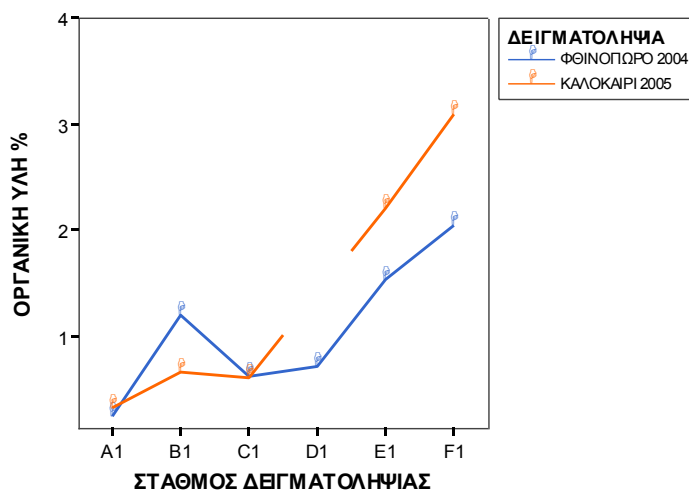
Τα αποτελέσματα της κοκκομετρικής ανάλυσης του επιφανειακού ιζήματος του πυθμένα των σταθμών δειγματοληψίας παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.11. Σύμφωνα λοιπόν με τα αποτελέσματα της ανάλυσης, παρατηρείται γενικά μια διαβάθμιση της κοκκομετρίας των μεριδίων του ιζήματος από χονδρόκοκκο (άμμος) στη θάλασσα (σταθμός A1) σε λεπτόκοκκο (λάσπη) στη τελευταία λεκάνη (σταθμός F1). Αναλυτικότερα, εξετάζοντας τους σταθμούς ανάλογα με τη σειρά που έχουν κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας, το ίζημα στο σταθμό A1 χαρακτηρίζεται ως άμμος, στο σταθμό B1 ως λασπώδης άμμος, στο σταθμό B2 ως αμμώδης ιλύς, στους σταθμούς C1 και E1 ως αμμώδης λάσπη, στο σταθμό F1 ως λάσπη ενώ στο σταθμό F2 ως αμμώδης λάσπη.



Σχήμα 3.11. Κοκκομετρική σύσταση του ιζήματος του πυθμένα στους σταθμούς δειγματοληψίας της δεύτερης περιόδου.

3.3.4.2 Οργανική ύλη ιζήματος

Οι διακυμάνσεις του ποσοστού % της οργανικής ύλης του επιφανειακού ιζήματος κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας κατά τις δειγματοληψίες της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.12. Παρατηρείται γενικά αύξηση του ποσοστού % της οργανικής ύλης κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας, με ελάχιστες τιμές στη θάλασσα (σταθμός A1, φθινόπωρο 2004: 0,25%, καλοκαίρι 2005: 0,33%) και μέγιστες τιμές στην τελευταία λεκάνη (σταθμός F1, φθινόπωρο 2004: 2,04%, καλοκαίρι 2005: 3,03%).



Σχήμα 3.12. Διακυμάνσεις του ποσοστού οργανικής ύλης του ιζήματος κατά τις εποχιακές δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου.

3.4 ΣΥΖΗΤΗΣΗ

3.4.1 ΤΟ ΑΒΙΟΤΙΚΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΣΤΗ ΜΕΤΑΒΑΣΗ ΘΑΛΑΣΣΙΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ - ΛΙΜΝΟΘΑΛΑΣΣΙΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

3.4.1.1 Στήλη νερού

Η διαβάθμιση αλατότητας της στήλης νερού που παρατηρήθηκε κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο περιβάλλον στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον σε σχεδόν όλες τις μηνιαίες δειγματοληψίες (αύξηση της αλατότητας από τη θάλασσα προς τη λεκάνη 2) ήταν η αναμενόμενη την περίοδο Απρίλιος – Οκτώβριος, λόγω λειτουργίας των αλυκών. Η συνεχιζόμενη εισαγωγή θαλασσινού νερού στην αρχή της μη παραγωγικής περιόδου των αλυκών (Νοέμβριος – Δεκέμβριος), για τη διατήρηση της στάθμης των νερών στις λεκάνες για την προστασία της ορνιθοπανίδας (προσ. επικοινων.), οδήγησε στη διατήρηση του προαναφερθέντος προτύπου. Η ανατροπή του προτύπου διακύμανσης της αλατότητας κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο περιβάλλον στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον τους μήνες Ιανουάριο και Μάρτιο (μείωση της αλατότητας από τη θάλασσα προς τη λεκάνη 2) εξηγείται εύκολα από την επίδραση των βροχοπτώσεων στη ρηχή στήλη νερού των λεκανών, οι οποίες παρατηρούνται στην περιοχή με μεγαλύτερη ένταση αυτή την περίοδο (Spatharis *et al.* 2007).

Οι μηνιαίες διακυμάνσεις της θερμοκρασίας της στήλης νερού ακολούθησαν γενικά τις διακυμάνσεις της θερμοκρασίας αέρα σε όλους τους σταθμούς, εξαιτίας του πολύ μικρού βάθους της στήλης νερού. Αυτό είχε ως αποτέλεσμα μεγάλες διακυμάνσεις της κατά τη διάρκεια του έτους σε όλους τους σταθμούς. Από τη άλλη, η μικρή διαφοροποίηση στη θερμοκρασία μεταξύ των σταθμών σε κάθε δειγματοληψία μπορεί να αποδοθεί κυρίως στη διαφορετική ώρα της μέτρησης κατά τη διάρκεια της ημέρας σε κάθε σταθμό.

Το pH της στήλης του νερού, ήταν στις περισσότερες μηνιαίες μετρήσεις ελαφρά αλκαλικό σε όλους τους σταθμούς. Το αποτέλεσμα αυτό ήταν αναμενόμενο για νερά θαλάσσιας προέλευσης (τυπικό pH 8, Libes 1992), όπου η επίδραση της φωτοσύνθεσης των πρωτογενών παραγωγών της στήλης νερού (φυτοπλαγκτό) και του βένθους (μικρο- και μακροφυτοβένθος)

είναι έντονη λόγω του μικρού βάθους του νερού (Varney 1996). Η μειωμένη τιμή pH που μετρήθηκε στη λεκάνη 1 το Δεκέμβριο του 2003 συμπίπτει με μέτρηση υψηλής συγκέντρωσης χλωροφύλλης *a* στήλης νερού [πληθυσμιακή έξαρση *Euglena acusformis*, βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ II) και έτσι είναι δύσκολο να αιτιολογηθεί (αυξημένη παραγωγή οξυγόνου από τη διαδικασία της φωτοσύνθεσης οδηγεί στην αύξηση του pH, Varney 1996). Οι μειωμένες τιμές pH που μετρήθηκαν στο κανάλι και τη λεκάνη 2 τον Ιούνιο του 2004 είναι επίσης άγνωστης αιτιολογίας.

Οι διακυμάνσεις της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου στη στήλη νερού τις ώρες της ημέρας που πραγματοποιήθηκαν οι μετρήσεις δεν έφτασαν σε καμία περίπτωση σε επίπεδα υποξίας ή ανοξίας. Επεισόδια υποξίας ή ανοξίας τη νύχτα δεν μπορούν βέβαια να αποκλειστούν. Τα μειωμένα επίπεδα συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου τη θερμή περίοδο σε σχέση με τη ψυχρή περίοδο προφανώς σχετίζονται με την μειωμένη διαλυτότητα του, λόγω της αυξημένης θερμοκρασίας της στήλης του νερού τη θερμή περίοδο (Libes 1992). Επίσης, οι αυξημένες συγκεντρώσεις του διαλυμένου οξυγόνου στις εσωτερικές λεκάνες τη ψυχρή περίοδο πιθανότατα σχετίζονται με την αυξημένη διαλυτότητα του αλλά και με τις αυξημένες συγκεντρώσεις χλωροφύλλης *a* στήλης νερού και ιζήματος (αυξημένη παραγωγή οξυγόνου από τη διαδικασία της φωτοσύνθεσης, Libes 1992) σε σχέση με τη θερμή περίοδο.

Ανόργανα θρεπτικά άλατα

Οι ημίκλειστοι θαλάσσιοι κόλποι, όπως π.χ. ο κόλπος Καλλονής, καθώς και τα συστήματα υφάλμυρων υδάτων, θεωρούνται ως οικοσυστήματα ιδιαίτερα ευαίσθητα σε φορτία των ανόργανων θρεπτικών αλάτων του αζώτου και του φωσφόρου από ανθρωπογενείς πηγές (π.χ. γεωργία, οικιστικά λύματα). Η ευαισθησία αυτή οφείλεται στην άμεση επίδραση της απορροής ποταμών και χειμάρρων, καθώς και των μεγάλων χρόνων παραμονής των υδάτων σε αυτά (Paerl 1997). Η είσοδος των φορτίων θρεπτικών αλάτων στα εν λόγω υδατικά οικοσυστήματα σχετίζεται έτσι με τις βροχοπτώσεις και είναι συνήθως επεισοδιακή, υπό την μορφή παλμών (Archonditsis *et al.* 2000, Spatharis *et al.* 2007). Επεισοδιακή τροφοδοσία του κόλπου Καλλονής σε ανόργανα θρεπτικά άλατα, μέσω της απόπλυσης των εδαφών και της τροφοδοσίας χειμάρρων και ποταμών της λεκάνης απορροής του κόλπου από τις

βροχοπτώσεις, είναι γνωστό πως συμβαίνει τυπικά την περίοδο Δεκέμβριος – Μάρτιος (Spatharis *et al.* 2007). Οι βροχοπτώσεις αυτές μάλιστα συμπίπτουν με την περίοδο χρήσης λιπασμάτων στις καλλιέργειες της περιοχής (Spatharis *et al.* 2007).

Τα μέγιστα των συγκεντρώσεων των ανόργανων θρεπτικών αλάτων καταγράφηκαν σε όλους τους σταθμούς στις περισσότερες περιπτώσεις την περίοδο Δεκέμβριος – Μάρτιος. Το πρότυπο αυτό μπορεί να αποδοθεί, τουλάχιστο εν μέρει, στην επίδραση των βροχοπτώσεων του χειμώνα (βλ. πιο πάνω). Παρόμοιο εποχιακό πρότυπο για το άζωτο αμμωνιακών και νιτρικών έχει παρατηρηθεί σε πολλές λιμνοθάλασσες (Nixon 1982, Ντούνας & Κουτσούμπας 1996). Επιπλέον, οι καταιγίδες και οι ισχυροί άνεμοι το χειμώνα ήταν εύκολο να αναταράξουν το ίζημα στην περιοχή μελέτης, εξαιτίας της ρηχής στήλης νερού και η ανάδευση του ιζήματος είναι γνωστό πως μπορεί να απελευθερώσει στο νερό μεγάλες ποσότητες ανόργανων θρεπτικών αλάτων που ήταν δεσμευμένα στο ίζημα (Schlesinger 1997).

Το ποσοστό των αμμωνιακών ιόντων στο διαλυμένο ανόργανο άζωτο της στήλης νερού αυξάνει το χειμώνα στην περιοχή μελέτης μέχρι του σημείου να γίνεται η κυρίαρχη μορφή ανόργανου αζώτου στις λεκάνες 1 και 2 (μέχρι και >90%). Αυτό μπορεί πιθανότατα να αποδοθεί στην ανάδευση του ιζήματος από τις καιρικές συνθήκες (βλ. πιο πάνω). Είναι γνωστό πως η ανοργανοποίηση του αζώτου της οργανικής ύλης αποτελεί την κύρια πηγή αμμωνιακών ιόντων στο ίζημα (αμμωνιοποίηση, Miller 2004).

Ιδιαίτερο ενδιαφέρον παρουσιάζουν οι διακυμάνσεις της συγκέντρωσης του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου στη λεκάνη 1. Η συγκέντρωση των φωσφορικών ιόντων στη στήλη νερού της λεκάνης 1 αυξανόταν σταδιακά κατά τη διάρκεια του χειμώνα έως και τον Μάιο, για λόγους όπως αυτοί που αναφέρονται στην προηγούμενη παράγραφο. Μετά τον Μάιο, καταγράφηκε σταδιακή μείωση της συγκέντρωσης των φωσφορικών ιόντων στη λεκάνη 1, η οποία οφείλεται πιθανότατα στην αφομοίωση τους από τα μακροφύκη που αναπτύσσονται από τον Μάιο στη λεκάνη 1 σε επίπεδα πληθυσμιακής εξάρσης (προσ. παρατηρ.).

Οι συγκεντρώσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων ήταν γενικά χαμηλότερες στη θάλασσα σε σχέση με τους υπόλοιπους σταθμούς. Το πρότυπο αυτό μπορεί να αποδοθεί εν μέρει σε διαφορές στα χαρακτηριστικά του ιζήματος: Το ίζημα στο κανάλι και στις λεκάνες είναι συγκριτικά πιο λεπτόκοκκο, άρα μπορεί να συγκρατήσει μεγαλύτερα φορτία ανόργανων

θρεπτικών αλάτων (Little 2000). Επίσης, το φορτίο οργανικής ύλης του ιζήματος είναι μεγαλύτερο στο κανάλι και στις λεκάνες και άρα μπορεί να υποστηρίξει απελευθέρωση μεγαλύτερων ποσοτήτων ανόργανων θρεπτικών αλάτων μέσα από τη διαδικασία της ανοργανοποίησης της οργανικής ύλης. Το παρατηρούμενο πρότυπο στις διακυμάνσεις των συγκεντρώσεων των ανόργανων θρεπτικών αλάτων μπορεί να αποδοθεί εν μέρει και σε διαφορές στις υδροδυναμικές συνθήκες: Ο ρυθμός ανανέωσης του νερού στο κανάλι και στις λεκάνες είναι μικρότερος σε σχέση με τη θάλασσα. Εξαιτίας λοιπόν του μεγαλύτερου χρόνου παραμονής του νερού στο κανάλι και στις λεκάνες ευνοείται η ανάπτυξη υψηλότερων συγκεντρώσεων ανόργανων θρεπτικών αλάτων σε σχέση με τη θάλασσα (Miller *et al.* 1990).

Ιδιαίτερο ενδιαφέρον παρουσιάζουν οι πολύ υψηλότερες συγκεντρώσεις αζώτου νιτρικών, νιτρωδών, διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου και διαλυτού αντιδρώντος πυριτίου που καταγράφηκαν στο κανάλι τον Ιανουάριο και Μάρτιο του 2005 σε σχέση με τους υπόλοιπους σταθμούς. Το Δεκέμβριο του 2004 καταγράφηκαν μέγιστα της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* στήλης νερού (δηλ. μέγιστα της βιομάζας του φυτοπλαγκτού) στις λεκάνες 1 και 2, αλλά όχι και στο κανάλι (βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ II). Τα μέγιστα αυτά μπορούν να συσχετιστούν με αντίστοιχα μέγιστα της συγκέντρωσης του αζώτου νιτρικών στις λεκάνες 1 και 2. Το φυτοπλαγκτό αφομοίωσε σε μεγάλο βαθμό τα νιτρικά ιόντα στις λεκάνες 1 και 2, όπως φάνηκε από την μεγάλη μείωση της συγκέντρωσης τους τον Ιανουάριο και τον Μάρτιο. Παράλληλα, κράτησε σε παρόμοια επίπεδα και τη συγκέντρωση του αζώτου νιτρωδών και του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου. Αντίθετα, στο κανάλι, όπου η βιομάζα του φυτοπλαγκτού δεν ήταν σημαντική το Δεκέμβριο, οι συγκεντρώσεις του αζώτου νιτρικών και νιτρωδών και του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου αυξήθηκαν ραγδαία τον Ιανουάριο και Μάρτιο, κάτω από την επίδραση των καιρικών συνθηκών (βλ. πιο πάνω).

Οι τιμές του ατομικού λόγου N:P ήταν στην περιοχή μελέτης, στη μεγάλη πλειοψηφία των περιπτώσεων, μεγαλύτερος ή και πολύ μεγαλύτερος της τιμής του λόγου του Redfield (16:1, Miller 2004). Αυτό οφείλεται αφενός στις υψηλές συγκεντρώσεις του διαλυτού ανόργανου αζώτου και αφετέρου στις χαμηλές συγκεντρώσεις διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου στην περιοχή μελέτης (βλ. πιο κάτω). Οι τιμές του ατομικού λόγου N:P στην περιοχή μελέτης ήταν στο 65% των περιπτώσεων πάνω από το όριο 20-30 (Justić *et al.* 1995). Οι υψηλές τιμές του ατομικού λόγου N:P υποδηλώνουν πως ο φωσφόρος είναι δυνατό να αποτελεί περιοριστικό

παράγοντα της πρωτογενούς παραγωγής στην περιοχή μελέτης. Οι συγκεντρώσεις του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου στην περιοχή μελέτης ήταν σε πολλές περιπτώσεις ιδιαίτερα χαμηλές, κοντά ή κάτω από το όριο 0,1 μM (Justić *et al.* 1995). Εκτός λοιπόν από τη στοιχειομετρική αναλογία N:P, οι χαμηλές συγκεντρώσεις του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου λοιπόν επίσης συνηγορούν στο συμπέρασμα πως ο φωσφόρος είναι δυνατό να αποτελεί περιοριστικό παράγοντα της πρωτογενούς παραγωγής στην περιοχή μελέτης. Μεταξύ του αζώτου και του φωσφόρου, το άζωτο είναι εκείνο που θεωρείται πως παίζει το ρόλο περιοριστικού παράγοντα της πρωτογενούς παραγωγής στα παράκτια θαλάσσια οικοσυστήματα (Smith 1984). Παρόλα αυτά, ο φωσφόρος έχει αναφερθεί ως περιοριστικός παράγοντας της πρωτογενούς παραγωγής σε λιμνοθάλασσες (Ντούνας & Κουτσούμπας 1996) και σε ολιγοτροφικές λεκάνες της Μεσογείου (Berland *et al.* 1977).

Ορισμένες διεργασίες που συμβαίνουν στο ίζημα και επηρεάζουν τις διακυμάνσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων του αζώτου και του φωσφόρου σε συστήματα παράκτιων και υφάλμυρων υδάτων αλλά και υγροτόπους, άρα και στην περιοχή μελέτης, δυστυχώς δεν εκτιμήθηκαν στη διδακτορική διατριβή. Τέτοιες είναι π.χ. η νιτροποίηση και η απονιτροποίηση, η φωτοσυνθετική δραστηριότητα του μικροφυτοβένθους και η αναμόχλευση του ιζήματος από την ενδοβενθική πανίδα. Οι προαναφερθείσες διεργασίες αλληλοεπιδρούν μεταξύ τους και καθορίζουν σε σημαντικό βαθμό τον κύκλο του αζώτου (Rysgaard 1994, 1995, 1996). Επίσης, οι διακυμάνσεις του οξειδοαναγωγικού δυναμικού στο ίζημα σχετίζονται με την συγκράτηση ή την απελευθέρωση από αυτό των φωσφορικών ιόντων (Froelich 1988, Roden & Edmonds 1997, Reynolds 2006).

3.4.1.2 Υπόστρωμα

Η κοκκομετρική ανάλυση του ιζήματος του πυθμένα κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο περιβάλλον στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον φανέρωσε την ύπαρξη διαβάθμισης της κοκκομετρίας του ιζήματος από άμμο σε αμμώδη λάσπη. Η τελευταία υποδηλώνει την ύπαρξη διαβάθμισης της ταχύτητας των ρευμάτων και της γενικά της ροής του νερού από πιο γρήγορη στη θάλασσα σε πιο αργή στις λεκάνες (Garrison 1999).

Οι προαναφερθείσες διαβαθμίσεις της κοκκομετρίας του ιζήματος και της ταχύτητας ροής του νερού κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο περιβάλλον στο λιμνοθαλάσσιο

περιβάλλον είχαν ως συνέπεια τη διαμόρφωση μιας ακόμα διαβάθμισης, αυτή της συγκέντρωσης της οργανικής ύλης στο ιζημα (Little 2000), από χαμηλότερα επίπεδα στη θάλασσα σε γενικά υψηλότερα επίπεδα στις λεκάνες. Από την άλλη, τα αυξημένα επίπεδα του ποσοστού της οργανικής ύλης στο ιζημα των λεκανών μπορούν να αποδοθούν στην πιο λεπτόκοκκη σύσταση του ιζήματος εκεί, καθώς και την υψηλή παραγωγικότητα του βιολογικού συστήματος των λεκανών, η οποία αποτυπώνεται μέσα από την καταγραφή πληθυσμιακών εξάρσεων του φυτοπλαγκτού (βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ II) και μακροφυκών (προσ. παρατηρ.), καθώς και σημαντικών πληθυσμών μακροβενθικών ασπονδύλων [βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΑ 3(III) και 3(IV)]. Οι φυτικοί και ζωικοί πληθυσμοί της στήλης νερού και του βένθους προσθέτουν νεκρή σωματιδιακή οργανική ύλη στο ιζημα με την μορφή θρυμμάτων και κοκκίων περιπτωμάτων, ενώ οι βενθικοί μικροοργανισμοί (μικροφυτοβένθος, πρωτόζωα, βακτήρια) αποτελούν τη ζωντανή σωματιδιακή οργανική ύλη του ιζήματος (McLusky & Elliott 2004).

3.4.2 ΤΟ ΑΒΙΟΤΙΚΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΚΑΤΑ ΜΗΚΟΣ ΤΗΣ ΔΙΑΒΑΘΜΙΣΗΣ ΑΛΑΤΟΤΗΤΑΣ

3.4.2.1 Στήλη νερού

Η διαβάθμιση αλατότητας της στήλης του νερού που παρατηρήθηκε στην περιοχή μελέτης το καλοκαίρι (αύξηση της αλατότητας από τη θάλασσα προς τη τελευταία λεκάνη) ήταν η αναμενόμενη, λόγω λειτουργίας των αλυκών. Η δειγματοληψία του φθινοπώρου πραγματοποιήθηκε το Νοέμβριο, όταν αν και είχε λήξει η παραγωγική περίοδος λειτουργίας των αλυκών, νερό εξακολουθούσε να αντλείται από τη θάλασσα σε μικρότερες ποσότητες, με σκοπό τη διατήρηση της στάθμης του νερού στις λεκάνες για την προστασία της ορνιθοπανίδας (προσ. επικοινων.). Αυτό είχε ως συνέπεια να διατηρηθεί το πρότυπο διαβάθμισης αλατότητας που καταγράφηκε το καλοκαίρι. Από την άλλη, η αλατότητα της στήλης του νερού ήταν γενικά σε υψηλότερα επίπεδα το φθινόπωρο από ότι το καλοκαίρι, πιθανότατα επειδή η μειωμένη ανανέωση του νερού των λεκανών με νέο νερό από τη θάλασσα επέτρεψε την αύξηση της αλατότητας στις λεκάνες λόγω εξάτμισης. Το εύρος αλατότητας που καταγράφηκε τόσο το φθινόπωρο, όσο και το καλοκαίρι (<100 psu), κατατάσει όλες τις λεκάνες της περιοχής μελέτης στην ομάδα λεκανών εξάτμισης "χαμηλής αλατότητας" (Davis 1990, 2000).

Το πολύ μικρό βάθος της στήλης του νερού σε όλες τις λεκάνες διευκόλυνε την ανάπτυξη των υψηλών τιμών θερμοκρασίας της στήλης του νερού που μετρήθηκαν το καλοκαίρι αλλά και των χαμηλών τιμών το φθινόπωρο.

Το pH της στήλης του νερού, τόσο το φθινόπωρο όσο και το καλοκαίρι, ήταν, όπως καταγράφηκε και κατά τις μηνιαίες δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου, ελαφρά αλκαλικό σε όλους τους σταθμούς. Είναι επίσης γνωστό πως το pH του νερού αυξάνει με την αύξηση της αλατότητας μέχρι του σημείου κατακρήμνισης του CaCO_3 (Rodriguez-Valera 1988), καθώς και με την αναερόβια αποικοδόμηση της οργανικής ύλης (Varney 1996). Η αναερόβια αποικοδόμηση της οργανικής ύλης είναι συνηθισμένο φαινόμενο σε παράκτια υγροτοπικά συστήματα (McLusky & Elliott 2004) αλλά και σε αλυκές (Davis & Giordano 1996).

Οι διακυμάνσεις της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου στη στήλη του νερού τις ώρες της ημέρας που πραγματοποιήθηκαν οι μετρήσεις δεν έφτασαν σε καμία περίπτωση σε επίπεδα υποξίας ή ανοξίας. Επεισόδια υποξίας ή ανοξίας τη νύχτα δεν μπορούν βέβαια να αποκλειστούν. Τα μειωμένα επίπεδα συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου το καλοκαίρι σε σχέση με το φθινόπωρο προφανώς σχετίζονται με την μειωμένη διαλυτότητα του, λόγω της αυξημένης θερμοκρασίας της στήλης του νερού το καλοκαίρι (Libes 1992). Τα πρότυπα που ακολούθησαν οι διακυμάνσεις της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου στη στήλη του νερού κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας δεν είναι εύκολο να ερμηνευτούν, αν και προφανώς επηρεάστηκαν από παράγοντες όπως (1) η φωτοσύνθεση των πρωτογενών παραγωγών της στήλης νερού και του βένθους, (2) η αλατότητα, (3) η νιτροποίηση και (4) η αποικοδόμηση της οργανικής ύλης στο ίζημα (Libes 1992).

Ανόργανα θρεπτικά άλατα

Οι συγκεντρώσεις του αζώτου αμμωνιακών ήταν υψηλότερες σε όλους τους σταθμούς το καλοκαίρι. Η δειγματοληψία του φθινοπώρου πραγματοποιήθηκε το Νοέμβριο, άρα πριν από την περίοδο των βροχοπτώσεων στον κόλπο Καλλονής (βλ. 3.4.2.1). Από την άλλη, η δειγματοληψία του καλοκαιριού πραγματοποιήθηκε Ιούλιο, όταν η φυτική βιομάζα που είχε παραχθεί από τη πληθυσμιακή έξαρση των μακροφυκών ήταν από καιρό σε κατάσταση αποικοδόμησης (προσ. παρατηρ.). Είναι λοιπόν πολύ πιθανό οι υψηλές συγκεντρώσεις του

αζώτου αμμωνιακών το καλοκαίρι να οφείλονται στην προαναφερθείσα αποικοδόμηση της βιομάζας των μακροφυκών. Είναι γνωστό πως τα αμμωνιακά ιόντα είναι το τελικό προϊόν της ανοργανοποίησης του αζώτου της οργανικής ύλης (Libes 1992, Miller 2004). Η προαναφερθείσα υπόθεση ισχυροποιείται από το γεγονός ότι η συγκέντρωση των αμμωνιακών ιόντων ήταν υψηλότερη στις λεκάνες όπου φύονται τα μακροφύκη και η υψηλότερη μάλιστα συγκέντρωση καταγράφηκε στην πρώτη λεκάνη, όπου η πληθυσμιακή έξαρση των μακροφυκών ήταν πιο έντονη (προσ. παρατηρ.). Επιπλέον, η πληθυσμιακή έξαρση των μακροφυκών προκάλεσε μείωση της βιομάζας του μικροφυτοβένθους με σκίαση του (βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ II). Η μειωμένη βιομάζα του μικροφυτοβένθους είναι γνωστό πως είναι δυνατό να έχει ως αποτελέσματα (1) μείωση της αφομοίωσης των αμμωνιακών ιόντων από το ίδιο το μικροφυτοβένθος (Rysgaard 1994, 1995, 1996) και (2) μείωση του παραγόμενου οξυγόνου από τη διαδικασία της φωτοσύνθεσης και κατά συνέπεια μείωση της αφομοίωσης των αμμωνιακών ιόντων από τα νιτροποιητικά βακτήρια, λόγω μείωσης του πάχους της οξυγονωμένης στοιβάδας του ιζήματος όπου πραγματοποιείται η νιτροποίηση (Rysgaard 1994, 1995, 1996).

Οι συγκεντρώσεις του αζώτου νιτρικών ήταν υψηλότερες σε όλους τους σταθμούς το φθινόπωρο. Αυτό θα μπορούσε να αποδοθεί σε αυξημένους ρυθμούς νιτροποίησης στο ίζημα εξαιτίας της καλύτερης οξυγόνωσης του, η οποία μπορεί να αποδοθεί (1) στις υψηλότερες συγκεντρώσεις του διαλυμένου οξυγόνου στη στήλη νερού (βλ. 4.3.2.1.1), (2) στην αυξημένη βιομάζα του μικροφυτοβένθους, το οποίο το φθινόπωρο δεν σκιάζεται από μακροφύκη όπως το καλοκαίρι (βλ. πιο πάνω) και (3) στην έλλειψη έντονων ρυθμών αποικοδόμησης συγκριτικά με το καλοκαίρι (βλ. πιο πάνω).

Παρατηρήθηκε στη περιοχή μελέτης ένα γενικό πρότυπο αύξησης των συγκεντρώσεων των ανόργανων θρεπτικών αλάτων από τη θάλασσα προς τις πρώτες λεκάνες. Οι χαμηλότερες συγκεντρώσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων στη θάλασσα μπορούν να αποδοθούν σε διαφορές στα χαρακτηριστικά του ιζήματος, στις υδροδυναμικές συνθήκες και στην ένταση του μεταβολισμού των βιοκοινοτήτων (βλ. 3.4.2.1), αλλά και στην αποικοδόμηση της βιομάζας των μακροφυκών στις πρώτες λεκάνες σε ότι αφορά το καλοκαίρι (βλ. πιο πάνω).

Το καλοκαίρι καταγράφηκε στις τελευταίες λεκάνες (E1 και F1) μέγιστο της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* στήλης νερού (δηλ. μέγιστο της βιομάζας του φυτοπλαγκτού, βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ II)

και έτσι οι μειωμένες τιμές των συγκεντρώσεων του αζώτου νιτρικών και του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου στις λεκάνες αυτές το καλοκαίρι μπορούν να αποδοθούν, τουλάχιστο εν μέρει, στην αφομοίωση τους από το φυτοπλαγκτό.

Το φθινόπωρο καταγράφηκε στην πρώτη λεκάνη (B1) μέγιστο της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* στήλης νερού (δηλ. μέγιστο της βιομάζας του φυτοπλαγκτού, βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ II) και έτσι οι μειωμένες τιμές των συγκεντρώσεων του αζώτου νιτρικών και του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου στις πρώτες λεκάνες το φθινόπωρο μπορούν να αποδοθούν, τουλάχιστο εν μέρει, στην αφομοίωση τους από το φυτοπλαγκτό.

Οι καλά αναπτυγμένοι τάπητες μικροφυκών στις τελευταίες λεκάνες (E1 & F1, βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ II) αφομοιώνουν και αυτοί ανόργανα θρεπτικά άλατα και έτσι συνεισφέρουν πιθανότατα σε σημαντικό βαθμό στις μειωμένες τιμές του αζώτου νιτρικών και του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου που παρατηρούνται στις λεκάνες αυτές και τις δύο εποχές.

3.4.2.2 Υπόστρωμα

Η κοκκομετρική ανάλυση του ιζήματος του πυθμένα κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας φανέρωσε την ύπαρξη διαβάθμισης της κοκκομετρίας του ιζήματος από άμμο σε λάσπη. Η διαβάθμιση αυτή υποδηλώνει την ύπαρξη διαβάθμισης της ταχύτητας των ρευμάτων και της γενικά της ροής του νερού από πιο γρήγορη σε πιο αργή (Garrison 1999).

Οι προαναφερθείσες διαβαθμίσεις της κοκκομετρίας του ιζήματος και της ταχύτητας ροής του νερού κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας είχαν ως συνέπεια τη διαμόρφωση μιας ακόμα διαβάθμισης, αυτή της συγκέντρωσης της οργανικής ύλης στο ίζημα (Little 2000), από χαμηλότερα επίπεδα στη θάλασσα σε υψηλότερα επίπεδα στις τελευταίες λεκάνες. Η διαβάθμιση αυτή είναι πιο σαφής από αυτή που καταγράφηκε κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο περιβάλλον στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον κατά την πρώτη περίοδο δειγματοληψιών. Τα ιδιαίτερα αυξημένα επίπεδα του ποσοστού της οργανικής ύλης στο ίζημα των τελευταίων λεκανών (E1 και F1) μπορούν επίσης να αποδοθούν εν μέρει και στην κάλυψη του πυθμένα με καλά αναπτυγμένους "τάπητες μικροφυκών" (προσ. παρατηρ.). Επιπλέον, η πιο έντονη δραστηριότητα των πουλιών των αλυκών στις τελευταίες λεκάνες ενδεχομένως

αποτελεί μια επιπλέον πηγή οργανικού υλικού για το ίζημα του πυθμένα τους, μέσω της απόθεσης σε αυτό των περιττωμάτων τους.

3.4.3 ΣΥΓΚΡΙΣΗ ΤΗΣ ΠΕΡΙΟΧΗΣ ΜΕΛΕΤΗΣ ΜΕ ΑΛΛΕΣ ΑΛΥΚΕΣ, ΜΕ ΛΙΜΝΟΘΑΛΑΣΣΕΣ ΚΑΙ ΜΕ ΠΑΡΑΚΤΙΑ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ

Τα επίπεδα των συγκεντρώσεων του αζώτου αμμωνιακών στις αλυκές Καλλονής ήταν παρόμοια με αυτά των άλλων αλυκών (Πίνακας 3.7). Επίσης, ήταν συγκρίσιμα με αυτά πολλών λιμνοθαλασσών, αλλά χαμηλότερα από αυτά πολλών θαλάσσιων κόλπων (Πίνακας 3.8). Τα επίπεδα των συγκεντρώσεων του αζώτου νιτρικών ήταν παρόμοια με αυτά ορισμένων αλυκών (αλυκές Shark Bay ή αλυκές ESSA), ενώ ήταν χαμηλότερα από αυτά άλλων αλυκών (π.χ. αλυκές Sfax ή αλυκές Western Salt) (Πίνακας 3.7). Επίσης, ήταν συγκρίσιμα με αυτά πολλών θαλάσσιων κόλπων και ορισμένων λιμνοθαλασσών, αλλά χαμηλότερα από αυτά πολλών λιμνοθαλασσών (Πίνακας 3.8). Τα επίπεδα των συγκεντρώσεων του διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου ήταν χαμηλότερα από αυτά όλων των άλλων αλυκών που παρατίθενται στον Πίνακα 3.7 εκτός των αλυκών Shark Bay. Επίσης, ήταν συγκρίσιμα με αυτά πολλών θαλάσσιων κόλπων και ορισμένων λιμνοθαλασσών, αλλά χαμηλότερα από αυτά των περισσότερων λιμνοθαλασσών (Πίνακας 3.8).

Τα επίπεδα του ποσοστού της οργανικής ύλης στο ίζημα στον κόλπο Καλλονής ήταν χαμηλά σε σχέση με αυτά που παρατίθενται από άλλες μελέτες για τον κόλπο Καλλονής (Πίνακας 3.9) και το αποτέλεσμα αυτό θα μπορούσε ενδεχομένως να αποδοθεί στην αμμώδη σύσταση του ιζήματος στον σταθμό στη θάλασσα. Αμμώδη ιζήματα περιέχουν μικρότερες ποσότητες οργανικής ύλης σε σχέση με πιο λεπτόκοκκα ιζήματα (Little 2000). Είναι πάντως επίσης γνωστό πως η εκτίμηση του ποσοστού της οργανικής ύλης στο ίζημα εξαρτάται και από την αναλυτική μέθοδο που χρησιμοποιήθηκε (Byers *et al.* 1978).

Πίνακας 3.7. Δεδομένα εύρους τιμών και μέσου όρου για τις συγκεντρώσεις ανόργανων θρεπτικών αλάτων στήλης νερού και χλωροπλαστικών χρωστικών στήλης νερού και ιζήματος σε λεκάνες αλυκών από τη παγκόσμια επιστημονική βιβλιογραφία.

ΑΛΥΚΕΣ	ΣΤΑΘΜΟΙ	ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΕΣ		ΑΛΑΤΟΤΗΤΑ (psu)	ΔΙΑΛΥΤΟΣ ΑΝΤΙΔΡΩΝ ΦΩΣΦΟΡΟΣ (μM)	ΑΖΩΤΟ ΝΙΤΡΙΚΩΝ (μM)	ΑΖΩΤΟ ΑΜΜΩΝΙΑΚΩΝ (μM)	ΔΙΑΛΥΜΕΝΟ ΑΝΟΡΓΑΝΟ ΑΖΩΤΟ (μM)	Chl α ΣΤΗΛΗΣ ΝΕΡΟΥ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Chl α ΙΖΗΜΑΤΟΣ ($\mu\text{g cm}^{-2}$)	ΠΗΓΗ
Καλλονής Λέσβου	2 λεκάνες	14 μηνιαίες	1 ^η λεκάνη	30-47	0,24	3,69	6,56	7,04	4,77	1,39	Δ. Διατριβή, 1 ^η περ. δειγματοληψιών
			2 ^η λεκάνη	27-47	0,19	4,34	1,26	5,51	3,25	0,63	
Καλλονής Λέσβου	6 λεκάνες	2 εποχιακές	1 ^η δειγματοληψία	45-70	0,05-0,40	0,97-4,69	0,40-1,48	1,68-5,13	0,67-6,32	0,46-1,57	Δ. Διατριβή, 2 ^η περ. δειγματοληψιών
			2 ^η δειγματοληψία	40-60	0,04-0,43	0,02-2,28	2,90-9,08	3,03-9,36	0,52-10,16	0,18-1,28	
Sfax, Τυνησία	2 λεκάνες	14 ανά 3 εβδομάδες	1 ^η λεκάνη	38,7-43,5	0,32-83,87	22,14-130	-	-	<0,4	-	Ayadi <i>et al.</i> 2004
			2 ^η λεκάνη	64-95	1,29-8,39	5,71-21,43	-	<0,4	-		
Burgas, Νότιες, Βουλγαρία	2 λεκάνες	6 δεκαπενθήμερες τον Ιούνιο - Αύγουστο	1 ^η λεκάνη	30-57	7,62	-	-	1,73	-	-	Pavlova <i>et al.</i> 1998
			2 ^η λεκάνη	37-79	5,50	-	-	4,90	-	-	
Burgas, Βόρειες, Βουλγαρία	2 λεκάνες	6 δεκαπενθήμερες τον Ιούνιο - Αύγουστο	1 ^η λεκάνη	28-42	7,53	-	-	15,78	-	-	Pavlova <i>et al.</i> 1998
			2 ^η λεκάνη	43-69	13,94	-	-	14,98	-	-	
Shark Bay, Αυστραλία	3 λεκάνες	4 εποχιακές		70-91	0,13-0,32	0,43-0,57	0,57-1,14	-	6-12	4-8	Segal <i>et al.</i> 2006
ESSA, Μεξικό	4 λεκάνες	1		-100	0	-2	-5	-	-20	-	Javor 1983a, 1983b, 1989
Western Salt, Η.Π.Α.	4 λεκάνες	1		-100	-4	-37	-15	-	10-130	-	Javor 1983b, 1989

Πίνακας 3.8. Δεδομένα εύρους τιμών για τις συγκεντρώσεις ανόργανων θρεπτικών αλάτων στήλης νερού σε λιμνοθάλασσες και θαλάσσιους κόλπους από τη παγκόσμια επιστημονική βιβλιογραφία (πηγή: Ντούνας & Κουτσούμπας 1996).

	PO ₄	NO ₃	NO ₂	NH ₄	SiO ₄
Λιμνοθάλασσα Γιάλοβας	0.01-1.36	0.01-15.31	0.02-1.58	0.06-28.4	1.02-113.05
Λιμν. Αμβρακικού FRILIGOS & KOUSOURIS, 1974)	0.05-0.40	0.20-6.50	0.05-0.20	0.50-6.00	4.50-30.00
Λιμνοθάλασσα Thau, Γαλλία (NIXON, 1982)	1.52-4.58	1.03-4.8	-	-	-
Λιμνοθάλασσα Mauguio, Γαλλία (NIXON, 1982)	0.45-2.29	7.1-37.8	-	0-10.3	-
Λιμνοθάλασσα Diana, Κορσική (NIXON, 1982)	0-4.5	0-83.0	-	0-4.7	-
Λιμνοθάλ. Urbino, Κορσική (NIXON, 1982)	0-1.7	0-100	-	0-6.0	-
Λιμνοθάλ. Biguglia, Κορσική (NIXON, 1982)	0-12.7	0-1.10	-	0-3.05	-
Λιμνοθάλ. Marsala, Σικελία (NIXON, 1982)	0.06-0.25	0.08-0.25	-	0.53-3.41	-
Λιμν. Μεσολογγίου (FRILIGOS, 1989)	0.06-2.93	0.17-10.17	0.04-10.3	0.08-12.3	2.28-76.67
Λιμνοθάλασσα Bardawil, (SILLEM, 1989c)	0.31-13.7	2.83-11.1	0.5-1.29	1.36-2.96	10.7-29.62
Λιμνοθάλ. Tunis (FRILIGOS & KOUSOURIS, 1974)	1.93-10.0	5.71-53.6	22.9-113	3.57-678	-
Κόλπος Ναυαρίνου (SATSMADJIS <i>et al.</i> , 1985) (Ιούνιος, 1983)	0.08-0.55	0.04-0.44	0.03-0.07	0.70-1.55	0.96-1.31
Παγασητικός Κόλπος (FRILIGOS & GOTSIS - SKRETAS, 1988) (Ιούλιος, 1987)	0.12-0.91	0.96-17.86	0.06-0.24	0.40-1.70	1.18-34.35
Εκβολές Έβρου ποταμού (FRILIGOS & KARYDIS, 1988) (Μάρτιος, 1982)	0.12-0.24	0.38-2.92	0.07-0.23	4.97-5.22	0.87-11.87
Κόλπος Αλεξανδρούπολης (FRILIGOS & KARYDIS, 1988) (Μάρτιος, 1982)	0.08-0.12	0.18-2.76	0.03-0.18	0.14-0.27	0.37-4.62
Κόλπος Καβάλας (FRILIGOS & KARYDIS, 1988) (Μάρτιος, 1982)	0.08-0.57	0.20-0.77	0.03-0.07	0.20-0.48	1.12-3.62
Κόλπος Θεσσαλονίκης (GOTSIS - SKRETAS & FRILIGOS, 1990) (Δεκέμβριος, 1994/ Μάιος, 1995/ Σεπτέμβριος, 1995)	0.10-3.71	0.07-4.51	0.01-1.02	0.06-2.93	0.39-9.54
Κόλπος Ηρακλείου (DOUNAS & PAPADOPOULOU, 1993)	0.02-0.35	0.4-30	0.05-0.7	1.5-2.5	0.2-10
Κόλπος Μαλίων (KARAKASSIS <i>et al.</i> , 1994)	0.02-2.83	0.2-1.8	0.02-0.6	0.04-0.7	0.2-1.8
Κόλπος Χανίων (KOUTSOUBAS & DOUNAS, 1995)	0.7-5.1	6.8-20.5	8.5-27.3	0.03-0.04	52.1-187

Πίνακας 3.9. Δεδομένα του ποσοστού της οργανικής ύλης στο ίζημα από τη διδακτορική διατριβή και από άλλες μελέτες για άλλες θαλάσσιες περιοχές.

ΠΕΡΙΟΧΗ	ΟΡΓΑΝΙΚΗ ΥΛΗ (%)	ΠΗΓΗ
Κόλπος Καλλονής	0,15-0,33	Δ. Διατριβή, 1 ^η και 2 ^η περ. δειγματοληψιών
Αλυκές Καλλονής (κανάλι και 2 λεκάνες)	0,22-0,84	Δ. Διατριβή, 1 ^η περ. δειγματοληψιών
Αλυκές Καλλονής (5 λεκάνες)	0,66-3,09	Δ. Διατριβή, 2 ^η περ. δειγματοληψιών
Κόλπος Καλλονής	1,6-2,73	Παναγιωτίδης & Κλαουδάτος 1997
Κόλπος Καλλονής	4-9	Millet & Lamy 2002
Στενό Μυτιλήνης	0,93-2,79	Aloupi <i>et al.</i> 2005
Λιμάνι Μυτιλήνης	3.92	Aloupi <i>et al.</i> 2005
Τυρρηνική Θάλασσα	0,43-3,3	Cocito <i>et al.</i> 1990
Kalloni Sea Farm	10-14	Millet & Lamy 2002

4. ΚΕΦΑΛΑΙΟ II:

ΧΩΡΙΚΗ ΚΑΙ ΧΡΟΝΙΚΗ ΜΕΤΑΒΛΗΤΟΤΗΤΑ ΤΟΥ ΦΥΤΟΠΛΑΓΚΤΟΥ ΚΑΙ ΤΟΥ ΜΙΚΡΟΦΥΤΟΒΕΝΘΟΥΣ

4.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Τα υπέραλα παράκτια υδατικά οικοσυστήματα, όπως π.χ. οι αλυκές, δεν έχουν αποτελέσει στόχους επιστημονικής έρευνας στο βαθμό που αυτό έχει συμβεί με τα υπόλοιπα παράκτια υδατικά οικοσυστήματα και τα οικοσυστήματα μεταβατικών υδάτων (Sadoul *et al.* 1999). Επιπλέον, τα οικοσυστήματα των αλυκών και τα άλλα υπέραλα παράκτια υδατικά οικοσυστήματα δέχονται σήμερα έντονες ανθρωπογενείς πιέσεις και η έλλειψη ικανοποιητικής κατανόησης του τρόπου με τον οποίο λειτουργούν τα οικοσυστήματα αυτά δεν επιτρέπει την αποτελεσματική διαχείριση τους (Sadoul *et al.* 1999). Η αποκατάσταση, η διαχείριση και η διατήρηση των υπέραλων παράκτιων υδατικών οικοσυστημάτων, ειδικά των αλυκών, είναι επιτακτική επειδή διαθέτουν ασυνήθιστη χλωρίδα και πανίδα, αποτελούν τοπία σημαντικής αξίας, αλλά και στηρίζουν παραγωγικές δραστηριότητες του ανθρώπου, με κυρίαρχη αυτήν της παραγωγής αλατιού.

Οι περισσότερες ίσως μελέτες πάνω στο βιολογικό σύστημα των αλυκών είχαν ως αντικείμενο τους το καρκινοειδές *Artemia* (π.χ. Persoone *et al.* 1980) ή τα αλόφιλα βακτήρια (π.χ. Oren 1999). Το φυτοπλαγκτό δεν έχει προσελκύσει στον ίδιο βαθμό την προσοχή της βιολογικής και οικολογικής έρευνας και έτσι συγκριτικά λιγότερες αντίστοιχες μελέτες υπάρχουν διαθέσιμες στην διεθνή επιστημονική βιβλιογραφία. Ορισμένες παρέχουν στοιχεία για τη δομή των βιοκοινοτήτων του φυτοπλαγκτού αλυκών [π.χ. αλυκές Giraud, Γαλλία (μόνο για τα διάτομα): Noël 1982, αλυκές Sfax, Τυνησία: Ayadi *et al.* 2004, αλυκές Bras del Port, Ισπανία: Estrada *et al.* 2004, αλυκές Μ. Εμβόλου, Ελλάδα: Δολαψάκης κ.α. 2000, Dolapsakis *et al.* 2005, αλυκές Shark Bay, Αυστραλία: Segal *et al.* 2007], ενώ οι περισσότερες δίνουν αποσπασματικές πληροφορίες (αλυκές ESSA, Μεξικό: Javor 1983α, 1983β, αλυκές Western Salt, ΗΠΑ: Javor 1983β, αλυκές Giraud, Γαλλία: Britton & Johnson 1987, διάφορες ελληνικές αλυκές: Ρουσομουστακάκη

1993, αλυκές Burgas, Βουλγαρία: Pavlova *et al.* 1998, αλυκές Bras del Port, Ισπανία: Pedrós-Alió *et al.* 2000, αλυκές Margherita di Savoia, Ιταλία και αλυκές Καλλονής, Ελλάδα: Vadrucchi *et al.*, υπό δημοσίευση). Υπάρχουν τέλος μελέτες που αναφέρονται με γενικό μόνο τρόπο στο φυτοπλαγκτό των αλυκών (Davis 1990, 1999, 2000).

Η αλατότητα έχει θεωρηθεί από πολλές μελέτες ως η πλέον καθοριστική παράμετρος του αβιοτικού περιβάλλοντος που ελέγχει τη δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού σε αλυκές, σε αλμυρές λίμνες (Williams 1998) και σε οικοσυστήματα μεταβατικών υδάτων όπως λιμνοθάλασσες και εκβολικά συστήματα. Η σημασία της αλατότητας για το φυτοπλαγκτό στους προαναφερθέντες τύπους υδατικών οικοσυστημάτων θεωρείται όμως πλέον από πολλούς ερευνητές μάλλον υπερεκτιμημένη και αντιπροτείνουν ότι και άλλες παράμετροι του αβιοτικού περιβάλλοντος (π.χ. οξυγόνο, ιοντική σύνθεση, pH, υδρολογία, τύχη, βιολογικές αλληλεπιδράσεις) είναι εξίσου σημαντικές (Williams 1998). Άλλωστε, η αλατότητα είναι ισχυρά συσχετισμένη με διάφορες άλλες αβιοτικές παραμέτρους (π.χ. οξυγόνο) και έτσι δεν είναι εύκολο να διαχωριστεί η επίδραση της από τις επιδράσεις των άλλων παραμέτρων (Williams 1998).

Αντί της διαβάθμισης αλατότητας, η διαβάθμιση του περιορισμού (δηλ. ο βαθμός ανανέωσης των νερών με προέλευση τη θάλασσα) έχει προταθεί από τους Guélorget & Perthuisot (1992) ως η πλέον σημαντική διαβάθμιση του αβιοτικού περιβάλλοντος. Ως τέτοια, η διαβάθμιση του περιορισμού έχει βρεθεί πως καθορίζει την κατανομή σε ζώνες των βιολογικών πληθυσμών στις λιμνοθάλασσες (Guélorget & Perthuisot 1992). Η επίδραση της διαβάθμισης του περιορισμού έχει επιβεβαιωθεί στο βένθος (Koutsoubas *et al.* 2000, Nikolaidou *et al.* 2005), αλλά θεωρείται πως είναι σημαντική, σε μικρότερο όμως βαθμό, επίσης και για το πλαγκτό (Guélorget & Perthuisot 1992).

Το περιβάλλον των λεκανών χαμηλής αλατότητας των αλυκών παρουσιάζει πολλές ομοιότητες με αυτό των λιμνοθαλασσών (π.χ. σε ότι αφορά το ρηχό βάθος νερού, το υπόστρωμα του πυθμένα, τη βενθική βλάστηση κ.α.), πιθανότατα επειδή πολλές αλυκές έχουν κατασκευαστεί στη θέση προϋπαρχουσών λιμνοθαλασσών, των οποίων ο πυθμένας και μέρος από τις όχθες έχει διατηρηθεί κατά τη κατασκευή των αλυκών (Britton and Johnson 1987, Pavlova *et al.* 1998, Zeno 2006). Ως τώρα, δεν έχει πραγματοποιηθεί μελέτη της οικολογίας του φυτοπλαγκτού των λεκανών χαμηλής αλατότητας των αλυκών συγκριτικά με το φυτοπλαγκτό

των λιμνοθαλασσών, το οποίο είναι βέβαια πολύ καλύτερα μελετημένο. Το φυτοπλαγκτό των λιμνοθαλασσών θεωρείται φτωχότερο σε είδη από το παράκτιο θαλάσσιο φυτοπλαγκτό και χαρακτηρίζεται από την παρουσία ευρύαλων ειδών και τυχοπλαγκτονικών βενθικών ειδών. Η σύνθεση του φυτοπλαγκτού των λιμνοθαλασσών θεωρείται πως επηρεάζεται από παραμέτρους του αβιοτικού περιβάλλοντος όπως η απόσταση από τη θάλασσα (δηλ. το βαθμό περιορισμού), η αλατότητα και οι συγκεντρώσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων (Nikolaidou *et al.* 2005).

Ιδιαίτερη σημασία για τη δομή των φυτοπλαγκτικών κοινοτήτων αλλά και του βιολογικού συστήματος εν γένει των αλυκών έχει το φορτίο σε ανόργανα θρεπτικά άλατα των υδάτων που εισέρχονται στις αλυκές από την παρακείμενη θαλάσσια περιοχή. Όταν τα φορτία αυτά είναι μεγάλα (από εύτροφα παράκτια ύδατα), τότε αναμένονται συνθήκες ευτροφισμού και στις ίδιες τις αλυκές, με άμεσες αναμενόμενες συνέπειες την αλλαγή της σύνθεσης του φυτοπλαγκτού, τη μείωση της ποικιλότητας του και την κυριαρχία λίγων ειδών, συχνά επιβλαβών για τη λειτουργία των αλυκών αλλά και την οικολογική κατάσταση τους. Οι προαναφερθείσες αλλαγές στη δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού των αλυκών είναι αντίστοιχες αυτών που γενικά αναμένονται σε οποιοδήποτε υδατικό οικοσύστημα που δεχτεί μεγάλα φορτία ανόργανων θρεπτικών αλάτων. Αν και οι αλλαγές αυτές έχουν εκτενώς μελετηθεί σε μια ποικιλία τύπων υδατικών οικοσυστημάτων, έχουν ελάχιστα μελετηθεί σε οικοσυστήματα αλυκών. Η πλέον σημαντική ίσως μακροπρόθεσμη συνέπεια του ευτροφισμού για το οικοσύστημα των αλυκών είναι η παραγωγή από τους πρωτογενείς παραγωγούς υψηλών ποσοτήτων οργανικής ύλης, η οποία εν μέρει συσσωρεύεται στον πυθμένα των λεκανών και σταδιακά μειώνει το βάθος τους και εν μέρει καταλήγει στα αλοπήγια, μειώνοντας έτσι την ποιότητα και την ποσότητα του παραγόμενου αλατιού (Davis 1990, 2000).

Πραγματοποιήθηκε μελέτη των χωρικών και εποχιακών διακυμάνσεων παραμέτρων της δομής της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού στην περιοχή των λεκανών χαμηλής αλατότητας ενός οικοσυστήματος αλυκών με τους εξής κύριους στόχους:

- (1) Αποτύπωση των χωρικών και εποχιακών διακυμάνσεων παραμέτρων της δομής της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού (α) στη μεταβατική ζώνη από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον, η οποία παρατηρείται στην περιοχή των λεκανών χαμηλής

αλατότητας και (β) κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας σε διαδοχικές λεκάνες χαμηλής αλατότητας.

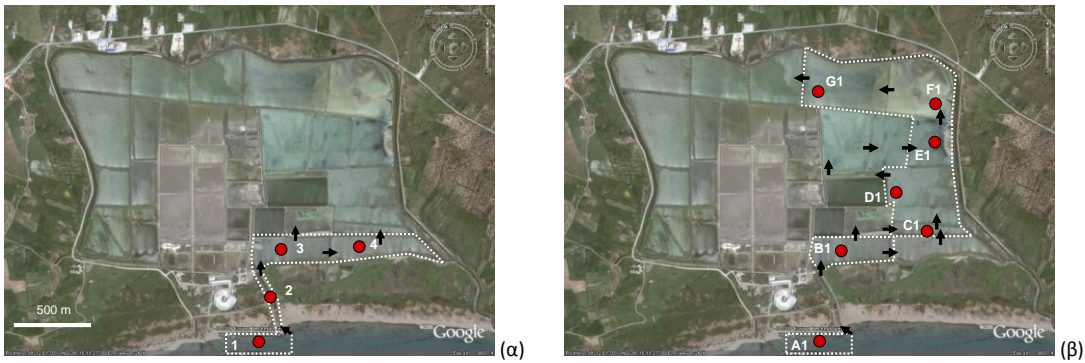
(2) Εξέταση πιθανών αναλογιών σε ότι αφορά τη δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού των λεκανών χαμηλής αλατότητας των αλυκών με όσα είναι γνωστά για άλλους, περισσότερο μελετημένους τύπους οικοσυστημάτων μεταβατικών υδάτων, με έμφαση στις λιμνοθάλασσες.

(3) Μελέτη της επίδρασης που έχουν στη δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού των λεκανών χαμηλής αλατότητας των αλυκών τα φορτία των ανόργανων θρεπτικών αλάτων του αζώτου και του φωσφόρου των θαλάσσιων υδάτων που εισέρχονται σε αυτές.

4.2 ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ

4.2.1 Η ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ - ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΣ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΩΝ

Η μελέτη των χωρικών και χρονικών διακυμάνσεων του φυτοπλαγκτού και του μικροφυτοβένθους στις αλυκές Καλλονής πραγματοποιήθηκε (α) στην περιοχή μετάβασης από το θαλάσσιο περιβάλλον του κόλπου Καλλονής στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον των δύο πρώτων λεκανών "χαμηλής" αλατότητας των αλυκών (Σχήμα 4.1α) και (β) κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας από τον κόλπο Καλλονής στις λεκάνες "χαμηλής" αλατότητας των αλυκών (Σχήμα 4.1β). Οι δειγματοληψίες σε κάθε μια από τις δύο περιοχές μελέτης πραγματοποιήθηκαν σε δύο αντίστοιχες περιόδους. Κατά την πρώτη περίοδο δειγματοληψιών πραγματοποιήθηκαν 14 μηνιαίες δειγματοληψίες (Δεκέμβριος 2003 – Μάρτιος 2005, εκτός του Φεβρουαρίου του 2004 και 2005) σε 4 σταθμούς (Σχήμα 4.1α), ενώ κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών πραγματοποιήθηκαν δύο εποχιακές δειγματοληψίες, το Νοέμβριο του 2004 ("ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ") και τον Ιούλιο του 2005 ("ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ"), σε 7 σταθμούς (Σχήμα 4.1β). Σύμφωνα με τις μηνιαίες διακυμάνσεις της θερμοκρασίας του αέρα (βλ. ΑΝΑΛΥΤΙΚΗ ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ) και τα διαθέσιμα δεδομένα βροχοπτώσεων, η πρώτη περίοδος δειγματοληψιών μπορεί να διακριθεί σε δύο υποπεριόδους, την "ψυχρή/υγρή" περίοδο (Νοέμβριος-Απρίλιος) και τη "θερμή/ξηρή" περίοδο (Μάϊος-Οκτώβριος). Η πρώτη περίοδος δειγματοληψιών περιλαμβάνει δύο "ψυχρές/υγρές" περιόδους, αυτή που αντιστοιχεί στο χειμώνα 2003-2004 και αυτή που αντιστοιχεί στο χειμώνα 2004-2005. Η θερμή/ξηρή περίοδος γενικά συμπίπτει με την παραγωγική περίοδο των αλυκών, ενώ η ψυχρή/υγρή περίοδος συμπίπτει με την περίοδο που οι αλυκές δεν λειτουργούν.



Σχήμα 4.1. Χάρτες των περιοχών μελέτης, με ενδείξεις των σταθμών δειγματοληψίας (α) κατά την πρώτη περίοδο δειγματοληψιών (β) κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών. Οι περιοχές μελέτης περικλείονται από στικτή γραμμή, ενώ τα βέλη υποδεικνύουν τη φορά της ροής του νερού στις αλυκές.

Ο περιορισμός της περιοχής μελέτης στην περιοχή των λεκανών χαμηλής αλατότητας των αλυκών κρίθηκε σκόπιμη για τους ακόλουθους λόγους:

- Το περιβάλλον των λεκανών χαμηλής αλατότητας των αλυκών μπορεί να συγκριθεί με αυτό των λιμνοθαλασσών, για το οποίο υπάρχει άφθονη βιβλιογραφία.
- Η επίδραση της διαβάθμισης του περιορισμού στους βιολογικούς πληθυσμούς των αλυκών είναι διαπιστωμένη ως σήμερα μόνο στις λεκάνες χαμηλής αλατότητας των αλυκών (Guélorget & Perthuisot 1992).

Η χωρική κλίμακα που επιλέχθηκε στο δειγματοληπτικό σχεδιασμό της παρούσας μελέτης (σταθμοί δειγματοληψίας σε γειτονικές λεκάνες) είναι μικρότερη από τις χωρικές κλίμακες που έχουν επιλεγεί σε οποιαδήποτε άλλη μελέτη έχουμε υπόψη μας πάνω στη δομή και τη λειτουργία του οικοσυστήματος των αλυκών. Πράγματι, οι σχετικές μελέτες που υπάρχουν διαθέσιμες στην παγκόσμια επιστημονική βιβλιογραφία είχαν δειγματοληπτικό σχεδιασμό που συνήθως περιλάμβανε μικρό αριθμό λεκανών που κάλυπτε όλο το εύρος της διαβάθμισης αλατότητας των αλυκών. Η επιλογή της συγκεκριμένης χωρικής κλίμακας κρίθηκε σκόπιμη για τους ακόλουθους λόγους:

- Πρόκειται για μια χωρική κλίμακα στην οποία δεν είχε μελετηθεί ως τώρα η χωρική ετερογένεια της δομής της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού των αλυκών.
- Κρίθηκε κατάλληλη για την μελέτη της απόκρισης του φυτοπλαγκτού στη διαβάθμιση του περιορισμού στις αλυκές.

4.2.2 ΕΡΓΑΣΙΕΣ ΣΤΟ ΠΕΔΙΟ ΚΑΙ ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ ΣΤΟ ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΟ

Η αλατότητα, η θερμοκρασία, το διαλυμένο οξυγόνο και το pH του νερού μετρήθηκαν *in situ* με φορητά όργανα. Για τον υπολογισμό των συγκεντρώσεων των ανόργανων θρεπτικών αλάτων (αμμωνιακά, νιτρώδη, νιτρικά, φωσφορικά, πυριτικά) κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών πάρθηκαν 4 επαναληπτικά δείγματα νερού σε κάθε σταθμό δειγματοληψίας. Για τον υπολογισμό της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* στο νερό πάρθηκαν 2 επαναληπτικά δείγματα νερού την πρώτη και 4 επαναληπτικά δείγματα τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών σε κάθε σταθμό δειγματοληψίας. Για τον υπολογισμό της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* στο ίζημα πάρθηκαν 2 επαναληπτικά δείγματα ιζήματος υπό μορφή πυρήνων διαμέτρου 3,5 cm και βάθους 2 cm και τις δύο περιόδους δειγματοληψιών σε κάθε σταθμό δειγματοληψίας. Για την ποιοτική και ποσοτική ανάλυση του φυτοπλαγκτού πάρθηκαν 4 επαναληπτικά δείγματα νερού σε κάθε σταθμό δειγματοληψίας μόνο κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών.

Οι συγκεντρώσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων στο νερό υπολογίστηκαν σύμφωνα με τις φασματοφωτομετρικές μεθόδους των Strickland & Parsons (1968) εκτός από τα αμμωνιακά, των οποίων η συγκέντρωση υπολογίστηκε σύμφωνα με τη μέθοδο των Liddicoat *et al.* (1975, 1976). Η συγκέντρωση της χλωροφύλλης *a* στο νερό και το ίζημα υπολογίστηκε σύμφωνα με την εξαχρωματική φθορισμετρική μέθοδο των Neveaux & Panouse (1987). Τα taxa του φυτοπλαγκτού αναγνωρίστηκαν στο χαμηλότερο δυνατό επίπεδο με τη βοήθεια μονογραφιών και κλειδών όπως αυτή του Tomas (1997). Η πυκνότητα του φυτοπλαγκτού υπολογίστηκε σύμφωνα με τη μέθοδο του ανάστροφου μικροσκοπίου του Utermöhl (1958). Η ποιοτική ανάλυση και ο υπολογισμός της πυκνότητας του φυτοπλαγκτού πραγματοποιήθηκε μόνο κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών. Η βιομάζα του φυτοπλαγκτού υπολογίστηκε έμμεσα, μέσω της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* στο νερό. Η μελέτη του μικροφυτοβένθους περιορίστηκε στον έμμεσο υπολογισμό της βιομάζας του μέσω της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* στο ίζημα.

4.2.3 ΑΝΑΛΥΣΗ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ

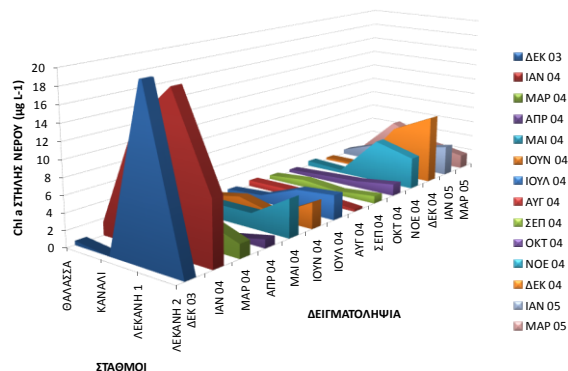
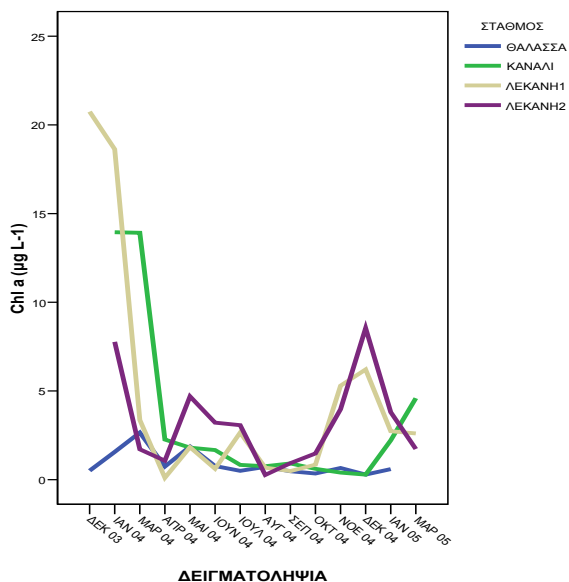
Όλες οι αναλύσεις των δεδομένων πυκνότητας του φυτοπλαγκτού πραγματοποιήθηκαν χωρίς τα τυχοπλαγκτονικά βενθικά taxa. Η α ποικιλότητα του φυτοπλαγκτού υπολογίστηκε μέσα από τους αριθμούς του Hill (1973) και τα προφίλ ποικιλότητας του Renyi (1961). Η β ποικιλότητα του φυτοπλαγκτού υπολογίστηκε για τη συνολική διαβάθμιση με τον τύπο του Whittaker (1960), αλλά και με τον τροποποιημένο δείκτη του Whittaker από τους Harrison *et al.* (1992). Η β ποικιλότητα του φυτοπλαγκτού υπολογίστηκε επίσης και για ζεύγη γειτονικών σταθμών κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας με τον τροποποιημένο δείκτη του Whittaker από τους Koleff *et al.* (2003). Η μέθοδος ομαδοποίησης των σταθμών δειγματοληψίας που επιλέγηκε ήταν η ιεραρχική συσσωματική ομαδοποίηση CLUSTER, ενώ η ταξιθέτηση τους πραγματοποιήθηκε με τη μέθοδο της μη μετρικής πολυδιάστατης διευθέτησης NMDS (Kruskall & Wish 1978). Τόσο η ομαδοποίηση όσο και η ταξιθέτηση βασίστηκαν σε τριγωνικούς πίνακες των συντελεστών ομοιότητας Bray-Curtis (1957), ενώ στα δεδομένα πυκνότητας των taxa εφαρμόστηκε μετασχηματισμός $\log(x+1)$ για μείωση της βαρύτητας των άφθονων taxa. Ο έλεγχος της ύπαρξης σημαντικών διαφορών στη δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας σε κάθε δειγματοληψία πραγματοποιήθηκε με τη μέθοδο της ανάλυσης ομοιοτήτων ενός παράγοντα (one-way ANOSIM, Clarke & Green 1988). Ο έλεγχος της ύπαρξης σημαντικών διαφορών στη δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού μεταξύ των δειγματοληψιών για όλους τους σταθμούς ή μεταξύ των σταθμών για όλες τις δειγματοληψίες πραγματοποιήθηκε με τη μέθοδο της ανάλυσης ομοιοτήτων δύο παραγόντων (one-way ANOSIM, Clarke 1993). Ο έλεγχος πιθανών σημαντικών συσχετίσεων ανάμεσα στα δεδομένα πυκνότητας της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού και των παραμέτρων του αβιοτικού περιβάλλοντος που μετρήθηκαν πραγματοποιήθηκε με τη μέθοδο της ταξιθέτησης CCA (ter Braak 1986). Όλες οι πολυμεταβλητές αναλύσεις πραγματοποιήθηκαν με το λογισμικό PRIMER 5.2.9 (Clarke & Gorley 2001), ενώ η ταξιθέτηση CCA πραγματοποιήθηκε με το λογισμικό CANOCO for Windows 4.52 (ter Braak & Smilauer 2002). Ο υπολογισμός των δεικτών του Renyi πραγματοποιήθηκε με το λογισμικό DivOrd του Tothmeresz (1995). Τέλος, ο έλεγχος υποθέσεων πραγματοποιήθηκε με εφαρμογή των μη παραμετρικών ελέγχων Kruskal-Wallis και Mann-Witney με το λογισμικό SPSS for Windows 15.

4.3 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

4.3.1 ΤΟ ΦΥΤΟΠΛΑΓΚΤΟ ΣΤΗ ΜΕΤΑΒΑΣΗ ΑΠΟ ΤΟ ΘΑΛΑΣΣΙΟ ΣΤΟ ΛΙΜΝΟΘΑΛΑΣΣΙΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

4.3.1.1 Χλωροφύλλη *a*

Οι μηνιαίες διακυμάνσεις των τιμών της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* στη στήλη του νερού παρουσιάζονται στο Σχήμα 4.2α. Οι μέγιστες μηνιαίες τιμές καταγράφηκαν σε όλους τους σταθμούς την ψυχρή περίοδο του έτους [θάλασσα: 2,66 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Μάρτης 2004), κανάλι: 13,95 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Ιανουάριος 2004), λεκάνη 1: 20,75 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Δεκέμβριος 2003), λεκάνη 2: 8,54 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Δεκέμβριος 2004)]. Οι μηνιαίες διακυμάνσεις των τιμών ήταν μικρότερες στη θάλασσα (εύρος τιμών: 0,29-2,66 $\mu\text{g L}^{-1}$, συντελεστής διακύμανσης: 78%) και τη λεκάνη 2 (εύρος τιμών: 0,27-8,54 $\mu\text{g L}^{-1}$, συντελεστής διακύμανσης: 79%) σε σχέση με το κανάλι (εύρος τιμών: 0,28-13,95 $\mu\text{g L}^{-1}$, συντελεστής διακύμανσης: 141%) και τη λεκάνη 1 (εύρος τιμών: 0,11-20,75 $\mu\text{g L}^{-1}$, συντελεστής διακύμανσης: 138%). Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* διέφεραν σημαντικά μεταξύ των σταθμών (Πίνακας 4.1). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* ήταν τυπικά χαμηλότερες στη θάλασσα από ότι στο κανάλι ή στις λεκάνες 1 και 2. Αντίθετα, οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* δεν διέφεραν σημαντικά ανάμεσα στο κανάλι και τις λεκάνες 1 και 2 (Πίνακας 4.2). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε επίσης ότι οι μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* διέφεραν σημαντικά μεταξύ θερμής και ψυχρής περιόδου του έτους (χειμώνας 2003-2004 στο κανάλι ($p < 0,05$) και μεταξύ θερμής και ψυχρής περιόδου του έτους (χειμώνας 2004-2005) στη λεκάνη 1 ($p < 0,05$)).



(α)

(β)

Σχήμα 4.2. Διακυμάνσεις της συγκέντρωσης στη στήλη του νερού της χλωροφύλλης α ($Chl\ a$) (α) κατά τις μηνιαίες δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου και (β) κατά μήκος της διαβάθμισης θαλάσσιο περιβάλλον – λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον κατά τις μηνιαίες δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου.

Πίνακας 4.1. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Kruskal-Wallis για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας κατά τις μηνιαίες δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου σε ότι αφορά τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης α στήλης νερού (β .ε.=βαθμοί ελευθερίας, H =στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Kruskal-Wallis, $*=p<0,05$, $**=p<0,01$, $***=p<0,001$, μ .σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ	β .ε.	H
$Chl\ a$	3	25,157 ***

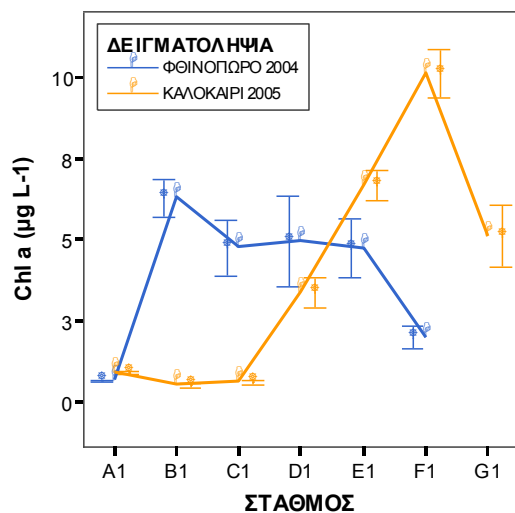
Πίνακας 4.2. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Mann-Whitney για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας κατά τις μηνιαίες δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου σε ότι αφορά τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης α στήλης νερού (U =στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Mann-Whitney, $*=p<0,05$, $**=p<0,01$, $***=p<0,001$, μ .σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ		ΚΑΝΑΛΙ	ΛΕΚΑΝΗ 1	ΛΕΚΑΝΗ 2
		U	U	U
$Chl\ a$	ΘΑΛΑΣΣΑ	207,5 **	170,5 ***	97,5 ***
	ΚΑΝΑΛΙ		359,5 μ .σ.	313,5 μ .σ.
	ΛΕΚΑΝΗ 1			393,0 μ .σ.
	ΛΕΚΑΝΗ 2			

4.3.2 ΤΟ ΦΥΤΟΠΛΑΓΚΤΟ ΚΑΤΑ ΜΗΚΟΣ ΤΗΣ ΔΙΑΒΑΘΜΙΣΗΣ ΑΛΑΤΟΤΗΤΑΣ

4.3.2.1 Χλωροφύλλη α

Η συγκέντρωση της χλωροφύλλης α κυμάνθηκε σε παρόμοια επίπεδα το φθινόπωρο (εύρος μέσων τιμών σταθμών 0,67 – 6,32 $\mu\text{g L}^{-1}$) και το καλοκαίρι (εύρος μέσων τιμών σταθμών 0,52 – 10,16 $\mu\text{g L}^{-1}$). Η υψηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε το φθινόπωρο στο σταθμό B1, ενώ το καλοκαίρι στο σταθμό F1. Αντίθετα, η χαμηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε στο σταθμό A1 το φθινόπωρο και στο σταθμό B1 το καλοκαίρι (Σχήμα 4.3). Η δοκιμασία Kruskal-Wallis έδειξε ότι η συγκέντρωση της χλωροφύλλης α διέφερε σημαντικά μεταξύ των σταθμών και τις δύο εποχές (Πίνακας 4.3). Η δοκιμασία Mann-Witney έδειξε ότι η συγκέντρωση της χλωροφύλλης α στους σταθμούς B1 - E1 το φθινόπωρο ήταν σημαντικά υψηλότερη από ότι στους σταθμούς A1 και F1 (Πίνακας 4.4). Το καλοκαίρι, η συγκέντρωση της χλωροφύλλης α στους σταθμούς E1 - G1 ήταν σημαντικά υψηλότερη από ότι στους σταθμούς A1 και B1 (Πίνακας 4.5).



Σχήμα 4.3. Διακυμάνσεις της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης α στήλης νερού κατά τις δειγματοληψίες της δεύτερης περιόδου.

Πίνακας 4.3. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Kruskal-Wallis για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας της δεύτερης περιόδου σε ότι αφορά τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης α στήλης νερού (β.ε.=βαθμοί ελευθερίας, H=στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Kruskal-Wallis, *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, μ.σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ	ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ 2004		ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ 2005	
	β.ε.	H	β.ε.	H
Chl <i>a</i>	5	16,647 **	6	22,634 ***

Πίνακας 4.4. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Mann-Whitney για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας κατά τη δειγματοληψία του φθινοπώρου του 2004 της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών σε ότι αφορά τη συγκέντρωση χλωροφύλλης α στήλης νερού (U=στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Mann-Whitney, *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, μ.σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

		B1	C1	D1	E1	F1
		U	U	U	U	U
Chl <i>a</i>	A1	0 *	0 *	0 *	0 *	0 *
	B1		2 μ.σ.	6 μ.σ.	2 μ.σ.	0 *
	C1			7 μ.σ.	7 μ.σ.	0 *
	D1				7 μ.σ.	2 μ.σ.
	E1					0 *

Πίνακας 4.5. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Mann-Whitney για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας κατά τη δειγματοληψία του καλοκαιριού του 2005 της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών σε ότι αφορά τη συγκέντρωση χλωροφύλλης α στήλης νερού (U=στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Mann-Whitney, *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, μ.σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

		B1	C1	D1	E1	F1	G1
		U	U	U	U	U	U
Chl <i>a</i>	A1	0 *	0 μ.σ.	0 μ.σ.	0 *	0 *	0 *
	B1		1,5 μ.σ.	0 μ.σ.	0 *	0 *	0 *
	C1			0 μ.σ.	0 μ.σ.	0 μ.σ.	0 μ.σ.
	D1				0 μ.σ.	0 μ.σ.	2 μ.σ.
	E1					0 *	4 μ.σ.
	F1						0 *

4.3.2.2 Δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού

Σύνθεση

Οι πλαγκτονικοί οργανισμοί που καταγράφηκαν με τη μέθοδο του Utermöhl αναγνωρίστηκαν σε συνολικά 74 taxa (Πίνακες 4.6 – 4.7), τα 69 από τα οποία ανήκαν σε 8 κλάσεις μικροφυκών [Dinophyceae (30), Bacillariophyceae (29), Cyanophyceae (3), Cryptophyceae (2), Prymnesiophyceae (2), Euglenophyceae (1), Micromonadophyceae (1) και Dictyochophyceae (1)]. Οι φυτοπλαγκτονικοί οργανισμοί για τους οποίους δεν κατέστη δυνατή η αναγνώριση σε επίπεδο κλάσης ταξινομήθηκαν σε δύο taxa ("autotrophic flagellate sp." και "nanophytoplankton spp."). Αναγνωρίστηκαν επίσης δύο εκπρόσωποι της κλάσης των ετερότροφων πρώτιστων Zoomastigophorea, οι οποίοι συνήθως εξετάζονται με το φυτοπλαγκτό (Tomas 1997), καθώς και το αυτότροφο βλεφαριδοφόρο πρώτιστο *Mesodinium rubrum* (κλάση Litostomatea). Από τα 74 προαναφερθέντα taxa, τα 23 [Bacillariophyceae (22) και Dinophyceae (1)] είναι βενθικά είδη (ψαμμικά, πελικά ή επιφυτικά) τα οποία παρατηρήθηκαν στα δείγματα νερού ως τυχοπλαγκτονικά (Πίνακες 4.8 – 4.9).

Πάνω από τα μισά taxa του φυτοπλαγκτού που αναγνωρίστηκαν σε επίπεδο είδους (δηλ. τα 20 από 38 συνολικά είδη) είναι είδη παράκτιων/υφάλμυρων υδάτων (Πίνακες 4.8 – 4.9). Αναγνωρίστηκαν ορισμένα είδη που είναι δυνητικά τοξικά (τα δινοφύκη *Dinophysis caudata*, *Dinophysis sacculus* και *Prorocentrum lima*, παραγωγοί DSP τοξινών), είδη που σχηματίζουν ερυθρές παλίρροιες (το δινοφύκος *Prorocentrum sigmoides* και το αυτότροφο βλεφαριδωτό πρωτόζωο *Mesodinium rubrum*) καθώς και είδη δείκτες υποξίας/ανοξίας (το δινοφύκος *Protoperidinium quinquecorne*) (Πίνακες 4.8 – 4.9). Ιδιαίτερης μνείας αξίζει το *Protoperidinium compressum*, το οποίο βρέθηκε στους σταθμούς A1 και B1: Πρόκειται για ένα ετερότροφο δινοφύκος, ιδιαίτερα σπάνιο κοσμοπολιτικό είδος του οποίου το κινητό στάδιο έχει πολύ περιορισμένες αναφορές παγκοσμίως, ενώ η πρώτη του αναφορά από τη Μεσόγειο (Θερμαϊκός Κόλπος) έγινε σχετικά πρόσφατα (Evangelopoulos & Nikolaidis 1996).

Η κατανομή των ομάδων του φυτοπλαγκτού στη περιοχή μελέτης παρουσιάζεται στον Πίνακα 4.10. Ορισμένες ομάδες ήταν κοινές σε θάλασσα και λεκάνες (Bacillariophyceae, Dinophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, "nanophytoplankton spp."), ορισμένες καταγράφηκαν μόνο στη θάλασσα (Zoomastigophorea, Prymnesiophyceae) και άλλες μόνο στις λεκάνες

(Litostomatea, "autotrophic flagellate sp.", Chlorophyceae, Euglenophyceae). Οι περισσότερες ομάδες αντιπροσωπεύονταν και στις δύο εποχές, αλλά ορισμένες αντιπροσωπεύονταν μόνο το φθινόπωρο (Litostomatea) ή μόνο το καλοκαίρι ("autotrophic flagellate sp.", "Micromonadophyceae sp.").

Πίνακας 4.6. Κατάλογος taxa του φυτοπλαγκτού που καταγράφηκαν στην περιοχή μελέτης κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών όπου επίσης παρουσιάζεται η κατανομή τους στο χώρο κατά τις δύο εποχιακές δειγματοληψίες.

TAXON	ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ 2004						ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ 2005						
	A1	B1	C1	D1	E1	F1	A1	B1	C1	D1	E1	F1	G1
ΦΥΛΟ HETEROKONTOPHYTA													
Κλάση Bacillariophyceae													
Τάξη Bacillariales													
Οικ. Bacillariaceae													
<i>Bacillaria paxillifera</i> (O.F. Müller) Hendey 1951													
	+												
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg) Lewin & Reimann 1964													
	+				+	+	+	+	+			+	+
Οικ. Fragilariaceae													
<i>Grammatophora marina</i> (Lyngbye) Kützing 1844													
	+						+						
<i>Licmophora</i> sp.													
		+											
Οικ. Naviculaceae													
<i>Amphiprora</i> sp.													
	+												
<i>Diploneis</i> sp.													
	+						+						
<i>Navicula</i> sp.													
	+												
<i>Pleurosigma</i> sp.													
	+		+		+		+		+	+	+	+	+
Οικ. Raphoneidaceae													
<i>Cocconeis</i> sp.													
	+						+						
Διάφορα Bacillariales													
Bacillariales sp. 1													
	+												
Bacillariales sp. 2													
	+						+						
Bacillariales sp. 3													
	+				+								
Bacillariales sp. 4													
		+											
Bacillariales sp. 5													
			+			+		+	+	+	+	+	+
Bacillariales sp. 6													
			+										
Bacillariales sp. 7													
				+									
Bacillariales sp. 8													
				+	+				+		+		
Bacillariales sp. 9													
					+	+			+	+	+	+	+
Bacillariales sp. 10													
							+						
Bacillariales sp. 11													
							+						
Bacillariales spp.													
	+				+	+	+	+	+			+	+
Τάξη Biddulphiales													
Οικ. Lithodesmiaceae													
<i>Lithodesmium undulatum</i> Ehrenberg 1841													
	+						+						
Οικ. Rhizosoleniaceae													
<i>Guinardia striata</i> (Stolterfoth) Hasle 1997													
							+						
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i> (Schultze) Sundström 1986													
							+						
Οικ. Thalassionemataceae													
<i>Thalassionema</i> spp.													
	+						+	+					
Διάφορα Biddulphiales													
Biddulphiales spp.													
	+						+	+					
Διάφορα Bacillariophyceae													
Bacillariophyceae sp. 1													
	+						+						
Bacillariophyceae sp. 2													
	+						+						
Bacillariophyceae sp. 3													
							+						
Dictyochophyceae													
Τάξη Dictyochales													
Οικ. Dictyochaceae													
<i>Octactis octonaria</i> (Ehrenberg) Hovasse 1946 var. <i>pulchra</i>													
	+						+						

Πίνακας 4.6 (συνέχεια). Κατάλογος taxa του φυτοπλαγκτού που καταγράφηκαν στην περιοχή μελέτης κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών όπου επίσης παρουσιάζεται η κατανομή τους στο χώρο κατά τις δύο εποχιακές δειγματοληψίες.

TAXON	ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ 2004						ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ 2005						
	A1	B1	C1	D1	E1	F1	A1	B1	C1	D1	E1	F1	G1
ΦΥΛΟ DINOPHYTA													
Κλάση Dinophyceae													
Τάξη Dinophysales													
Οικ. Dynophysaceae													
<i>Dinophysis caudata</i> Saville-Kent 1881										+			
<i>Dinophysis sacculus</i> Stein 1883	+									+	+		
Οικ. Oxyrhysaceae													
<i>Oxyrhysis oxytoxoides</i> Kofoid 1926										+	+		
Τάξη Gonyaulacales													
Οικ. Ceratiaceae													
<i>Ceratium furca</i> (Ehrenberg) Claparède & Lachmann 1859										+			
<i>Ceratium fusus</i> (Ehrenberg) Dujardin 1841										+			
<i>Ceratium kofoidii</i> Jørgensen 1911	+									+	+		
<i>Ceratium trichoceros</i> (Ehrenberg) Kofoid 1908										+			
<i>Ceratium tripos</i> (O.F. Müller) Nitzsch 1817										+			
Τάξη Gymnodiniales													
Οικ. Gymnodiniaceae													
<i>Gymnodinium sanguineum</i> Hirasaka 1922		+	+	+	+	+				+	+	+	+
<i>Gymnodinium</i> spp.	+					+				+	+	+	+
<i>Gyrodinium</i> spp.	+									+	+		
Τάξη Oxyrrhinales													
Οικ. Oxyrrhinaceae													
<i>Oxyrrhis marina</i> Dujardin 1841				+	+	+	+			+			
Τάξη Peridinales													
Οικ. Calciadinellaceae													
<i>Scripsiella trochoidea</i> (Stein) Loeblich III 1976										+			+
Οικ. Protoperidiniaceae													
<i>Protoperidinium brochi</i> (Kofoid & Swezy) Balech 1974										+			
<i>Protoperidinium compressum</i> (Abé) Balech 1974	+	+											
<i>Protoperidinium conicum</i> (Gran) Balech 1974	+												
<i>Protoperidinium depressum</i> (Bailey) Balech 1974										+			
<i>Protoperidinium diabolus</i> (Cleve) Balech 1974										+			
<i>Protoperidinium divergens</i> (Ehrenberg) Balech 1974											+		
<i>Protoperidinium oblongum</i> (Aurivillius) Parke & Dodge 1976										+			
<i>Protoperidinium pyriforme</i> (Paulsen) Balech 1974	+												
<i>Protoperidinium quinquecorne</i> (Abé) Balech 1974											+		
<i>Protoperidinium</i> sp. 1	+									+			
<i>Protoperidinium</i> sp. 2	+									+			
<i>Protoperidinium</i> sp. 3	+									+			
Τάξη Procentrales													
Οικ. Procentraceae													
<i>Prorocentrum arcuatum</i> Isseel 1928	+	+								+			
<i>Prorocentrum lima</i> (Ehrenberg) Dodge 1975										+			
<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenberg 1833	+					+							
<i>Prorocentrum sigmoides</i> Bohm 1933	+									+			
Διάφορα Dinophyceae													
thecate dinophyceae spp.	+		+	+	+	+				+	+	+	+
ΦΥΛΟ EUGLENOPHYTA													
Κλάση Euglenophyceae													
Τάξη Euglenales													
Οικ. Euglenaceae													
<i>Euglena acusformis</i> Schiller 1925		+	+	+	+	+				+			

Πίνακας 4.6 (συνέχεια). Κατάλογος taxa του φυτοπλαγκτού που καταγράφηκαν στην περιοχή μελέτης κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών όπου επίσης παρουσιάζεται η κατανομή τους στο χώρο κατά τις δύο εποχιακές δειγματοληψίες.

ΤΑΧΟΝ	ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ 2004						ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ 2005						
	A1	B1	C1	D1	E1	F1	A1	B1	C1	D1	E1	F1	G1
ΦΥΛΟ CHLOROPHYTA Κλάση Micromonadophyceae Micromonadophyceae sp.												+	+
ΦΥΛΟ PRYMNESIOPHYTA Κλάση Prymnesiophyceae Τάξη Coccosphaerales Οικ. Rhabdosphaeraceae <i>Rhabdosphaera</i> sp. Οικ. Syracosphaeraceae <i>Syracosphaera pulchra</i> Lochmann 1902	+												
ΦΥΛΟ CRYPTOPHYTA Κλάση Cryptophyceae Cryptophyceae sp. 1 Cryptophyceae sp. 2	+	+	+	+	+	+			+				
ΦΥΛΟ CYANOPHYTA Κλάση Cyanophyceae Τάξη Nostocales Οικ. Nostocaceae Nostocaceae spp. Οικ. Oscillatoriaceae Oscillatoriaceae spp. <i>Spirulina</i> sp.						+	+	+		+	+	+	
ΔΙΑΦΟΡΑ autotrophic flagellate sp. nanophytoplankton spp.	+			+		+						+	+

Πίνακας 4.7. Κατάλογος taxa του πρωτοζωοπλαγκτού που εξετάζονται μαζί με το φυτοπλαγκτό και καταγράφηκαν στην περιοχή μελέτης κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών όπου επίσης παρουσιάζεται η κατανομή τους στο χώρο κατά τις δύο εποχιακές δειγματοληψίες.

ΤΑΧΟΝ	ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ 2004						ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ 2005						
	A1	B1	C1	D1	E1	F1	A1	B1	C1	D1	E1	F1	G1
ΦΥΛΟ CILIOPHORA Κλάση Litostomatea Τάξη Cyclotrichida Οικ. Mesodiniidae <i>Mesodinium rubrum</i> Lochmann 1908		+	+	+		+							
ΦΥΛΟ SARCOMASTIGOPHORA Κλάση Zoomastigophorea Τάξη Ebriida Οικ. Ebriidae <i>Ebria tripartita</i> (Schumann) Lemmermann 1899 Οικ. Ebriopsidae <i>Hermesinum adriaticum</i> Zacharias 1906	+						+						

Πίνακας 4.8. Μέθοδος θρέψης, ενδιαίτημα, κατανομή και επιπλέον παρατηρήσεις για τα taxa του φυτοπλαγκτού που καταγράφηκαν στην περιοχή μελέτης κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών. Η κατανομή δίνεται για τα taxa που έχουν αναγνωριστεί σε επίπεδο είδους.

ΟΜΑΔΑ	TAXON	ΘΡΕΨΗ	ΕΝΔΙΑΙΤΗΜΑ	ΚΑΤΑΝΟΜΗ	ΠΑΡΑΤΗΡΗΣΕΙΣ
Bacillariophyceae	<i>Amphiprora</i> sp.	α	βε	-	
	<i>Bacillaria paxillifera</i>	α	πλ	πα/υφ	
	<i>Cocconeis</i> sp.	α	βε	-	
	<i>Cylindrotheca closterium</i>	α	πλ/βε	πα/υφ	θαλάσσιο χιόνι
	<i>Diploneis</i> sp.	α	βε	-	
	<i>Grammatophora marina</i>	α	βε	πα	
	<i>Guinardia striata</i>	α	πλ	πα/υφ	
	<i>Licmophora</i> sp.	α	βε	πα	
	<i>Lithodesmium undulatum</i>	α	πλ	πα/υφ	
	<i>Navicula</i> sp.	α	βε	-	
	<i>Pleurosigma</i> sp.	α	πλ/βε	πα/υφ	
	<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>	α	πλ	πα/υφ	
	<i>Thalassionema</i> spp.	α	πλ	-	
	Bacillariales sp. 1	α	βε	-	
	Bacillariales sp. 2	α	βε	-	
	Bacillariales sp. 3	α	βε	-	
	Bacillariales sp. 4	α	βε	-	
	Bacillariales sp. 5	α	βε	-	
	Bacillariales sp. 6	α	βε	-	
	Bacillariales sp. 7	α	βε	-	
	Bacillariales sp. 8	α	βε	-	
	Bacillariales sp. 9	α	βε	-	
	Bacillariales sp. 10	α	βε	-	
	Bacillariales sp. 11	α	βε	-	
	Bacillariales spp.	α	βε	-	
	Biddulphiales spp.	α	πλ	-	
Bacillariophyceae sp. 1	α	βε	-		
Bacillariophyceae sp. 2	α	βε	-		
Bacillariophyceae sp. 3	α	βε	-		
Cryptophyceae	Cryptophyceae sp. 1	α	πλ	-	
	Cryptophyceae sp. 2	α	πλ	-	
Cyanophyceae	<i>Spirulina</i> sp.	α	βε	-	
	Nostocaceae spp.	α	βε	-	
	Oscillatoriaceae spp.	α	βε	-	
Dictyochophyceae	<i>Octactis octonaria</i> var. <i>pulchra</i>	α	πλ	πα	

Θρέψη: α=αυτότροφο, ε=ετερότροφο

Ενδιαίτημα: πλ=πλαγκτικό, βε=βενθικό/επιφυτικό

Κατανομή: πα=παράκτια ύδατα, υφ=υφάλμυρα ύδατα

Βιβλιογραφία αυτοοικολογικών πληροφοριών:

Sournia 1986, Ricard 1987, Chrétiennot-Dinet 1990, Tomas 1997, Taylor *et al.* 2003

Πίνακας 4.8 (συνέχεια). Μέθοδος θρέψης, ενδιαίτημα, κατανομή και επιπλέον παρατηρήσεις για τα taxa του φυτοπλαγκτού που καταγράφηκαν στην περιοχή μελέτης κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών. Η κατανομή δίνεται για τα taxa που έχουν αναγνωριστεί σε επίπεδο είδους.

ΟΜΑΔΑ	TAXON	ΘΡΕΨΗ	ΕΝΔΙΑΙΤΗΜΑ	ΚΑΤΑΝΟΜΗ	ΠΑΡΑΤΗΡΗΣΕΙΣ
Dinophyceae	<i>Ceratium furca</i>	α	πλ	πα/υφ	
	<i>Ceratium fusus</i>	α	πλ	πα/υφ	επιβλαβές για προνύμφες ασπονδύλων
	<i>Ceratium kofoidii</i>	α	πλ	πα	
	<i>Ceratium trichoceros</i>	α	πλ	πα	
	<i>Ceratium tripos</i>	α	πλ	πα	
	<i>Dinophysis caudata</i>	α	πλ	πα/υφ	τοξικό (DSP)
	<i>Dinophysis sacculus</i>	α	πλ	πα/υφ	τοξικό (DSP)
	<i>Gymnodinium sanguineum</i>	α	πλ	πα/υφ	
	<i>Gymnodinium</i> spp.	-	πλ	-	
	<i>Gyrodinium</i> spp.	-	πλ	-	
	<i>Oxyrhis marina</i>	ε	πλ	πα/υφ	
	<i>Oxyphysis oxytoxoides</i>	ε	πλ	πα/υφ	
	<i>Prorocentrum arcuatum</i>	α	πλ	πα/υφ	
	<i>Prorocentrum lima</i>	α	βε	πα/υφ	τοξικό (DSP)
	<i>Prorocentrum micans</i>	α	πλ	πα/υφ	
	<i>Prorocentrum sigmoides</i>	α	πλ	πα/υφ	ερυθρές παλίρροιες
	<i>Protoberidinium brochi</i>	ε	πλ	πα	
	<i>Protoberidinium compressum</i>	ε	πλ	πα	
	<i>Protoberidinium conicum</i>	ε	πλ	πα	
	<i>Protoberidinium depressum</i>	ε	πλ	πα	
	<i>Protoberidinium diabolus</i>	ε	πλ	πα	
	<i>Protoberidinium divergens</i>	ε	πλ	πα	
	<i>Protoberidinium oblongum</i>	ε	πλ	πα	
	<i>Protoberidinium pyriforme</i>	ε	πλ	πα	
	<i>Protoberidinium quinquecorne</i>	α	πλ	πα/υφ	δείκτης υποξίας/ανοξίας
	<i>Protoberidinium</i> sp. 1	ε	πλ	-	
	<i>Protoberidinium</i> sp. 2	ε	πλ	-	
	<i>Protoberidinium</i> sp. 3	ε	πλ	-	
	<i>Scropsiella trochoidea</i>	α	πλ	πα/υφ	
	thecate dinophyceae spp.	-	πλ	-	
Euglenophyceae	<i>Euglena acusformis</i>	α	πλ	πα	ευγληνοφύκη: δείκτης οργανικής ρύπανσης
Micromonadophyceae	Micromonadophyceae sp.	α	πλ	-	
Prymnesiophyceae	<i>Rhabdosphaera</i> sp.	α	πλ	-	
	<i>Syracosphaera pulchra</i>	α	πλ	πα	
Διάφορα	autotrophic flagellate sp.	α	πλ	-	
	nanophytoplankton spp.	α	πλ	-	

Θρέψη: α=αυτότροφο, ε=ετερότροφο

Ενδιαίτημα: πλ=πλαγκτικό, βε=βενθικό/επιφυτικό

Κατανομή: πα=παράκτια ύδατα, υφ=υφάλμυρα ύδατα

Βιβλιογραφία αυτοοικολογικών πληροφοριών:

Sournia 1986, Chrétiennot-Dinet 1990, Tomas 1997, Taylor *et al.* 2003, Reynolds 2006

Πίνακας 4.9. Μέθοδος θρέψης, ενδιαίτημα, κατανομή και επιπλέον παρατηρήσεις για τα taxa του πρωτοζωοπλαγκτού που καταγράφηκαν στην περιοχή μελέτης κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών.

ΟΜΑΔΑ	TAXON	ΘΡΕΨΗ	ΕΝΔΙΑΙΤΗΜΑ	ΚΑΤΑΝΟΜΗ	ΠΑΡΑΤΗΡΗΣΕΙΣ
Litostomatea	<i>Mesodinium rubrum</i>	α	πλ	πα/υφ	ερυθρές παλίρροιες, δείκτης ευτροφισμού
Zoomastigophorea	<i>Ebria tripartita</i>	ε	πλ	πα	
	<i>Hermesinum adriaticum</i>	ε	πλ	πα	

Θρέψη: α=αυτότροφο, ε=ετερότροφο

Ενδιαίτημα: πλ=πλαγκτικό, βε=βενθικό/επιφυτικό

Κατανομή: πα=παράκτια ύδατα, υφ=υφάλμυρα ύδατα

Βιβλιογραφία αυτοοικολογικών πληροφοριών:

Crawford *et al.* 1997, Tomas 1997

Πίνακας 4.10. Κατανομή των ομάδων του φυτοπλαγκτού στην περιοχή μελέτης.

ΟΜΑΔΑ	ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ		ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ	
	ΘΑΛΑΣΣΑ	ΛΕΚΑΝΕΣ	ΘΑΛΑΣΣΑ	ΛΕΚΑΝΕΣ
Bacillariophyceae	+	+	+	+
Dinophyceae	+	+	+	+
Euglenophyceae		+		+
Chlorophyceae				+
Prymnesiophyceae	+		+	
Cryptophyceae	+	+		+
Cyanophyceae	+	+	+	+
nanophytoplankton spp.	+	+	+	+
autotrophic flagellate sp.				+
Litostomatea		+		
Zoomastigophorea	+		+	

Πυκνότητα

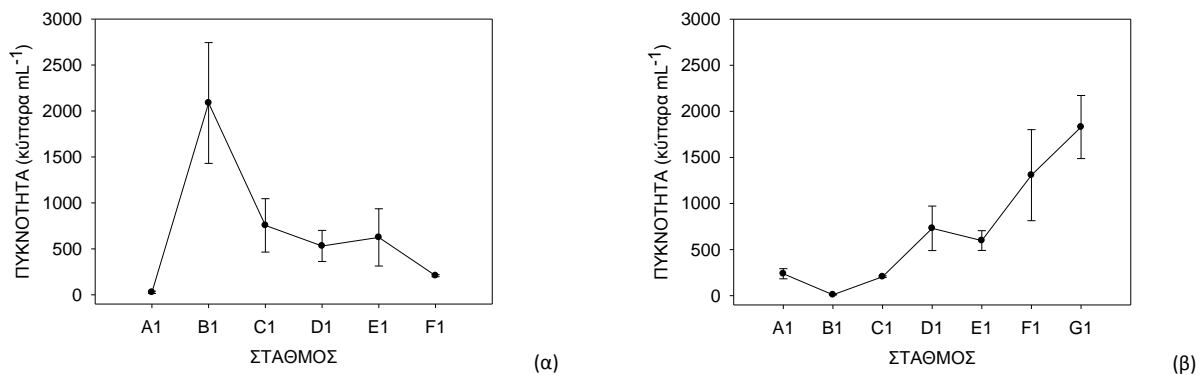
Οι διακυμάνσεις της συνολικής πυκνότητας του φυτοπλαγκτού κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας παρουσιάζονται στο Σχήμα 4.4, ενώ οι σχετικές περιγραφικές στατιστικές παράμετροι παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.11. Οι μέγιστες τιμές καταγράφηκαν το φθινόπωρο στην πρώτη λεκάνη (B1), ενώ αντίθετα το καλοκαίρι στην τελευταία λεκάνη (G1). Το φθινόπωρο παρατηρήθηκε ένα πρότυπο μείωσης της πυκνότητας του φυτοπλαγκτού κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας, ενώ αντίθετα το καλοκαίρι η πυκνότητα του φυτοπλαγκτού ακολούθησε ένα πρότυπο αύξησης κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας. Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι η πυκνότητα του φυτοπλαγκτού διέφερε σημαντικά μεταξύ των σταθμών και τις δύο εποχές (Πίνακας 4.12). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι η πυκνότητα του φυτοπλαγκτού ήταν το φθινόπωρο σημαντικά χαμηλότερη στη θάλασσα από ότι στις περισσότερες λεκάνες (Πίνακας 4.13). Το καλοκαίρι, η πυκνότητα του φυτοπλαγκτού ήταν σημαντικά υψηλότερη στις τελευταίες λεκάνες (F1, G1) από ότι στη θάλασσα και στις πρώτες λεκάνες (B1, C1) (Πίνακας 4.14).

Τα δεδομένα πυκνότητας των ταχα του φυτοπλαγκτού παρουσιάζονται στους Πίνακες 4.14 – 4.15, ενώ κατάλογος των πλέον άφθονων ταχα, μαζί με τα δεδομένα της πυκνότητας τους παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.16. Τα πλέον άφθονα ταχα του φυτοπλαγκτού στην περιοχή μελέτης το φθινόπωρο ήταν πρωτεύοντως το ευγληνοφύκος *Euglena acusformis* και δευτερευόντως το αυτότροφο βλεφαριδωτό *Mesodinium rubrum* και τα διάτομο *Cylindrotheca closterium*. Τα πλέον άφθονα ταχα του φυτοπλαγκτού στην περιοχή μελέτης το καλοκαίρι ήταν το μικρομοναδοφύκος "Micromonadophyceae sp.", το φυτομαστιγωτό "autotrophic flagellate

sp.", διάφορα νανοφυτοπλαγκτονικά είδη ("nanophytoplankton spp.") καθώς και τα δινοφύκη *Oxyrrhis marina*, *Gymnodinium* spp. και "thecate dinophyceae spp."

Η κατανομή των ομάδων του φυτοπλαγκτού, καθώς και οι αναλογίες τους στη συνολική πυκνότητα κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας παρουσιάζονται στο Σχήμα 4.5. Είναι φανερή η κυριαρχία των φυτομαστιγωτών στις λεκάνες, ενώ στη θάλασσα κυριαρχούσαν τα δίατομα και τα δινοφύκη.

Η κατανομή των πλαγκτονικών και βενθικών ταχα, καθώς και οι αναλογίες τους στη συνολική πυκνότητα κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας παρουσιάζονται στο Σχήμα 4.6. Η πυκνότητα των βενθικών ταχα δεν ήταν σημαντική συγκρινόμενη με την πυκνότητα των πλαγκτονικών ταχα.



Σχήμα 4.4. Διακυμάνσεις της πυκνότητας του φυτοπλαγκτού κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας κατά τις δειγματοληψίες (α) του φθινοπώρου και (β) του καλοκαιριού της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών.

Πίνακας 4.11. Περιγραφικές στατιστικές παράμετροι για τα δεδομένα πυκνότητας του φυτοπλαγκτού κατά τις δειγματοληψίες της δεύτερης περιόδου.

ΣΤΑΘΜΟΣ	ΣΤΑΤΙΣΤΙΚΗ ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ	ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ 2004	ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ 2005
		N	N
A1	N	4	4
	Minimum	5.63	111.89
	Maximum	46.20	383.27
	Mean	25.53	215.18
	Std. Deviation	22.81	116.95
	CV	89.36	54.35
B1	N	4	4
	Minimum	632.76	4.84
	Maximum	3831.88	9.84
	Mean	2086.55	7.89
	Std. Deviation	1331.36	2.15
	CV	63.81	27.25
C1	N	3	4
	Minimum	438.80	169.51
	Maximum	1335.44	212.77
	Mean	755.41	191.72
	Std. Deviation	503.02	17.69
	CV	66.59	9.23
D1	N	4	4
	Minimum	196.54	348.18
	Maximum	898.94	1436.94
	Mean	531.64	729.67
	Std. Deviation	338.58	483.49
	CV	63.69	66.26
E1	N	4	4
	Minimum	110.32	342.48
	Maximum	1499.63	555.18
	Mean	593.41	428.71
	Std. Deviation	629.81	95.56
	CV	106.13	22.29
F1	N	4	4
	Minimum	165.83	469.09
	Maximum	221.08	2226.44
	Mean	196.83	1082.28
	Std. Deviation	24.73	780.23
	CV	12.56	72.09
G1	N		4
	Minimum		867.59
	Maximum		1871.16
	Mean		1331.06
	Std. Deviation		501.67
	CV		37.69

Πίνακας 4.12. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Kruskal-Wallis για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας της δεύτερης περιόδου σε ότι αφορά την πυκνότητα του φυτοπλαγκτού (df=βαθμοί ελευθερίας, H=στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Kruskal-Wallis, *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, μ.σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ	ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ 2004			ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ 2005		
	β.ε.	H	p	β.ε.	H	p
N	5	16,562	**	6	23,638	**

Πίνακας 4.13. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Mann-Whitney για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας κατά τη δειγματοληψία του φθινοπώρου του 2004 της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών σε ότι αφορά την πυκνότητα του φυτοπλαγκτού (U=στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Mann-Whitney, *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, μ.σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

N		B1		C1		D1		E1		F1	
		U	p	U	p	U	p	U	p	U	p
	A1	0	*	0	μ.σ.	0	*	0	*	0	*
	B1			1	μ.σ.	2	μ.σ.	1	μ.σ.	0	*
	C1					4	μ.σ.	5	μ.σ.	0	μ.σ.
	D1							7	μ.σ.	2	μ.σ.
	E1									4	μ.σ.

Πίνακας 4.14. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Mann-Whitney για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας κατά τη δειγματοληψία του καλοκαιριού του 2005 της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών σε ότι αφορά την πυκνότητα του φυτοπλαγκτού (U=στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Mann-Whitney, *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, μ.σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

N		B1		C1		D1		E1		F1		G1	
		U	p	U	p	U	p	U	p	U	p	U	p
	A1	0	*	6	μ.σ.	1	μ.σ.	2	μ.σ.	0	*	0	*
	B1			0	*	0	*	0	*	0	*	0	*
	C1					0	*	0	*	0	*	0	*
	D1							4	μ.σ.	5	μ.σ.	2	μ.σ.
	E1									1	μ.σ.	0	*
	F1											4	μ.σ.

Πίνακας 4.15. Μέση πυκνότητα (κύτταρα/mL) των ταχα του φυτοπλαγκτού που καταγράφηκαν στην περιοχή μελέτης κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών.

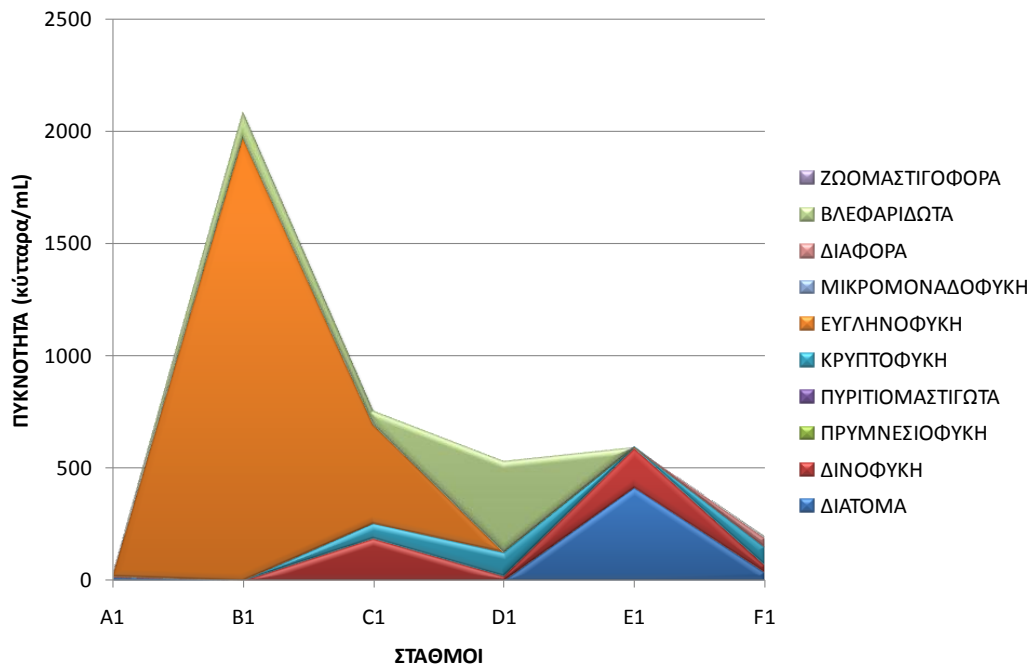
TAXON	ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ 2004						ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ 2005						
	A1	B1	C1	D1	E1	F1	A1	B1	C1	D1	E1	F1	G1
Bacillariophyceae													
<i>Amphirora</i> sp.	0.01												
<i>Bacillaria paxillifera</i>	0.01												
Bacillariales sp. 1	0.01												
Bacillariales sp. 2	0.01						0.01						
Bacillariales sp. 3	0.03				0.04								
Bacillariales sp. 4		0.01											
Bacillariales sp. 5			0.01			0.01			0.06	0.05	4.35	0.16	0.05
Bacillariales sp. 6			0.03										
Bacillariales sp. 7			0.03		0.05								
Bacillariales sp. 8				0.03	0.11				4.77		0.42		
Bacillariales sp. 9					0.08	0.01			0.06	0.08	32.20	27.64	10.45
Bacillariales sp. 10								0.29					
Bacillariales sp. 11								9.51					
Bacillariales spp.	1.44				2.89	5.24		9.97	2.35	0.97	0.80	2.88	235.67
Bacillariophyceae sp. 1	0.03							0.06					
Bacillariophyceae sp. 2	0.03							0.04					
Bacillariophyceae sp. 3								0.05					
Biddulphiales spp.	0.40							1.54	0.02				
<i>Cocconeis</i> sp.	0.02							0.01					
<i>Cylindrotheca closterium</i>	1.43				407.27	36.35		1.77	0.15	0.01		1.44	314.41
<i>Diploneis</i> sp.								0.04					
<i>Grammatophora marina</i>	0.03							1.40					
<i>Guinardia striata</i>								0.02					
<i>Licmophora</i> sp.		0.02											
<i>Lithodesmium undulatum</i>	0.09							0.23					
<i>Navicula</i> sp.	0.01												
<i>Pleurosigma</i> sp.	0.01		0.01		0.22			1.08		7.03	0.18	119.96	160.73
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>								0.92					
<i>Thalassionema</i> spp.	12.33							174.90	2.98				
Cryptophyceae										2.52			
Cryptophyceae sp. 1	1.16	0.01	67.90	105.32	6.93	52.07							
Cryptophyceae sp. 2						28.38							
Cyanophyceae													
Nostocaceae spp.						6.06		0.01		1.51		10.10	28.60
Oscillatoriaceae spp.	0.02			0.03	27.87			0.30		0.08		2.26	5.53
<i>Spirulina</i> sp.						0.44				0.02		0.20	13.93
Dictyochophyceae													
<i>Octactis octonaria</i> var. <i>pulchra</i>	0.01							5.59					
Dinophyceae													
<i>Ceratium furca</i>								0.01					
<i>Ceratium fusus</i>								0.41					
<i>Ceratium kofoidii</i>	0.35							7.49	0.73				
<i>Ceratium trichoceros</i>								0.02					
<i>Ceratium tripos</i>								0.02					
<i>Dinophysis caudata</i>								0.01					
<i>Dinophysis sacculus</i>	0.01							0.17	0.02				
<i>Gymnodinium sanguineum</i>		0.01	80.47	8.42	10.38	0.57			0.05	18.07	4.95		
<i>Gymnodinium</i> spp.	0.05					0.04		5.08	0.12	1.95	16.38	427.00	259.96
<i>Gyrodinium</i> spp.	0.11							1.22	0.12	0.73		0.42	1.27
<i>Oxyrrhis marina</i>			105.03	9.70	17.92	22.85				90.74			
<i>Oxyphysis oxytoxoides</i>								0.53	0.03				
<i>Prorocentrum arcuatum</i>	0.32	0.01						0.25	0.02		0.05		
<i>Prorocentrum lima</i>								0.06					
<i>Prorocentrum micans</i>	0.03				0.02								
<i>Prorocentrum sigmoides</i>	1.28							0.08					
<i>Protoperidinium brochi</i>								0.02					
<i>Protoperidinium compressum</i>	0.87	0.01											
<i>Protoperidinium conicum</i>	0.00												
<i>Protoperidinium depressum</i>								0.02					
<i>Protoperidinium diabolus</i>								0.04					
<i>Protoperidinium divergens</i>									0.01				
<i>Protoperidinium oblongum</i>								0.01					
<i>Protoperidinium pyriforme</i>	0.01												
<i>Protoperidinium quinquecorne</i>									0.06				
<i>Protoperidinium</i> sp. 1	0.15							0.28					
<i>Protoperidinium</i> sp. 2	0.02							0.01					
<i>Protoperidinium</i> sp. 3								0.01					
<i>Scrapsiella trochoidea</i>								1.59		0.61		1.40	
thecate dinophyceae spp.	1.06		0.01	2.27	146.05	8.41		8.99	1.56	75.10	34.16	1.30	2.06
Euglenophyceae													
<i>Euglena acusformis</i>		1968.18	439.60	0.03	4.85	0.56			0.01				
Rhynchosphaera													
<i>Rhabdosphaera</i> sp.								0.21					
<i>Syracosphaera pulchra</i>	0.00												
Micromonadophyceae													
Micromonadophyceae sp.												429.62	323.55
Διάφορα													
autotrophic flagellate sp.												44.44	459.26
nanophytoplankton spp.	5.86			0.03		42.21		2.65	2.01	1.99	674.13	342.09	4.94

Πίνακας 4.16. Μέση πυκνότητα (κύτταρα/mL) των taxa του πρωτοζωοπλαγκτού που καταγράφηκαν στην περιοχή μελέτης κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών.

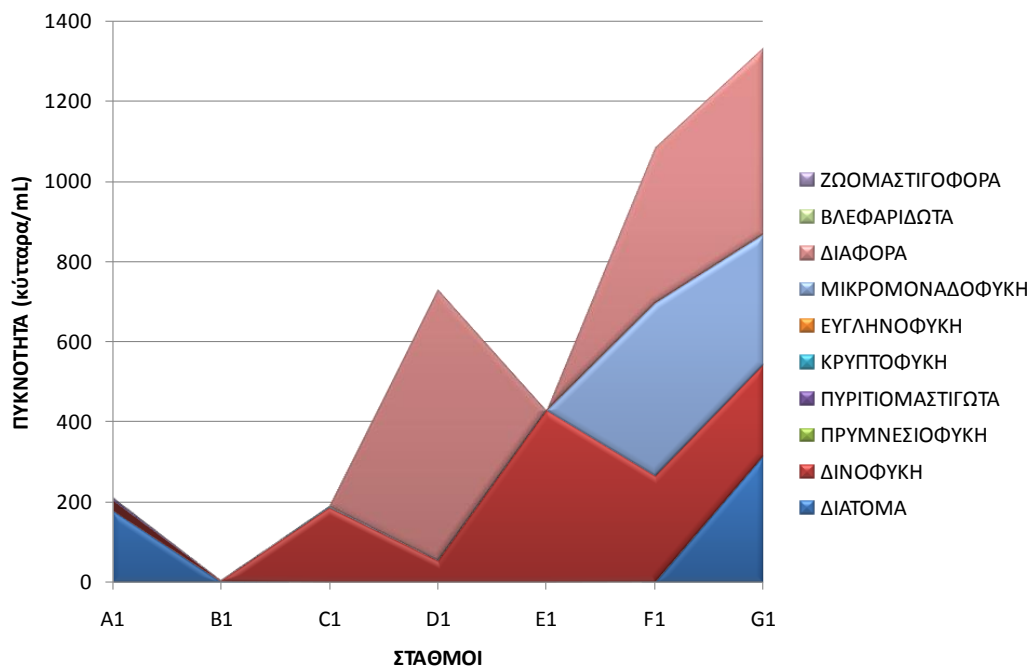
TAXON	ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ 2004						ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ 2005						
	A1	B1	C1	D1	E1	F1	A1	B1	C1	D1	E1	F1	G1
Litostomatea													
<i>Mesodinium rubrum</i>		118.33	62.40	405.88		5.41							
Zoomastigophorea													
<i>Ebria tripartita</i>	0.01						0.86						
<i>Hermesinum adriaticum</i>							0.27						

Πίνακας 4.17. Κατάλογος των πλέον άφθονων taxa του φυτοπλαγκτού (έως τουλάχιστο 75% της συνολικής μέσης πυκνότητας σε κάθε σταθμό και δειγματοληψία), η μέση πυκνότητα τους (κύτταρα/mL), το αντίστοιχο ποσοστό και αθροιστικό ποσοστό επί της συνολικής πυκνότητας του φυτοπλαγκτού για κάθε σταθμό δειγματοληψίας κατά τις δειγματοληψίες της δεύτερης περιόδου.

ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑ	ΣΤΑΘΜΟΣ	ΟΜΑΔΑ	TAXON	ΜΕΣΗ ΠΥΚΝΟΤΗΤΑ	%	ΑΘΡΟΙΣΤΙΚΟ %	
ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ	A1	Bacillariophyceae	<i>Thalassionema</i> spp.	12.33	45.43	45.43	
		Διάφορα	nanophytoplankton spp.	5.86	21.58	67.00	
		Bacillariophyceae	<i>Cylindrotheca closterium</i>	1.43	5.27	72.27	
		Dinophyceae	<i>Prorocentrum sigmoides</i>	1.28	4.71	76.98	
	B1	Euglenophyceae	<i>Euglena acusformis</i>	1968.18	94.33	94.33	
	C1	Euglenophyceae	<i>Euglena acusformis</i>	439.60	58.19	58.19	
		Dinophyceae	<i>Oxyrrhis marina</i>	105.03	13.90	72.09	
		Dinophyceae	<i>Gymnodinium sanguineum</i>	80.47	10.65	82.74	
		D1	Litostomatea	<i>Mesodinium rubrum</i>	405.88	76.34	76.34
	E1	Bacillariophyceae	<i>Cylindrotheca closterium</i>	407.27	65.20	65.20	
		Dinophyceae	thecate dinophyceae spp.	146.05	23.38	88.58	
	F1	Cryptophyceae	Cryptophyceae sp. 1	52.07	24.96	24.96	
		Διάφορα	nanophytoplankton spp.	42.21	20.23	45.20	
		Bacillariophyceae	<i>Cylindrotheca closterium</i>	36.35	17.43	62.62	
		Cryptophyceae	Cryptophyceae sp. 2	28.38	13.61	76.23	
	ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ	A1	Bacillariophyceae	<i>Thalassionema</i> spp.	174.90	73.49	73.49
			Dinophyceae	thecate dinophyceae spp.	8.99	3.78	77.27
B1		Bacillariophyceae	<i>Thalassionema</i> spp.	2.98	29.10	29.10	
		Διάφορα	nanophytoplankton spp.	2.01	19.63	48.73	
		Dinophyceae	thecate dinophyceae spp.	1.56	15.23	63.96	
		Dinophyceae	<i>Ceratium kofoidii</i>	0.73	7.13	71.09	
		Bacillariophyceae	<i>Cylindrotheca closterium</i>	0.15	1.46	72.56	
		Dinophyceae	<i>Gyrodinium</i> spp.	0.12	1.17	73.73	
		Dinophyceae	<i>Gymnodinium</i> spp.	0.12	1.17	74.90	
Dinophyceae		<i>Protoperidinium quinquecorne</i>	0.06	0.59	75.49		
C1		Dinophyceae	<i>Oxyrrhis marina</i>	90.74	44.00	44.00	
		Dinophyceae	thecate dinophyceae spp.	75.10	36.42	80.42	
D1		Διάφορα	nanophytoplankton spp.	674.13	92.25	92.25	
E1		Dinophyceae	<i>Gymnodinium</i> spp.	427.00	71.38	71.38	
		Bacillariophyceae	<i>Pleurosigma</i> sp.	119.96	20.05	91.44	
F1		Micromonadophyceae	Micromonadophyceae sp.	429.62	32.85	32.85	
		Διάφορα	nanophytoplankton spp.	342.09	26.16	59.01	
		Dinophyceae	<i>Gymnodinium</i> spp.	259.96	19.88	78.89	
G1		Διάφορα	autotrophic flagellate sp.	459.26	25.10	25.10	
		Micromonadophyceae	Micromonadophyceae sp.	323.55	17.68	42.78	
		Bacillariophyceae	<i>Cylindrotheca closterium</i>	314.41	17.18	59.96	
		Dinophyceae	<i>Gymnodinium</i> spp.	121.33	6.63	66.60	
		Dinophyceae	thecate dinophyceae spp.	107.58	5.88	72.47	
	Bacillariophyceae	<i>Pleurosigma</i> sp.	72.18	3.94	76.42		

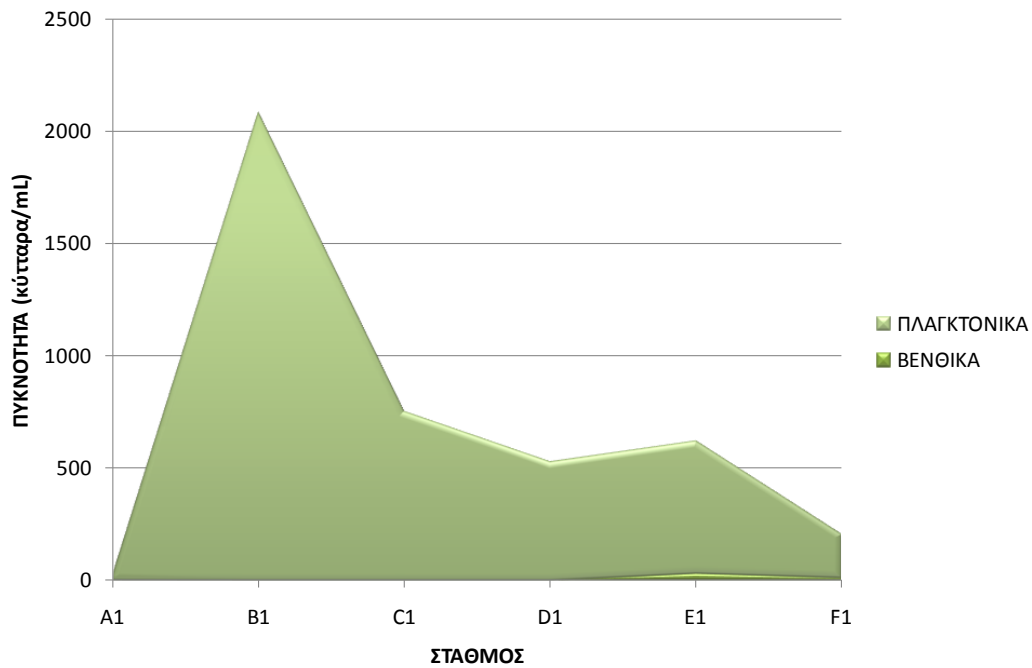


(α)

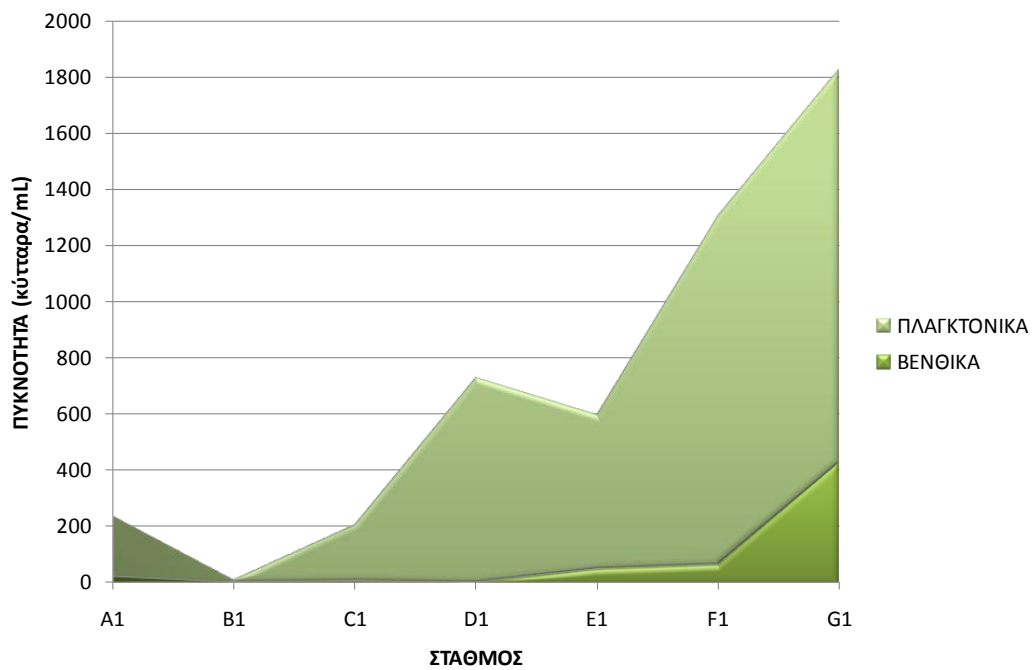


(β)

Σχήμα 4.5. Διακυμάνσεις της μέσης πυκνότητας των ομάδων του φυτοπλαγκτού κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας κατά τις δειγματοληψίες (α) του φθινοπώρου και (β) του καλοκαιριού της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών.



(α)



(β)

Σχήμα 4.6. Διακυμάνσεις της μέσης πυκνότητας των πλαγκτονικών και τυχοπλαγκτονικών βενθικών taxa του φυτοπλαγκτού κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας κατά τις δειγματοληψίες (α) του φθινοπώρου και (β) του καλοκαιριού της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών.

α ποικιλότητα

Οι αριθμοί του Hill για την ποικιλότητα και ισοδιανομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού καθώς και οι δείκτες ποικιλότητας του Shannon H' και του Simpson $1-\lambda'$ και ο δείκτης ισοδιανομής της Pielou J' παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.18 και το Σχήμα 4.7. Ο πλούτος ειδών (N_0) ήταν πολύ υψηλότερος στη θάλασσα (A1) σε σχέση με όλες τις λεκάνες και στις δύο εποχές. Το φθινόπωρο καταγράφηκε μείωση του πλούτου ειδών από τη θάλασσα (23 taxa) στην πρώτη λεκάνη (B1), όπου καταγράφηκε η ελάχιστη τιμή (6 taxa) και έπειτα μικρή αύξηση από την πρώτη στην τελευταία λεκάνη (F1, 10 taxa). Η ισοδιανομή (J' , $E_{1,0}$, $E_{2,0}$) ήταν χαμηλή στη θάλασσα και έτσι η ποικιλότητα στη θάλασσα (H' , $1-\lambda'$, N_1 , N_2) ήταν μικρότερη από ότι στη τελευταία λεκάνη, όπου η ισοδιανομή ήταν υψηλή. Οι χαμηλότερες τιμές ποικιλότητας καταγράφηκαν στην πρώτη λεκάνη, όπου η ισοδιανομή ($E_{1,0}$, $E_{2,0}$) ήταν χαμηλή και η κυριαρχία ($E_{2,1}$) υψηλή. Το καλοκαίρι καταγράφηκε μείωση του πλούτου ειδών από τη θάλασσα (32) στην πρώτη λεκάνη (9 taxa) και έπειτα μείωση από την πρώτη στην ενδιάμεση λεκάνη E1, όπου καταγράφηκε η ελάχιστη τιμή (3 taxa). Από την ενδιάμεση λεκάνη E1 στις τελευταίες λεκάνες (F1, G1) καταγράφηκε μικρή αύξηση του πλούτου ειδών (8 και 6 taxa αντίστοιχα). Η ισοδιανομή ήταν χαμηλή στη θάλασσα και έτσι η ποικιλότητα στη θάλασσα ήταν μικρότερη από ότι στις λεκάνες, όπου η ισοδιανομή ήταν υψηλή (B1, C1, F1, G1). Οι χαμηλότερες τιμές ποικιλότητας καταγράφηκαν στις ενδιάμεσες λεκάνες D1 και E1, όπου η ισοδιανομή ήταν ενδιάμεση μεταξύ θάλασσας και τελευταίας λεκάνης, αλλά ο πλούτος ειδών ήταν χαμηλός. Το μέγιστο της κυριαρχίας καταγράφηκε στη λεκάνη E1.

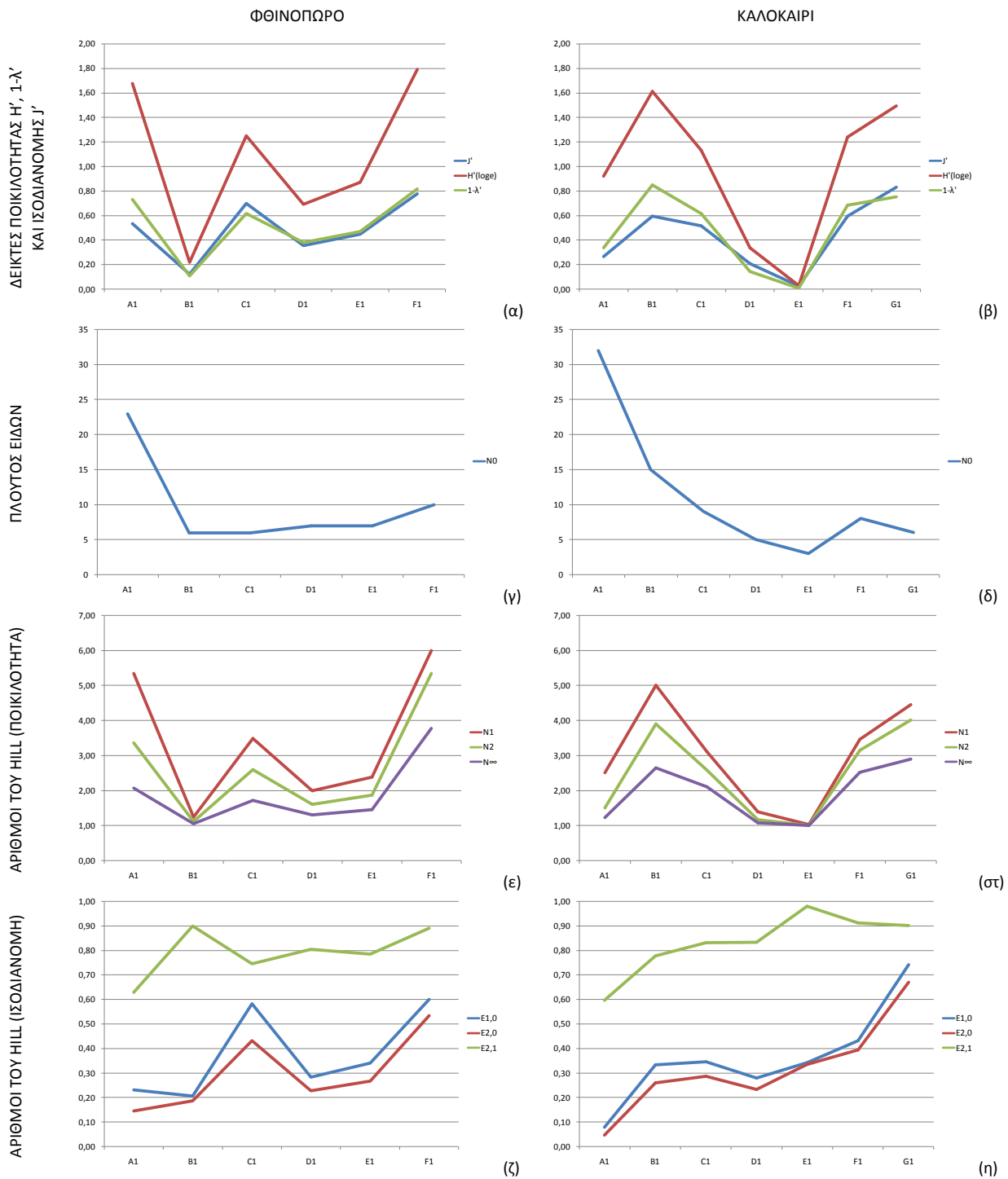
Τα προφίλ ποικιλότητας του Renyi για την βιοκοινότητα του φυτοπλαγκτού της περιοχής μελέτης παρουσιάζονται στο Σχήμα 4.8. Το φθινόπωρο, η ποικιλότητα τάξης $\alpha=0$ στη θάλασσα (A1) ήταν υψηλότερη από ότι στις λεκάνες, αλλά η ποικιλότητα τάξης $\alpha \geq 1$ ήταν μεγαλύτερη στην τελευταία λεκάνη (F1) από ότι στη θάλασσα. Η ιεράρχηση της ποικιλότητας στις λεκάνες ήταν $F1 > E1 > D1 > B1$. Η ιεράρχηση της ποικιλότητας στην ενδιάμεση λεκάνη C1 εξαρτάται από την τάξη της ποικιλότητας.

Το καλοκαίρι, η ποικιλότητα τάξης $\alpha=0$ στη θάλασσα ήταν υψηλότερη από ότι στις λεκάνες, αλλά η ποικιλότητα τάξης $\alpha \geq 1$ ήταν μεγαλύτερη στις λεκάνες B1, C1, F1 και G1. Οι καμπύλες της ποικιλότητας των λεκανών B1, C1, F1 και G1 τέμνονται και κατά συνέπεια η ιεράρχηση της ποικιλότητας στις λεκάνες εξαρτάται από την τάξη της ποικιλότητας. Παρόλα αυτά, η

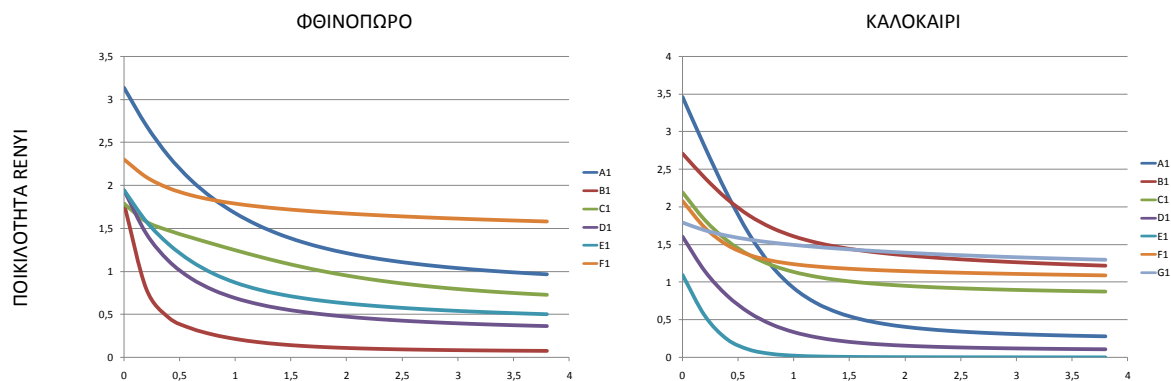
χαμηλότερη ποικιλότητα, ανεξάρτητα από την τάξη της, καταγράφηκε στις ενδιάμεσες λεκάνες D1 και E1.

Πίνακας 4.18. Οι αριθμοί του Hill, οι δείκτες ποικιλότητας του Shannon H' και του Simpson 1-λ' και ο δείκτης ισοδιανομής της Pielou J' για τη βιοκοινότητα του φυτοπλαγκτού κατά την δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών.

ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑ	ΣΤΑΘΜΟΣ	N ₀	N ₁	N ₂	N _∞	E _{1,0}	E _{2,0}	E _{2,1}	H'	1-λ'	J'
ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ	A1	23	5,35	3,36	2,07	0,23	0,15	0,63	1,68	0,73	0,53
	B1	6	1,24	1,12	1,06	0,21	0,19	0,90	0,22	0,11	0,12
	C1	6	3,49	2,60	1,72	0,58	0,43	0,75	1,25	0,62	0,70
	D1	7	1,99	1,61	1,31	0,28	0,23	0,81	0,69	0,38	0,35
	E1	7	2,39	1,88	1,46	0,34	0,27	0,78	0,87	0,47	0,45
	F1	10	6,00	5,35	3,78	0,60	0,53	0,89	1,79	0,82	0,78
ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ	A1	32	2,51	1,50	1,23	0,08	0,05	0,60	0,92	0,34	0,27
	B1	15	5,01	3,90	2,65	0,33	0,26	0,78	1,61	0,85	0,60
	C1	9	3,11	2,59	2,11	0,35	0,29	0,83	1,13	0,62	0,52
	D1	5	1,40	1,17	1,08	0,28	0,23	0,83	0,34	0,14	0,21
	E1	3	1,03	1,01	1,00	0,34	0,34	0,98	0,03	0,01	0,03
	F1	8	3,46	3,16	2,52	0,43	0,39	0,91	1,24	0,68	0,60
	G1	6	4,46	4,02	2,90	0,74	0,67	0,90	1,49	0,75	0,83



Σχήμα 4.7. Χωρικές και εποχιακές διακυμάνσεις στην περιοχή μελέτης (α,β) των δεικτών ποικιλότητας του Shannon H' και του Simpson $1-\lambda'$ και του δείκτη ισοδιανομής της Pielou J' , (γ,δ) του πλούτου ειδών ή αλλιώς αριθμού του Hill N_0 , (ε, στ) των αριθμών του Hill N_1 και N_2 (δείκτες ποικιλότητας) και (ζ, η) των αριθμών του Hill $E_{1,0}$, $E_{2,0}$, $E_{2,1}$ (δείκτες ισοδιανομής).



Σχήμα 4.8. Προφίλ ποικιλότητας Renyi για τους σταθμούς δειγματοληψίας κατά τις εποχιακές δειγματοληψίες της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών.

β ποικιλότητα

Η συνολική περιοχή μελέτης χαρακτηρίστηκε από σημαντική β ποικιλότητα της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού, τόσο το φθινόπωρο, όσο και το καλοκαίρι. Η περιοχή των λεκανών μόνο χαρακτηρίστηκε από χαμηλότερη β ποικιλότητα σε σχέση με τη συνολική περιοχή μελέτης. Η β ποικιλότητα το καλοκαίρι, τόσο για τη συνολική περιοχή μελέτης όσο και για την περιοχή των λεκανών μόνο, ήταν υψηλότερη σε σχέση με το φθινόπωρο (Πίνακας 4.19). Η εποχιακή ανανέωση των ειδών στη συνολική περιοχή μελέτης, στη θάλασσα μόνο και στην περιοχή των λεκανών μόνο, κυμάνθηκε σε παρόμοια, σημαντικά επίπεδα. Το καλοκαίρι καταγράφηκε στη συνολική περιοχή μελέτης, στη θάλασσα μόνο και στην περιοχή των λεκανών μόνο, σημαντικά μεγαλύτερος αριθμός taxa σε σχέση με το φθινόπωρο (Πίνακας 4.20).

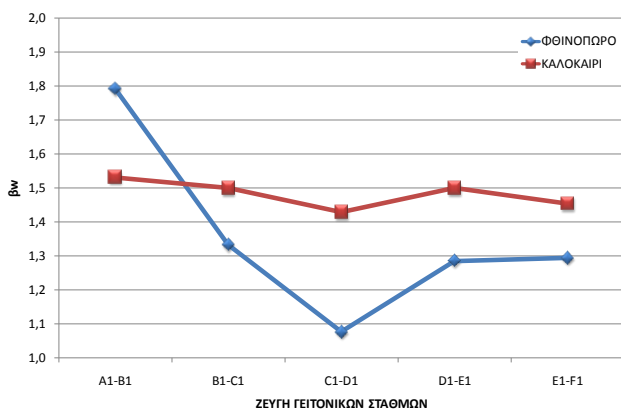
Η μετάβαση από τη θάλασσα (A1) στη πρώτη λεκάνη (B1) χαρακτηρίστηκε το φθινόπωρο από σημαντική β ποικιλότητα, ενώ ο μικρότερος βαθμός ανανέωσης των ειδών καταγράφηκε μεταξύ των ενδιάμεσων λεκανών C1 και D1. Το καλοκαίρι η β ποικιλότητα κυμάνθηκε σε παρόμοια επίπεδα μεταξύ όλων των ζευγών γειτονικών σταθμών. Η β ποικιλότητα μεταξύ γειτονικών σταθμών ήταν μεγαλύτερη το καλοκαίρι σε σχέση με το φθινόπωρο, με την εξαίρεση της μετάβασης από τη θάλασσα στη πρώτη λεκάνη, όπου η β ποικιλότητα ήταν μεγαλύτερη το φθινόπωρο (Σχήμα 4.9).

Πίνακας 4.19. γ και β ποικιλότητα για όλη την περιοχή μελέτης και για μόνο τις λεκάνες. Η λεκάνη G1 δεν έχει συμπεριληφθεί. [γ = γ ποικιλότητα, β_w =συντελεστής β ποικιλότητας του Whittaker, β_{-1} =συντελεστής β ποικιλότητας των Harrisson *et al.* (1992), Φ =Φθινόπωρο, Κ =Καλοκαίρι].

	γ	$\gamma\Phi$	$\gamma\text{Κ}$	$\beta_w\Phi$	$\beta_{-1}\Phi$	$\beta_w\text{Κ}$	$\beta_{-1}\text{Κ}$
ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ	48	28	40	2,85	37%	3,33	47%
ΛΕΚΑΝΕΣ	24	13	20	1,81	20%	2,50	38%

Πίνακας 4.20. Εποχιακή ανανέωση των ειδών για όλη την περιοχή μελέτης, μόνο για τη θάλασσα και για μόνο τις λεκάνες. Η λεκάνη G1 δεν έχει συμπεριληφθεί. [γ = γ ποικιλότητα, β_w =συντελεστής β ποικιλότητας του Whittaker, β_{-1} =συντελεστής β ποικιλότητας των Harrisson *et al.* (1992), Φ =Φθινόπωρο, Κ =Καλοκαίρι].

	β_w ΕΠΟΧΙΑΚΗ	β_{-1} ΕΠΟΧΙΑΚΗ	$\gamma\Phi$	$\gamma\text{Κ}$	ΕΙΔΗ ΜΟΝΟ Φ	ΕΙΔΗ ΜΟΝΟ Κ	ΕΙΔΗ ΚΟΙΝΑ
ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ	1,41	41%	28	40	8	20	20
ΘΑΛΑΣΣΑ	1,42	42%	23	32	7	16	16
ΛΕΚΑΝΕΣ	1,45	45%	13	20	4	11	9



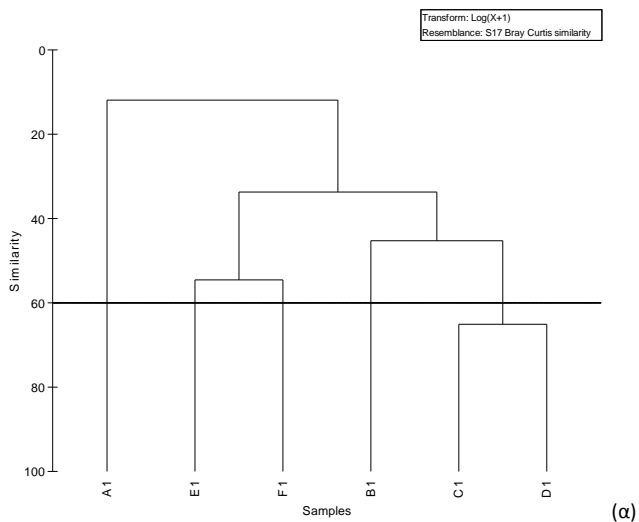
Σχήμα 4.9. Διακυμάνσεις του δείκτη β ποικιλότητας του Whittaker β_w , όπως αυτός τροποποιήθηκε από τους Koleff *et al.* (2003), για ζεύγη γειτονικών σταθμών στην περιοχή μελέτης της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών.

Πολυμεταβλητή ανάλυση της δομής της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού

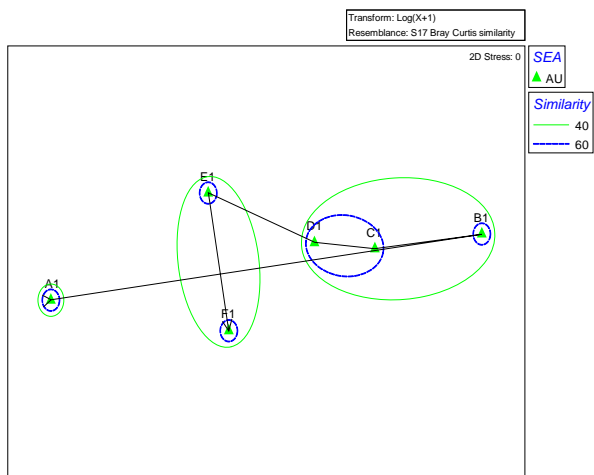
Η δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού παρουσίασε σημαντική διαφοροποίηση μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας, τόσο το φθινόπωρο (One Way ANOSIM: Global $R=0,893$, $p=0,1\%$, μεταξύ σταθμών $R=0,958-1$, $p=2,9\%$), όσο και το καλοκαίρι (One Way ANOSIM: Global $R=0,98$, $p=0,1\%$, μεταξύ σταθμών $R=0,667-1$, $p=2,9\%$). Από τις τιμές του Global R φαίνεται πως η διαφοροποίηση ήταν περισσότερο έντονη το καλοκαίρι. Επίσης, η δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού παρουσίασε σημαντική διαφοροποίηση μεταξύ των εποχών (Two-way crossed ANOSIM: Global $R=0,964$, $p=0,1\%$).

Η ομαδοποίηση των σταθμών δειγματοληψίας το φθινόπωρο (Σχήμα 4.10α) έδειξε πως η ομοιότητα μεταξύ των σταθμών ήταν χαμηλή (<60%), εκτός μεταξύ των ενδιάμεσων λεκανών C1 και D1. Υπήρχε μεγάλη ανομοιότητα στη δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού μεταξύ της θάλασσας (A1) και της πρώτης λεκάνης (B1, ομοιότητα Bray-Curtis 0,27%). Επίσης, η ομοιότητα μεταξύ γειτονικών σταθμών ήταν μεγαλύτερη από αυτή απομακρυσμένων σταθμών και αυτό υποδηλώνει την ύπαρξη διαβάθμισης στη δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας. Η διαβάθμιση αυτή από την πρώτη λεκάνη (B1) μέχρι την τελευταία λεκάνη (G1) είναι φανερή στην ταξιθέτηση NMDS (Σχήμα 4.10β).

Η ομαδοποίηση των σταθμών δειγματοληψίας το καλοκαίρι (Σχήμα 4.11α) έδειξε πως η ομοιότητα μεταξύ των σταθμών ήταν χαμηλή (ομοιότητα Bray-Curtis <60%), εκτός μεταξύ των τελευταίων λεκανών F1 και G1. Η ομοιότητα μεταξύ θάλασσας και πρώτης λεκάνης ήταν αυξημένη σε σχέση με το φθινόπωρο (ομοιότητα Bray-Curtis 34%). Η ομοιότητα μεταξύ γειτονικών σταθμών ήταν μεγαλύτερη από αυτή απομακρυσμένων σταθμών (με την εξαίρεση της μεγαλύτερης ομοιότητας που παρουσίασε η ενδιάμεση λεκάνη D1 με τις τελευταίες λεκάνες F1 και G1 από ότι με τη γειτονική της E1, Σχήμα 4.11β) και αυτό υποδηλώνει την ύπαρξη διαβάθμισης στη δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας. Η διαβάθμιση αυτή από τη θάλασσα μέχρι την τελευταία λεκάνη είναι φανερή στην ταξιθέτηση NMDS (Σχήμα 4.11β).

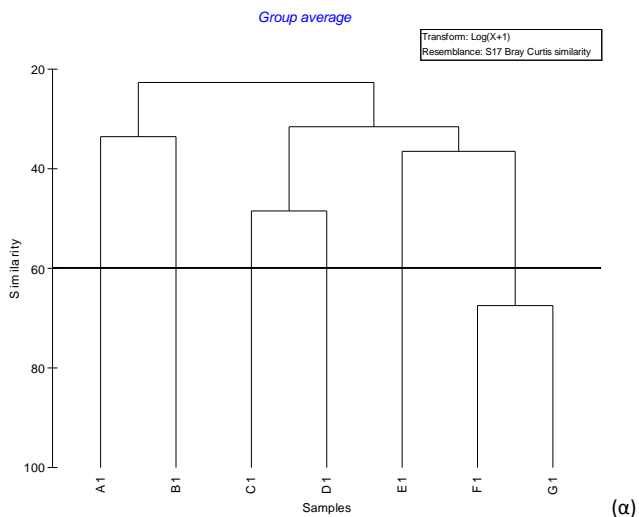


(α)

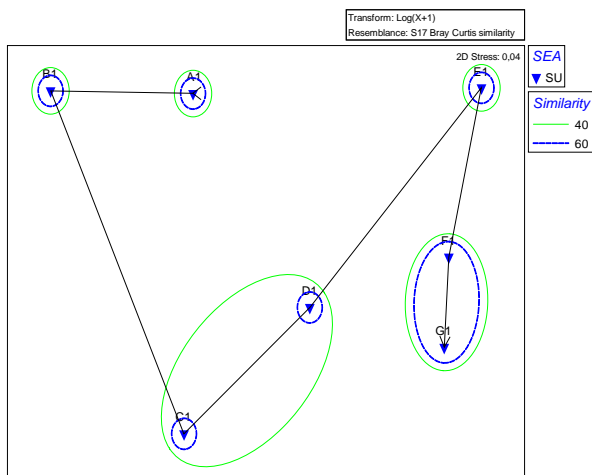


(β)

Σχήμα 4.10. (α) Ταξιθέτηση NMDS και (β) ιεραρχική ομαδοποίηση CLUSTER των σταθμών δειγματοληψίας του φθινοπώρου της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών, βασισμένες στα δεδομένα αφθονίας του φυτοπλαγκτού. Τα βέλη στα διαγράμματα NMDS υποδηλώνουν την ροή του νερού στις λεκάνες των αλυκών, ενώ οι καμπύλες διακεκομμένων γραμμών υποδηλώνουν ομάδες σταθμών σε επίπεδο ομοιότητας 60%.



(α)

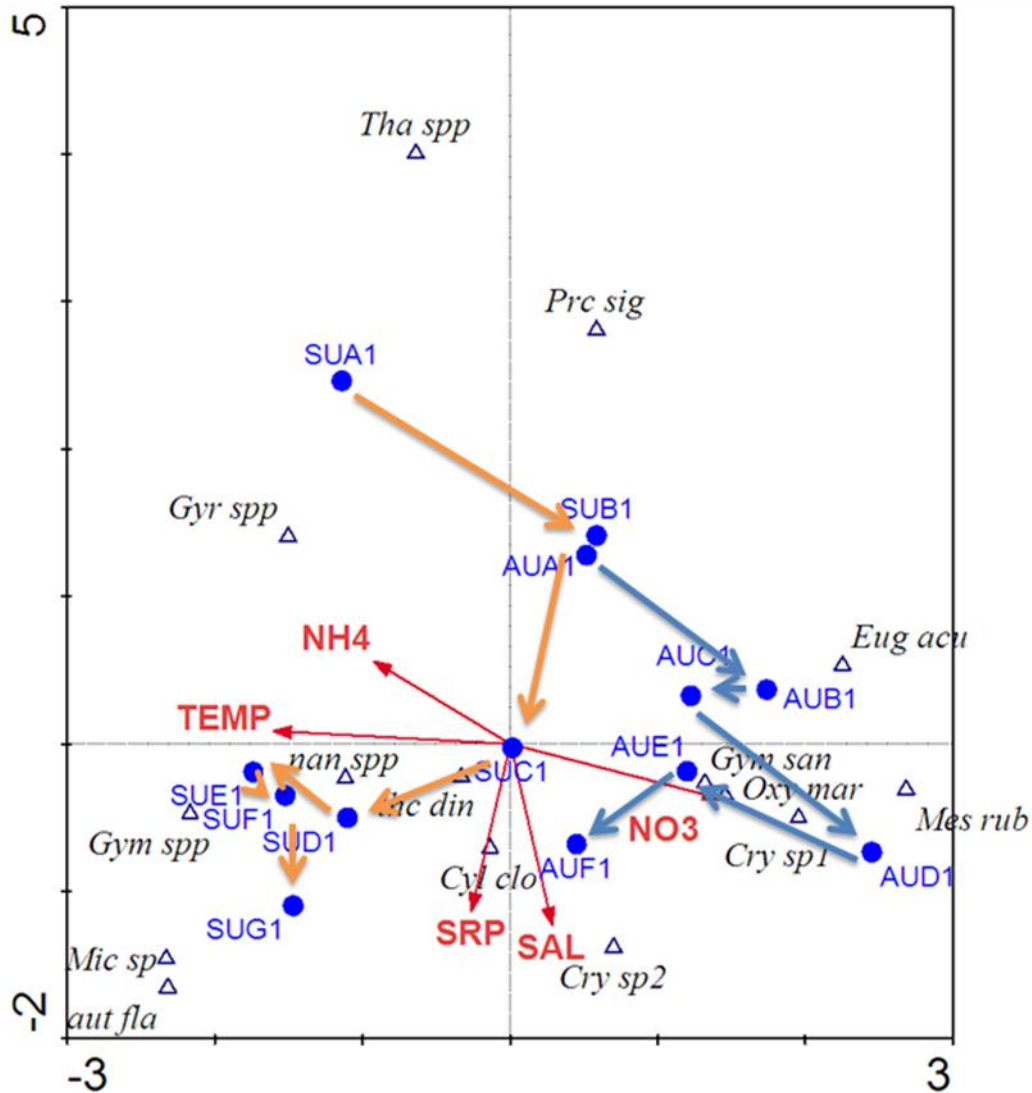


(β)

Σχήμα 4.11. (α) Ταξιθέτηση NMDS και (β) ιεραρχική ομαδοποίηση CLUSTER των σταθμών δειγματοληψίας του καλοκαίρι της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών, βασισμένες στα δεδομένα αφθονίας του φυτοπλαγκτού. Τα βέλη στα διαγράμματα NMDS υποδηλώνουν την ροή του νερού στις λεκάνες των αλυκών, ενώ οι καμπύλες διακεκομμένων γραμμών υποδηλώνουν ομάδες σταθμών σε επίπεδο ομοιότητας 60%.

Συσχέτιση της δομής της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού και του αβιοτικού περιβάλλοντος

Η ταξιθέτηση CCA (Σχήμα 4.12) ερμήνευσε σημαντικό ποσοστό της συνολικής διακύμανσης των δεδομένων πυκνότητας της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού (σύνολο κανονικών ιδιοτιμών 1,536, ολική διακύμανση 2,528, p όλων των κανονικών αξόνων=0,002). Ο πρώτος κανονικός άξονας (ιδιοτιμή 0,642, $p=0,024$) διαχωρίζει τις δύο εποχές, ενώ ο δεύτερος κανονικός άξονας (ιδιοτιμή 0,491) διαχωρίζει τους σταθμούς κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας. Οι περιβαλλοντικές μεταβλητές που ήταν καλύτερα συσχετισμένες (συσχέτιση $>0,6$) με τον πρώτο κανονικό άξονα ήταν η θερμοκρασία, το άζωτο αμμωνιακών και το άζωτο νιτρικών. Οι περιβαλλοντικές μεταβλητές που ήταν καλύτερα συσχετισμένες (συσχέτιση $>0,6$) με το δεύτερο κανονικό άξονα ήταν η αλατότητα και ο διαλυτός αντιδρών φωσφόρος. Η ταξιθέτηση CCA διαχώρισε έτσι τα taxa του φυτοπλαγκτού σε τέσσερις ομάδες: (1) αυτά που βρέθηκαν να απαντούν σε υψηλότερη θερμοκρασία, υψηλότερη συγκέντρωση αζώτου αμμωνιακών, χαμηλότερη αλατότητα και χαμηλότερη συγκέντρωση διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου (π.χ. *Thanassiosira* spp., *Gyrodinium* spp.), (2) αυτά που βρέθηκαν να απαντούν σε χαμηλότερη θερμοκρασία, υψηλότερη συγκέντρωση αζώτου νιτρικών, χαμηλότερη αλατότητα και χαμηλότερη συγκέντρωση διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου (π.χ. *Prorocentrum sigmoides*, *Euglena acusformis*), (3) αυτά που βρέθηκαν να απαντούν σε υψηλότερη θερμοκρασία, υψηλότερη συγκέντρωση αμμωνιακών, υψηλότερη αλατότητα και υψηλότερη συγκέντρωση διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου ("Micromonadophyceae sp.", "autotrophic flagellate sp.", "thecate dinophyceae spp.", *Gymnodinium* spp., "nanophytoplankton spp.", *Cylindrotheca closterium*) και (4) αυτά που βρέθηκαν να απαντούν σε χαμηλότερη θερμοκρασία, υψηλότερη συγκέντρωση αζώτου νιτρικών, υψηλότερη αλατότητα και υψηλότερη συγκέντρωση διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου (π.χ. *Gymnodinium sanguineum*, *Oxyrrhis marina*, "Cryptophyceae sp. 1" και "Cryptophyceae sp. 2", *Mesodinium rubrum*).

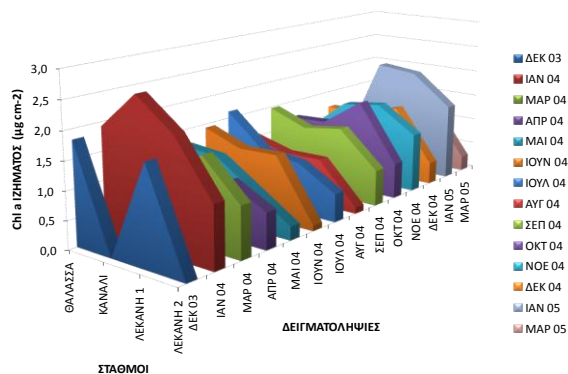
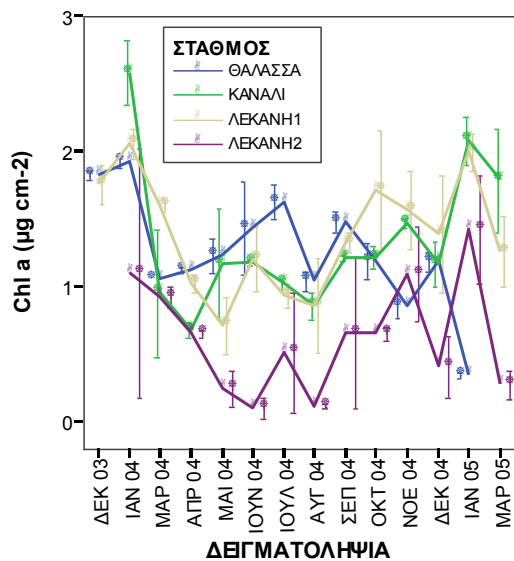


Σχήμα 4.12. Ταξιθέτηση CCA των δεδομένων πυκνότητας των taxa του φυτοπλαγκτού, constrained από τις περιβαλλοντικές μεταβλητές αλατότητα (SAL), θερμοκρασία (TEMP), άζωτο αμμωνιακών (NH₄), άζωτο νιτρικών (NO₃) και διαλυτός ανιδρών φωσφόρος (SRP). Οι σταθμοί αναπαριστώνται από τα αντίστοιχα centroids ενώ οι περιβαλλοντικές μεταβλητές από τα αντίστοιχα κόκκινα βέλη. Τα μπλέ βέλη υποδηλώνουν την ροή του νερού στην περιοχή μελέτης το φθινόπωρο, ενώ τα πορτοκαλί βέλη το καλοκαίρι. Μπροστά από το όνομα του σταθμού δηλώνεται η εποχή (AU=φθινόπωρο, SU=καλοκαίρι). Παρουσιάζονται τα πλέον άφθονα taxa: aut fla = "autotrophic flagellate sp.", Cry sp1 = "Cryptophyceae sp. 1", Cry sp2 = "Cryptophyceae sp. 2", Cyl clo = *Cylindrotheca closterium*, Eug acu = *Euglena acusformis*, Gym san = *Gymnodinium sanguineum*, Gym spp = *Gymnodinium* spp., Gyr spp = *Gyrodinium* spp., Mes rub = *Mesodinium rubrum*, Mic sp = "Micromonadophyceae sp.", nan spp = "nanophytoplankton spp.", Oxy mar = *Oxyrrhis marina*, Prc sig = *Prorocentrum sigmoides*, Tha spp = *Thalassiosira* spp., thec din = "thecate dinophyceae spp."

4.3.3 ΤΟ ΜΙΚΡΟΦΥΤΟΒΕΝΘΟΣ ΣΤΗ ΜΕΤΑΒΑΣΗ ΑΠΟ ΤΟ ΘΑΛΑΣΣΙΟ ΣΤΟ ΛΙΜΝΟΘΑΛΑΣΣΙΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

4.3.3.1 Χλωροφύλλη *a*

Οι χρονικές διακυμάνσεις των μέσων τιμών της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* ιζήματος παρουσιάζονται στο Σχήμα 4.13. Οι μέγιστες μέσες μηνιαίες τιμές συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* στο ίζημα καταγράφηκαν σε όλους τους σταθμούς την ψυχρή περίοδο του έτους [θάλασσα: 1,93 $\mu\text{g cm}^{-2}$ (Ιανουάριος 2004), κανάλι: 2,58 $\mu\text{g cm}^{-2}$ (Ιανουάριος 2004), λεκάνη 1: 2,06 $\mu\text{g cm}^{-2}$ (Ιανουάριος 2004), λεκάνη 2: 1,42 $\mu\text{g cm}^{-2}$ (Ιανουάριος 2005)]. Οι χρονικές διακυμάνσεις των μέσων τιμών ήταν μεγαλύτερες στη λεκάνη 2 (εύρος τιμών: 0,10-1,42 $\mu\text{g cm}^{-2}$, CV=66%) σε σχέση με τη θάλασσα (εύρος τιμών: 0,34-1,93 $\mu\text{g cm}^{-2}$, CV=33%), το κανάλι (εύρος τιμών: 0,68-2,58 $\mu\text{g cm}^{-2}$, CV=40%) και τη λεκάνη 1 (εύρος τιμών: 0,71-1,06 $\mu\text{g cm}^{-2}$, CV=31%). Ο έλεγχος Kruskal-Wallis έδειξε ότι η συγκέντρωση της χλωροφύλλης *a* διέφερε σημαντικά μεταξύ των σταθμών κατά τη διάρκεια του έτους (Πίνακας 4.21). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε ότι η συγκέντρωση της χλωροφύλλης *a* ήταν τυπικά χαμηλότερη στη λεκάνη 2 από ότι στους άλλους σταθμούς. Η συγκέντρωση της χλωροφύλλης *a* δεν διέφερε σημαντικά ανάμεσα στη θάλασσα, στο κανάλι και στη λεκάνη 1 (Πίνακας 4.22). Ο έλεγχος Mann-Witney έδειξε επίσης ότι η συγκέντρωση της χλωροφύλλης *a* διέφερε σημαντικά μεταξύ θερμής και ψυχρής περιόδου του έτους (χειμώνας 2004-2005) στη θάλασσα ($p < 0,05$) και μεταξύ θερμής και ψυχρής περιόδου του έτους (χειμώνας 2003-2004) τη λεκάνη 1 ($p < 0,05$).



(α)

(β)

Σχήμα 4.13. Διακυμάνσεις της συγκέντρωσης στο ιζήμα της χλωροφύλλης α (Chl a) (α) κατά τις μηνιαίες δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου και (β) κατά μήκος της διαβάθμισης θαλάσσιο περιβάλλον – λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον κατά τις μηνιαίες δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου.

Πίνακας 4.21. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Kruskal-Wallis για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας της πρώτης περιόδου σε ότι αφορά τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης α ιζήματος (β.ε.=βαθμοί ελευθερίας, H=στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Kruskal-Wallis, *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, μ.σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ	β.ε.	H
Chl a	3	30,138 ***

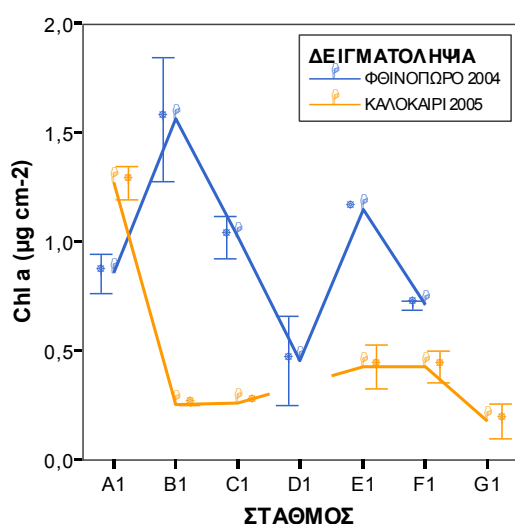
Πίνακας 4.22. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Mann-Whitney για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας κατά τις μηνιαίες δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου σε ότι αφορά τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης α ιζήματος (U=στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Mann-Whitney, *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, μ.σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ		ΚΑΝΑΛΙ		ΛΕΚΑΝΗ 1		ΛΕΚΑΝΗ 2	
		U	μ.σ.	U	μ.σ.	U	μ.σ.
Chl a	ΘΑΛΑΣΣΑ	376,5	μ.σ.	366,5	μ.σ.	147,5	***
	ΚΑΝΑΛΙ			414,5	μ.σ.	139,5	***
	ΛΕΚΑΝΗ 1					140,5	***
	ΛΕΚΑΝΗ 2						

4.3.4 ΤΟ ΜΙΚΡΟΦΥΤΟΒΕΝΘΟΣ ΚΑΤΑ ΜΗΚΟΣ ΤΗΣ ΔΙΑΒΑΘΜΙΣΗΣ ΑΛΑΤΟΤΗΤΑΣ

4.3.4.1 Χλωροφύλλη *a*

Η συγκέντρωση της χλωροφύλλης *a* στο ίζημα κυμάνθηκε σε παρόμοια επίπεδα το φθινόπωρο (εύρος μέσων τιμών σταθμών 0,46 – 1,57 $\mu\text{g cm}^{-2}$) και το καλοκαίρι (εύρος μέσων τιμών σταθμών 0,18 – 1,28 $\mu\text{g cm}^{-2}$). Η υψηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε το φθινόπωρο στο σταθμό B1, ενώ το καλοκαίρι στο σταθμό A1. Αντίθετα, η χαμηλότερη μέση τιμή μετρήθηκε στο σταθμό D1 το φθινόπωρο και στο σταθμό G1 το καλοκαίρι (Σχήμα 4.14). Η δοκιμασία Kruskal-Wallis έδειξε ότι και τις δύο εποχές, η συγκέντρωση της χλωροφύλλης *a* στο ίζημα δεν διέφερε σημαντικά μεταξύ των σταθμών (Πίνακας 4.23).



Σχήμα 4.14. Διακυμάνσεις της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* ιζήματος, κατά τις δειγματοληψίες της δεύτερης περιόδου.

Πίνακας 4.23. Τα αποτελέσματα της δοκιμασίας Kruskal-Wallis για τον έλεγχο της διαφοροποίησης των σταθμών δειγματοληψίας της δεύτερης περιόδου σε ότι αφορά τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης *a* ιζήματος (df=βαθμοί ελευθερίας, H=στατιστική παράμετρος δοκιμασίας Kruskal-Wallis, *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, μ.σ.=στατιστικά μη σημαντικό αποτέλεσμα).

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ	ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ 2004			ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ 2005		
	β.ε.	H	μ.σ.	β.ε.	H	μ.σ.
Chl <i>a</i>	5	9,50	μ.σ.	5	8,89	μ.σ.

4.4 ΣΥΖΗΤΗΣΗ

4.4.1 ΦΥΤΟΠΛΑΓΚΤΟ

Οι μέγιστες τιμές της βιομάζας του φυτοπλαγκτού (υπολογισμένης ως συγκέντρωση της χλωροφύλλης *a*) κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον καταγράφηκαν σε όλους τους σταθμούς τη ψυχρή περίοδο του έτους και αυτό πιθανότατα οφείλεται στις αυξημένες τότε συγκεντρώσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων στην περιοχή μελέτης (βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ Ι). Τα πλέον σημαντικά μέγιστα συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* που καταγράφηκαν στο κανάλι και την λεκάνη 1 οφείλονταν σε πληθυσμιακές εξάρσεις ευγληνοφυκών (*Euglena acusformis*) και κρυπτοφυκών ("Cryptophyceae sp. 1"). Το προαναφερθέν εποχιακό πρότυπο αλλά και οι πληθυσμιακές εξάρσεις των συγκεκριμένων ειδών το χειμώνα καταγράφηκαν για δύο συνεχόμενα έτη και αυτό φαίνεται πως αποτελεί ένδειξη ενός χρόνιου προβλήματος ευτροφισμού στην περιοχή μελέτης, που εκδηλώνεται το χειμώνα κάτω από την επίδραση των βροχοπτώσεων στα φορτία ανόργανων θρεπτικών αλάτων που εισέρχονται στον κόλπο Καλλονής (βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ Ι). Οι εισροές φορτίων ανόργανων θρεπτικών αλάτων στον κόλπο Καλλονής με προέλευση την ξηρά γίνονται το χειμώνα με επεισοδιακό τρόπο, υπό την μορφή παλμών (Spatharis 2007). Είναι γνωστό πως το φυτοπλαγκτό αντιδρά στην είσοδο μεγάλων φορτίων ανόργανων θρεπτικών αλάτων και τις συνακόλουθες αλλαγές στις στοιχειομετρικές αναλογίες με δραστικές αλλαγές στη σύνθεση και στη δομή της βιοκοινότητας καθώς επίσης και με το σχηματισμό πληθυσμιακών εξάρσεων (Justic 1995, Piehler *et al.* 2004). Όταν οι εισοδοί των φορτίων θρεπτικών αλάτων γίνονται υπό την μορφή παλμών, η επίδραση στο φυτοπλαγκτό μπορεί να είναι έντονη, όπως έχουν δείξει πειραματικές μελέτες (Buyukates & Roelke 2005) αλλά και μελέτες σε παράκτια οικοσυστήματα (Spatharis *et al.* 2007). Στην παρούσα μελέτη φάνηκε πως η επίδραση της επεισοδιακής εισόδου μεγάλων φορτίων ανόργανων θρεπτικών αλάτων στον κόλπο Καλλονής το χειμώνα έχει παρόμοια επίδραση και στη βιοκοινότητα του φυτοπλαγκτού των παράκτιων υγροτοπικών οικοσυστημάτων της περιοχής των αλυκών Καλλονής με δραστικές αλλαγές στη σύνθεση και την βιομάζα του φυτοπλαγκτού και το σχηματισμό πληθυσμιακών εξάρσεων. Οι

τελευταίες μάλιστα σχηματίζονται από taxa διαφορετικά (δηλ. taxa που ανήκουν στα ευγληνοφύκη και κρυπτοφύκη) από αυτά που σχηματίζουν πληθυσμιακές εξάρσεις στον κόλπο Καλλονής (δηλ. το διάτομο *Pseudonitzschia calliantha* – Spatharis *et al.* 2007).

Η διαφοροποίηση στις υδροδυναμικές συνθήκες (π.χ. στο χρόνο παραμονής των υδάτων, ο οποίος είναι σαφώς μεγαλύτερος στις λεκάνες από ότι στη γειτονική θαλάσσια περιοχή) είναι πιθανότατα ένας από τους βασικούς παράγοντες που ελέγχουν το παρατηρούμενο χωρικό πρότυπο της κατανομής της βιομάζας του φυτοπλαγκτού κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον στην περιοχή μελέτης (Miller *et al.* 1990). Ένας άλλος παράγοντας είναι πιθανότατα η παροχή ανακυκλωμένων ανόργανων θρεπτικών αλάτων από το πλούσιο σε οργανική ύλη ίζημα του πυθμένα του καναλιού και των λεκανών, τα οποία εμπλουτίζουν τη στήλη του νερού άμεσα, λόγω του μικρού βάθους της στήλης νερού (βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ I).

Η πυκνότητα και η βιομάζα του φυτοπλαγκτού κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας κυμάνθηκαν σε παρόμοια επίπεδα κατά τις δειγματοληψίες του φθινόπωρου και του καλοκαιριού, με τη διαφορά ότι οι μέγιστες τιμές καταγράφηκαν το φθινόπωρο στην πρώτη λεκάνη από ευγληνοφύκη, ενώ το καλοκαίρι στις δύο τελευταίες λεκάνες κατά μήκος της διαβάθμισης από φυτομαστιγωτά. Η εποχιακή διαφοροποίηση της κατανομής της βιομάζας και της αφθονίας του φυτοπλαγκτού αλλά και των υπεύθυνων για τις πληθυσμιακές εξάρσεις ειδών κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας υποδεικνύει αντίστοιχη διαφοροποίηση των περιβαλλοντικών παραγόντων που ελέγχουν την ανάπτυξη του φυτοπλαγκτού στις λεκάνες των αλυκών τόσο στο χώρο, όσο και στο χρόνο. Τέτοιοι παράγοντες ήταν πιθανότατα οι καιρικές συνθήκες, οι υδροδυναμικές συνθήκες, η αλατότητα, η θερμοκρασία και οι συγκεντρώσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων της στήλης νερού καθώς και χωρικές και εποχιακές διαφοροποιήσεις των διεργασιών της βενθοπελαγικής διασύνδεσης στις λεκάνες των αλυκών (βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ I).

Οι λεκάνες χαμηλής αλατότητας σε πολλές αλυκές χαρακτηρίζονται από χαμηλές αφθονίες φυτοπλαγκτού, εξαιτίας των χαμηλών συγκεντρώσεων ανόργανων θρεπτικών αλάτων, που φτάνουν συχνά σε επίπεδα περιοριστικά για την πρωτογενή παραγωγή (Davis 1978, 1990, Javor 1983a, 1983b, Britton & Johnson 1987). Αντίθετα, κρίνοντας από τα επίπεδα των συγκεντρώσεων των ανόργανων θρεπτικών αλάτων (βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ I), τα επίπεδα της βιομάζας

και της αφθονίας του φυτοπλαγκτού, το σχηματισμό πληθυσμιακών εξάρσεων του φυτοπλαγκτού και την παρουσία ειδών του φυτοπλαγκτού που είναι δείκτες ευτροφισμού, οι αλυκές Καλλονής φαίνεται πως παρουσιάζουν χρόνιο πρόβλημα ευτροφισμού. Παρόμοιο πρόβλημα ευτροφισμού έχει καταγραφεί και σε ορισμένες άλλες αλυκές (Javor 1983b, 1989).

Οι μέγιστες τιμές της πυκνότητας του φυτοπλαγκτού που καταγράφηκαν στις λεκάνες των αλυκών ήταν συγκρίσιμες με μέγιστες τιμές που έχουν καταγραφεί στην ευρύτερη περιοχή του κόλπου Καλλονής, από διαφορετικά όμως είδη (Spatharis *et al.* 2007). Τα επίπεδα βιομάζας του φυτοπλαγκτού (υπολογισμένης ως συγκέντρωση της χλωροφύλλης *a*) ήταν επίσης συγκρίσιμα με αυτά που έχουν καταγραφεί σε φυσικές λιμνοθάλασσες (Kormas *et al.* 2001, Vadrucchi *et al.* 2004). Επίσης, το εποχιακό πρότυπο που καταγράφηκε στις αλυκές Καλλονής με τα ετήσια μέγιστα της βιομάζας του φυτοπλαγκτού να καταγράφονται το χειμώνα έχει παρατηρηθεί και σε φυσικές λιμνοθάλασσες (Kormas *et al.* 2001).

Στο σταθμό της θάλασσας (κόλπος Καλλονής) καταγράφηκαν ταξινομικές ομάδες του φυτοπλαγκτού που είναι τυπικές παράκτιων θαλάσσιων υδάτων, όπως είναι τα διάτομα και τα δινοφύκη. Πολλά όμως από τα είδη διατόμων και δινοφυκών που καταγράφηκαν απαντούν τόσο σε παράκτια θαλάσσια ύδατα όσο και σε υφάλμυρα ύδατα. Το αποτέλεσμα αυτό μπορεί να εξηγηθεί από τον ιδιαίτερο χαρακτήρα του κόλπου Καλλονής: Είναι ένας ημίκλειστος θαλάσσιος κόλπος που δεν υφίσταται την επίδραση των θαλάσσιων υδάτων του Αιγαίου το ίδιο άμεσα όπως αν ήταν ένας τυπικός θαλάσσιος κόλπος με καλύτερη επικοινωνία με την ανοιχτή θάλασσα. Παράλληλα, υφίσταται την άμεση επίδραση των γλυκών υδάτων ποταμών και χειμάρων την περίοδο των βροχοπτώσεων (βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ Ι). Κατά συνέπεια, ο κόλπος Καλλονής έχει σε σημαντικό βαθμό και υφάλμυρο χαρακτήρα και αυτό αντικατοπτρίζεται και στη σύνθεση του φυτοπλαγκτού.

Από την άλλη, στις λεκάνες απουσίαζαν ομάδες του φυτοπλαγκτού που είναι τυπικές παράκτιων θαλάσσιων υδάτων και ήταν αντίθετα παρούσες στη θάλασσα, ενώ καταγράφηκαν σε μεγάλες πυκνότητες taxa που θεωρούνται τυπικά για οικοσυστήματα υφάλμυρων υδάτων. Το αποτέλεσμα αυτό υποδηλώνει το λιμνοθαλάσσιο χαρακτήρα των λεκανών χαμηλής αλατότητας των αλυκών Καλλονής.

Ο εμπλουτισμός των δειγμάτων από τυχοπλαγκτικά βενθικά είδη εξαιτίας του μικρού βάθους της στήλης νερού ήταν σημαντικός σε ότι αφορά την συνεισφορά τους στον συνολικό πλούτο

ειδών αλλά όχι σε ότι αφορά την αριθμητική αφθονία τους, σε αντίθεση με ότι έχει καταγραφεί σε άλλες αλυκές (π.χ. Javor 1983, Davis 1990, Segal *et al.* 2006).

Οι πληθυσμιακές εξάρσεις του ευγληνοφύκου *Euglena acusformis* και του αυτότροφου βλεφαριδωτού πρωτόζωου *Mesodinium rubrum* που καταγράφηκαν σε ορισμένες λεκάνες των αλυκών το φθινόπωρο αναδεικνύουν τον εύτροφο χαρακτήρα των λεκανών αυτών (Williams 1996, Crawford *et al.* 1997, Hansen & Fenchel 2006, Reynolds 2006).

Ορισμένα από τα γένη του φυτοπλαγκτού που βρέθηκαν στις λεκάνες των αλυκών Καλλονής παρουσιάζουν ευρεία εξάπλωση και σε άλλες αλυκές. Τέτοια είναι τα *Gymnodinium*, *Oxyrrhis*, *Pleurosigma*, *Cylindrotheca* και *Spirulina* (Pavlova *et al.* 1998, Ayadi *et al.* 2004). Βρέθηκε πως υπάρχει σαφής διαφοροποίηση στη σύνθεση των άφθονων taxa του φυτοπλαγκτού μεταξύ των αλυκών Καλλονής και του κόλπου Καλλονής: Στην περίπτωση των αλυκών Καλλονής τα πλέον άφθονα taxa ήταν φυτομαστιγωτά (ευγληνοφύκη, κρυπτοφύκη, δινοφύκη κ.α.), ενώ στην ευρύτερη περιοχή του κόλπου Καλλονής αναφέρεται πως τα πλέον άφθονα είδη είναι κυρίως διάτομα (Spatharis *et al.* 2007). Από την άλλη, τα φυτομαστιγωτά έχει βρεθεί πως είναι η κυρίαρχη ταξινομική ομάδα του φυτοπλαγκτού σε ότι αφορά την αριθμητική αφθονία για μια σειρά λιμνοθαλάσσιων οικοσυστημάτων (Kormas *et al.* 2001, Nikolaidou *et al.* 2005, Vadrucchi *et al.* 2007). Τα φυτομαστιγωτά θεωρούνται πως περιλαμβάνουν είδη ευκαιριακά, με μικρές διαστάσεις, υψηλό λόγο επιφάνειας προς όγκο και μικρό χρόνο διπλασιασμού, καθώς και είδη ανθεκτικά σε περιβαλλοντικές πιέσεις (Reynolds 2006). Τα παραπάνω χαρακτηριστικά προσφέρουν καλύτερη προσαρμογή στο ιδιαίτερα μεταβαλλόμενο περιβάλλον των αλυκών και των άλλων τύπων οικοσυστημάτων μεταβατικών υδάτων (Vadrucchi *et al.* 2007).

Από τα αποτελέσματα φάνηκε πως οι λεκάνες των αλυκών χαρακτηρίζονται από μειωμένο πλούτο ειδών του φυτοπλαγκτού σε σχέση με τη γειτονική θαλάσσια περιοχή και αυτό σε συνδιασμό με τη σαφώς αυξημένη αριθμητική αφθονία του φυτοπλαγκτού στις λεκάνες είναι χαρακτηριστικό των λιμνοθαλάσσιων οικοσυστημάτων εν γένει. Αντίθετα, η ποικιλότητα (πλούτος ειδών και ισοδιανομή) στο σταθμό της θάλασσας δεν ήταν υψηλότερη από ότι στις λεκάνες, επειδή καταγράφηκε εκεί μειωμένη ισοδιανομή. Στο φυτοπλαγκτό δεν παρατηρήθηκε ένα εποχιακά σταθερό πρότυπο μείωσης του πλούτου ειδών στις λεκάνες κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας αντίστοιχο με αυτό που παρατηρείται στη βενθική μακροπανίδα (Guélorget & Perthuisot 1992), ενώ η ιεράρχηση των λεκανών σε ότι αφορά την

ποικιλότητα δεν παρουσίασε ένα εποχιακά σταθερό πρότυπο και επηρεαζόταν κάθε φορά από το σχηματισμό πληθυσμιακών εξάρσεων σε συγκεκριμένες λεκάνες, όπου η ισοδιανομή ήταν μειωμένη.

Η περιοχή των λεκανών χαρακτηρίστηκε από χαμηλότερη β ποικιλότητα σε σχέση με τη συνολική περιοχή μελέτης και έτσι γίνεται εμφανές το μέγεθος της ανανέωσης στη σύνθεση της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού από τη θάλασσα στις λεκάνες. Η β ποικιλότητα ήταν χαμηλότερη το φθινόπωρο και αυτό οφείλεται στην εξάπλωση σε περισσότερες της μιας λεκάνες της συνάθροισης των ειδών που συμμετείχαν στην πληθυσμιακή έξαρση του *Euglena acusformis*. Η εποχιακή ανανέωση των ειδών κυμάνθηκε σε παρόμοια, σημαντικά επίπεδα, είτε στο σταθμό της θάλασσας, είτε στις λεκάνες και αυτό αποτελεί ένδειξη της επίδρασης των εποχιακών αλλαγών του περιβάλλοντος στη σύνθεση της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού στην περιοχή μελέτης.

Η διαφοροποίηση των σταθμών ήταν περισσότερο έντονη το καλοκαίρι και αυτό μπορεί να αποδοθεί στην εξάπλωση της πληθυσμιακής έξαρσης του *Euglena acusformis* το φθινόπωρο σε περισσότερες της μιας λεκάνες. Επίσης, η δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού παρουσίασε σημαντική διαφοροποίηση μεταξύ των εποχών, όπως έχει βρεθεί πως ισχύει σε πολλά οικοσυστήματα μεταβατικών υδάτων (Vadrucci *et al.* 2007). Η ομοιότητα μεταξύ γειτονικών σταθμών σε ότι αφορά τη δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού ήταν μεγαλύτερη από αυτή απομακρυσμένων σταθμών και αυτό υποδηλώνει την ύπαρξη διαβάθμισης στη δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας. Παρόλα αυτά, δεν παρατηρήθηκε στην περιοχή μελέτης κάποια ευκρινής ζώνωση της δομής της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού κάτω από την επίδραση του περιορισμού ανάλογη αυτής που παρατηρείται στο βένθος στα λιμνοθαλάσσια οικοσυστήματα κάτω από την επίδραση του περιορισμού (Guélorget & Perthuisot 1992). Οι εποχιακές διαφοροποιήσεις στη δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού παρουσίασαν συσχέτιση με τις εποχιακές μεταβολές της θερμοκρασίας καθώς και με τις εποχιακές μεταβολές στις συγκεντρώσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων. Από την άλλη, οι χωρικές διαφοροποιήσεις στη δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού παρουσίασαν συσχέτιση με τη διαβάθμιση της αλατότητας καθώς και με τις χωρικές μεταβολές στις συγκεντρώσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων. Η επίδραση των διαβαθμίσεων της αλατότητας και του περιορισμού στη δομή της βιοκοινότητας

του φυτοπλαγκτού στην περιοχή μελέτης είναι πιθανότατα σημαντική, αλλά επίσης σημαντική φαίνεται πως είναι η επίδραση τοπικών διαφοροποιήσεων των διεργασιών της βενθοπελαγικής διασύνδεσης σε ότι αφορά τα ανόργανα θρεπτικά άλατα.

Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης κάνουν φανερή την χωρική και εποχιακή ετερογένεια στη δομή της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού στις λεκάνες χαμηλής αλατότητας των αλυκών. Επίσης είναι γνωστό πως υφίσταται σημαντική χωρική ετερογένεια και σε περιφερειακή κλίμακα, δηλαδή μεταξύ διαφορετικών οικοσυστημάτων αλυκών, κατά τον ίδιο τρόπο που υφίσταται σημαντική ετερογένεια στην ίδια χωρική κλίμακα και μεταξύ άλλων τύπων οικοσυστημάτων μεταβατικών υδάτων (Vadrucci *et al.* 2007). Η μελέτη της ετερογένειας σε διάφορες χωρικές και χρονικές κλίμακες της δομής της βιοκοινότητας του φυτοπλαγκτού στα οικοσυστήματα μεταβατικών υδάτων αναγνωρίζεται πως πρέπει να λαμβάνεται υπόψη στο σχεδιασμό προγραμμάτων παρακολούθησης που εξετάζουν και το φυτοπλαγκτό των οικοσυστημάτων αυτών (Vadrucci *et al.* 2007).

4.4.2 ΜΙΚΡΟΦΥΤΟΒΕΝΘΟΣ

Οι μέγιστες τιμές της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* στο ίζημα (δηλ. της βιομάζας του μικροφυτοβένθους) κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον καταγράφηκαν σε όλους τους σταθμούς την ψυχρή περίοδο του έτους, όπως ισχύει και για τη χλωροφύλλη *a* της στήλης νερού (δηλ. της βιομάζας του φυτοπλαγκτού). Η παρατηρούμενη εποχικότητα οφείλεται πιθανότατα στις αυξημένες συγκεντρώσεις των ανόργανων θρεπτικών αλάτων στην περιοχή μελέτης τη ψυχρή περίοδο του έτους (βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ I).

Οι χαμηλότερες συγκεντρώσεις χλωροφύλλης *a* στο ίζημα καταγράφηκαν στη λεκάνη 2, όπου η υψηλή συνεκτικότητα του ιζήματος (προσ. παρατηρ.) προκάλεσε πιθανότατα μείωση της εισχώρησης του CO₂ και περιορισμό της φωτοσύνθεσης (McLusky & Elliott 2004).

Οι τιμές της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης *a* στο ίζημα κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας δεν παρουσίασαν σημαντικές διαφοροποιήσεις μεταξύ των σταθμών ή των εποχών. Η απουσία εποχικότητας οφείλεται πιθανότατα στο πιο σταθερό περιβάλλον του

ιζήματος για τα μικροφύκη του μικροφυτοβένθους, από την άποψη π.χ. της διαθεσιμότητας ανόργανων θρεπτικών αλάτων, ενώ το περισσότερο μεταβαλλόμενο περιβάλλον της στήλης νερού αντικατοπτρίζεται στις έντονες εποχιακές μεταβολές της σύνθεσης και της βιομάζας των μικροφυκών του φυτοπλαγκτού (McLusky & Elliott 2004).

5. ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΙΙΙ

ΕΠΟΧΙΑΚΕΣ ΜΕΤΑΒΟΛΕΣ ΤΗΣ ΔΟΜΗΣ ΤΗΣ ΒΙΟΚΟΙΝΟΤΗΤΑΣ ΤΩΝ ΜΑΛΑΚΙΩΝ ΣΤΗ ΜΕΤΑΒΑΣΗ ΑΠΟ ΤΟ ΘΑΛΑΣΣΙΟ ΣΤΟ ΛΙΜΝΟΘΑΛΑΣΣΙΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ¹

ΕΚΤΕΝΗΣ ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Οι αλυκές αποτελούν την πλέον χαρακτηριστική περίπτωση παράκτιου υδατικού οικοσυστήματος στην οποία μπορεί να συναντήσει κανείς περιβαλλοντική διαβάθμιση από το θαλάσσιο στο υπέραλο περιβάλλον. Η αλατότητα έχει θεωρηθεί από πολλούς ερευνητές πως είναι ο κυρίαρχος αβιοτικός παράγοντας ο οποίος καθορίζει την κατανομή των οργανισμών στις αλυκές. Από την άλλη, έχει προταθεί από άλλους ερευνητές πως ο κυρίαρχος αβιοτικός παράγοντας ο οποίος καθορίζει την κατανομή των οργανισμών στα παράκτια υδατικά οικοσυστήματα εν γένει δεν είναι η αλατότητα, αλλά ο περιορισμός. Ο ρόλος του βαθμού του περιορισμού στην κατανομή της βενθικής μακροπανίδας έχει διαπιστωθεί σε πολλές λιμνοθάλασσες της Μεσογείου, αλλά δεν έχει εξετασθεί παρά μόνο σε ελάχιστες περιπτώσεις αλυκών. Τα μαλάκια αποτελούν την κυρίαρχη ή τουλάχιστο μια από τις πλέον σημαντικές ομάδες των μακροβενθικών ασπονδύλων στις Ευρωπαϊκές λιμνοθάλασσες, αλλά και στις λεκάνες εξάτμισης "χαμηλής" αλατότητας πολλών αλυκών.

Η παρούσα μελέτη εστιάζει στις εποχιακές διακυμάνσεις της δομής της βιοκοινότητας των μακροβενθικών μαλακίων στην μετάβαση από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον που παρατηρείται στις Αλυκές Καλλονής (Ν. Λέσβος, Β.Α. Αιγαίο). Η μετάβαση αυτή απαντά μεταξύ της θάλασσας και των πρώτων λεκανών εξάτμισης "χαμηλής" αλατότητας των αλυκών. Η βιοκοινότητα των μακροβενθικών μαλακίων μελετήθηκε μέσω τεσσάρων εποχιακών δειγματοληψιών του ιζήματος με χρήση αρπάγης τύπου Van Veen (4 επαναληπτικά δείγματα, 0,1 m²), κατά τη διάρκεια του 2004. Οι τέσσερις σταθμοί δειγματοληψίας ήταν στη θάλασσα, στο κανάλι τροφοδοσίας των αλυκών και στις δύο πρώτες λεκάνες εξάτμισης "χαμηλής" αλατότητας των αλυκών αντίστοιχα (Σχήμα 1). Επίσης, πραγματοποιήθηκε συλλογή δειγμάτων

¹ Εκτενής περίληψη από την πρώτη εργασία που έχει δημοσιευθεί από τη διδακτορική διατριβή και παρατίθεται στο Παράρτημα

νερού και ιζήματος για τον υπολογισμό των τιμών περιβαλλοντικών μεταβλητών σημαντικών για τα μακροβενθικά μαλάκια. Μελετήθηκαν οι χωρικές και εποχιακές διακυμάνσεις της σύνθεσης, της πυκνότητας, της βιομάζας, των τροφικών τύπων, της α ποικιλότητας και της δομής της βιοκοινότητας των μακροβενθικών μαλακίων και τα δεδομένα αναλύθηκαν με μονομεταβλητές, γραφικές και πολυμεταβλητές τεχνικές ανάλυσης δεδομένων με χρήση του λογισμικού PRIMER 5.

Η βιοκοινότητα των μακροβενθικών μαλακίων στην περιοχή μελέτης ήταν σημαντικά πλούσια σε είδη: Βρέθηκαν 71 είδη (Πίνακας II) από τις κλάσεις των γαστερόποδων (36), των δίθυρων (34) και των σκαφόποδων (1). Για 34 είδη πρόκειται για νέες καταγραφές για την μαλακοπανίδα της Λέσβου και του Β.Α. Αιγαίου, ενώ ορισμένα από τα είδη που βρέθηκαν (*Anisocycla pointeli*, *Turbonilla delicata*, *Turbonilla striatula*, *Irus irus*, *Pholas dactylus*) έχουν πολύ περιορισμένες καταγραφές σε ελληνικές θάλασσες.

Είδη χαρακτηριστικά των τύπων των βενθικών βιοκοινοτήτων της Μεσογείου SFHN και SVMC ήταν άφθονα στη θάλασσα και στο κανάλι, ενώ είδη χαρακτηριστικά των SVMC και LEE ήταν άφθονα στις λεκάνες εξάτμισης. Τα φυτοφάγα/θρυμματοφάγα είδη ήταν άφθονα στο κανάλι και τις λεκάνες εξάτμισης, η παρουσία των επιφανειακών ιζηματοφάγων και των αιωρηματοφάγων ειδών ήταν σημαντική μόνο στη θάλασσα, ενώ η παρουσία των σαρκοφάγων ειδών ήταν σημαντική κυρίως στη λεκάνη 1 (Σχήμα 2).

Τα μέγιστα της πυκνότητας καταγράφηκαν στο κανάλι ή τη λεκάνη 1, ενώ τα ελάχιστα στη θάλασσα ή τη λεκάνη 2, ανάλογα με την εποχή (Πίνακας IV). Τα πλέον άφθονα είδη ήταν τα *Bittium reticulatum*, *Hydrobia acuta*, *Pirenella conica*, *Abra segmentum*, *Cyclope neritea*, *Tellina tenuis* και *Rissoa ventricosa*. Ο συνολικός πλούτος ειδών (υπολογισμένος από όλες τις εποχιακές δειγματοληψίες) ήταν μεγαλύτερος στη θάλασσα (49), μικρότερος στο κανάλι (35) και τη λεκάνη 1 (32) και ιδιαίτερα μικρός στη λεκάνη 2 (9) (Πίνακας IV). Τα μέγιστα της α ποικιλότητας και της ισοδιανομής καταγράφηκαν στη θάλασσα, ενώ τα ελάχιστα στο κανάλι σε όλες τις εποχές (Πίνακας IV).

Διακρίθηκαν 4 ομάδες δειγμάτων σε επίπεδο ομοιότητας 50%: μια πρώτη αποτελούμενη μόνο από το δείγμα της θάλασσας του φθινοπώρου, μια δεύτερη από τα υπόλοιπα δείγματα της θάλασσας και το δείγμα του καναλιού του χειμώνα, μια τρίτη από τα υπόλοιπα δείγματα του

καναλιού και μια τέταρτη από τα δείγματα των λεκανών εξάτμισης (Σχήμα 4). Διακρίθηκε επίσης η ύπαρξη διαβάθμισης στη δομή της βιοκοινότητας των μαλακίων από τη θάλασσα προς τη λεκάνη 2 σε όλες τις εποχές. Η διαφοροποίηση μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας ήταν στατιστικά σημαντική σε όλες τις εποχές, ενώ η διαφοροποίηση μεταξύ των εποχών ήταν στατιστικά σημαντική σε όλους τους σταθμούς, αλλά συγκριτικά μικρότερη.

Η ομοιότητα Bray-Curtis μεταξύ της θάλασσας και του καναλιού (έως και 83%) καθώς και μεταξύ του καναλιού και της λεκάνης 1 (έως και 61%) ήταν μεγαλύτερες από την ομοιότητα μεταξύ των λεκανών εξάτμισης (έως και 40%) σε όλες τις εποχές. Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της ανάλυσης SIMPER, τα είδη *Bittium reticulatum* και *Tellina tenuis* ήταν τυπικά για το σταθμό στη θάλασσα, το *Bittium reticulatum* για το σταθμό στο κανάλι, τα *Hydrobia acuta*, *Pirenella conica*, *Bittium reticulatum*, *Abra segmentum* και *Cyclope neritea* για το σταθμό στη λεκάνη 1, ενώ τα *Hydrobia acuta*, *Pirenella conica* και *Abra segmentum* για το σταθμό στη λεκάνη 2. Τα τυπικά είδη κάθε σταθμού δεν παρουσίασαν εποχιακή διαφοροποίηση. Από την άλλη, η διαφοροποίηση μεταξύ θάλασσας και καναλιού οφειλόταν κυρίως στην υψηλή αφθονία του *Bittium reticulatum* στο κανάλι, η διαφοροποίηση μεταξύ καναλιού και λεκάνης 1 στην υψηλή αφθονία του *Bittium reticulatum* στο κανάλι αλλά και στις υψηλές αφθονίες των *Hydrobia acuta*, *Pirenella conica*, *Abra segmentum* και *Cyclope neritea* στη λεκάνη 1, ενώ η διαφοροποίηση μεταξύ των λεκανών εξάτμισης στις υψηλές αφθονίες των *Bittium reticulatum*, *Abra segmentum* και *Cyclope neritea* στη λεκάνη 1.

Διάφορες περιβαλλοντικές παράμετροι (απόσταση από τη θάλασσα, οργανική ύλη ιζήματος, θερμοκρασία, αλατότητα, κοκκομετρική σύσταση ιζήματος, χλωροπλαστικές χρωστικές στήλης νερού) βρέθηκαν να συσχετίζονται στατιστικά σημαντικά, ανάλογα με την εποχή, με το πρότυπο της χωρικής οργάνωσης της βιοκοινότητας των μαλακίων στην περιοχή μελέτης. Η απόσταση από τη θάλασσα βρέθηκε να συσχετίζεται στατιστικά σημαντικά με το πρότυπο της χωρικής οργάνωσης της βιοκοινότητας των μαλακίων σε όλες τις εποχές (Πίνακας V).

Ο σημαντικός πλούτος ειδών που καταγράφηκε στην περιοχή μελέτης μπορεί να αποδοθεί στην ετερογένεια ενδιαιτημάτων της και στις εποχιακές επαναλήψεις των δειγματοληψιών. Τα 32 είδη που καταγράφηκαν στις δύο λεκάνες εξάτμισης των αλυκών (συνολικής έκτασης 0,15 km²) ήταν περισσότερα από ό,τι σε λιμνοθάλασσες πολύ μεγαλύτερης έκτασης, π.χ. Γιάλοβας (23) ή Τσουκαλιό και Ροδιά (14). Τα είδη *Abra segmentum*, *Cerastoderma glaucum* και

Hydrobia acuta έχουν αναφερθεί και σε άλλες αλυκές, αλλά οι πληροφορίες για την πανίδα των μακροβενθικών ασπονδύλων των αλυκών στην παγκόσμια επιστημονική βιβλιογραφία είναι πολύ περιορισμένες και αποσπασματικές.

Η κυριαρχία των φυτοφάγων/θρυμματοφάγων ειδών υποδηλώνει πως στην περιοχή μελέτης, όπως και σε λιμνοθάλασσες και εκβολικά συστήματα, η φυτική βιομάζα (μικροφυτοβένθος και θρύμματα) αποτελούν την κύρια πηγή τροφής για τα μακροβενθικά μαλάκια.

Η κατανομή των τύπων των βιοκοινοτήτων της Μεσογείου στην περιοχή μελέτης υποδηλώνει την ύπαρξη μετάβασης από το θαλάσσιο περιβάλλον (θάλασσα) στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον (λεκάνες εξάτμισης των αλυκών). Η μετάβαση αυτή είναι ιδιαίτερα εμφανής στο κανάλι, όπου συνυπάρχουν θαλάσσια και λιμνοθαλάσσια είδη. Βρέθηκε έτσι πως κατά μήκος της σειράς των σταθμών δειγματοληψίας, η βιοκοινότητα των μακροβενθικών μαλακίων σχηματίζει ένα κοινοκλινές, στο οποίο τα θαλάσσια είδη βαθμιαία αντικαθίστανται από λιμνοθαλάσσια είδη.

Η διαβάθμιση αλατότητας στην περιοχή μελέτης ήταν μικρή και παρουσίασε σημαντική εποχιακή διαφοροποίηση (δηλ. αντιστροφή το χειμώνα). Παρόλα αυτά, η διαβάθμιση στη δομή της βιοκοινότητας των μαλακίων δεν παρουσίασε εποχιακή διαφοροποίηση. Από την άλλη, η απόσταση από τη θάλασσα βρέθηκε να συσχετίζεται σημαντικά με το πρότυπο της χωρικής οργάνωσης της βιοκοινότητας των μαλακίων σε όλες τις εποχές. Κατά συνέπεια, η κύρια μεταβλητή της περιβαλλοντικής διαβάθμισης η οποία καθορίζει τη δομή της βιοκοινότητας των μακροβενθικών μαλακίων στην περιοχή μελέτης βρέθηκε πως ήταν ο περιορισμός και όχι η αλατότητα. Η ζώνωση στη δομή της βιοκοινότητας των μαλακίων δεν ήταν όμως απόλυτα σαφής, επειδή οι σταθμοί δεν παρουσίασαν αντιστοίχιση με μια μόνο ζώνη περιορισμού: Η θάλασσα αντιστοιχίστηκε με τις ζώνες περιορισμού II και III, το κανάλι με τις ζώνες II, III και IV, η λεκάνη 1 με τις ζώνες III, IV και V και η λεκάνη 2 με τις ζώνες IV και V (Σχήμα 6). Η αντιστοίχιση της θάλασσας με τις ζώνες περιορισμού II και III υποδηλώνει πως ο κόλπος Καλλονής έχει και υφάλμυρο χαρακτήρα. Η διαβάθμιση από τη ζώνη II μέχρι την V είχε μήκος μόνο 1 km και έτσι ήταν σχετικά απότομη. Αν και το γενικό πρότυπο της χωρικής οργάνωσης σε ζώνες της βιοκοινότητας των μαλακίων στην περιοχή μελέτης δεν παρουσίασε εποχιακή διαφοροποίηση, παρατηρήθηκαν παρόλα αυτά εποχιακές μετατοπίσεις των ζωνών περιορισμού.

6. ΚΕΦΑΛΑΙΟ IV

ΧΩΡΙΚΗ ΚΑΙ ΕΠΟΧΙΑΚΗ ΜΕΤΑΒΛΗΤΟΤΗΤΑ ΤΗΣ ΜΑΚΡΟΒΕΝΘΙΚΗΣ ΠΑΝΙΔΑΣ ΣΕ ΔΥΟ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΑΛΥΚΩΝ ΤΗΣ ΜΕΣΟΓΕΙΟΥ¹

ΕΚΤΕΝΗΣ ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Οι αλυκές αποτελούν τεχνητά συστήματα που κατασκευάζονται για την εξαγωγή του αλατιού από το θαλασσινό νερό. Χαρακτηρίζονται επίσης από σημαντική οικολογική αξία και ετερογένεια ενδιαιτημάτων εξαιτίας της ύπαρξης σε αυτές περιβαλλοντικών διαβαθμίσεων, όπως π.χ. η διαβάθμιση αλατότητας/περιορισμού. Με βάση τον ορισμό που δίνει η Οδηγία Πλαίσιο "περι Υδάτων" της Ε.Ε. (2000/60/EC), οι αλυκές δεν μπορούν να θεωρηθούν οικοσυστήματα μεταβατικών υδάτων (ΟΜΥ). Παρόλα αυτά, παρουσιάζουν κοινά χαρακτηριστικά με ορισμένους τύπους ΟΜΥ όπως π.χ. οι λιμνοθάλασσες, τουλάχιστο σε ότι αφορά το τμήμα τους "χαμηλής" αλατότητας. Οι ομοιότητες αυτές αφορούν τόσο το αβιοτικό περιβάλλον, όσο και το βιοτικό κόσμο.

Οι βιοκοινότητες των μακροβενθικών ασπονδύλων έχουν αξιοποιηθεί στην εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης διαφόρων τύπων υδατικών οικοσυστημάτων και συστήνονται ως βιολογικά ποιοτικά στοιχεία για τα ΟΜΥ από την Οδηγία Πλαίσιο "περι Υδάτων" της Ε.Ε. Πάντως, οι δημοσιευμένες μελέτες σχετικά με τα μακροβενθικά ασπόνδυλα των αλυκών είναι ελάχιστες.

Η ποσοτικοποίηση της μεταβλητότητας της δομής των βιοκοινοτήτων στα ΟΜΥ στις κατάλληλες χωρικές και χρονικές κλίμακες, καθώς και η διερεύνηση των οικολογικών αλληλεπιδράσεων μεταξύ αβιοτικών και βιοτικών συνιστωσών των ΟΜΥ κρίνονται σημαντικές για την ανάπτυξη σχεδίων για τη διαχείριση και τη διατήρησή τους.

Στην παρούσα μελέτη διερευνήθηκαν η χωρική και εποχιακή κατανομή των μακροβενθικών ασπονδύλων σε σχέση με το αβιοτικό περιβάλλον, σε διάφορες οικολογικές κλίμακες, σε δύο αλυκές της Μεσογείου. Οι περιοχές μελέτης ήταν τα τμήματα "χαμηλής" αλατότητας των

¹ Εκτενής περίληψη από τη δεύτερη εργασία που έχει δημοσιευθεί από τη διδακτορική διατριβή και παρατίθεται στο Παράρτημα

Αλυκών Καλλονής (Ν. Λέσβος, Β.Α. Αιγαίο) και των Αλυκών Margherita di Savoia (Ιταλία, Ν. Αδριατική) (Σχήμα 1). Η χωρική κατανομή της πανίδας των μακροβενθικών ασπονδύλων διερευνήθηκε (1) σε περιφερειακή κλίμακα, δηλ. στις Αλυκές Καλλονής (KS) και στις Αλυκές Margherita di Savoia (MSS), (2) σε τέσσερα επίπεδα (=λεκάνες εξάτμισης) κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας/περιορισμού και (3) μέσα σε κάθε επίπεδο της διαβάθμισης αλατότητας/περιορισμού (=λεκάνη εξάτμισης). Σε κάθε επίπεδο της διαβάθμισης αλατότητας/περιορισμού τυπικά υπήρχαν δύο σταθμοί δειγματοληψίας. Η συλλογή των δειγμάτων ιζήματος (5 επαναληπτικά δείγματα) έγινε με δειγματολήπτη τύπου box-corer (δειγματοληπτικής επιφάνειας 0,03 m²). Επίσης, πραγματοποιήθηκε συλλογή δειγμάτων νερού και ιζήματος για τον υπολογισμό των τιμών περιβαλλοντικών μεταβλητών σημαντικών για τα μακροβενθικά ασπόνδυλα. Μελετήθηκαν οι χωρικές και εποχιακές διακυμάνσεις της σύνθεσης, της πυκνότητας, της ποικιλότητας και της δομής της βιοκοινότητας των μακροβενθικών ασπονδύλων με μονομεταβλητές (δείκτης ποικιλότητας Shannon, δείκτης ισοδιανομής Pielou, δείκτες ταξινομικής ποικιλότητας) και πολυμεταβλητές τεχνικές ανάλυσης δεδομένων (CLUSTER, ANOSIM, IMS, SIMPER, CCA) με χρήση των λογισμικών PRIMER 5 και CANOCO 4.5. Οι χωρικές και εποχιακές διακυμάνσεις των μεταβλητών του αβιοτικού περιβάλλοντος μελετήθηκαν με την τεχνική RDA με χρήση του λογισμικού CANOCO 4.5.

Καταγράφηκαν 43 συνολικά taxa στις KS, τα οποία ανήκαν στις ομάδες των μαλακίων (19), πολυχαίτων (10), καρκινοειδών (10), εντόμων (2), ανθόζωων (1) και φωρονοειδών (1). Επίσης καταγράφηκαν συνολικά 37 taxa στις MSS, τα οποία ανήκαν στις ομάδες των μαλακίων (10), πολυχαίτων (10), καρκινοειδών (8), εντόμων (6), ανθόζωων (1), ολιγόχαιτων (1) και στροβιλιστικών σκωλήκων (1) (Πίνακας 2). Τα πλέον άφθονα είδη ήταν το γαστερόποδο μαλάκιο *Hydrobia acuta* στις KS και η προνύμφη εντόμου *Chironomus salinarius* στις MSS.

Οι υψηλότερες τιμές πυκνότητας των μακροβενθικών ασπονδύλων καταγράφηκαν στις KS το φθινόπωρο, σε ενδιάμεσο επίπεδο της διαβάθμισης αλατότητας/περιορισμού και στις MSS την άνοιξη, στο τελευταίο επίπεδο της διαβάθμισης (Σχήμα 3). Ο πλούτος ειδών ήταν μικρότερος στο τελευταίο επίπεδο της διαβάθμισης αλατότητας/περιορισμού σε σχέση με το πρώτο και στις δύο αλυκές και στις δύο εποχές. Επίσης, ο πλούτος ειδών ήταν υψηλότερος στις KS από τις MSS το φθινόπωρο και παρόμοιος την άνοιξη (Σχήμα 4). Οι ελάχιστες τιμές της α ποικιλότητας στις KS καταγράφηκαν σε ενδιάμεσο επίπεδο της διαβάθμισης

αλατότητας/περιορισμού το φθινόπωρο και στο τελευταίο επίπεδο την άνοιξη. Στις MSS, οι ελάχιστες τιμές της α ποικιλότητας καταγράφηκαν στο τελευταίο επίπεδο της διαβάθμισης και στις δύο εποχές (Σχήμα 4). Η μέση ταξινομική διακριτότητα διέφερε στατιστικά σημαντικά μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας στις KS μόνο την άνοιξη και στις MSS μόνο το φθινόπωρο. Η διακύμανση της ταξινομικής διακριτότητας διέφερε στατιστικά σημαντικά μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας μόνο στις MSS και μόνο το φθινόπωρο (Σχήμα 5).

Η δομή της βιοκοινότητας των μακροβενθικών ασπονδύλων παρουσίασε μεταβλητότητα στις περισσότερες χωρικές και εποχιακές κλίμακες που εξετάζονται στην παρούσα μελέτη: Η χωρική μεταβλητότητα σε περιφερειακή κλίμακα ήταν μεγαλύτερη από την εποχιακή μεταβλητότητα μέσα στις αλυκές, ενώ η μεταβλητότητα μεταξύ των επιπέδων της διαβάθμισης αλατότητας/περιορισμού ήταν μεγαλύτερη από την μεταβλητότητα μέσα σε κάθε επίπεδο της διαβάθμισης.

Τα πλέον κοινά είδη στις KS το φθινόπωρο ήταν τα *Hydrobia acuta*, *Capitella capitata*, *Pirenella conica*, *Gammarus aequicauda*, *Hediste diversicolor*, *Microdeutopus gryllotalpa*, *Cyclope neritea* και *Cerastoderma glaucum*, ενώ στις MSS ήταν τα *Chironomus salinarius* και *Corophium* sp. Η υψηλή ανομοιότητα Bray-Curtis (95%) που παρατηρήθηκε μεταξύ των δύο αλυκών οφειλόταν στα είδη *Hydrobia acuta* (παρόν και κυρίαρχο μόνο στις KS) και *Chironomus salinarius* (παρόν και κυρίαρχο μόνο στις MSS). Την άνοιξη, τα πλέον κοινά είδη στις KS ήταν τα ίδια με το φθινόπωρο (εκτός του *Capitella capitata*), ενώ στις MSS ήταν τα *Gammarus insensibilis*, *Chironomus salinarius* και *Hydrobia ventrosa*. Η υψηλή ανομοιότητα (95%) που παρατηρήθηκε μεταξύ των δύο αλυκών οφειλόταν στα είδη που ήταν παρόντα μόνο ή ήταν πιο κοινά στις KS, όπως τα *Hediste diversicolor*, *Gammarus aequicauda* και *Hydrobia acuta* ή παρόντα μόνο στις MSS, όπως τα *Gammarus insensibilis*, *Chironomus salinarius* και *Hydrobia ventrosa*. Η ανομοιότητα (60%) που παρατηρήθηκε μεταξύ των δύο εποχών στις KSS οφειλόταν στα είδη *Hydrobia acuta* και *Capitella capitata*, τα οποία ήταν πιο άφθονα το φθινόπωρο, ενώ στις MSS η ανομοιότητα (77%) που παρατηρήθηκε μεταξύ των δύο εποχών οφειλόταν στα είδη *Chironomus salinarius* το οποίο ήταν πιο άφθονο το φθινόπωρο και *Gammarus aequicauda* και *Hydrobia ventrosa*, τα οποία ήταν πιο άφθονα την άνοιξη.

Το αβιοτικό περιβάλλον (Πίνακας 1, Σχήμα 2) φάνηκε πως ήταν κρίσιμο για τον καθορισμό της δομής της βιοκοινότητας των μακροβενθικών ασπονδύλων, τόσο χωρικά όσο και εποχιακά

(Σχήμα 7). Ο διαχωρισμός τόσο των σταθμών, όσο και των εποχών πραγματοποιήθηκε κατά μήκος και των δύο πρώτων κανονικών αξόνων της ταξιθέτησης CCA. Η ταξιθέτηση των σταθμών δειγματοληψίας και των δύο αλυκών κατά μήκος και των δύο πρώτων κανονικών αξόνων της ταξιθέτησης CCA αντιστοιχούσε στις σχετικές τους θέσεις κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας/περιορισμού. Αυτό το πρότυπο ταξιθέτησης συμφωνεί με το στατιστικά σημαντικό πρότυπο σειριακότητας στη δομή της βιοκοινότητας των μακροβενθικών ασπονδύλων που καταγράφηκε και στις δύο αλυκές και στις δύο εποχές (αποτελέσματα τεχνικής IMS). Από την άλλη, οι εποχές ήταν καλά διαχωρισμένες σε όλους τους σταθμούς. Στις KS, η αλατότητα ήταν ισχυρά συσχετισμένη (>60%) με τον πρώτο κανονικό άξονα, ενώ οι περισσότερες από τις άλλες περιβαλλοντικές μεταβλητές ήταν ισχυρά συσχετισμένες με το δεύτερο κανονικό άξονα. Στις MSS, η αλατότητα, ο διαλυτός αντιδρών φωσφόρος και η οργανική ύλη ιζήματος ήταν ισχυρά συσχετισμένες με τον πρώτο κανονικό άξονα, ενώ η θερμοκρασία ήταν ισχυρά συσχετισμένη με το δεύτερο κανονικό άξονα.

Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης επιβεβαιώνουν ότι υφίστανται ομοιότητες μεταξύ των λεκανών εξάτμισης "χαμηλής" αλατότητας των αλυκών και των ΟΜΥ: Οι ταξινομικές ομάδες των μακροβενθικών ασπονδύλων που καταγράφηκαν στις δύο αλυκές είναι τυπικές των ΟΜΥ εν γένει. Επιπλέον, τα άφθονα είδη και στις δύο αλυκές είναι τυπικά λιμνοθαλάσσια είδη ή είδη θαλάσσιων/υφάλμυρων υδάτων που είναι επίσης κοινά σε λιμνοθάλασσες. Επιπλέον, η κυριαρχία των ευκαιριακών ιζηματοφάγων ειδών στις περιοχές μελέτης είναι επίσης ένα χαρακτηριστικό των ΟΜΥ εν γένει.

Τα δύο είδη γαστεροπόδων μαλακίων του γένους *Hydrobia* που βρέθηκαν στις δύο περιοχές μελέτης (*Hydrobia acuta* στις KS και *Hydrobia ventrosa* στις MSS), έχουν επικαλυπτόμενες οικοθέσεις, επειδή είναι και τα δύο επιβενθικοί ιζηματοφάγοι οργανισμοί. Η *Hydrobia ventrosa* είναι πιο ανθεκτική από την *Hydrobia acuta* στο υδρόθειο και την ανοξία. Έτσι, η παρουσία της *Hydrobia ventrosa* στις MSS μπορεί να ερμηνευτεί, τουλάχιστο εν μέρει, από τις υψηλές συγκεντρώσεις οργανικής ύλης στο ίζημα εκεί. Παρόλα αυτά, είναι γνωστό πως τα πρότυπα κατανομής των γαστεροπόδων του γένους *Hydrobia* δεν μπορούν να εξηγηθούν πάντα με όρους αλληλεπιδράσεων με το αβιοτικό περιβάλλον, επειδή οι πληθυσμοί τους είναι εφήμεροι και επεισόδια εποίκησης/εξαφάνισης/επαναποίησης από το ίδιο ή διαφορετικό είδος είναι συνηθισμένα.

Η υψηλή αφθονία της *Hydrobia acuta* στις KS το φθινόπωρο και η χαμηλή αφθονία της το καλοκαίρι μπορεί να ερμηνευτεί από τον κύκλο ζωής του είδους: Η *Hydrobia acuta* είναι αυστηρά ετήσιο είδος στις αλυκές. Η αναπαραγωγή του συμβαίνει στο τέλος της άνοιξης και έπειτα τα ενήλικα άτομα πεθαίνουν. Η κύρια περίοδος αύξησης είναι το φθινόπωρο, όταν τα νεαρά άτομα παίρνουν το μεγαλύτερο μέγεθος τους, πριν διαχειμάσουν στο ίζημα, όταν οι περιβαλλοντικές συνθήκες στις αλυκές γίνουν δυσμενείς για αυτά.

Η πλειονότητα των ειδών του γένους *Chironomus* είναι ευκαιριακοί, φυτοφάγοι οργανισμοί, που τρέφονται με διάτομα και θρύμματα και είναι ανθεκτικοί σε συνθήκες έλειψης οξυγόνου. Κατά συνέπεια υπάρχει αλληλεπικάλυψη των οικοθέσεων του *Chironomus salinarius* και της *Hydrobia ventrosa* στις MSS. Οι χαμηλές συγκεντρώσεις του διαλυμένου οξυγόνου και ο διαειδικός ανταγωνισμός φαίνεται πως ήταν καθοριστικοί παράγοντες που οδήγησαν στην κυριαρχία του *Chironomus salinarius* και την απουσία της *Hydrobia ventrosa* το φθινόπωρο στις MSS.

Ένα σταθερό πρότυπο διακύμανσης στους μονομεταβλητούς περιγραφείς της μακροβενθικής πανίδας κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας/περιορισμού παρατηρήθηκε μόνο σε ότι αφορά τον πλούτο ειδών. Η μείωση του πλούτου ειδών με την αύξηση της απόστασης από το στόμιο επικοινωνίας με τη θάλασσα έχει επίσης αναφερθεί σε πολλές λιμνοθάλασσες και έχει αποδοθεί είτε στην αυξημένη αλατότητα και τις μεγάλες διακυμάνσεις της θερμοκρασίας, είτε στον αυξημένο βαθμό περιορισμού στα πιο απομακρυσμένα από τη θάλασσα τμήματα των λιμνοθαλασσών.

Η επίδραση της κατανομής των κυρίαρχων ειδών ήταν εμφανής στα παρατηρούμενα πρότυπα διακύμανσης της α ποικιλότητας. Τα κυρίαρχα είδη και στις δύο αλυκές ήταν ευκαιριακοί φυτοφάγοι/θρυματοφάγοι οργανισμοί και η διάδοση ευκαιριακών ειδών είναι ιδιαίτερα κοινή στα ΟΜΥ. Οι περιβαλλοντικές συνθήκες στα ΟΜΥ είναι έντονα μεταβαλλόμενες και οι αλληλεπιδράσεις μεταξύ της διαθεσιμότητας πόρων, περιοριστικών παραγόντων και βιοτικών αλληλεπιδράσεων όπως οι διαδικασίες διασποράς των ειδών και ο διαειδικός ανταγωνισμός καθορίζουν την δομή των βιοκοινοτήτων στο χώρο και το χρόνο. Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης υπογραμμίζουν λοιπόν την σημασία της εξέτασης χαρακτηριστικών της αυτοοικολογίας των κυρίαρχων ειδών για την κατανόηση της δομής και της δυναμικής των μακροβενθικών βιοκοινοτήτων στις αλυκές, όπως άλλωστε ισχύει στα ΟΜΥ εν γένει.

Το αβιοτικό περιβάλλον και των δύο περιοχών μελέτης ήταν δομημένο κατά μήκος της ροής του νερού στις λεκάνες εξάτμισης. Η αλατότητα και ο περιορισμός είναι δύο περιβαλλοντικές μεταβλητές οι οποίες αυξάνονται βαθμιαία κατά μήκος της ροής του νερού στις λεκάνες εξάτμισης των αλυκών. Ανάλογα τον ερευνητή, άλλοτε η μια και άλλοτε η άλλη έχουν θεωρηθεί ως οι πλέον καθοριστικές για την διαμόρφωση της κατανομής της βενθικής πανίδας τόσο σε αλυκές όσο και σε φυσικά ΟΜΥ. Η ανανέωση των ειδών κατά μήκος της ροής του νερού στις λεκάνες εξάτμισης στις δύο περιοχές μελέτης δεν φανέρωσε την ύπαρξη έντονης διαβάθμισης περιορισμού και όλες οι λεκάνες εξάτμισης αντιστοιχήθηκαν στις ζώνες περιορισμού IV-V. Στην περίπτωση των KS, οι ζώνες περιορισμού II και III έχουν βρεθεί στο κανάλι τροφοδοσίας των αλυκών και στη γειτονική παράκτια περιοχή του κόλπου Καλλονής (βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ III). Επίσης, στην περιοχή από το βόρειο παράκτιο τμήμα του κόλπου Καλλονής έως την πρώτη λεκάνη των αλυκών Καλλονής ο περιορισμός έχει βρεθεί πως ήταν σημαντικότερος της διαβάθμισης αλατότητας για τον καθορισμό της κατανομής της μακροβενθικής πανίδας (βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΟ III). Στην περιοχή μελέτης των αλυκών KS της παρούσας μελέτης, φάνηκε πως ο ρόλος της διαβάθμισης του περιορισμού ήταν συγκριτικά περιορισμένος.

Η ποσοτικοποίηση της μεταβλητότητας τόσο στο αβιοτικό περιβάλλον, όσο και στο βιοτικό κόσμο των ΟΜΥ έχει ιδιαίτερο ενδιαφέρον στα πλαίσια της Οδηγίας Πλαίσιο "περί Υδάτων" της Ε.Ε. για την ανάπτυξη μιας φυσικής τυπολογίας των ΟΜΥ και για την ανάπτυξη βιολογικών συνθηκών αναφοράς για κάθε φυσικό τύπο ΟΜΥ. Η παρούσα μελέτη ποσοτικοποίησε την μεταβλητότητα της δομής της βιοκοινότητας των μακροβενθικών ασπονδύλων σε διάφορες οικολογικές κλίμακες και διερεύνησε τις αιτίες αυτής της μεταβλητότητας σε δύο οικοσυστήματα αλυκών της Μεσογείου. Η μελέτη των υπέραλων οικοσυστημάτων μπορεί να βοηθήσει στα πλαίσια της έρευνας για τη σχετική σημασία βιοτικών και αβιοτικών παραγόντων στα υδατικά οικοσυστήματα εν γένει. Η παρούσα μελέτη επιβεβαιώνει επίσης τη σημασία της οικολογικής κλίμακας σε μια μελέτη οικολογικών αλληλεπιδράσεων στα ΟΜΥ. Τέλος, η παρούσα μελέτη συνεισφέρει στην επιστημονική γνώση που είναι απαραίτητη για την εκτίμηση και πρόγνωση των επιπτώσεων της αύξησης της αλατότητας στα ΟΜΥ εξαιτίας π.χ. της ανόδου της στάθμης της θάλασσας. Η γνώση της δομής και της λειτουργίας των ΟΜΥ στις κατάλληλες οικολογικές κλίμακες είναι απαραίτητη για την ανάπτυξη σχεδίων διαχείρισης και

διατήρησης τους, ειδικά κάτω από την απειλή της παγκόσμιας κλιματικής αλλαγής για την παράκτια ζώνη.

7. ΚΕΦΑΛΑΙΟ V

ΑΠΟΚΡΙΣΗ ΤΗΣ ΔΟΜΗΣ ΚΑΙ ΤΗΣ ΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑΣ ΤΗΣ ΒΙΟΚΟΙΝΟΤΗΤΑΣ ΤΩΝ ΜΑΛΑΚΙΩΝ ΣΤΗΝ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΗ ΔΙΑΒΑΘΜΙΣΗ

7.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Ο οικοτόνος (ecotone) και το οικοκλινές (ecocline) είναι δυο έννοιες που αντιπροσωπεύουν δυο διαφορετικά μοντέλα για τις οικολογικές μεταβατικές ζώνες (van der Maarel 1990, Jenik 1992, Backéus 1993, Margalef 1994, Attril & Rundle 2002). Η έννοια του οικοτόνου έχει εξελιχθεί από την αρχή του 20ού αιώνα, όταν ο Clements (1905) οραματίστηκε τον οικοτόνο ως μια οικολογική ζώνη έντασης (τόνος=ένταση), όπου τα κυρίαρχα είδη των βιοκοινοτήτων που γειτνιάζουν κατά μήκος του οικοτόνου φθάνουν στα όρια της κατανομής τους. Πιο πρόσφατα, η ασταθής, δυναμική φύση του οικοτόνου και η σημασία της κλίμακας του χώρου και του χρόνου για τον καθορισμό του έχουν συνυπολογιστεί στον επαναπροσδιορισμό της έννοιας του οικοτόνου (Risser 1993). Σε πρόσφατες μελέτες (Gauch 1982, Jenik 1992, Attril & Rundle 2002), ο οικοτόνος θεωρείται πως αποτελεί μια περιοχή δραστηκής περιβαλλοντικής αλλαγής, η οποία παράγει μια στενή μεταβατική ζώνη έντασης μεταξύ δύο διαφορετικών ενδιαιτημάτων ή οικολογικών συστημάτων/τύπων (Jenik 1992). Επειδή η φύση του οικοτόνου είναι δυναμική και ασταθής, αυτός αποτελεί μια περιβαλλοντικά στοχαστική ζώνη πίεσης, επειδή στην ίδια φυσική περιοχή (στον οικοτόνο), μια χρονοσειρά διαφορετικών βιοκοινοτήτων μπορεί να παρατηρηθεί (Backéus 1993, Attril & Rundle 2002). Το οικοκλινές από την άλλη θεωρείται πως αποτελεί μια ευρύτερη περιοχή, στην οποία συμβαίνει μια πιο βαθμιαία αλλαγή στη σύνθεση της βιοκοινότητας (κοινοκλινές, coenocline), ως απόκριση στην βαθμιαία μεταβολή μιας περιβαλλοντικής διαβάθμισης (Gauch 1982, Jenik 1992). Το οικοκλινές περιέχει σχετικά ετερογενείς βιοκοινότητες οι οποίες είναι πιο σταθερές από ότι αυτές των οικοτόνων (Attril & Rundle 2002).

Η έννοια του οικοτόνου εφαρμόστηκε αρχικά σε χερσαίες φυτικές βιοκοινότητες (π.χ. Clements 1905) και πιο πρόσφατα στην μεταβατική ζώνη μεταξύ χερσαίου περιβάλλοντος και υδατικού περιβάλλοντος (π.χ. Naiman & Décamps 1990), στην μεταβατική ζώνη μεταξύ του

περιβάλλοντος του ποταμού και του υφάλμυρου συστήματος των εκβολών του (Rundle *et al.* 1998) αλλά και στην υποπαραλιακή παράκτια θαλάσσια ζώνη (Koulouri *et al.* 2006). Η έννοια του οικοκλινούς έχει εφαρμοσθεί πολλές φορές στην ενότητα της ξηράς (π.χ. Whittaker 1960, 1970, Bolton 1983) αλλά σπάνια έξω από αυτήν (π.χ. Whittaker 1970, Raffaelli & Hawkins 1999, Attril & Rundle 2002). Πάντως, τα υγροτοπικά οικοσυστήματα και τα οικοσυστήματα μεταβατικών υδάτων που διατάσσονται κατά μήκος της παράκτιας ζώνης θεωρούνται υπό μια έννοια οικοτονικά οικοσυστήματα, δηλαδή οικοσυστήματα που καθορίζονται από τον οικοτόνο θάλασσας – ξηράς (Levin *et al.* 2001). Οι αλυκές, οι οποίες μπορούν να θεωρηθούν ένας ιδιαίτερος τύπος υγροτοπικού οικοσυστήματος ή οικοσυστήματος μεταβατικών υδάτων είναι ενδεχομένως κατάλληλες για την μελέτη των περιβαλλοντικών διαβαθμίσεων και ασυνεχειών που κρύβονται πίσω από τα οικόκλινα και τους οικοτόνους.

Οι έννοιες της ποικιλότητας και του βαθμού ομοιότητας μεταξύ των βιοκοινοτήτων είναι ανάμεσα στις έννοιες-κλειδιά της θεωρητικής οικολογίας (Jost 2006), που έχουν επίσης κεντρική θέση στην ανάπτυξη μεθοδολογιών για τη διαχείριση και διατήρηση των οικοσυστημάτων κάτω από την έντονη πίεση σήμερα των ανθρώπινων δραστηριοτήτων και της παγκόσμιας κλιματικής αλλαγής. Η μεθοδολογία υπολογισμού αλλά και σύγκρισης της ποικιλότητας των βιοκοινοτήτων είναι κρίσιμη για την εξαγωγή ορθών συμπερασμάτων και έχει απασχολήσει πολύ την οικολογική έρευνα: Η ποικιλότητα μιας βιοκοινότητας είναι μια σύνθετη έννοια που συνδιάζει τόσο τον αριθμό των ειδών της (πλούτος ειδών) όσο και τον βαθμό ισοδιανομής των αφθονιών των ειδών (ισοδιανομή). Οι δείκτες ποικιλότητας και ομοιότητας των βιοκοινοτήτων είναι σήμερα πάρα πολλοί: Υπάρχουν δείκτες ποικιλότητας που δίνουν έμφαση στον πλούτο ειδών (π.χ. δείκτης Margalef, Clifford & Stephenson 1975, δείκτης Shannon, Shannon & Weaver 1949) ή την ισοδιανομή (π.χ. δείκτης Simpson, Simpson 1949) και ζυγίζουν με διαφορετικό τρόπο ο καθένας τα σπάνια και άφθονα είδη. Επιπλέον, υπάρχουν και μέθοδοι οι οποίες παρουσιάζουν συνολικά τις διάφορες πτυχές της ποικιλότητας μιας βιοκοινότητας (π.χ. προφίλ ποικιλότητας Renyi, Tóthmérész 1995). Η σύγκριση της ποικιλότητας των βιοκοινοτήτων είναι συχνά και για διάφορους λόγους προβληματική και έχουν επινοηθεί προσεγγίσεις (π.χ. οι αριθμοί του Hill, Hill 1973) και μεθοδολογία (καμπύλες rarefaction, Gotelli & Colwell 2001) για την ορθή ιεράρχηση των βιοκοινοτήτων σε ότι αφορά τη ποικιλότητα τους.

Ο παρατηρούμενος πλούτος ειδών μιας περιοχής εξαρτάται από τη δειγματοληπτική προσπάθεια και συχνά υπολείπεται, λίγο ή πολύ, από τον πραγματικό, απόλυτο πλούτο ειδών της περιοχής (Colwell & Coddington 1994). Για το λόγο αυτό έχουν επινοηθεί αρκετοί εκτιμητές του απόλυτου πλούτου ειδών μέσα από μια σειρά διαφορετικών προσεγγίσεων. Ο δείκτης Chao1 της Chao (1984) είναι ένας μη παραμετρικός εκτιμητής του πλούτου ειδών που έχει εφαρμοστεί και στο θαλάσσιο περιβάλλον με επιτυχία (Foggo *et al.* 2003). Η χρήση των εκτιμητών του απόλυτου πλούτου ειδών είναι ελάχιστα διαδεδομένη συγκριτικά με τον ευρύτατα χρησιμοποιούμενο παρατηρούμενο πλούτο ειδών.

Η β ποικιλότητα είναι μια διαφορετική και συμπληρωματική με την α ποικιλότητα όψη της ποικιλότητας μιας περιοχής: Η β ποικιλότητα συγκρίνει περιοχές/ενδιαίτηματα και μετρά τον βαθμό ανανέωσης των ειδών (species turnover), ενώ η α ποικιλότητα μετρά την ποικιλότητα μέσα στην περιοχή/ενδιαίτημα. Η α και η β ποικιλότητα συνδιάζονται μάλιστα για να δώσουν τη γ ποικιλότητα της ευρύτερης περιοχής μελέτης και υπάρχουν δύο σχετικά μοντέλα, το πολλαπλασιαστικό του Whittaker (Whittaker 1960), σύμφωνα με το οποίο $\gamma = \alpha\beta$ και το αθροιστικό μοντέλο του Lande (Lande 1996), σύμφωνα με το οποίο $\gamma = \alpha + \beta$. Έχουν επίσης γίνει και νεώτερες, συνθετικές προσπάθειες για τις σχέσεις μεταξύ α, β και γ ποικιλότητας (Jost 2006). Ο υπολογισμός της β ποικιλότητας σε θαλάσσια οικοσυστήματα έχει απασχολήσει λιγότερο την οικολογική έρευνα σε σχέση με τον υπολογισμό της β ποικιλότητας σε χερσαία οικοσυστήματα (Gray 2000).

Το αβιοτικό περιβάλλον της περιοχής των λεκανών χαμηλής αλατότητας ενός οικοσυστήματος αλυκών χαρακτηρίζεται σε μεγάλο βαθμό από μια έντονη, σύνθετη περιβαλλοντική διαβάθμιση, στην οποία κυριαρχούν ως συνιστώσες οι διαβαθμίσεις της αλατότητας (Javor 1989) και του περιορισμού (Guélorget & Perthuisot 1992). Αυτή η περιβαλλοντική διαβάθμιση αναμένεται να αντικατοπτρίζεται στις βιοτικές παραμέτρους του οικοσυστήματος, όπως είναι π.χ. η κατανομή των ειδών και η ποικιλότητα (πλούτο ειδών και ισοδιανομή). Η σύνθεση των ειδών είναι δυνατό να μεταβάλλεται σταδιακά και κατά μήκος της περιβαλλοντικής διαβάθμισης σχηματίζοντας έτσι ένα κοινοκλινές και τότε θα μιλάμε συνολικά για ένα οικοκλινές. Αν υπάρχει απότομη μεταβολή στο χώρο κάποιας κρίσιμης μεταβλητής του αβιοτικού περιβάλλοντος τότε αναμένεται μια επίσης απότομη μεταβολή στη σύνθεση των ειδών και τότε θα μιλάμε συνολικά

για ένα οικοτόνο. Η ύπαρξη ενός οικοτόνου αναμένεται να επιβεβαιώνεται από σημαντικά αυξημένη β ποικιλότητα στην περιοχή του οικοτόνου.

Τα μαλάκια έχουν αξιοποιηθεί ως περιγραφείς υποπαραλιακών βιοκοινοτήτων μαλακού υποστρώματος αλλά δεν υπάρχουν πολλές πληροφορίες σχετικά με τη χρησιμότητα τους ως μια κατάλληλη ταξινομική ομάδα για την περιγραφή της απόκρισης των βιοκοινοτήτων σε ανθρωπογενή ή φυσική πίεση (Kouliouri *et al.* 2006). Οι διαβαθμίσεις της αλατότητας και του περιορισμού στην περιοχή των λεκανών χαμηλής αλατότητας των αλυκών αντιπροσωπεύουν παράγοντες φυσικής πίεσης για τις βιοκοινοότητες και τα μαλάκια αποτελούν μια από τις κοινές ομάδες μακροβενθικών ασπονδύλων του οικοσυστήματος (Britton & Johnson 1987).

Ο κύριος στόχος της παρούσας μελέτης είναι διερεύνηση των χωρικών και εποχιακών προτύπων μεταβλητότητας της ποικιλότητας και της δομής της βιοκοινοότητας των μαλακίων κατά μήκος της περιβαλλοντικής διαβάθμισης που υφίσταται κατά μήκος της ροής του νερού στο σύστημα λεκανών χαμηλής αλατότητας ενός οικοσυστήματος αλυκών. Μέσα από τα παρατηρούμενα πρότυπα θα διερευνηθεί η εφαρμογή των εννοιών του οικοκλινοῦς και του οικοτόνου στην περιβαλλοντική διαβάθμιση της περιοχής μελέτης. Η διερεύνηση θα καλύψει (α) την μετάβαση από το γειτονικό θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον των λεκανών των αλυκών και (β) τη διαβάθμιση αλατότητας στο σύστημα των λεκανών των αλυκών.

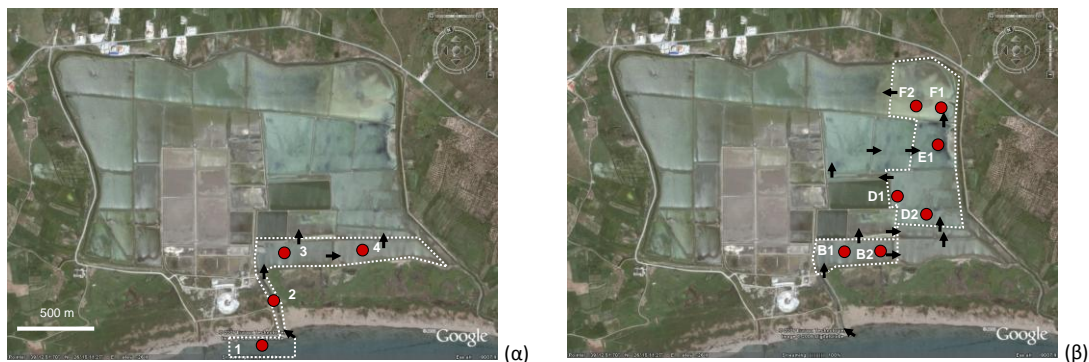
Επιμέρους στόχοι της μελέτης είναι οι ακόλουθοι:

- (1) Διερεύνηση των χωρικών και εποχιακών προτύπων μεταβλητότητας της α ποικιλότητας (πλούτος ειδών, ομοιοκατανομή και κυριαρχία) της βιοκοινοότητας των μαλακίων. Η διερεύνηση θα πραγματοποιηθεί μέσα από τη συγκριτική εφαρμογή εναλλακτικών μεθόδων που είναι διαθέσιμες στην οικολογία.
- (2) Διερεύνηση των χωρικών και εποχιακών προτύπων μεταβλητότητας της β ποικιλότητας της βιοκοινοότητας των μαλακίων.
- (3) Διερεύνηση των χωρικών και εποχιακών μεταβολών της σύνθεσης και αφθονίας των ειδών της βιοκοινοότητας των μαλακίων.

7.2 ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ

7.2.1 ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ - ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΣ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΩΝ

Η περιοχή μελέτης στις αλυκές Καλλονής περιλάμβανε (α) την περιοχή μετάβασης από το θαλάσσιο περιβάλλον του κόλπου Καλλονής στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον των λεκανών "χαμηλής" αλατότητας των αλυκών (Σχήμα 7.1α) και (β) τη διαβάθμιση αλατότητας στις λεκάνες "χαμηλής" αλατότητας των αλυκών (Σχήμα 7.1β). Οι δειγματοληψίες σε κάθε μια από τις δύο υποπεριοχές μελέτης πραγματοποιήθηκαν σε δύο αντίστοιχες περιόδους. Κατά την πρώτη περίοδο δειγματοληψιών πραγματοποιήθηκαν 4 εποχιακές δειγματοληψίες σε 4 σταθμούς (Σχήμα 7.1α), ενώ κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών πραγματοποιήθηκαν δύο εποχιακές δειγματοληψίες σε 7 σταθμούς (Σχήμα 7.1β).



Σχήμα 7.1. Χάρτες των περιοχών μελέτης, με ενδείξεις των σταθμών δειγματοληψίας (α) στην μετάβαση από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον και (β) κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας. Οι περιοχές μελέτης περικλείονται από στικτή γραμμή, ενώ τα βέλη υποδεικνύουν τη φορά της ροής του νερού στις αλυκές.

7.2.2 ΕΡΓΑΣΙΕΣ ΣΤΟ ΠΕΔΙΟ ΚΑΙ ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ ΣΤΟ ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΟ

Η αλατότητα και η θερμοκρασία της στήλης νερού μετρήθηκαν *in situ* με φορητά όργανα. Για τον υπολογισμό της συγκέντρωσης των χλωροπλαστικών χρωστικών (χλωροφύλλη *a* και φαιοφυτίνη *a*) στη στήλη νερού πάρθηκαν 2 επαναληπτικά δείγματα νερού την πρώτη και 4

επαναληπτικά δείγματα τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών σε κάθε σταθμό δειγματοληψίας. Για τον υπολογισμό της συγκέντρωσης των χλωροπλαστικών χρωστικών και του ποσοστού της οργανικής ύλης στο ίζημα πάρθηκαν από 2 επαναληπτικά δείγματα ιζήματος υπό μορφή πυρήνων διαμέτρου 3,5 cm και βάθους 2 cm και τις δύο περιόδους δειγματοληψιών σε κάθε σταθμό δειγματοληψίας. Τέλος, κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών πάρθηκαν δείγματα για την κοκκομετρική ανάλυση του ιζήματος.

Η συγκεντρώσεις της χλωροφύλλης *a* και της φαιοφυτίνης *a* στο νερό και το ίζημα υπολογίστηκαν σύμφωνα με την εξαχρωματική φθορισμετρική μέθοδο των Neveaux & Rapouse (1987). Το ποσοστό σε οργανική ύλη του ιζήματος υπολογίστηκε σύμφωνα με τη μέθοδο των Walkey & Black (Walkey 1947), όπως αυτή τροποποιήθηκε από τον Jackson (1958) και περιγράφεται από τους Loring & Rantala (1992). Τέλος, η κοκκομετρική ανάλυση του ιζήματος πραγματοποιήθηκε σε αναλυτή laser Micrometrics Sedigraph 5100.

7.2.3 ΑΝΑΛΥΣΗ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ

Για τον υπολογισμό του πλούτου ειδών των βιοκοινοτήτων κατασκευάστηκαν καμπύλες rarefaction βασισμένες σε δεδομένα δειγμάτων σύμφωνα με τη μέθοδο των Colwell *et al.* (2004) τόσο για τον παρατηρούμενο πλούτο ειδών όσο για για τον εκτιμητή του απόλυτου πλούτου ειδών Chao1 (Chao 1984).

Για την διερεύνηση της α ποικιλότητας των βιοκοινοτήτων υπολογίστηκαν οι αριθμοί του Hill N_0 , N_1 , N_2 N_∞ για την ποικιλότητα και $E_{1,0}$, $E_{2,0}$, $E_{1,2}$ για την ισοδιανομή (Hill 1973). Για την ιεράρχηση των βιοκοινοτήτων σε ότι αφορά την α ποικιλότητα κατασκευάστηκαν επίσης τα προφίλ ποικιλότητας του Renyi (Tóthmérész 1995).

Για την διερεύνηση της μεταβλητότητας της δομής της βιοκοινότητας χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος ταξιθέτησης του ter Braak (1986) Canonical Correspondence Analysis (CCA). Συγκεκριμένα, η CCA χρησιμοποιήθηκε για την εκτίμηση των στατιστικών σχέσεων μεταξύ των δεδομένων αφθονίας των μακροβενθικών μαλακίων (μεταβλητές απόκρισης) και της χωρικής διάστασης του δειγματοληπτικού σχεδιασμού (ερμηνευτικές μεταβλητές). Η χωρική διάσταση

του δειγματοληπτικού σχεδιασμού (δηλ. οι σταθμοί δειγματοληψίας) κωδικοποιήθηκαν ως ψευδομεταβλητές. Οι περιβαλλοντικές μεταβλητές προβλήθηκαν *post hoc* στο διάγραμμα της ταξιθέτησης (συμπληρωματικές μεταβλητές). Οι καμπύλες απόκρισης των ειδών κατά μήκος της συνθετικής διαβάθμισης που προέκυψε από την ταξιθέτηση CCA (πρώτος κανονικός άξονας) υπολογίστηκαν ως General Additive Models (GAM) σύμφωνα με τη μεθοδολογία των Lepš & Šmilauer (2003).

Η β ποικιλότητα των βιοκοινοτήτων υπολογίστηκε με το δείκτη του Whittaker β_w (Whittaker 1960), με το δείκτη β_1 των Harrison *et al.* (1992), και το δείκτη του Whittaker όπως αυτός τροποποιήθηκε από τους Koleff *et al.* (2003) για δεδομένα παρουσίας-απουσίας και ζεύγη σταθμών.

Ο υπολογισμός των αριθμών του Hill πραγματοποιήθηκε με χρήση του λογισμικού πολυμεταβλητής στατιστικής ανάλυσης PRIMER 6.1.8 (Clarke & Gorley 2006). Οι αναλύσεις ταξιθέτησης RDA και CCA και η κατασκευή των καμπυλών απόκρισης των ειδών σύμφωνα με το μοντέλο GAM πραγματοποιήθηκαν με χρήση του λογισμικού κανονικής ταξιθέτησης κοινοτήτων CANOCO for Windows 4.52 (ter Braak & Šmilauer 2002). Η κατασκευή των καμπυλών rarefaction και ο υπολογισμός των μη παραμετρικών εκτιμητών ποικιλότητας πραγματοποιήθηκε με χρήση του λογισμικού για την στατιστική εκτίμηση του πλούτου των ειδών και των κοινών ειδών από δείγματα EstimateS for Windows 8 (Colwell 2006). Ο υπολογισμός των δεικτών Renyi πραγματοποιήθηκε με χρήση του λογισμικού DivOrd του Tóthmérész (1995).

7.3 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

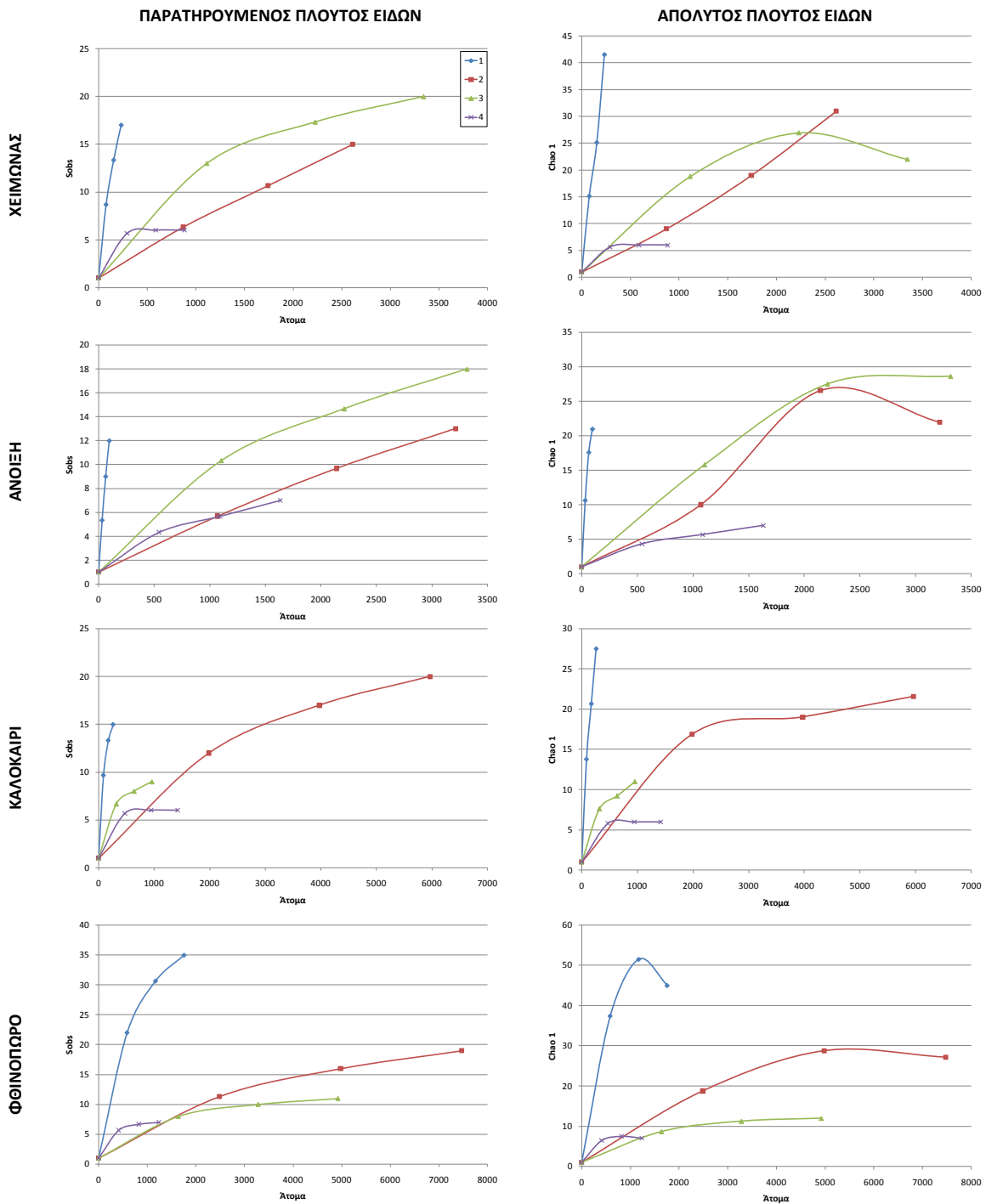
7.3.1 α ΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑ ΤΗΣ ΠΑΝΙΔΑΣ ΤΩΝ ΜΑΛΑΚΙΩΝ ΣΤΗ ΜΕΤΑΒΑΣΗ ΑΠΟ ΤΟ ΘΑΛΑΣΣΙΟ ΣΤΟ ΛΙΜΝΟΘΑΛΑΣΣΙΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

7.3.1.1 Πλούτος ειδών

Οι καμπύλες rarefaction για τον παρατηρούμενο πλούτο ειδών (Σχήμα 7.2) σε πολλές περιπτώσεις δεν έφτασαν σε πλατώ και άρα σε αυτές τις περιπτώσεις η δειγματοληπτική προσπάθεια δεν ήταν ικανοποιητική για την πλήρη συλλογή των ειδών. Ο εκτιμητής του πραγματικού πλούτου ειδών Chao1 έδωσε σε αυτές τις περιπτώσεις μεγαλύτερο πραγματικό πλούτο ειδών από τον παρατηρούμενο (Πίνακας 7.1). Ακόμα και για τον εκτιμητή Chao 1 όμως, οι καμπύλες rarefaction σε πολλές περιπτώσεις δεν έφτασαν σε πλατώ (Σχήμα 7.2) και κατά συνέπεια στις περιπτώσεις αυτές ο πραγματικός πλούτος ειδών υπερβαίνει τις τιμές του εκτιμητή (Πίνακας 7.1). Η ιεράρχηση των σταθμών δειγματοληψίας σε ότι αφορά τον πλούτο ειδών (παρατηρούμενο ή εκτιμώμενο πραγματικό πλούτο ειδών) διαφοροποιείται ανάλογα με τη μεθοδολογία σύγκρισης (Πίνακας 7.1). Παρόλα αυτά, η ιεράρχηση των σταθμών με προέκταση των καμπυλών rarefaction του παρατηρούμενου πλούτου ειδών και του εκτιμώμενου πραγματικού πλούτου ειδών παρουσίασαν ένα κοινό πρότυπο που δεν παρουσίασε ουσιαστικά εποχιακή μεταβολή. Σύμφωνα με το πρότυπο αυτό, ο πλούτος ειδών μειωνόταν βαθμιαία κατά μήκος της περιβαλλοντικής διαβάθμισης από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον. Σε ότι αφορά τον αριθμό των σπάνιων ειδών που απαντούσαν στα δείγματα με ένα μόνο άτομο, αυτός γενικά μειώνονταν κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον (Πίνακας 7.1).

Πίνακας 7.1. Ο παρατηρούμενος πλούτος ειδών (Sobs), ο πραγματικός πλούτος ειδών υπολογισμένος με τον εκτιμητή Chao1, ο αριθμός των ειδών που απαντούσαν με ένα μόνο άτομο (singletons) και ο αριθμός ατόμων για το σύνολο των επαναληπτικών δειγμάτων από κάθε σταθμό και δειγματοληψία της πρώτης περιόδου, καθώς επίσης και οι αντίστοιχες ιεραρχίες των σταθμών δειγματοληψίας.

ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑ	ΣΤΑΘΜΟΣ	Sobs (από	Chao1	Εκτίμηση	Ιεράρχηση με	Ιεράρχηση με	Ιεράρχηση με	Ιεράρχηση με	Ιεράρχηση με	SINGLETONS	ΑΤΟΜΑ
		όλα τα επ. δείγματα)	(από όλα τα επ. δείγματα)	πραγματικού πλούτου ειδών με προέκταση της καμπύλης rarefaction του Chao1							
ΧΕΙΜΩΝΑΣ	ΘΑΛΑΣΣΑ	17	42	>42	2	1	1	1	1	7	233
	ΚΑΝΑΛΙ	15	31	>31	3	2	4	4	2	8	2614
	ΛΕΚΑΝΗ 1	20	22	22	1	3	3	3	3	4	3345
	ΛΕΚΑΝΗ 2	6	6	6	4	4	2	2	4	0	884
ΑΝΟΙΞΗ	ΘΑΛΑΣΣΑ	12	21	>21	3	3	1	1	1	6	97
	ΚΑΝΑΛΙ	13	22	22	2	2	4	3	3	6	3215
	ΛΕΚΑΝΗ 1	18	29	29	1	1	2	2	2	8	3316
	ΛΕΚΑΝΗ 2	7	7	7	4	4	3	4	4	0	1633
ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ	ΘΑΛΑΣΣΑ	15	28	>28	2	1	1	1	1	5	262
	ΚΑΝΑΛΙ	20	22	22	1	2	4	4	2	4	5966
	ΛΕΚΑΝΗ 1	9	11	>11	3	3	2	2	3	2	957
	ΛΕΚΑΝΗ 2	6	6	6	4	4	3	3	4	0	1423
ΦΘΙΝΟΠΟΡΟ	ΘΑΛΑΣΣΑ	35	45	45	1	1	1	1	1	10	1759
	ΚΑΝΑΛΙ	19	27	27	2	2	4	3	2	7	7474
	ΛΕΚΑΝΗ 1	11	12	12	3	3	3	4	3	2	4927
	ΛΕΚΑΝΗ 2	7	7	7	4	4	2	2	4	0	1240



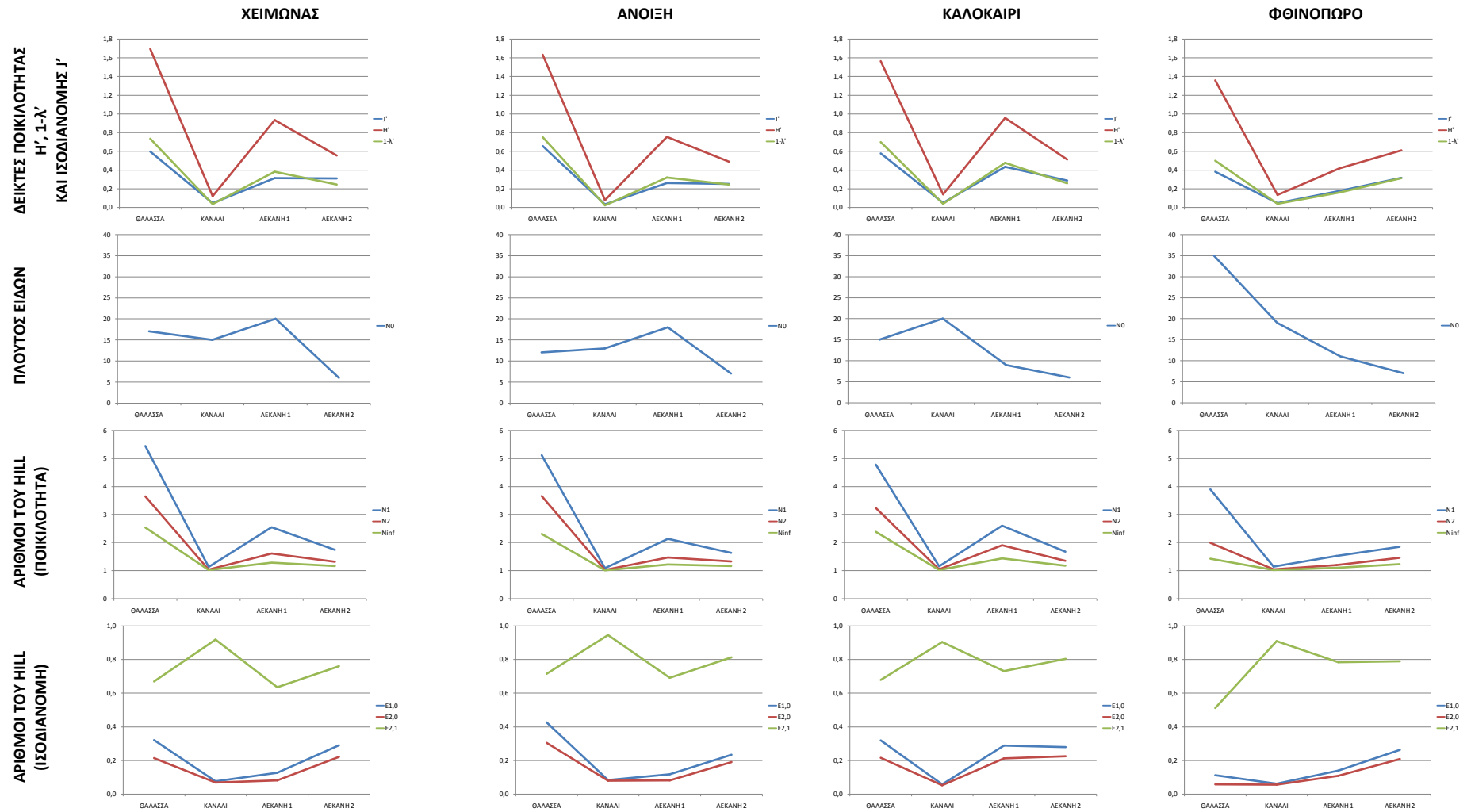
Σχήμα 7.2. Καμπύλες rarefaction για τον παρατηρούμενο πλούτο ειδών (Sobs) και τον εκτιμητή πραγματικού πλούτου ειδών Chao 1 για τους σταθμούς δειγματοληψίας (1) θάλασσα, (2) κανάλι, (3) λεκάνη 1, (4) λεκάνη 2 κατά τις εποχιακές δειγματοληψίες της πρώτης περιόδου.

7.3.1.2 α ποικιλότητα

Οι αριθμοί του Hill για την ποικιλότητα και ισοδιανομή της βιοκοινότητας των μαλακίων καθώς και οι δείκτες ποικιλότητας του Shannon H' και του Simpson $1-\lambda'$ και ο δείκτης ισοδιανομής της Pielou J' παρουσιάζονται στον Πίνακα 7.2 και το Σχήμα 7.3. Η ιεράρχηση των σταθμών δειγματοληψίας για την ποικιλότητα (N_1 , N_2 , N_∞ , H' , $1-\lambda'$) ήταν θάλασσα>λεκάνη 1>λεκάνη 2>κανάλι για όλες τις δειγματοληψίες εκτός του φθινοπώρου, όταν η ιεράρχηση ήταν θάλασσα>λεκάνη 2>λεκάνη 1>κανάλι. Το μέγιστο της ποικιλότητας στη θάλασσα οφείλεται στις υψηλές τιμές εκεί του πλούτου των ειδών (N_0) και της ισοδιανομής ($E_{1,0}$, $E_{2,0}$, J'), ενώ το ελάχιστο της ποικιλότητας στο κανάλι οφείλεται στη χαμηλή τιμή εκεί της ισοδιανομής ($E_{1,0}$, $E_{2,0}$, J').

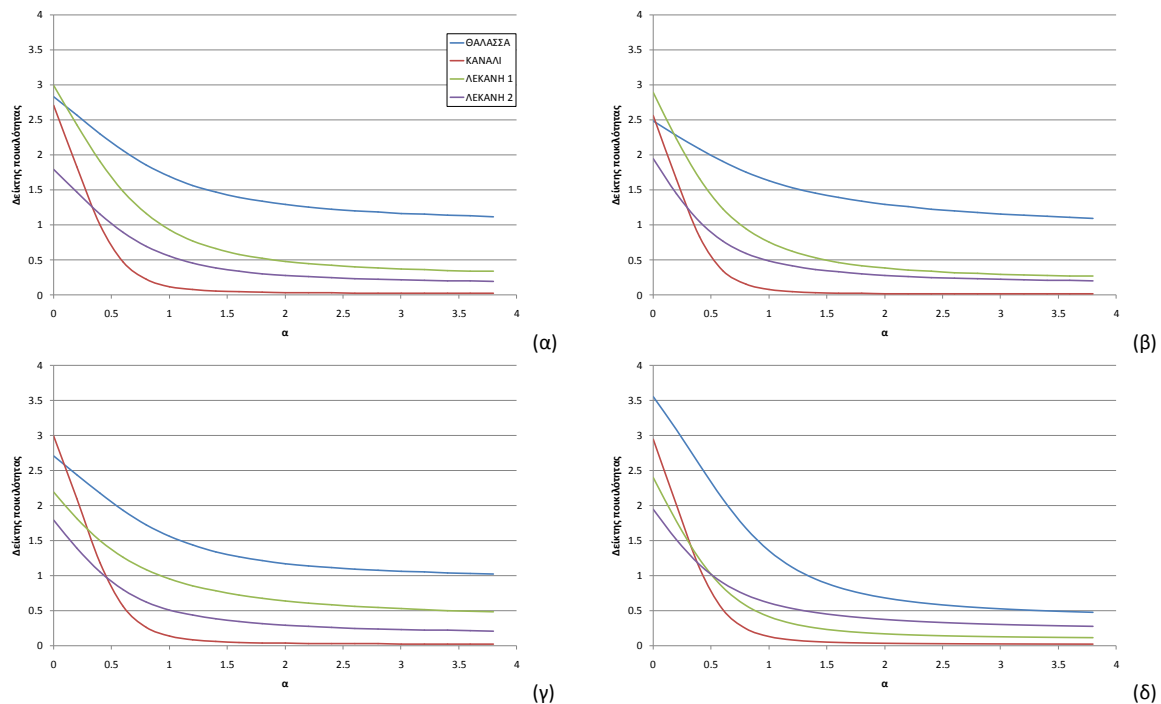
Πίνακας 7.2. Οι αριθμοί του Hill, οι δείκτες ποικιλότητας του Shannon H' και του Simpson $1-\lambda'$ και ο δείκτης ισοδιανομής της Pielou J' για τη βιοκοινότητα των μαλακίων κατά την πρώτη περίοδο δειγματοληψιών.

ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑ	ΣΤΑΘΜΟΣ	N_0	N_1	N_2	N_∞	$E_{1,0}$	$E_{2,0}$	$E_{2,1}$	H'	$1-\lambda'$	J'
ΧΕΙΜΩΝΑΣ	ΘΑΛΑΣΣΑ	17	5,44	3,64	2,53	0,32	0,21	0,67	1,69	0,73	0,60
	ΚΑΝΑΛΙ	15	1,13	1,03	1,02	0,08	0,07	0,92	0,12	0,03	0,04
	ΛΕΚΑΝΗ 1	20	2,54	1,62	1,28	0,13	0,08	0,64	0,93	0,38	0,31
	ΛΕΚΑΝΗ 2	6	1,74	1,32	1,16	0,29	0,22	0,76	0,55	0,24	0,31
ΑΝΟΙΞΗ	ΘΑΛΑΣΣΑ	12	5,11	3,65	2,31	0,43	0,30	0,71	1,63	0,75	0,66
	ΚΑΝΑΛΙ	13	1,08	1,02	1,01	0,08	0,08	0,94	0,08	0,02	0,03
	ΛΕΚΑΝΗ 1	18	2,12	1,47	1,22	0,12	0,08	0,69	0,75	0,32	0,26
	ΛΕΚΑΝΗ 2	7	1,63	1,32	1,16	0,23	0,19	0,81	0,49	0,25	0,25
ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ	ΘΑΛΑΣΣΑ	15	4,77	3,23	2,38	0,32	0,22	0,68	1,56	0,70	0,58
	ΚΑΝΑΛΙ	20	1,15	1,04	1,02	0,06	0,05	0,90	0,14	0,04	0,05
	ΛΕΚΑΝΗ 1	9	2,60	1,90	1,43	0,29	0,21	0,73	0,96	0,47	0,43
	ΛΕΚΑΝΗ 2	6	1,67	1,34	1,17	0,28	0,22	0,80	0,51	0,26	0,29
ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ	ΘΑΛΑΣΣΑ	35	3,89	1,99	1,42	0,11	0,06	0,51	1,36	0,50	0,38
	ΚΑΝΑΛΙ	19	1,14	1,04	1,02	0,06	0,05	0,91	0,13	0,04	0,05
	ΛΕΚΑΝΗ 1	11	1,52	1,19	1,09	0,14	0,11	0,78	0,42	0,16	0,17
	ΛΕΚΑΝΗ 2	7	1,84	1,45	1,23	0,26	0,21	0,79	0,61	0,31	0,31



Σχήμα 7.3. Χωρικές και εποχιακές διακυμάνσεις στην περιοχή μελέτης των δεικτών ποικιλότητας του Shannon H' και του Simpson $1-\lambda'$ και του δείκτη ισοδιανομής της Pielou J' , του πλούτου ειδών ή αλλιώς αριθμού του Hill N_0 , των αριθμών του Hill N_1 και N_2 (δείκτες ποικιλότητας) και των αριθμών του Hill $E_{1,0}$, $E_{2,0}$, $E_{2,1}$ (δείκτες ισοδιανομής) κατά την πρώτη περίοδο δειγματοληψιών.

Η ιεράρχηση των σταθμών δειγματοληψίας που έδωσαν τα προφίλ ποικιλότητας Renyi (Σχήμα 7.4) για τάξη $\alpha \geq 1$ (σύγκριση αριθμού άφθονων – πολύ άφθονων ειδών) ήταν θάλασσα > λεκάνη 1 > λεκάνη 2 > κανάλι για όλες τις εποχές εκτός από το φθινόπωρο, όταν ήταν θάλασσα > λεκάνη 2 > λεκάνη 1 > κανάλι. Τα προφίλ ποικιλότητας Renyi για τάξη $\alpha = 0$ (σύγκριση συνολικού αριθμού ειδών) δίνουν μια εποχιακά μεταβαλλόμενη ιεράρχηση των σταθμών δειγματοληψίας, αν και η λεκάνη 2 έχει πάντοτε την χαμηλότερη ποικιλότητα τάξης 0. Τα μόνα προφίλ ποικιλότητας Renyi που δεν τέμνονται με άλλα σε καμία εποχή ήταν αυτά της θάλασσας και της λεκάνης 2, δηλαδή η ποικιλότητα της βιοκοινότητας των μαλακίων της θάλασσας ήταν γενικά υψηλότερη από αυτή της λεκάνης 2, ανεξάρτητα από την εποχή.



Σχήμα 7.4. Προφίλ ποικιλότητας Renyi για τους σταθμούς δειγματοληψίας κατά τις εποχιακές δειγματοληψίες (α) του χειμώνα, (β) της άνοιξης, (γ) του καλοκαιριού και (δ) του φθινοπώρου της πρώτης περιόδου δειγματοληψιών.

7.3.2 α ΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑ ΤΗΣ ΠΑΝΙΔΑΣ ΤΩΝ ΜΑΛΑΚΙΩΝ ΚΑΤΑ ΜΗΚΟΣ ΤΗΣ ΔΙΑΒΑΘΜΙΣΗΣ ΑΛΑΤΟΤΗΤΑΣ

7.3.2.1 Πλούτος ειδών

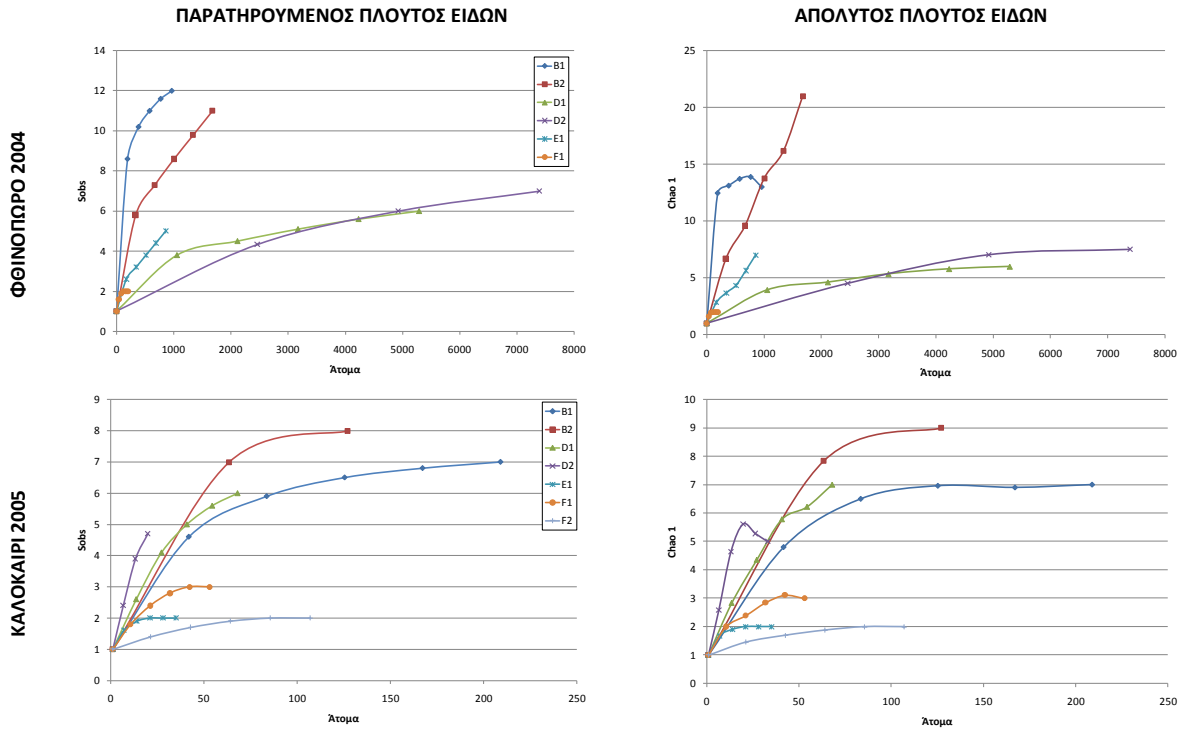
Οι καμπύλες rarefaction για τον παρατηρούμενο πλούτο ειδών (Σχήμα 7.5) δεν έφτασαν σε πλατώ μόνο στους εξωτερικούς σταθμούς το φθινόπωρο και άρα στις περισσότερες περιπτώσεις η δειγματοληπτική προσπάθεια ήταν ικανοποιητική για την πλήρη συλλογή των ειδών. Ο εκτιμητής του πραγματικού πλούτου ειδών Chao1 έδωσε μόνο σε μια περίπτωση μεγαλύτερο πραγματικό πλούτο ειδών από τον παρατηρούμενο, στο σταθμό Β2 το φθινόπωρο (Πίνακας 7.3).

Η ιεράρχηση των σταθμών δειγματοληψίας σε ότι αφορά τον πλούτο ειδών (παρατηρούμενο ή εκτιμώμενο πραγματικό πλούτο ειδών) διαφοροποιείται ανάλογα με τη μεθοδολογία σύγκρισης (Πίνακας 7.3). Παρόλα αυτά, η ιεράρχηση των σταθμών με προέκταση των καμπυλών rarefaction του παρατηρούμενου πλούτου ειδών και του εκτιμώμενου απόλυτου πλούτου ειδών παρουσίασαν ένα κοινό πρότυπο που όμως παρουσίασε εποχιακή μεταβολή. Όμως, οι εσωτερικοί σταθμοί κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας χαρακτηρίζονταν γενικά από χαμηλότερο πλούτο ειδών από ότι οι εξωτερικοί σταθμοί, ανεξάρτητα από την εποχή.

Σε ότι αφορά τον αριθμό των σπάνιων ειδών που απαντούσαν στα δείγματα με ένα μόνο άτομο, αυτός γενικά μειώνονταν κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας (Πίνακας 7.3).

Πίνακας 7.3. Ο παρατηρούμενος πλούτος ειδών (Sobs), ο πραγματικός πλούτος ειδών υπολογισμένος με τον εκτιμητή Chao1, ο αριθμός των ειδών που απαντούσαν με ένα μόνο άτομο (singletons) και ο αριθμός ατόμων για το σύνολο των επαναληπτικών δειγμάτων από κάθε σταθμό και δειγματοληψία της δεύτερης περιόδου, καθώς επίσης και οι αντίστοιχες ιεραρχίες των σταθμών δειγματοληψίας.

ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑ	ΣΤΑΘΜΟΣ	Sobs (από όλα τα επ. δείγματα)	Chao1 (από όλα τα επ. δείγματα)	Εκτίμηση πραγματικού πλούτου ειδών με προέκταση της καμπύλης rarefaction του Chao1	Ιεράρχηση με τιμή Sobs (από όλα τα επ. δείγματα)	Ιεράρχηση με τιμή Chao1 (από όλα τα επ. δείγματα)	Ιεράρχηση με σύγκριση καμπυλών rarefaction του Sobs στο μικρότερο δείγμα	Ιεράρχηση με σύγκριση καμπυλών rarefaction του Chao1 στο μικρότερο δείγμα	Ιεράρχηση με προέκταση της καμπύλης rarefaction του Sobs	Ιεράρχηση με προέκταση της καμπύλης rarefaction του Chao1	SINGLETONS	ATOMA	
ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ 2004	B1	12	13	13	1	2	1	1	2	2	2	962	
	B2	11	21	>21	2	1	2	2	1	1	5	1677	
	D1	6	6	6	4	5	5	5	5	5	1	5291	
	D2	7	8	>8	3	3	6	6	6	4	4	1	7392
	E1	5	7	7	5	4	4	3	3	3	3	2	859
	F1	2	2	2	2	6	6	4	4	6	6	0	199
ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ 2005	B1	7	7	7	2	2	4	4	3	3	1	209	
	B2	8	9	9	1	1	3	3	1	1	2	127	
	D1	6	7	7	3	3	2	2	2	2	2	68	
	D2	5	5	5	4	4	1	1	4	4	0	33	
	E1	2	2	2	6	6	6	6	6	6	6	0	35
	F1	3	3	3	5	5	5	5	5	5	5	0	53
	F2	2	2	2	2	7	7	7	7	7	7	0	107



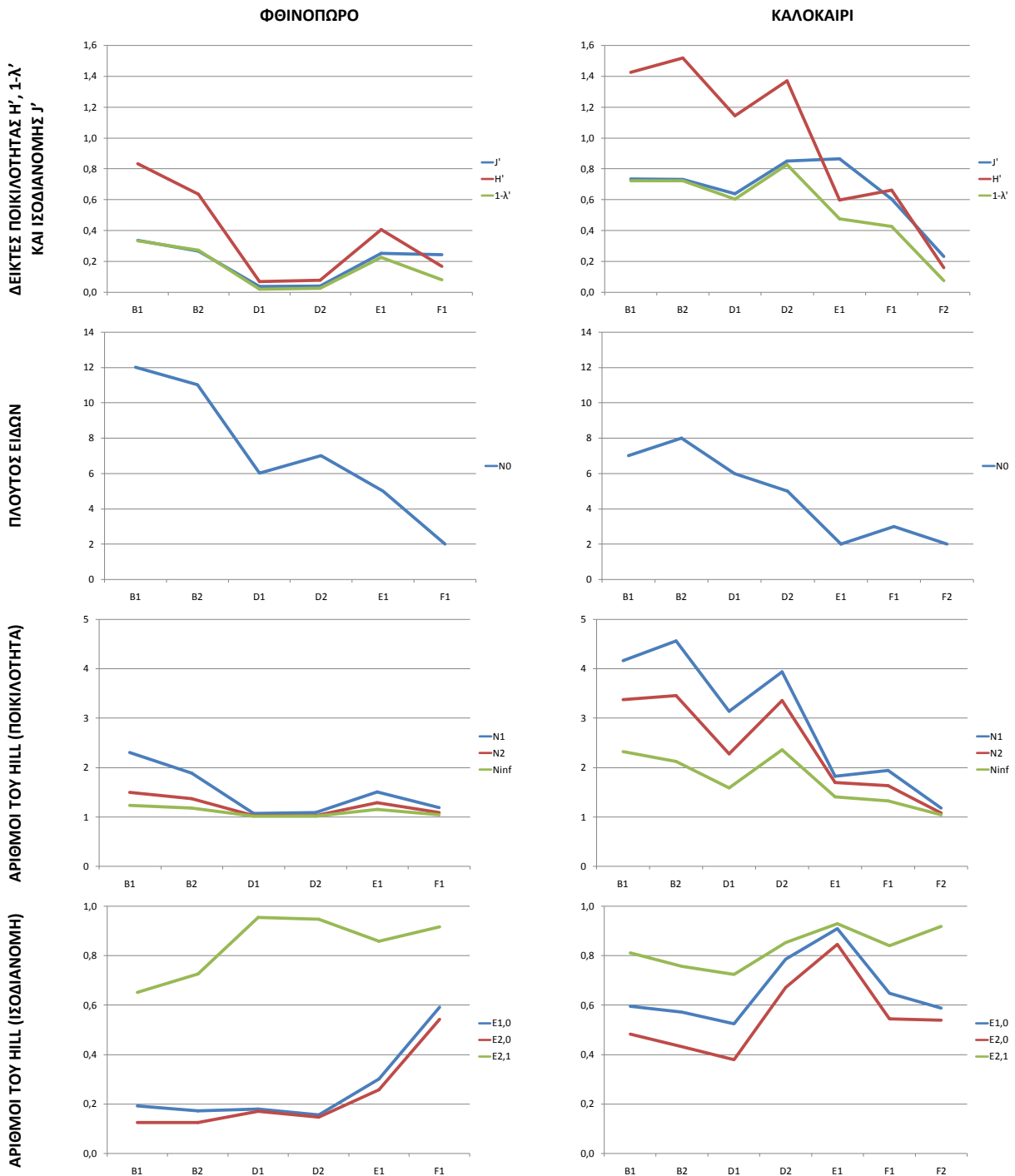
Σχήμα 7.5. Καμπύλες rarefaction για τον παρατηρούμενο πλούτο ειδών (Sobs) και τον εκτιμητή πραγματικού πλούτου ειδών Chao 1 για τους σταθμούς δειγματοληψίας κατά τις δειγματοληψίες της δεύτερης περιόδου.

7.3.2.2 α ποικιλότητα

Οι αριθμοί του Hill για την ποικιλότητα και ισοδιανομή της βιοκοινότητας των μαλακίων καθώς και οι δείκτες ποικιλότητας του Shannon H' και του Simpson $1-\lambda'$ και ο δείκτης ισοδιανομής της Ρίελου J' παρουσιάζονται στον Πίνακα 7.4 και το Σχήμα 7.6. Ο πλούτος ειδών (N_0) όπως και η ποικιλότητα ($N_1, N_2, N_\infty, H', 1-\lambda'$) παρουσίασαν ένα πρότυπο μείωσης κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας. Εξαιρέση στο προαναφερθέν πρότυπο αποτέλεσαν οι σταθμοί D1 και D2 το φθινόπωρο, όπου και παρατηρήθηκαν οι χαμηλότερες τιμές ποικιλότητας εξαιτίας των υψηλών τιμών κυριαρχίας ($E_{1,2}$).

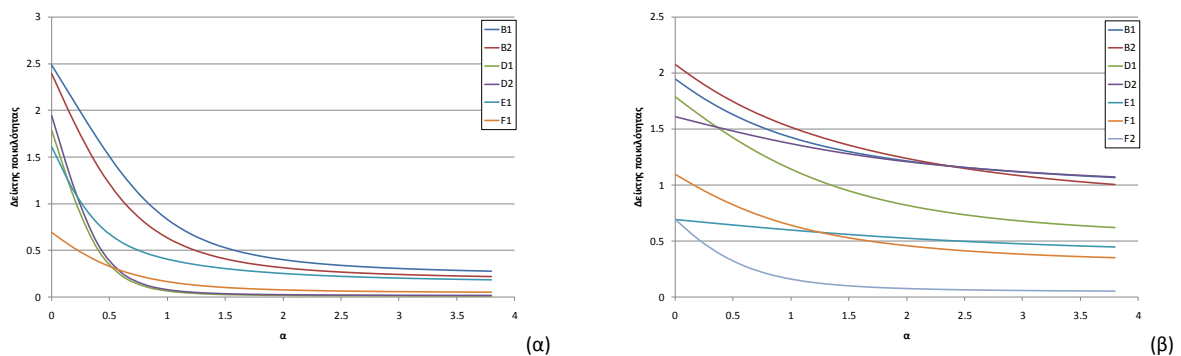
Πίνακας 7.4. Οι αριθμοί του Hill, οι δείκτες ποικιλότητας του Shannon H' και του Simpson $1-\lambda'$ και ο δείκτης ισοδιανομής της Pielou J' για τη βιοκοινότητα των μαλακίων κατά την δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών.

ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑ	ΣΤΑΘΜΟΣ	N_0	N_1	N_2	N_∞	$E_{1,0}$	$E_{2,0}$	$E_{2,1}$	H'	$1-\lambda'$	J'
ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ	B1	12	2,30	1,50	1,23	0,19	0,12	0,65	0,83	0,33	0,34
	B2	11	1,89	1,37	1,18	0,17	0,12	0,73	0,64	0,27	0,27
	D1	6	1,07	1,02	1,01	0,18	0,17	0,95	0,07	0,02	0,04
	D2	7	1,08	1,02	1,01	0,15	0,15	0,95	0,08	0,02	0,04
	E1	5	1,50	1,29	1,15	0,30	0,26	0,86	0,41	0,22	0,25
	F1	2	1,18	1,08	1,04	0,59	0,54	0,92	0,17	0,08	0,24
ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ	B1	7	4,16	3,37	2,32	0,59	0,48	0,81	1,43	0,72	0,73
	B2	8	4,56	3,45	2,12	0,57	0,43	0,76	1,52	0,72	0,73
	D1	6	3,14	2,27	1,58	0,52	0,38	0,72	1,14	0,60	0,64
	D2	5	3,93	3,35	2,36	0,79	0,67	0,85	1,37	0,83	0,85
	E1	2	1,82	1,69	1,40	0,91	0,84	0,93	0,60	0,48	0,86
	F1	3	1,94	1,63	1,33	0,65	0,54	0,84	0,66	0,43	0,60
	F2	2	1,17	1,08	1,04	0,59	0,54	0,92	0,16	0,08	0,23



Σχήμα 7.6. Χωρικές και εποχιακές διακυμάνσεις στην περιοχή μελέτης των δεικτών ποικιλότητας του Shannon H' και του Simpson $1-\lambda'$ και του δείκτη ισοδιανομής της Pielou J' , του πλούτου ειδών ή αλλιώς αριθμού του Hill N_0 , των αριθμών του Hill N_1 και N_2 (δείκτες ποικιλότητας) και των αριθμών του Hill $E_{1,0}$, $E_{2,0}$, $E_{2,1}$ (δείκτες ισοδιανομής) κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών.

Το φθινόπωρο του 2004, τα μόνα προφίλ ποικιλότητας Renyi (Σχήμα 7.7α) που δεν τέμνονται με άλλα ήταν αυτά των σταθμών B1 και B2, δηλαδή η ποικιλότητα της βιοκοινότητας των μακροβενθικών μαλακίων στην πρώτη λεκάνη ήταν, ανεξάρτητα της τάξης της, μεγαλύτερη από ότι στις υπόλοιπες λεκάνες. Από την άλλη, η ιεράρχηση των εσωτερικών λεκανών βρέθηκε πως εξαρτάται από την τάξη της ποικιλότητας που εξετάζεται: Η ιεράρχηση των σταθμών δειγματοληψίας που δίνουν τα προφίλ ποικιλότητας Renyi για τάξη $\alpha \geq 1$ (σύγκριση αριθμού άφθονων – πολύ άφθονων ειδών) ήταν $E1 > F1 > D1, D2$, δηλαδή η χαμηλότερη ποικιλότητα τάξης $\alpha \geq 1$ καταγράφηκε σε ενδιάμεση εσωτερική λεκάνη. Αντίθετα, η ιεράρχηση των σταθμών δειγματοληψίας που δίνουν τα προφίλ ποικιλότητας Renyi για τάξη $\alpha = 0$ (σύγκριση συνολικού αριθμού ειδών) είναι $D2 > D1 > E1 > F1$, δηλαδή η χαμηλότερη ποικιλότητα τάξης 0 καταγράφηκε στην τελευταία εσωτερική λεκάνη. Το καλοκαίρι του 2005 μπορούμε να πούμε γενικά πως η ιεράρχηση των σταθμών δειγματοληψίας που δίνουν τα προφίλ ποικιλότητας Renyi (Σχήμα 7.7β) για τάξη $\alpha \geq 1$ ήταν $B1, B2, D2 > D1 > E1, F1 > F2$, δηλαδή η ποικιλότητα τάξης $\alpha \geq 1$ είναι μειωμένη στις εσωτερικές λεκάνες σε σχέση με τις εξωτερικές. Η ιεράρχηση των σταθμών δειγματοληψίας που δίνουν τα προφίλ ποικιλότητας Renyi για τάξη $\alpha = 0$ (σύγκριση συνολικού αριθμού ειδών) ήταν παρόμοια: $B2 > B1 > D1 > D2 > F1 > E1, F2$.



Σχήμα 7.7. Προφίλ ποικιλότητας Renyi για τους σταθμούς δειγματοληψίας κατά τις εποχιακές δειγματοληψίες (α) του φθινοπώρου και (β) της άνοιξης της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών.

7.3.3 Β ΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑ ΤΗΣ ΠΑΝΙΔΑΣ ΤΩΝ ΜΑΛΑΚΙΩΝ ΣΤΗ ΜΕΤΑΒΑΣΗ ΑΠΟ ΤΟ ΘΑΛΑΣΣΙΟ ΣΤΟ ΛΙΜΝΟΘΑΛΑΣΣΙΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

Οι διακυμάνσεις της β ποικιλότητας για τη συνολική περιβαλλοντική διαβάθμιση της μετάβασης από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον καθώς και μέσα στους σταθμούς δειγματοληψίας παρουσιάζονται στον Πίνακα 7.5. Η β ποικιλότητα για τη συνολική περιβαλλοντική διαβάθμιση ήταν σημαντική και δεν παρουσίασε ιδιαίτερη εποχιακή διαφοροποίηση.

Πίνακας 7.5. Εποχιακές διακυμάνσεις της α, β και γ ποικιλότητας κατά μήκος της περιβαλλοντικής διαβάθμισης στην περιοχή μελέτης, κατά την πρώτη περίοδο δειγματοληψιών.

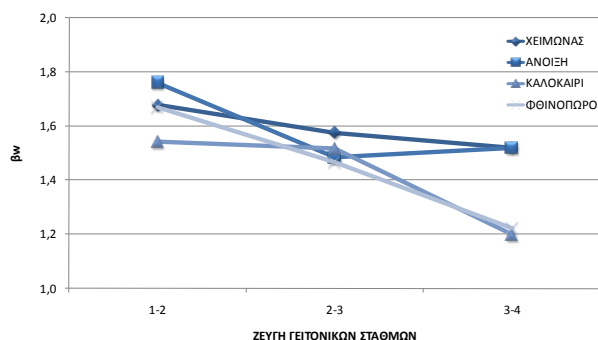
ΕΠΟΧΗ	ΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑ	ΔΙΑΒΑΘΜΙΣΗ
ΧΕΙΜΩΝΑΣ	\bar{a}	14,50
	β_{-1}	49
	γ	36
	N	4
ΑΝΟΙΞΗ	\bar{a}	12,50
	β_{-1}	49
	γ	31
	N	4
ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ	\bar{a}	12,50
	β_{-1}	44
	γ	29
	N	4
ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ	\bar{a}	18,00
	β_{-1}	54
	γ	47
	N	4

\bar{a} : μέση τιμή της α ποικιλότητας

β_{-1} : β ποικιλότητα σύμφωνα με τον τύπο του Whittaker, όπως αυτός τροποποιήθηκε από τους Harrison *et al.* (1992)

N: αριθμός σταθμών

Σε ότι αφορά τη β ποικιλότητα ανάμεσα στα ζεύγη γειτονικών σταθμών (Σχήμα 7.12), αυτή παρουσίασε ένα πρότυπο μείωσης κατά μήκος της συνολικής περιβαλλοντικής διαβάθμισης, με τις υψηλότερες τιμές μεταξύ θάλασσας και καναλιού και τις χαμηλότερες μεταξύ των λεκανών 1 και 2 σε όλες τις εποχές.



Σχήμα 7.12. Διακυμάνσεις της β ποικιλότητας κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον κατά την πρώτη περίοδο δειγματοληψιών.

7.3.4 β ΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑ ΤΗΣ ΠΑΝΙΔΑΣ ΤΩΝ ΜΑΛΑΚΙΩΝ ΚΑΤΑ ΜΗΚΟΣ ΤΗΣ ΔΙΑΒΑΘΜΙΣΗΣ ΑΛΑΤΟΤΗΤΑΣ

Οι διακυμάνσεις της β ποικιλότητας για τη συνολική διαβάθμιση αλατότητας, μέσα σε κάθε λεκάνη, καθώς και μέσα στους σταθμούς δειγματοληψίας παρουσιάζονται στον Πίνακα 7.6. Η β ποικιλότητα για τη συνολική διαβάθμιση αλατότητας δεν ήταν ιδιαίτερα σημαντική.

Πίνακας 7.6. Εποχιακές διακυμάνσεις της α , β και γ ποικιλότητας κατά μήκος της περιβαλλοντικής διαβάθμισης στην περιοχή μελέτης, κατά την πρώτη περίοδο δειγματοληψιών.

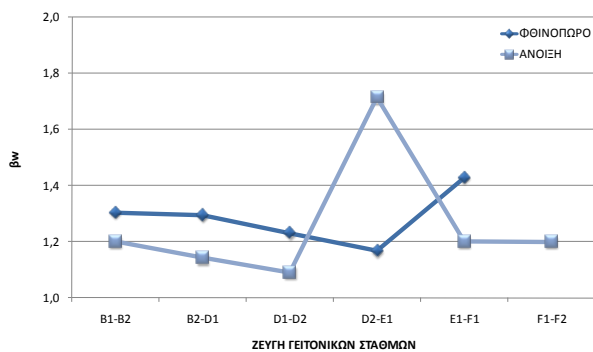
ΕΠΟΧΗ	ΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑ	ΔΙΑΒΑΘΜΙΣΗ
ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ	$\bar{\alpha}$	7,17
	β_{-1}	25
	γ	16
	N	6
ΑΝΟΙΞΗ	$\bar{\alpha}$	4,71
	β_{-1}	15
	γ	9
	N	7

$\bar{\alpha}$: μέση τιμή της α ποικιλότητας

β_{-1} : β ποικιλότητα σύμφωνα με τον τύπο του Whittaker, όπως αυτός τροποποιήθηκε από τους Harrison *et al.* (1992)

N: αριθμός σταθμών

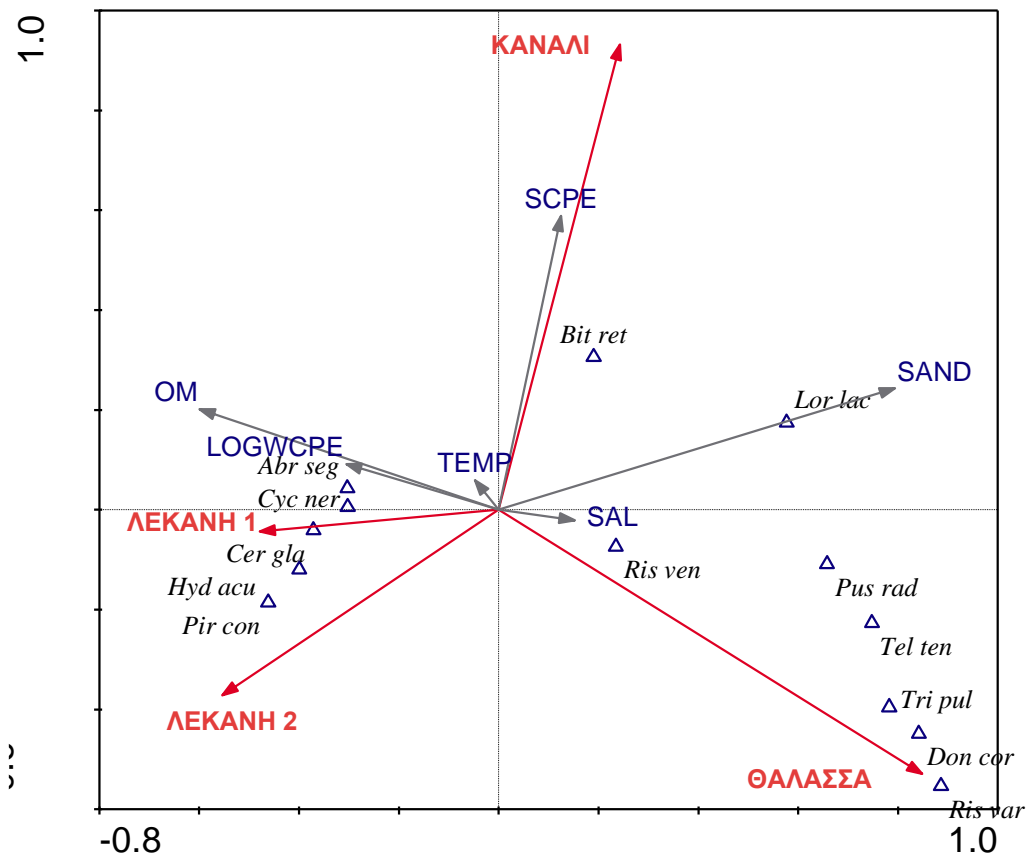
Σε ότι αφορά τη β ποικιλότητα ανάμεσα στα ζεύγη γειτονικών σταθμών (Σχήμα 7.13), αυτή παρουσίασε αύξηση κοντά στο τέλος της διαβάθμισης αλατότητας, μεταξύ των σταθμών E1 και F1 το φθινόπωρο και μεταξύ των σταθμών D2 και E1 το καλοκαίρι.



Σχήμα 7.13. Διακυμάνσεις της β ποικιλότητας κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας κατά τη δεύτερη περίοδο δειγματοληψιών.

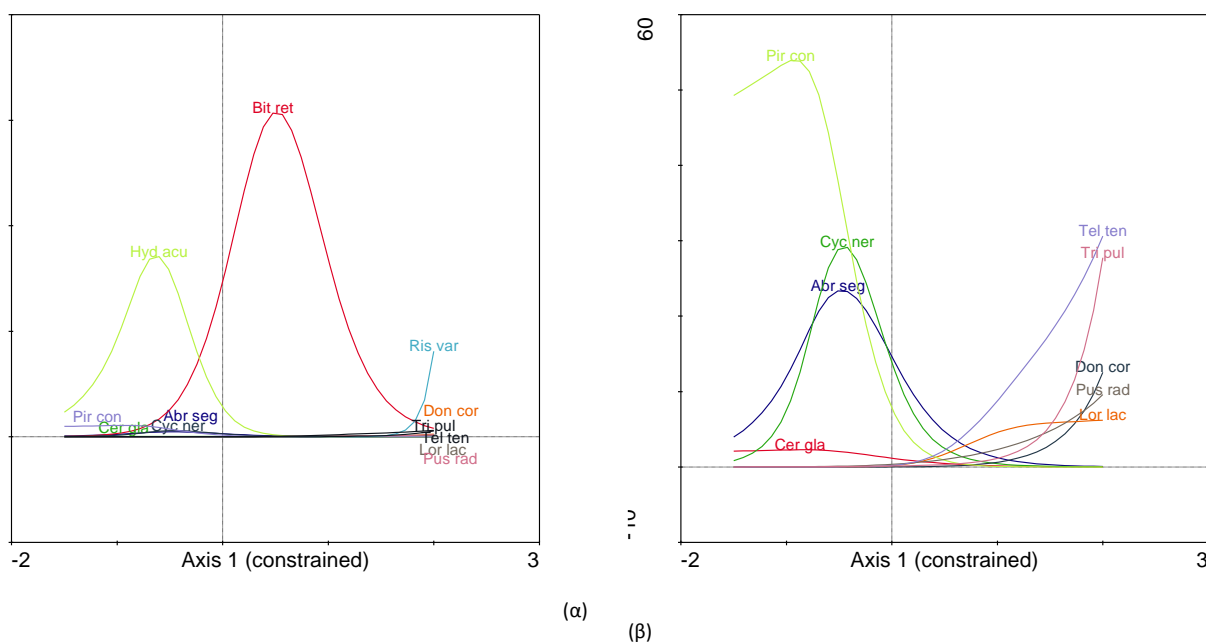
7.3.5 ΑΝΑΛΥΣΗ ΔΙΑΒΑΘΜΙΣΗΣ ΤΗΣ ΠΑΝΙΔΑΣ ΤΩΝ ΜΑΛΑΚΙΩΝ ΣΤΗ ΜΕΤΑΒΑΣΗ ΑΠΟ ΤΟ ΘΑΛΑΣΣΙΟ ΣΤΟ ΛΙΜΝΟΘΑΛΑΣΣΙΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

Η ταξιθέτηση CCA (Σχήμα 7.8) ερμήνευσε σημαντικό ποσοστό της συνολικής διακύμανσης των δεδομένων πυκνότητας της βιοκοινότητας των μακροβενθικών μαλακίων (σύνολο κανονικών ιδιοτιμών 0,821, ολική διακύμανση 2,292, p όλων των κανονικών αξόνων=0,001). Ο πρώτος κανονικός άξονας (ιδιοτιμή 0,589, $p=0.001$, εξηγεί το 25,7% της συνολικής διακύμανσης των βιοτικών δεδομένων ή το 71.8% της συνολικής διακύμανσης των βιοτικών δεδομένων που μπορεί να ερμηνευτεί από τις επιλεγμένες ερμηνευτικές μεταβλητές) αναπαριστά μια περιβαλλοντική διαβάθμιση που υφίσταται από το σταθμό της θάλασσας μέχρι το σταθμό της λεκάνης 2. Οι περιβαλλοντικές μεταβλητές που ήταν καλύτερα συσχετισμένες (συσχέτιση >0,6) με τον πρώτο κανονικό άξονα ήταν η κοκκομετρική σύσταση του ιζήματος και η συγκέντρωση σε οργανική ύλη του ιζήματος. Η συγκέντρωση των χλωροπλαστικών χρωστικών του ιζήματος ήταν συσχετισμένη ισχυρά (συσχέτιση >0,6) με το δεύτερο κανονικό άξονα (ιδιοτιμή 0,186). Η ταξιθέτηση CCA διαχώρισε κατά μήκος του πρώτου κανονικού άξονα τα άφθονα είδη των μακροβενθικών μαλακίων σε δύο ομάδες: Μια αποτελούμενη από θαλάσσια είδη (*Tellina tenuis*, *Tricolia pullus*, *Donacilla cornea*, *Pusillina radiata*, *Rissoa variabilis*, *Rissoa ventricosa*) συσχετισμένα κυρίως με το σταθμό της θάλασσας και μια από τυπικά λιμνοθαλάσσια είδη (*Hydrobia acuta*, *Pirenella conica*, *Cyclope neritea*, *Abra segmentum*, *Cerastoderma glaucum*) συσχετισμένα κυρίως με τους σταθμούς των λεκανών. Το γαστερόποδο *Bittium reticulatum* ήταν συσχετισμένο κυρίως με το σταθμό του καναλιού.



Σχήμα 7.8. Ταξιθέτηση CCA των δεδομένων αφθονίας των μακροβενθικών μαλακίων της πρώτης περιόδου δειγματοληψιών με ερμηνευτικές μεταβλητές που αναπαριστούν τη χωρική διάσταση του δειγματοληπτικού σχεδιασμού. Οι μετρημένες περιβαλλοντικές μεταβλητές προβάλλονται *post hoc* στην ταξιθέτηση. Στο διάγραμμα παρουσιάζονται μόνο τα άφθονα είδη. Συντμήσεις περιβαλλοντικών μεταβλητών: SAND=κοκκομετρική σύσταση ιζήματος σε ποσοστό άμμου, OM=ποσοστό κ.β. σε οργανική ύλη του ιζήματος, SAL=αλατότητα στήλης νερού, TEMP=θερμοκρασία στήλης νερού, LOGWCPE=λογάριθμος της συγκέντρωσης των χλωροπλαστικών χρωστικών στη στήλη νερού, SCPE=συγκέντρωση των χλωροπλαστικών χρωστικών στο ιζημα. Συντμήσεις ειδών: Abr seg=*Abra segmentum*, Bit ret=*Bittium reticulatum*, Cer gla=*Cerastoderma glaucum*, Cyc ner=*Cyclope neritea*, Don cor=*Donacilla cornea*, Hyd acu=*Hydrobia acuta*, Lor lac=*Loripes lacteus*, Pir con=*Pirenella conica*, Pus rad=*Pusillina radiata*, Ris var=*Rissoa variabilis*, Ris ven=*Rissoa ventricosa*, Tel ten=*Tellina tenuis*, Tri pul=*Tricolia pullus*.

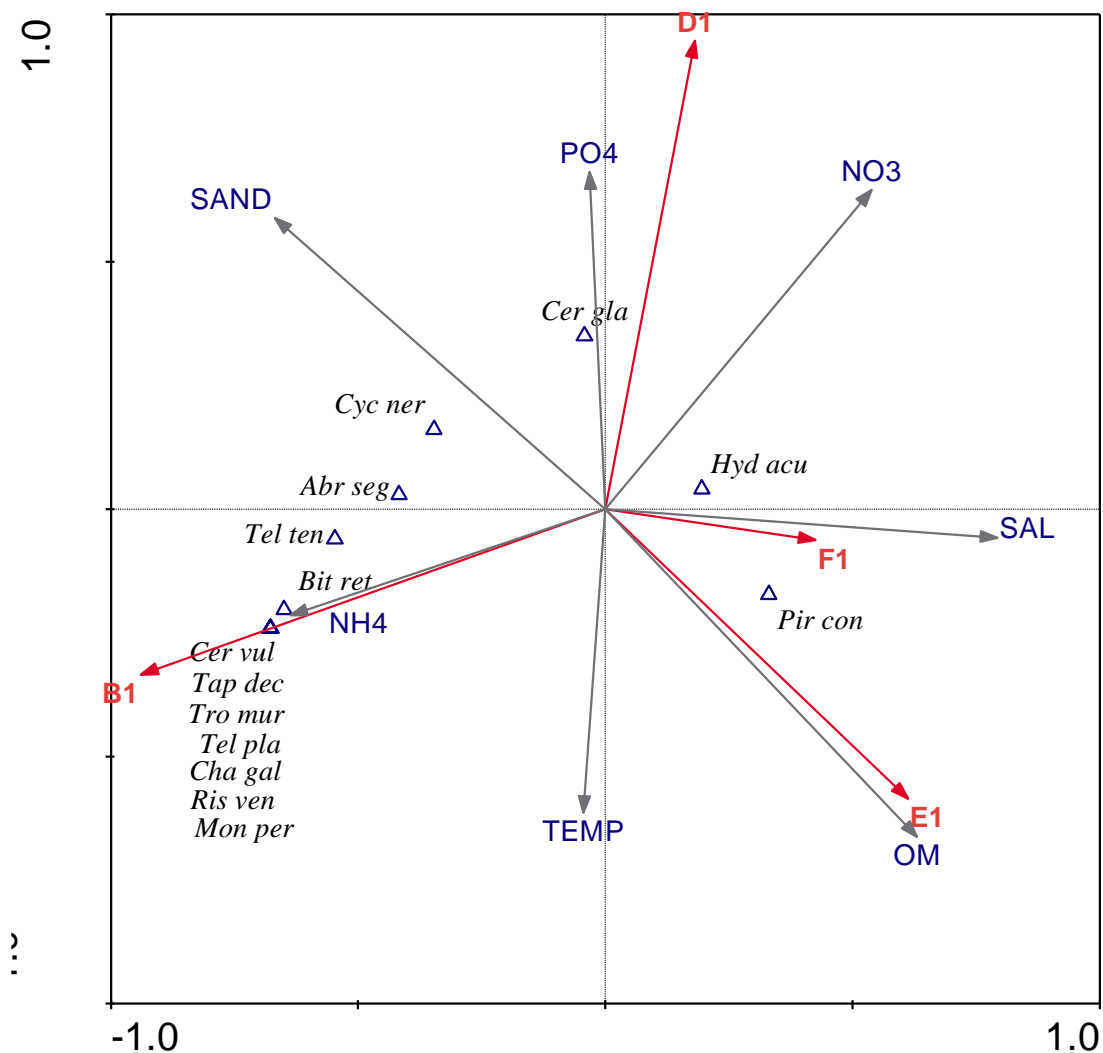
Οι καμπύλες απόκρισης των άφθονων ειδών κατά μήκος της σύνθετης περιβαλλοντικής διαβάθμισης που αναπαριστά ο πρώτος κανονικός άξονας της ταξιθέτησης CCA παρουσιάζεται στο Σχήμα 7.9. Η δομή του κοινοκλιούς χαρακτηρίζεται από σταδιακή αντικατάσταση των θαλάσσιων ειδών (*Tellina tenuis*, *Tricolia pullus*, *Donacilla cornea*, *Pusillina radiata*, *Rissoa variabilis*, *Rissoa ventricosa* και *Loripes lacteus*) με λιμνοθαλάσσια είδη (*Hydrobia acuta*, *Pirenella conica*, *Cyclope neritea*, *Abra segmentum* και *Cerastoderma glaucum*). Το γαστερόποδο *Bittium reticulatum* καταλαμβάνει μια ενδιάμεση θέση μεταξύ των προαναφερθέντων ομάδων ειδών.



Σχήμα 7.9. Κοινοκλινές της πανίδας των μαλακίων (α) των άφθονων ειδών και (β) των άφθονων ειδών εκτός των *Rissoa variabilis*, *Bittium reticulatum* και *Hydrobia acuta*, κατά μήκος της περιβαλλοντικής διαβάθμισης που αντιπροσωπεύει ο πρώτος κανονικός άξονας της ταξιθέτησης CCA των δεδομένων αφθονίας των μαλακίων της πρώτης περιόδου δειγματοληψιών. Οι καμπύλες απόκρισης των ειδών που παρουσιάζονται έχουν σχεδιαστεί σύμφωνα με το GAM με επίπεδο σημαντικότητας $p < 0,05$ (η καμπύλη απόκρισης του *Rissoa ventricosa* δεν ήταν στατιστικά σημαντική και δεν παρουσιάζεται). Συντμήσεις ειδών: Abr seg=*Abra segmentum*, Bit ret=*Bittium reticulatum*, Cer gla=*Cerastoderma glaucum*, Cyc ner=*Cyclope neritea*, Don cor=*Donacilla cornea*, Hyd acu=*Hydrobia acuta*, Lor lac=*Loripes lacteus*, Pir con=*Pirenella conica*, Pus rad=*Pusillina radiata*, Ris var=*Rissoa variabilis*, Ris ven=*Rissoa ventricosa*, Tel ten=*Tellina tenuis*, Tri pul=*Tricolia pullus*.

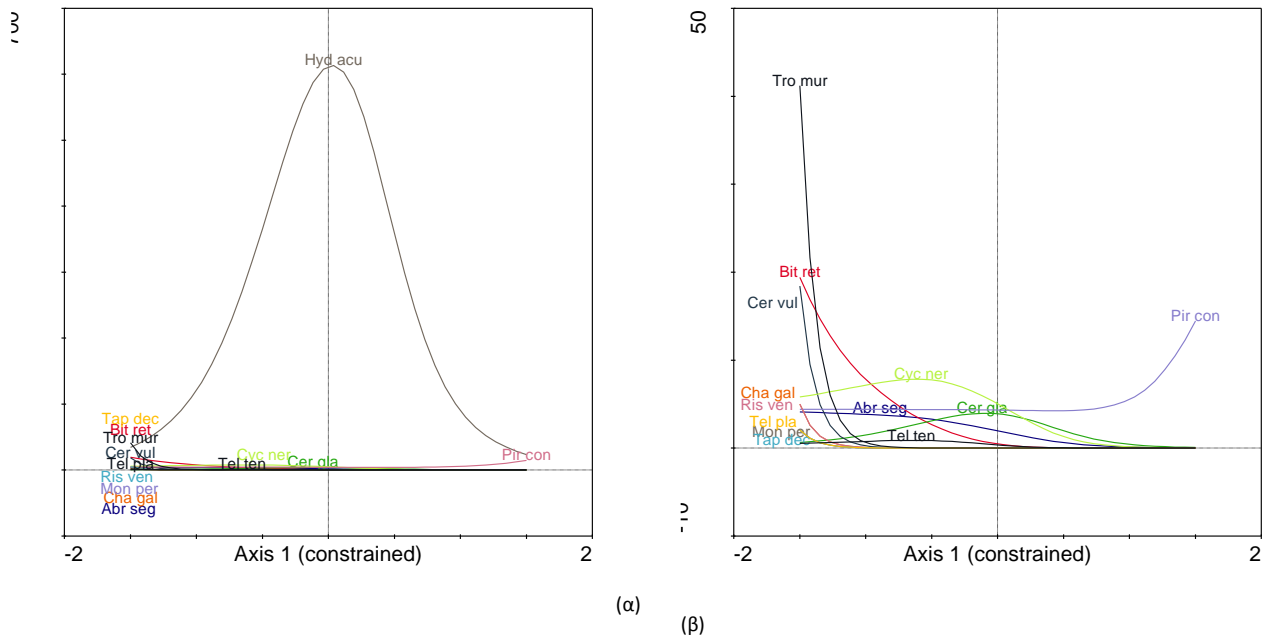
7.3.6 ΑΝΑΛΥΣΗ ΔΙΑΒΑΘΜΙΣΗΣ ΤΗΣ ΠΑΝΙΔΑΣ ΤΩΝ ΜΑΛΑΚΙΩΝ ΚΑΤΑ ΜΗΚΟΣ ΤΗΣ ΔΙΑΒΑΘΜΙΣΗΣ ΑΛΑΤΟΤΗΤΑΣ

Η ταξιθέτηση CCA (Σχήμα 7.10) ερμήνευσε σημαντικό ποσοστό της συνολικής διακύμανσης των δεδομένων πυκνότητας της βιοκοινότητας των μακροβενθικών μαλακίων (σύνολο κανονικών ιδιοτιμών 0,388, ολική διακύμανση 1,091, p όλων των κανονικών αξόνων=0,05). Ο πρώτος κανονικός άξονας (ιδιοτιμή 0,317, $p=0.042$) εξηγεί το 29% της συνολικής διακύμανσης των βιοτικών δεδομένων ή το 81,7% της συνολικής διακύμανσης των βιοτικών δεδομένων που μπορεί να ερμηνευτεί από τις επιλεγμένες ερμηνευτικές μεταβλητές. Αναπαριστά μια περιβαλλοντική διαβάθμιση που υφίσταται από το σταθμό της πρώτης λεκάνης (B1) μέχρι τους σταθμούς της δύο τελευταίων λεκανών (E1 & F1). Οι περιβαλλοντικές μεταβλητές που ήταν καλύτερα συσχετισμένες (συσχέτιση $>0,6$) με τον πρώτο κανονικό άξονα ήταν η αλατότητα, η συγκέντρωση του αζώτου αμμωνιακών στήλης νερού, η κοκκομετρική σύσταση ιζήματος και η συγκέντρωση σε οργανική ύλη του ιζήματος. Καμία από τις περιβαλλοντικές μεταβλητές δεν ήταν συσχετισμένη ισχυρά (συσχέτιση $>0,6$) με το δεύτερο κανονικό άξονα (ιδιοτιμή 0,062). Η ταξιθέτηση CCA διαχώρισε έτσι τα είδη των μακροβενθικών μαλακίων κατά μήκος του πρώτου κανονικού άξονα σύμφωνα με το ακόλουθο πρότυπο: Τα θαλάσσια είδη (*Trophon muricatus*, *Cerithium vulgatum*, *Chamelea gallina*, *Rissoa ventricosa*, *Tellina tenuis*, *Tellina planata*, *Tapes decussatus*, *Monophorus perversus*) συσχετίζονται μόνο με το σταθμό της πρώτης λεκάνης στην αρχή της διαβάθμισης, ενώ τα τυπικά λιμνοθαλάσσια είδη (*Pirenella conica*, *Cyclope neritea*, *Abra segmentum*, *Cerastoderma glaucum*, *Hydrobia acuta*) ταξιθετήθηκαν κατά μήκος της διαβάθμισης από κοντά στην αρχή της διαβάθμισης έως το τέλος της στους σταθμούς των δύο τελευταίων λεκανών.



Σχήμα 7.10. Ταξιθέτηση CCA των δεδομένων αφθονίας των μακροβενθικών μαλακίων της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών με ερμηνευτικές μεταβλητές που αναπαριστούν τη χωρική διάσταση του δειγματοληπτικού σχεδιασμού. Οι μετρημένες περιβαλλοντικές μεταβλητές προβάλλονται *post hoc* στην ταξιθέτηση. Συντμήσεις περιβαλλοντικών μεταβλητών: NO₃=συγκέντρωση αζώτου νιτρικών, NH₄= συγκέντρωση αζώτου αμμωνιακών, PO₄= συγκέντρωση διαλυτού αντιδρώντος φωσφόρου, SAND=κοκκομετρική σύσταση ιζήματος σε ποσοστό άμμου, OM=ποσοστό κ.β. σε οργανική ύλη του ιζήματος, SAL=αλατότητα στήλης νερού, TEMP=θερμοκρασία στήλης νερού. Συντμήσεις ειδών: Abr seg=*Abra segmentum*, Bit ret=*Bittium reticulatum*, Cer gla=*Cerastoderma glaucum*, Cer vul=*Cerithium vulgatum*, Cha gal=*Chamelea gallina*, Cyc ner=*Cyclope neritea*, Hyd acu=*Hydrobia acuta*, Mon per=*Monophorus perversus*, Pir con=*Pirenella conica*, Ris ven=*Rissoa ventricosa*, Tap dec=*Tapes decussatus*, Tel pla=*Tellina planata*, Tel ten=*Tellina tenuis*, Tro mur=*Trochon muricatus*.

Οι καμπύλες απόκρισης των άφθονων ειδών κατά μήκος της σύνθετης περιβαλλοντικής διαβάθμισης που αναπαριστά ο πρώτος κανονικός άξονας της ταξιθέτησης CCA παρουσιάζεται στο Σχήμα 7.11. Η δομή του κοινοκλινοῦς χαρακτηρίζεται από σταδιακή αντικατάσταση των θαλάσσιων ειδών (*Trophon muricatus*, *Cerithium vulgatum*, *Chamelea gallina*, *Rissoa ventricosa*, *Tellina tenuis*, *Tellina planata*, *Tapes decussatus* και *Monophorus perversus*) με λιμνοθαλάσσια είδη (*Pirenella conica*, *Cyclope neritea*, *Abra segmentum*, *Cerastoderma glaucum* και *Hydrobia acuta*). Το γαστερόποδο *Pirenella conica* καταλαμβάνει θέση στο τέλος της διαβάθμισης αλατότητας, πριν την εξαφάνιση της πανίδας των μακροβενθικών ασπονδύλων θαλάσσιας προέλευσης.



Σχήμα 7.11. Κοινοκλινές (α) της πανίδας των μαλακίων και (β) της πανίδας των μαλακίων εκτός του *Hydrobia acuta*, κατά μήκος της περιβαλλοντικής διαβάθμισης που αντιπροσωπεύει ο πρώτος κανονικός άξονας της ταξιθέτησης CCA των δεδομένων αφθονίας των μαλακίων της δεύτερης περιόδου δειγματοληψιών. Οι καμπύλες απόκρισης των ειδών που παρουσιάζονται έχουν σχεδιαστεί σύμφωνα με το GAM με επίπεδο σημαντικότητας $p < 0,05$ (η καμπύλη απόκρισης του *Pirenella conica* δεν ήταν στατιστικά σημαντική). Συντμήσεις ειδών: Abr seg=*Abra segmentum*, Bit ret=*Bittium reticulatum*, Cer gla=*Cerastoderma glaucum*, Cer vul=*Cerithium vulgatum*, Cha gal=*Chamelea gallina*, Cyc ner=*Cyclope neritea*, Hyd acu=*Hydrobia acuta*, Mon per=*Monophorus perversus*, Pir con=*Pirenella conica*, Ris ven=*Rissoa ventricosa*, Tap dec=*Tapes decussatus*, Tel pla=*Tellina planata*, Tel ten=*Tellina tenuis*, Tro mur=*Trophon muricatus*.

7.4 ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Η περιβαλλοντική διαβάθμιση που χαρακτηρίζει την ευρύτερη περιοχή μελέτης διακρίθηκε σε δύο διαδοχικά τμήματα, τα οποία εξετάστηκαν σε δύο διαδοχικές περιόδους δειγματοληψιών. Το εξωτερικό τμήμα της περιβαλλοντικής διαβάθμισης χαρακτηρίζεται ως μετάβαση από το θαλάσσιο περιβάλλον του σταθμού της θάλασσας στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον των σταθμών των λεκανών των αλυκών, ενώ το εσωτερικό τμήμα της περιβαλλοντικής διαβάθμισης χαρακτηρίζεται ως διαβάθμιση αλατότητας στις λεκάνες χαμηλής αλατότητας των αλυκών.

Κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο περιβάλλον στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον, η ιεράρχηση των σταθμών δειγματοληψίας σε ότι αφορά την α ποικιλότητα (από τις μεταβολές του παρατηρούμενου αριθμού ειδών, των δεικτών του Shannon, του Simpson, της Pielou, τους αριθμούς του Hill και τα προφίλ ποικιλότητας του Renyi) βρέθηκε πως εξαρτάται από την τάξη της ποικιλότητας που εξετάζεται και την εποχή. Παρόλα αυτά, για τάξη ποικιλότητας $\alpha \geq 1$, η ιεράρχηση των σταθμών ήταν εποχιακά σταθερή και το χωρικό πρότυπο που παρατηρήθηκε ήταν μείωση της ποικιλότητας στη μετάβαση από το θαλάσσιο περιβάλλον του σταθμού της θάλασσας στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον των σταθμών των λεκανών των αλυκών. Η μείωση αυτή δεν ήταν όμως βαθμιαία, αλλά το ελάχιστο της ποικιλότητας καταγράφηκε σε ενδιάμεση θέση στη διαβάθμιση, δηλ. στο σταθμό του καναλιού. Η χαμηλή ποικιλότητα στο κανάλι οφείλονταν στην έντονη κυριαρχία εκεί του γαστερόποδου *Bittium reticulatum*. Το προαναφερθέν πρότυπο είναι χαρακτηριστικό για τα μακροβενθικά ασπόνδυλα στο περιβάλλον των λιμνοθαλασσών (Barnes 1980, 1994b, Guélorget & Perthuisot 1992, Koutsoubas *et al.* 2000a, 2000b, Nikolaidou *et al.* 2005).

Σε ότι αφορά τον πλούτο ειδών (ποικιλότητα τάξης $\alpha=0$), οι καμπύλες rarefaction για τον παρατηρούμενο πλούτο ειδών σε πολλές περιπτώσεις δεν έφτασαν σε πλατώ και άρα σε αυτές τις περιπτώσεις η δειγματοληπτική προσπάθεια (3 επαν. δείγματα με αρπάγη Van Veen, 0,3 m² συνολικά) κρίνεται πως δεν ήταν ικανοποιητική για την πλήρη συλλογή των ειδών. Αυτό ήταν ιδιαίτερα εμφανές στη θάλασσα, όπου η καμπύλη rarefaction δεν προσέγγισε πλατώ σε καμία δειγματοληψία. Η ανεπάρκεια της δειγματοληπτικής προσπάθειας για τη συλλογή του συνόλου των ειδών σε θαλάσσια ενδιαιτήματα είναι μάλλον συνηθισμένη και είναι πολύ πιθανό η

πλήρης συλλογή των ειδών σε αυτά τα περιβάλλοντα να είναι ανέφικτη για πρακτικούς λόγους (Rumohr *et al.* 2001). Παρόλα αυτά, οι τιμές που έδωσε ο εκτιμητής του πραγματικού πλούτου ειδών Chao1 για το σταθμό της θάλασσας σε συνδιασμό με το γεγονός ότι η δειγματοληπτική προσπάθεια στη λεκάνη 2 φάνηκε πως ήταν γενικά ικανοποιητική συνηγορούν στο συμπέρασμα ότι η διαβάθμιση στον πλούτο των ειδών κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον στην περιοχή μελέτης είναι στην πραγματικότητα πιο απότομη από την παρατηρούμενη. Πάντως, η χρήση της αρπάγης Van Veen με δειγματοληπτική επιφάνεια 0,1 m² και λήψη 3 επαναληπτικών δειγμάτων με στόχο την πλήρη συλλογή των ειδών των μακροβενθικών μαλακίων κρίνεται γενικά ικανοποιητική για το περιβάλλον των λεκανών των αλυκών αλλά όχι για το παράκτιο θαλάσσιο περιβάλλον.

Σε ότι αφορά τις καμπύλες rarefaction είτε για τον παρατηρούμενο είτε για τον εκτιμώμενο πραγματικό πλούτο ειδών, η ιεράρχηση των σταθμών δειγματοληψίας παρουσίασε εξάρτηση από το μέγεθος δείγματος στο οποίο πραγματοποιούνταν η σύγκριση, επειδή οι καμπύλες σε πολλές περιπτώσεις τέμνονταν (Σχήμα 7.2). Η τομή καμπυλών rarefaction βασισμένων σε δεδομένα δειγμάτων οφείλεται σε διαφοροποίηση του προτύπου χωρικής κατανομής των ειδών μεταξύ των σταθμών (Gotelli & Colwell 2001). Η ιεράρχηση των σταθμών δειγματοληψίας σύμφωνα με τον συνήθη ορθό τρόπο ανάγνωσης των καμπυλών rarefaction, δηλ. στο μικρότερο μέγεθος δείγματος (Gotelli & Colwell 2001) δεν ήταν ικανοποιητική. Παρόλα αυτά, αν θεωρήσουμε τις καμπύλες rarefaction ως εκτιμητές του κατώτερου τμήματος των καμπυλών συσσώρευσης ειδών, η ιεράρχηση των σταθμών με προέκταση των καμπυλών rarefaction (Gotelli & Colwell 2001) είτε του παρατηρούμενου πλούτου ειδών είτε του εκτιμώμενου απόλυτου πλούτου ειδών δίνει ένα εποχιακά σταθερό πρότυπο. Σύμφωνα με το πρότυπο αυτό, ο πραγματικός πλούτος ειδών μειωνόταν βαθμιαία κατά μήκος της περιβαλλοντικής διαβάθμισης από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον. Το πρότυπο αυτό είναι αναμενόμενο σύμφωνα με τη βιβλιογραφία για τη συγκεκριμένη περιβαλλοντική διαβάθμιση (Barnes 1980, 1994b, Guélorget & Perthuisot 1992, Nikolaidou *et al.* 2006).

Από την άλλη, η μείωση του πλούτου ειδών που παρατηρήθηκε στη λεκάνη 1 το καλοκαίρι και το φθινόπωρο σε σχέση με το χειμώνα και την άνοιξη οφείλεται πιθανότατα στην δυσμενή για τους πληθυσμούς των μαλακίων επίδραση της πληθυσμιακής έξαρσης των μακροφυκών που λαμβάνει χώρα στη λεκάνη 1 στην αρχή του καλοκαιριού (δυστροφική κρίση). Η αποσύνθεση

της φυτικής βιομάζας το καλοκαίρι δημιούργησε πιθανότατα συνθήκες υποξίας ή και ανοξίας οι οποίες αν και δεν καταγράφηκαν κατά τη διάρκεια της δειγματοληψίας την ημέρα, είναι πιθανό να ίσχυαν τη νύχτα κατά την απουσία της φωτοσύνθεσης. Οι δυστροφικές κρίσεις το καλοκαίρι είναι συνήθες φαινόμενο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον (Koutsoubas *et al.* 2000a, 2000b, Nikolaidou *et al.* 2005).

Περνώντας στη διαβάθμιση αλατότητας, η ιεράρχηση των σταθμών δειγματοληψίας σε ότι αφορά την α ποικιλότητα βρέθηκε και πάλι πως εξαρτάται από την τάξη της ποικιλότητας που εξετάζεται και την εποχή. Το φθινόπωρο και για τάξη ποικιλότητας $\alpha \geq 1$, το χωρικό πρότυπο που παρατηρήθηκε στην ιεράρχηση των σταθμών ήταν μείωση της ποικιλότητας κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας. Η μείωση δεν ήταν όμως βαθμιαία κατά μήκος της περιβαλλοντικής διαβάθμισης, αλλά το ελάχιστο της ποικιλότητας καταγράφηκε σε ενδιάμεση θέση στη διαβάθμιση, δηλ. στους σταθμούς D1 και D2. Η χαμηλή ποικιλότητα στους σταθμούς αυτούς οφείλονταν στην έντονη κυριαρχία εκεί του γαστερόποδου *Hydrobia acuta*. Το καλοκαίρι και για τάξη ποικιλότητας $\alpha \geq 1$, το χωρικό πρότυπο που παρατηρήθηκε στην ιεράρχηση των σταθμών κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας ήταν λιγότερο σαφές. Πάντως, η ποικιλότητα στους εξωτερικούς σταθμούς ήταν υψηλότερη από ότι στους εσωτερικούς. Γενικά, παρατηρήθηκε ένα πρότυπο μείωσης της ποικιλότητας της βιοκοινότητας των μακροβενθικών μαλακίων κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας, αν και η ιεράρχηση των ενδιάμεσων λεκανών εξαρτάται από την εποχή και την τάξη της ποικιλότητας που εξετάζεται. Το προαναφερθέν πρότυπο είναι χαρακτηριστικό για τα μακροβενθικά ασπόνδυλα στο περιβάλλον των λιμνοθαλασσών (Barnes 1980, 1994b, Guélorget & Perthuisot 1992, Koutsoubas *et al.* 2000a, 2000b, Nikolaidou *et al.* 2005).

Σε ότι αφορά τον πλούτο ειδών, οι καμπύλες rarefaction για τον παρατηρούμενο πλούτο ειδών έφτασαν σε πλατώ κατά τη δειγματοληψία του φθινοπώρου στους σταθμούς D1, D2 και F1 και κατά τη δειγματοληψία του καλοκαιριού σε όλους σχεδόν τους σταθμούς δειγματοληψίας. Αυτό αποτελεί ένδειξη πως η δειγματοληπτική προσπάθεια (5 επαναληπτικά δείγματα με box corer, 0,15 m² συνολικά) ήταν γενικά πιο ικανοποιητική για την πλήρη συλλογή των ειδών στους εξωτερικούς σταθμούς το καλοκαίρι συγκριτικά με το φθινόπωρο. Ο μειωμένος πλούτος ειδών το καλοκαίρι στην πρώτη λεκάνη οφείλεται πιθανότατα σε δυστροφική κρίση που λαμβάνει χώρα στη συγκεκριμένη λεκάνη πιθανότατα κάθε καλοκαίρι, όπως περιγράφεται και πιο πάνω.

Ο χαμηλός πλούτος ειδών σε όλους τους σταθμούς εκτός της πρώτης λεκάνης το φθινόπωρο οφείλεται πιθανότατα στα χαρακτηριστικά του αβιοτικού περιβάλλοντος των λεκανών, το οποίο μπορεί να χαρακτηριστεί ως λιμνοθαλάσσιο και στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον αναμένεται γενικά χαμηλός πλούτος ειδών (Barnes 1980, 1994b). Ο υψηλότερος πλούτος ειδών στη πρώτη λεκάνη το φθινόπωρο οφείλεται πιθανότατα στην επίδραση της θάλασσας (Guélorget & Perthuisot 1992). Πάντως, η χρήση του box corer με δειγματοληπτική επιφάνεια 0,03 m² και λήψη 5 επαναληπτικών δειγμάτων με στόχο την πλήρη συλλογή των ειδών των μακροβενθικών μαλακίων από το περιβάλλον των λεκανών των αλυκών κρίνεται γενικά ικανοποιητική.

Τα μεθοδολογικά προβλήματα που παρατηρήθηκαν στην ιεράρχηση των σταθμών δειγματοληψίας κατά την μελέτη της μετάβασης από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον επαναλήφθηκαν και κατά την μελέτη της διαβάθμισης αλατότητας. Παρόλα αυτά, οι διαφοροποιήσεις μεταξύ των σταθμών τόσο στον παρατηρούμενο όσο και στον εκτιμώμενο πραγματικό πλούτο ειδών ήταν σαφώς μικρότερες κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας. Κατά συνέπεια, η περιβαλλοντική διαβάθμιση κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας στις λεκάνες των αλυκών φαίνεται πως ήταν λιγότερο απότομη σε σχέση με τη περιβαλλοντική διαβάθμιση κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο περιβάλλον στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον των λεκανών. Επιπλέον, το πρότυπο μεταβολής του πλούτου των ειδών κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας δεν ήταν τόσο σαφές όσο κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον. Παρόλα αυτά, οι εσωτερικοί σταθμοί κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας χαρακτηρίζονταν γενικά από χαμηλότερο πλούτο ειδών από ότι οι εξωτερικοί σταθμοί ανεξάρτητα από την εποχή. Το προαναφερθέν πρότυπο είναι χαρακτηριστικό για τα μακροβενθικά ασπόνδυλα στο περιβάλλον των λιμνοθαλασσών (Barnes 1980, 1994b, Guélorget & Perthuisot 1992, Koutsoubas *et al.* 2000a, 2000b, Nikolaidou *et al.* 2005).

Σε ότι αφορά τις διαφορετικές μεθοδολογίες υπολογισμού του πλούτου των ειδών και της ποικιλότητας που χρησιμοποιήθηκαν, φάνηκε πως η ιεράρχηση των σταθμών που δίνουν τα προφίλ του Renyi, οι αριθμοί του Hill και οι δείκτες Shannon, Simpson, Pielou είναι γενικά η ίδια. Παρόλα αυτά, η σύγκριση της ποικιλότητας βασισμένη στον ισοδύναμο αριθμό ειδών (δηλ. με τους αριθμούς του Hill) είναι γενικά η ενδεδειγμένη (Jost 2006). Από την άλλη, η ιεράρχηση των σταθμών με τις προαναφερθείσες μεθόδους σε ότι αφορά τον πλούτο ειδών δεν ήταν η σωστή

στις περιπτώσεις που η συλλογή δεν ήταν σχετικά πλήρης και η καμπύλη rarefaction δεν έφτανε σε πλατώ. Στις περιπτώσεις αυτές ο παρατηρούμενος πλούτος ειδών είναι δυνατό να δίνει διαφορετική ιεράρχηση των σταθμών από αυτή που θα προέκυπτε από τον πραγματικό πλούτο ειδών. Στις περιπτώσεις αυτές η χρήση των καμπυλών rarefaction αποδεικνύεται χρήσιμη, ιδιαίτερα μετά από την κατάλληλη προέκταση τους (Gotelli & Colwell 2001). Ο εκτιμητής Chao1 στις παραπάνω περιπτώσεις έδωσε μια εκτίμηση του πραγματικού πλούτου ειδών η οποία όμως εξαρτώνταν από τη δειγματοληπτική προσπάθεια. Έκανε πάντως περισσότερο φανερή τη σημαντική διαφορά που υπήρχε στον πλούτο ειδών μεταξύ του θαλάσσιου και του λιμνοθαλάσσιου περιβάλλοντος στην περιοχή μελέτης.

Οι ταξιθετήσεις CCA των βιοτικών δεδομένων της αφθονίας των μαλακίων με ερμηνευτικές μεταβλητές την χωρική διάσταση του δειγματοληπτικού σχεδιασμού (δηλ. τη χωροθέτηση των σταθμών δειγματοληψίας) έδειξαν πως η τελευταία ήταν ιδιαίτερα σημαντική για τη δομή της βιοκοινότητας των μαλακίων, ερμηνεύοντας σημαντικό ποσοστό της συνολικής διακύμανσης των δεδομένων αφθονίας των ειδών. Ο πρώτος κανονικός άξονας της ταξιθέτησης αναπαριστά λοιπόν μια σύνθετη διαβάθμιση που ισοδυναμεί με τη περιβαλλοντική διαβάθμιση της μετάβασης από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον, ή της διαβάθμισης αλατότητας, ανάλογα με τη ταξιθέτηση και επιβεβαιώνει τη σημασία τους για τη δομή της βιοκοινότητας των μαλακίων (Lepš & Šmilauer 2003). Η μεγαλύτερη ιδιοτιμή του πρώτου κανονικού άξονα της πρώτης ταξιθέτησης CCA (μετάβαση από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον) από αυτή του πρώτου κανονικού άξονα της δεύτερης CCA (διαβάθμιση αλατότητας) αποτελεί ένδειξη πως η πρώτη διαβάθμιση είναι πιο απότομη και σημαντική από τη δεύτερη (Lepš & Šmilauer 2003). Η πανίδα των μαλακίων κατανέμεται κατά μήκος της συνολικής περιβαλλοντικής διαβάθμισης κατά τέτοιο τρόπο ώστε τα θαλάσσια είδη να απαντούν κυρίως στους σταθμούς από τη θάλασσα έως και τη λεκάνη 1 ενώ τα τυπικά λιμνοθαλάσσια είδη από το κανάλι έως και την τελευταία λεκάνη της περιοχής μελέτης. Αυτή η κατανομή των ειδών είναι η αναμενόμενη σε λιμνοθαλάσσια περιβάλλοντα (Barnes 1980, 1994b, Guélorget & Perthuisot 1992, Nikolaidou *et al.* 2005).

Η β ποικιλότητα κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον ήταν σημαντική, αφού παρατηρήθηκε ανανέωση των ειδών κατά 50% περίπου, ανεξάρτητα από την εποχή. Αντίθετα, η ανανέωση των ειδών κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας ήταν

σημαντικά μικρότερη (15-25%, ανάλογα με την εποχή). Οι προαναφερθείσες τιμές της β ποικιλότητας στην περιοχή μελέτης αποτελούν ένδειξη του ότι η μετάβαση από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον αντιπροσωπεύει μια περιβαλλοντική διαβάθμιση πιο απότομη σε σχέση με το τη διαβάθμιση αλατότητας μέσα στις λεκάνες των αλυκών.

Από την άλλη, οι υψηλότερες και ταυτόχρονα σημαντικές τιμές β ποικιλότητας που καταγράφηκαν μεταξύ θάλασσας και καναλιού σε σχέση με τα υπόλοιπα ζεύγη σταθμών κατά μήκος της μετάβασης από το θαλάσσιο στο λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον σε όλες τις εποχές πιθανότατα υποδηλώνουν την ύπαρξη εκεί μιας απότομης μεταβολής στο αβιοτικό περιβάλλον, δηλαδή έναν οικοτόνο (Gauch 1982, Jenik 1992, Attril & Rundle 2002). Μια αντίστοιχη αύξηση της β ποικιλότητας καταγράφηκε στις τελευταίες λεκάνες κατά μήκος της διαβάθμισης αλατότητας και τις δύο εποχιακές δειγματοληψίες, η οποία αντιπροσωπεύει και πάλι μια απότομη μεταβολή στο αβιοτικό περιβάλλον, δηλαδή έναν δεύτερο οικοτόνο.

Είναι γνωστό πως η αναγνώριση ενός οικοτόνου είναι ανάμεσα στα άλλα και ζήτημα κλίμακας: Οι αλυκές, όπως και κάθε οικοσύστημα μεταβατικών υδάτων μπορεί να χαρακτηριστεί ως οικοτονικό οικοσύστημα, πάνω δηλαδή στον οικοτόνο θάλασσας – ξηράς. Από την άλλη, σε μια μικρότερη χωρική κλίμακα, η περιβαλλοντική διαβάθμιση μέσα στις αλυκές, η οποία κυριαρχείται από τις διαβαθμίσεις της αλατότητας και του περιορισμού, μπορεί να θεωρηθεί πως αποτελεί ένα οικοκλινές. Μέσα σε αυτό το οικοκλινές αναγνωρίστηκε η ύπαρξη μιας σειράς οικοτόνων η οποία οφείλεται στη δράση παραγόντων όπως η διαφοροποίηση της ιοντικής σύνθεσης του νερού και του τύπου του υποστρώματος ανάμεσα στις λεκάνες (Britton & Johnson 1987) αλλά και η δράση του περιορισμού, δηλαδή η επίδραση της βαθμιαία αυξανόμενης απόστασης από τη θάλασσα (Guélorget & Perthuisot 1992).

Φαίνεται λοιπόν πως η περιβαλλοντική διαβάθμιση της περιοχής μελέτης αποτελεί ένα οικοκλινές στο οποίο μπορούν να αναγνωριστούν δύο οικοτόνοι: Ο πρώτος χωροθετείται στην περιοχή του καναλιού και αντιπροσωπεύει τον οικοτόνο θαλάσσιο-λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον. Από τα κοινόκλινα της πανίδας των μαλακίων φάνηκε πως χαρακτηριστικός πληθυσμός του οικοτόνου αυτού είναι ο πληθυσμός του γαστερόποδου *Bittium reticulatum*. Στον οικοτόνο αυτό μετρήθηκαν υψηλές συγκεντρώσεις ανόργανων θρεπτικών αλάτων και βιομάζας του φυτοπλαγκτού (βλ. ΚΕΦΑΛΑΙΑ I & II). Σε ότι αφορά στις βιοκοινότητες των μακροβενθικών μαλακίων, μετρήθηκε ενδιάμεσος πλούτος ειδών και το μέγιστο της κυριαρχίας. Επίσης, οι πολύ

υψηλές αφθονίες στον οικοτόνο του *Bittium reticulatum*, ενός σχετικά μεγάλου σωματικού μεγέθους είδους, συνεπάγονται πως στον οικοτόνο μετρήθηκε το μέγιστο της παραγωγικότητας της βιοκοινότητας των μακροβενθικών μαλακίων. Αυτό το μέγιστο παραγωγικότητας μπορεί να αποδοθεί στο ότι ο οικοτόνος συνδυάζει την επίδραση του θαλάσσιου ενδιαιτήματος με την αφθονία πόρων τροφής του λιμνοθαλάσσιου ενδιαιτήματος. Επίσης, συνάγεται πως η ζώνη περιορισμού III στις αλυκές Καλλονής αντιστοιχεί σε οικοτόνο και έτσι δεν είναι δομικά και λειτουργικά ομόλογη με τις ζώνες II και IV-V, οι οποίες αντιστοιχούν σε περιοχές διαφορετικών ενδιαιτημάτων. Ο δεύτερος οικοτόνος χωροθετείται στις λεκάνες όπου η αλατότητα είναι πλέον αρκετά υψηλή ώστε να εμφανιστούν οι τάπητες των κυανοφυκών (δηλ. οι τελευταίες δύο λεκάνες της περιοχής μελέτης). Στις λεκάνες αυτές παρατηρείται σημαντική μείωση της παρουσίας των μακροβενθικών μαλακίων μέχρι της εξαφάνισής τους στις επόμενες λεκάνες. Από τα κοινόκλινα της πανίδας των μαλακίων φάνηκε πως χαρακτηριστικός πληθυσμός του οικοτόνου αυτού είναι ο πληθυσμός του γαστερόποδου *Pirenella conica*. Οι δύο προαναφερθέντες οικοτόνοι χωρίζουν το οικοκλίμα της περιοχής μελέτης σε τρία τμήματα: Θαλάσσιο περιβάλλον (θάλασσα), λιμνοθαλάσσιο περιβάλλον (αρχικές λεκάνες εξάτμισης της περιοχής μελέτης) και υπέραλο περιβάλλον (κυρίως μετά την τελευταίες λεκάνες εξάτμισης της περιοχής μελέτης).

9. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

9.1 ΔΙΕΘΝΗΣ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Ali, A. & Majori, G., 1984. A short-term investigation of chironomid midge (Diptera: Chironomidae) problem in saltwater lakes of Orbetello, Grosseto, Italy. *Mosquito News* **44**: 17-21.
- Ali, A., Majori, G., Ceretti, G., Dandera, F., Scattoiin, M. & Ferrarese, U., 1985. A chironomid (Diptera: Chironomidae) midge population study and laboratory evaluation of larvicides against midges inhabiting the lagoon of Venice, Italy. *Journal of the American Mosquito Control Association* **1**: 63-68.
- Aloupi, M., Angelidis, M.O., Gabriel, A., karantanelli, M., Koulousaris, M., Nikolaou, A., Petsas, A., Tsirtsis, G., Vagi, M. & Vlatsiotou, F., 2005. Marine monitoring along the eastern coastal of the island of Lesbos, Greece in 2004 – MEDPOL III. In: *Proceedings of the 9th International conference on environmental science and technology*. Phodes island, Greece, 1-3 September 2005: 31-38.
- Amanieu, M., Guelorget, O. & Michel, P., 1977. Richesse et diversité de la macrofaune benthique d' une lagune littorale Méditerranée. *Vie et Milieu* **27**: 85-109.
- Amezaga, J. M., Santamaría, L., & Green, A. J., 2002. Biotic wetland connectivity—supporting a new approach for wetland policy. *Acta oecologica*, 23(3), 213–222.
- Anderson M.J., Connell S.D., Gillanders B.M., & Diebel C.E., 2005. Relationships between taxonomic resolution and spatial scales of multivariate variation. *Journal of Animal Ecology* **74**, 636-646.
- Anderson, M.J., & Gribble, N.A., 1998. Partitioning the variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data set. *Australian Journal of Ecology* **23**: 158-167.
- ANZECC/ARMCANZ, 2000. *Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Vol 2. Aquatic Ecosystems – Rationale and Background information*. Environment and Conservation Council, Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand.

- Archonditsis, G., Tsirstis, G., Angelidis, M.O. & Karydis, M., 2000. Quantification of the effects of non-point nutrient sources to coastal marine eutrophication: applications to a semi-enclosed gulf on the Mediterranean Sea. *Ecological Modelling* **129**: 209-227.
- Arias, A.M. & Drake, P., 1994. Structure and production of the benthic macroinvertebrate community in al shallow lagoon in the Bay of Cadiz. *Marine Ecology Progress Series* **115**: 151-167.
- Attril, M.J. & Rundle, S.D., 2002. Ecotone or ecocline: Ecological boundaries in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **55**: 929 – 936.
- Augier, H., 1982. *Inventory and classification of marine benthic biocenoses of the Mediterranean*. Council of Europe, Publications Section: Strasburg.
- Ayadi, H., Abib, O., Elloumi, J., Bouain, A. & Sime-Ngando, T., 2004. Structure of the phytoplankton communities in two lagoons of different salinity in the Sfax saltern (Tunisia). *Journal of Plankton Research* **26** (6): 669 - 679.
- Backéus, I., 1993. Ecotone versus ecocline: vegetation zonation and dynamics around a small reservoir in Tanzania. *Journal of Biogeography* **20**: 209 – 218.
- Barnes, R.S.K., 1980. *Coastal lagoons. The natural history of a neglected habitat*. Cambridge University Press, Cambridge, 106pp.
- Barnes, R.S.K., 1989. What, if anything, is a brackish water fauna? *Transactions of the Royal Society of Edinburgh, Earth Sciences* **80**: 235 – 240.
- Barnes, R.S.K., 1994a. A critical appraisal of the application of Guelorget and Perthuisot's concepts of the paralic ecosystem and confinement to macrotidal Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **38**: 41-48.
- Barnes, R.S.K., 1994b. *The brackish-water fauna of Northwestern Europe*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Barnes, R.S.K., 2005. Interspecific competition and rarity in mudsnails: feeding interactions between and within *Hydrobia acuta neglecta* and sympatric *Hydrobia* species. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **15**: 485-493.

- Basset, A., Sabetta, L., Fonnesu, A., Mouillot, D., Do Chi, T., Viaroli, P., Giordani, G., Reizopoulou, S., Abbiati, M. & Carrada, G.C., 2006. Typology in Mediterranean transitional waters: new challenges and perspectives. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **16**: 441 – 455.
- Battaglia, B., 1959. Final resolution of the symposium on the classification of brackish waters. *Archives Oceanography Limnology* **11**(suppl.): 243–248.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R., 1996. *Ecology*. Blackwell Publishing.
- Belgrano A., Scharler U.M., Dunne J. & Ulanowicz R.E. (Eds.), 2005. *Aquatic food webs, an ecosystem approach*. Oxford University Press, Oxford, 262 pp.
- Berger, W.H. & Parker, F.L., 1970. Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments. *Science* **168**: 1345 – 1347.
- Berland, B.R., Bonin, D.J., & Maestrini, S.Y., 1977. Role du phosphore dans la limitation de la production primaire dans les eaux Méditerranéennes. *Actualités de Biochimie Marine* **2**: 243–246.
- Bogdanos, C., Simboura, N. & Zenetos, A., 2002. The benthic fauna of Geras Gulf (Lesvos Isl, Greece): Inventory, distribution and some zoogeographical considerations. *Hellenic Zoological Archives* **6**: 1-22.
- Bolton, J.J., 1983. Ecoclinal variation in *Ectocarpus siliculosus* (Phaeophyceae) with respect to temperature growth optima and survival limits. *Marine Biology* **73**: 131 – 138.
- Borcard, D., Legendre, P., & Drapeau, P., 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* **73**(3): 1045-1055.
- Bray, R.J. & Curtis, J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* **27**: 325-349.
- Briçon, R.H. & Crivelli, A.J., 1993. Wetlands of southern Europe and north Africa: Mediterranean wetlands. In: Whigham, D. F., Dykyjová, D., and Hejný, S., editors, *Wetlands of the world: Inventory, ecology and management*, volume I, 129-194. Springer.
- Britton R.H. & Johnson A.R., 1987. An ecological account of a Mediterranean salina: The Salin de Giraud, Camargue (S. France). *Biological Conservation* **42**: 185-230.

- Britton, R.H., 1985. Life cycle and production of *Hydrobia acuta* Drap. (Gastropoda: Prosobranchia) in a hypersaline coastal lagoon. *Hydrobiologia* **122**: 219-230.
- Buyukates, Y., & Roelke, D., 2005. Influence of pulsed inflows and nutrient loading on zooplankton and phytoplankton community structure and biomass in microcosm experiments using estuarine assemblages. *Hydrobiologia* **548**(1): 233-249.
- Byers, S.C., Mills, E.L., & Stewart, P.L., 1978. A comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. *Hydrobiologia* **58**: 43–47.
- Cardoso, P.G., Lillebø, A.I., Pardal, M.A., Ferreira, S.M. & Marques, J.C., 2002. The effect of different primary producers on *Hydrobia ulvae* population dynamics: a case study in a temperate intertidal estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **277**: 173 – 195.
- Cardoso, P.G., Pardal, M.A., Lillebø, A.I., Ferreira, S.M., Raffaelli, D. & Marques, J.C., 2004. Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implication for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **302**: 233 – 248.
- Cardoso, P.G., Pardal, M.A., Raffaelli, D., Baeta, A. & Marques, J.C., 2004. Macroinvertebrate response to different species of macroalgal mats and the role of disturbance history. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **308**: 207 – 220.
- Cardoso, P.G., Pardal, M.A., Raffaelli, D., Baeta, A. & Marques, J.C., 2004. Macroinvertebrate response to different species of macroalgal mats and the role of disturbance history. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **308**: 207 – 220.
- Ceretti, G.U., Ferrarese, A., Francescon, A. and Barbaro, A., 1987. Chironomids (Diptera: Chironomidae) in the natural diet of gilthead seabream (*Sparus aurata* L.) farmed in the Venice lagoon. *Entomologica Scandinavica Supplement* **29**: 289-292.
- Chao, A., 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scand. J. Stat.* **11**: 265-270
- Chase, J.M. & Leibold, M.A., 2003. *Ecological niches: Linking classical and contemporary approaches*. The University of Chicago Press, Chicago, 212 pp.

- Chrétiennot-Dinet, M.J., 1990. *Atlas du phytoplancton marin: Chlorarachniophycées, Chlorophycées, Chrysophycées, Cryptophycées, Euglenophycées, Eustigmatophycées, Prasinophycées, Prymnénophycées, Rhodophycées, Tribophycées.*, Vol. III. Editions du CNRS, Paris: 261pp.
- Christensen, P.B., Rysgaard, S., Sloth, N.P., Dalsgaard, T. & Schwærter, S., 2000. Sediment mineralization, nutrient fluxes, denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in an estuarine fjord with sea cage trout farms. *Aquatic microbial ecology* **21**: 73-84.
- Christoforidou, F., Vlatsiotou, F., Tsirtsis, G., Karydis, M. & Korovesis., N., 2003. *Proceedings of 8th International conference on environmental science and technology*: 104-111.
- Clarke, K.R. & Ainsworth, M., 1993a. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* **92**: 205-219.
- Clarke, K.R. & Ainsworth, M., 1993b. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* **92**: 205-219.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N., 2001. *PRIMER v.5: User manual/tutorial*. PRIMER-E: Plymouth, 91pp.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N., 2006. *PRIMER v.6: User manual/tutorial*. PRIMER-E: Plymouth, 190pp.
- Clarke, K.R. & Green, R.H., 1988. Statistical design and analysis for a “biological effects” study. *Marine Ecology Progress Series* **46**: 213-226.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M., 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* **216**: 265-278.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M., 2001. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth, 172pp.
- Clarke, K.R., 1990. Comparison of dominance curves. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **138**: 143-157.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* **18**: 117-143.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2001. *PRIMER v.5: User manual/tutorial*. PRIMER-E: Plymouth.

- Clarke, K.R., Warwick, R.M. & Brown, B.E., 1993. An index showing breakdown of seriation, related to disturbance, in a coral-reef assemblage. *Marine Ecology Progress Series* **102**: 153-160.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. & Brown, B.E., 1993. An index showing breakdown of seriation, related to disturbance, in a coral-reef assemblage. *Marine Ecology Progress Series* **102**: 153-160.
- Clements, F.E., 1905. *Research methods in ecology*. University of Nebraska Publishing Company, Lincoln, Nebraska, 334 pp.
- Clifford, H.T. & Stephenson, W., 1975. *An Introduction to numerical classification*. Academic Press, London.
- Cocito, S., Fanucci, S., Niccolai, I., Morri, C., & Bianchi, C.N., 1990. Relationships between trophic organization of benthic communities and organic matter content in Tyrrhenian Sea sediments. *Hydrobiologia* **207**: 53–60.
- Coleman, B.D., 1981. On random placement and species-area relations. *Math. Bio-Sciences* **54**: 191-215.
- Colwell, & Coddington, J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. Royal Soc. London B.* **345**: 101 – 118.
- Colwell, R.K., 2006. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 8.
- Colwell, R.K., Mao, C.X. & Chang, J., 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* **85**: 2717-2727.
- Comín, F.A., Menéndez, M. & Herrera, J.A. 2004. Spatial and temporal scales for monitoring coastal aquatic ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **14**: 5-17.
- Crawford, D.W., Purdie, D.A., Lockwood, A.P.M. & Weissman, P., 1997. Recurrent red tides in the Southampton Water Estuary caused by the phototrophic ciliate *Mesodinium rubrum*. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* **45**: 799 – 812.
- Crist, T.O., Veech, J.A., Gering, J.C., & Summerville, K.S., 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: A hierarchical analysis of α , β , and γ diversity. *The American naturalist* **162** (6): 734 – 743.

- Dafis, S., Papastergiadou, E., Georgiou, K., Babalonas, D., Georgiadis, T., Papageorgiou, M., Lazaridou, T. & Tsiaousi, V., 1997. *92/43/EEC Directive: The Habitats in Greece: Natura 2000 network*. Contract number B4-3200/84/756. General Directorate XI, European Commission-Goulandri Museum of Natural History-Hellenic Center for Habitats and Wetlands. Greek Biotope/Wetland Centre, Thermi (in greek), 932pp.
- Dahm, H., 2004. An ecological view of the Salinas of Lesvos. In: Neves, R., Petanidou, T., Rufino, R. & Pinto, S., (eds.). *Alas. All about salt. Salt and Salinas in the Mediterranean*, 67-69.
- Dauer, D.M., 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine community structure. *Marine Pollution Bulletin* **26**: 249 - 257.
- Davis J.S., 2000a. Structure, function and management of the biological system for seasonal solar saltworks. *Global Nest* **2** (3): 217 - 226.
- Davis, J.S., 2000b. Solar saltworks – an environmental friendly industry. In: Korovessis N.A. & Lekkas T.D. (Eds.). *Saltworks: Preserving saline coastal ecosystems*. 6th Conference on Environmental Science and Technology, Pythagorion, Samos, 1 September 1999. GlobalNEST, Athens: 31 – 37.
- Davis, J.S. & Giordano, M., 1996. Biological and physical events involved in the origin, effects, and control of organic matter in solar saltworks. *International Journal of Salt Lake Research* **4**: 335-47.
- Davis, J.S., 1978. Biological communities of a nutrient enriched salina. *Aquatic Botany* **4**: 23 – 42 (in greek).
- Davis, J.S., 1990. Biological management for the production of salt from seawater. In: Akatsuka I. (Ed.). *Introduction to applied phycology*. SPB Academic Publishing, The Hague: 479-488.
- Davis, J.S., 2002. *A biological and physical survey of the Hellenic saltworks. Kalloni Lesvos, Greece, August 24 to 31 2002*. Hellenic saltworks, A.E., Athens, 23pp.
- De Biasi, A.M., Benedetti-Cecchi, L., Pacciardi, L., Maggi, E., Vaselli, S. & Bertocci, I., 2003. Spatial heterogeneity in the distribution of plants and benthic invertebrates in the lagoon of Orbetello (Italy). *Oceanologica Acta* **26**: 39-46.
- Dethier, M. N. & Schoch, G. C., 2006. Taxonomic sufficiency in distinguishing natural spatial patterns on an estuarine shoreline. *Marine Ecology Progress Series* **306**: 41-49.

- Diapoulis, A., Bogdanos, K., Haritonidis, S. & Konides, A., 1998. The impact of pollution on the synthesis of the coastal benthos in the Gulf of Kalloni (Lesvos Island, Greece). *Fresenius Environmental Bulletin* **7**: 146-152.
- Dodge, J.D., 1985. *Marine Dinoflagellates of the British Isles*. Her Majesty's Stationery Office, London, 289pp.
- Dolapsakis, N., Tafas, T., Abatzopoulos, T., Ziller, S. & Economou-Amilli, A., 2005. Abundance and growth response of microalgae at Megalon Embolon solar saltworks in northern Greece: An aquaculture prospect. *Journal of Applied Phycology* **17**: 39 - 49.
- Dounas, C., & Koutsoubas, D., 1996. *Environmental impact assessment in Navarino Bay and Gialova Lagoon*. Vol. 1. Institute of Marine Biology of Crete, Iraklio (in Greek), 285pp.
- Drake, P. & Arias, A.M., 1995. Distribution and production of *Chironomus salinarius* (Diptera: Chironomidae) in a shallow coastal lagoon in the Bay of Cádiz. *Hydrobiologia* **299**: 195-206.
- Duffy, J.E., 2006. Biodiversity and the functioning of seagrass ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* **311**: 233 – 350.
- E.C., 2000. *Council directive for a legislative frame and action for the water policy, 2000/60/EC*. Official Journal of the E.C., 22/12/2000, L 327: 1-72
- E.C., 2003a. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 5. Transitional and Coastal Waters – Typology, Reference Conditions and Classification Systems*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 107pp.
- E.C., 2003b. *Common implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance document 7. Monitoring under the Water Framework Directive*. European Commission. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg, 153pp.
- Edler, L., 1979. *Recommendations for marine biological studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and chlorophyll*. Baltic Marine Biologists, Sweden, 38 pp.
- EPA, 2000. *Nutrient criteria. Technical Guidance Manual. Lakes and Reservoirs*. 1st Edition. Office of Water, Office of Science and Technology. Washington, 246 pp.

- EPA, 2001. *Nutrient criteria technical guidance manual. Estuarine and Coastal waters*. Office of Water, Office of Science and Technology. Washington, 188pp.
- Estrada, M., Henriksen, P., Gasol, J.M., Casamayor, E.O. & Pedros-Alio, C. 2004. Diversity of planktonic photoautotrophic microorganisms along a salinity gradient as depicted by microscopy, flow cytometry, pigment analysis and DNA-based methods. *FEMS Microbiology Ecology* **49**: 281 - 293.
- Evagelopoulos, A. & Nikolaidis, G., 1996. Morphology of *Protoperidinium compressum* (Peridinales, Dinophyceae) in the North Aegean Sea, Greece. *Nova Hedwigia* **63**: 301-307.
- Evagelopoulos, A., Koutsoubas, D., 2007. Seasonal community structure of the molluscan macrofauna at the marine-lagoonal environmental transition at Kalloni solar saltworks (Lesvos Island, NE Aegean Sea, Greece). *Journal of Natural History*, in press.
- Evagelopoulos, A., Spyrakos, E., Gomez Rocha, R. & Koutsoubas, D. 2005. Spatiotemporal variations of pelagic and benthic domain parameters in the transitional coastal aquatic ecosystem of the Kalloni Saltworks area, Lesvos Island (preliminary results). In: *Proceedings of the annual conference of the Society of Greek Ecologists and the Greek Zoological Society*, Mytilene, 18 – 21 November 2004: 58 – 64.
- Evagelopoulos, A., Spyrakos, E., Karydis, M. & Koutsoubas, D., 2006. The biological system of Kalloni Saltworks (Lesvos Island, NE Aegean Sea, Hellas): Variations of phytoplankton and macrobenthic invertebrate community structure along the salinity gradient in the low salinity ponds. In: *Proceedings of the 1st international conference on the ecological importance of solar saltworks (CEISSA 06)*, Santorini Island, Greece, 20-22 October 2006: 85-94.
- Fenchel, T., 1975. Factors determining the distribution patterns of mud snails (Hydrobiidae). *Oecologia* **20**: 1-17.
- Ferrarese, U., Ceretti, G., 1986. Il problema dei chironomidi (Diptera, Chironomidae) in laguna di Venezia. *Annali dell' Istituto Superiore di Sanità* **22**: 129-136.
- Foggo, A., Attrill, M.J., Frost, M.T. & Rowden, A.A., 2003. Estimating marine species richness: an evaluation of six extrapolative techniques. *Marine Ecology Progress Series* **248**: 15-26.
- Foggo, A., Rundle S.D. & Bilton, D.T., 2003. The net result: evaluating species richness extrapolation techniques for littoral pond invertebrates. *Freshwater Biology* **48**: 1756-1764

- Froelich, P.N., 1988. Kinetic control of dissolved phosphate: A primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnology Oceanography* **33**: 649–668.
- Gamito, G.J., 1989. The benthic macrofauna of some water reservoirs of saltpans from Ria Formosa (Portugal). *Scientia Marina* **53**: 639-644.
- Garrison, T., 1999. Oceanography. An invitation to marine science. 3rd edition. Wadsworth Publishing Company, New York, 552pp.
- Gauch, H.G., 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge: Cambridge University Press, 298 pp.
- Gering, J.C., Crist, T.O. & Veech, J.A., 2003. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: Implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology* **17** (2): 488 – 499.
- Gibson, G.R., Bowman, M.L., Gerritsen, J. & Snyder, B.D., 2000. Estuarine and coastal waters: Bioassessment and biocriteria technical guidance, EPA 822-B-00-024. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- Gotelli, N.J. & Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* **4**: 379-391
- Gravina, M.F., Ardizzone, G.D., Scaletta, F. & Chimenz, C., 1989. Descriptive analysis and classifications of benthic communities in some Mediterranean coastal lagoons (central Italy). *Marine Ecology, Stazione Zoologica di Napoli* **10**: 141-166.
- Gray, J.S. & Pearson, T.H. 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **9**: 111-119.
- Gray, J.S., 1981. *The ecology of marine sediments. An introduction to the structure and function of benthic communities*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 185 pp.
- Gray, J.S., 2000. The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **250**: 23 – 49.
- Guélorget, O. & Perthuisot P. 1992. Parallic ecosystems. Biological organization and functioning. *Vie Milieu* **42**: 215-251.

- Guélorget, O., Frisoni, G.F., Perthuisot, P., 1983. La zonation biologique des milieux lagunaires: définition d'une échelle de confinement dans le domaine paralytique méditerranéen. *Journal de Recherche Océanographique* **3**: 15-35.
- Hallegraeff, G.M., 2003. Harmful algal blooms: a global overview. In: Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M. & Cembella, A.D. (eds.). *Manual on harmful marine microalgae*. UNESCO Publishing, Paris: 25-49.
- Hansen, P.J. & Fenchel, T., 2006. The bloom-forming ciliate *Mesodinium rubrum* harbours a single permanent endosymbiont. *Marine Biology Research* **2**: 169 – 177.
- Harrison, S., Ross, S.J. & Lawton, J.H. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *J. Anim. Ecol.* **61**: 151-158.
- Hill, M.O., 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* **54**: 427-431.
- Hily, C. & Bouteille, M., 1999. Modifications of the specific diversity and feeding guilds in an intertidal sediment colonized by an eelgrass meadow (*Zostera marina*) (Brittany, France). *Life Sciences* **322**: 1121 – 1131.
- Hirst, A. J., 2006. Influence of taxonomic resolution on multivariate analyses of arthropod and macroalgal reef assemblages. *Marine Ecology Progress Series* **324**: 83-93.
- Hurlbert, S.H., 1971. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* **52**: 577-586.
- Ignatiades, L., Karydis, M. & Vounatsou, P., 1992. A possible method for evaluating oligotrophy and eutrophication based on nutrient concentration scales. *Marine Pollution Bulletin* **24** (5): 238-243.
- Jackson, M.L., 1958. *Soil chemical analysis*. Prentice-Hall, New York, 485 pp.
- Javor, B.J., 1983a. Planktonic standing crop and nutrients in saltern ecosystem. *Limnology and Oceanography* **28** (1): 153 - 159.
- Javor, B.J., 1983b. Nutrient and ecology of the Western Salt and Exportadora de Sal saltern Brines. *Sixth international symposium on salt* **1**: 195-205.

- Javor, B.J., 1989. Hypersaline environments: microbiology and biogeochemistry. Springer-Verlag, Berlin: 189-203.
- Jenik, J., 1992. Ecotone and ecocline: two questionable concepts in ecology. *Ecology* **11**: 243 – 250.
- Jennings, S., 2005. Size-based analysis of aquatic food webs. In: Belgrano, A., Scharler, U.M., Dunne, J. & Ulanowicz, R.E. (Eds.). *Aquatic food webs, an ecosystem approach*. Oxford University Press, Oxford: 86-97.
- Joint, I., Henriksen, P., Garde, K. & Riemann, B., 2002. Primary production, nutrient assimilation and microzooplankton grazing along a hypersaline gradient. *FEMS Microbiology Ecology* **39**: 245-57.
- Jost, L., 2006. Entropy and diversity. *Oikos* **113** (2): 363 – 375.
- Jost, L., 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* **88** (10): 2427 – 2439.
- Justić, D., Rabalais, N., Turner, R.E. & Dortch, Q., 1995. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: Stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **40**: 339-356.
- Karydis, M., 1999. *Evaluation report on the eutrophication level in coastal Greek areas*. University of Aegean, Mytilini (in greek).
- Kerr, S.R., 1974. Theory of size distribution in ecological communities. *Journal of Fisheries Research Board of Canada* **31**(12): 1859-1862.
- Kjerfve, B., (Ed.), 1994. *Coastal lagoon processes*. Elsevier Oceanography Series 60, London, 577 pp.
- Koleff, P., Gaston, K.J. & Lennon, J.J., 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* **73**: 367-382.
- Kormas, K.A., Nikolaidou, A. & Reizopoulou, S., 2001. Temporal variations of nutrients, chlorophyll a and particulate matter in three coastal lagoons of Amvrakikos Gulf (Ionian Sea, Greece). *P.S.Z.N.: Marine Ecology* **22**: 201 - 213.
- Korovessis N.A. & Lekkas T.D. 2000. Solar saltworks production process evolution – wetland function. In: Korovessis N.A. & Lekkas T.D. (Eds.) *Saltworks: Preserving saline coastal ecosystems*. 6th

Conference on Environmental Science and Technology, Pythagorion, Samos, 1 September 1999. GlobalNEST, Athens: 11 – 30.

Koulouri P., Dounas, C., Arvanitidis, C., Koutsoubas, D. & Elefteriou, A., 2006. Molluscan diversity along a Mediterranean soft bottom sublittoral ecotone. *Scientia Marina* **70** (4): 573 – 583.

Koutsoubas, D., 1992. *Contribution in the study of the gastropod molluscs of the continental shelf of the North Aegean Sea*. PhD Thesis. Aristotle University of Thessaloniki, School of Applied Sciences, Department of Biology, Appendix No 43, Thessaloniki.

Koutsoubas, D., Arvanitidis, C., Dounas, C. & Drummond, L., 2000a. Community structure and dynamics of the molluscan fauna in a Mediterranean lagoon (Gialova lagoon, SW. Greece). *Belgian Journal of Zoology* **130**:135-142.

Koutsoubas, D., Dounas, C., Arvanitidis, C., Kornilios, S., Petihakis, G., Triantafyllou, G. & Eleftheriou, A., 2000b. Macrobenthic community structure and disturbance assessment in Gialova Lagoon, Ionian Sea. *ICES Journal of Marine Science* **57**: 1472-1480.

Krebs, C.J., 1999. *Ecological methodology*. Harper & Row, New York

Kruskall, J.B. & Wish, M., 1978. *Multidimensional scaling*. Beverley Hills: Sage Publications. 93 pp.

Labourg, J.P., 1979. Structure et évolution de la macrofaune invertébrée d'un écosystème lagunaire aménagé (réservoirs à poissons de Certes). *CNEXO Actions Collection* **7**: 591-614.

Lambshead, P.J.D., Platt, H.M. & Shak, K.M., 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History* **17**: 859-874.

Lande, R., 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* **76**: 5 – 13.

Lande, R., DeVries, P.J. & Walla, T., 2000. When species accumulation curves intersect: implications for ranking diversity using small samples. *Oikos* **89**: 601-605.

Lardicci, C., Rossi, F. & Castelli, A., 1997. Analysis of macrozoobenthic community structure after severe dystrophic crises in a Mediterranean coastal lagoon. *Marine Pollution Bulletin* **34**: 536-547.

- Lebour, M.V., 1925. *The Dinoflagellates of Northern Seas*. Marine biological association of the United Kingdom, Plymouth, 250pp.
- Lebour, M.V., 1930. *The planktonic diatoms of Northern Seas*. Dulau, London, 217pp.
- Lee, R.E., 1999. *Phycology*. 3rd edition. Cambridge University Press, Cambridge, 614 pp.
- Lefebvre, A., Guelorget, O., Perthuisot, J.P., Courties, C. & Millet, B., 1993. L' organisation hydrobiologique d' un bassin paralique de type bahira: la baie de Kalloni (Lesvos, Grèce). *Oceanologica Acta* 20.
- Lefebvre, A., Guelorget, O., Perthuisot, P., Courties, C. & Millet, B., 1997. L' organisation hydrobiologique d' un bassin paralique de type bahira: la baie de Kalloni (Lesvos, Grèce). *Oceanologica Acta* 20: 757–768.
- Lepš, J. & Šmilauer, P., 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Levin, L.A., Boesch, D.F., Covich, A., Dahm, C., Erséus, C., Ewel, K.C., Kneib, R.T., Moldenke, A., Palmer, M.A., Snelgrove, P., Strayer, D. & Weslawski, J.M., 2001. The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems* 4: 430-451.
- Libes, S.M., 1992. *An introduction to marine biogeochemistry*. John Wiley & Sons, Inc, New York, 734pp.
- Liddicoat, M.I., Tibbits, S. & Butler, E.I., 1975. The determination of ammonia in seawater. *Limnology and Oceanography* 20: 131-132.
- Liddicoat, M.I., Tibbits, S. & Butler, E.I., 1976. The determination of ammonia in natural waters. *Water Research* 10: 567-568.
- Little, C., 2000. *The biology of soft shores and estuaries*. Biology of Habitats. Oxford University Press, Oxford, 252pp
- Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P., 2004. *Biodiversity and ecosystem functioning: Synthesis and perspectives*. Oxford University Press, Oxford, 294 pp.

- Loring, D.H. & Rantala, R.T.T., 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particle matter. *Earth Sciences Review* **32**: 235-283.
- Ludwig, J.A. & Reynolds, J.F., 1988. *Statistical ecology. A primer on methods and computing*. John Wiley & Sons, New York, 337 pp.
- MacArthur, R.H., 1965. Patterns of species diversity. *Biological Reviews* **40**: 510-533
- MacArthur, R.H., 1972. *Geographical Ecology*. Harper & Row, New York
- Magurran, A.E., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, 256 pp.
- Margalef, D.R., 1958. Information theory in ecology. *General Systems* **3**: 36-71.
- Margalef, R., 1994. Dynamic aspects of diversity. *Journal of Vegetation Science* **5**: 451 – 456.
- Marshall, J. C., Steward, A. L., & Harch, B. D., 2006. Taxonomic resolution and quantification of freshwater macroinvertebrate samples from an Australian dryland river: The benefits and costs of using species abundance data. *Hydrobiologia* **572**(1): 171-194.
- McIntosh, R.P., 1967. An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology* **48**: 392- 404.
- McLusky, D.S. & Elliott, M., 2004. *The estuarine ecosystem. Ecology, threats and management*. 3rd edition. Oxford University Press, Oxford, 214 pp.
- Metzeling, L., Perriss, S., & Robinson, D., 2006. Can the detection of salinity and habitat simplification gradients using rapid bioassessment of benthic invertebrates be improved through finer taxonomic resolution or alternative indices? *Hydrobiologia* **572**(1): 235-252.
- Michaelis, M. & Menten, M.L., 1913. Der kinetic der invertinwirkung. *Biochem. Z.* **49**: 333-369.
- Miller, C.B., 2004. *Biological oceanography*. Blackwell Publishing company, Oxford, 402pp.
- Miller, J., Pietrafesa, L. & Smith., N., 1990. *Principles of hydraulic management of coastal lagoons for aquaculture and fisheries*. FAO fisheries technical paper. Florida: 314.
- Millet, B., Lamy, N., 2002. Spatial patterns and seasonal strategy of macrobenthic species relating to hydrodynamics in a coastal bay. *J. Rech. Oceanographique* **27** (1): 30 - 42.

- Miranda, J.R. Mouillot, D., Lopez, A.S., Do Chi, T. & Hernández, D.F., 2007. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*
- Mouillot, D., George-Nascimento, M. & Poulin, R, 2003. How parasites divide resources: a test of the niche apportionment hypothesis. *Journal of Animal Ecology* **72**: 757-764.
- Naiman R.J. & Décamps H. (Eds.) 1990. The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. Man and the biosphere series 4. UNESCO and The Parthenon Publishing Group, Paris, 259 pp.
- Neveux, J. & Panouse, M., 1987. Spectrofluometric determination of chlorophylls and phaeophytins. *Arch. Hydrobiol.* **109**: 567 - 581.
- Nicolaidou, A., Bourgoutzani, F., Zenetos, A., Guelorget, O. & Perthuisot J.P., 1988. Distribution of mollusks and polychaetes in coastal lagoons in Greece. *Estuarine, coastal and Shelf Science* **26**: 337 – 350.
- Nicolaidou, A., Reizopoulou, S., Koutsoubas, D., Orfanidis, S. & Kevrekidis, T., 2005. Coastal lagoons. In: Papathanasiou, E. & Zenetos, A. (eds). *State of the Hellenic marine environment*. HCMR Publications, Athens: 211-219
- Nikolaidou, A., Petrou, K., Kormas, K.A. & Reizopoulou, S., 2006. Inter-annual variability of soft bottom macrofaunal communities in two Ionian Sea lagoons. *Hydrobiologia* **555**: 89–98.
- Nixon, S.W., 1982. Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields of lagoons. In: Lassere, P. & Postma, H., (eds.). *Actes du Symposium international sur les lagoons côtières*. *Oceanol. Acta* **5** (4): 357-371.
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* **41**: 199-219.
- Noël, D., 1982. Les diatomés des saumures des marais salants de salin-de-Giraud. *Géologie Méditerranéenne* **9** (4): 413-446.
- Nuccio, C., Melillo, C., Massi, L. & Innamorati, M., 2003. Phytoplankton abundance, community structure and diversity in the eutrophicated Orbetello lagoon (Tuscany) from 1995 to 2001. *Oceanologica Acta* **26**: 15-26.

- Paerl, H.W., 1997. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: importance of atmospheric deposition and groundwater as “new” nitrogen and other nutrient sources. *Limnology and Oceanography* **42**: 1154-1165.
- Panayotidis, P., 1997. *Investigation of the structure and function of the marine and coastal ecosystem of Kalloni Gulf, Lesvos Island. Final Report, Part II*. Athens, NCMR.
- Panayotidis, P., Feretopoulou, J. & Montesanto, B., 1999. Benthic vegetation as an ecological quality descriptor in an Eastern Mediterranean coastal area (Kalloni Bay, Aegean Sea, Greece). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **48**: 205–214.
- Paspatis, M. & Maragoudaki, D., 2005. Shellfish fishery at the Kalloni Gulf, Lesvos: Present state. In: Proceedings of the 12th Ichthyologists Congress. Drama. Greece: 80 – 83.
- Patil, G.P. & Taillie, C., 1982. Diversity as a concept and its measurement. *Journal of the American Statistical Association* **77** (379): 548 – 561.
- Pavlova, P., Markova, K., Tanev, S. & Davis, J.S., 1998. Observations on a solar saltworks near Burgas, Bulgaria. *International Journal of Salt Lake Research* **7**: 357–368.
- Pedrós-Alió, C., Calderón-Paz, J., MacLean, M., Medina, G., Marrasé, C., Gasol, J. & Guixa-Boixereu, N., 2000. The microbial food web along salinity gradients. *FEMS Microbiology Ecology* **32**: 143 - 155.
- Peet, R.K., 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* **5**: 285-307
- Pélissier, R. & Couteron, P., 2007. An operational, additive framework for species diversity partitioning and beta-diversity analysis. *Journal of Ecology* **95**: 294 – 300.
- Pérès, J.M., 1967. The Mediterranean benthos. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review* **5**: 449–533.
- Pérez-Ruzafa, A., Fernández, A.I., Marcos, C., Gilabert, J., Quispe, J.I. & García-Charton, J.A., 2005. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients, and chlorophyll *a* in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia* **550**: 11-27.
- Persoone, G., Sorgeloos, P., Roels, O. & Jaspers, E., (eds.), 1980. *The brine shrimp Artemia, Vol. 3, Ecology, Culturing, Use in aquaculture*. Universa Press, Wetteren. Belgium,

- Petanidou, T., 1994. *Conserving nature, we produce salt throughout Greece*. Hellenic Saltworks, Athens, 34pp (in English and Greek).
- Petanidou, T., 2000. The postmodern saline landscape in Greece and the European Mediterranean: Salinas for salt or what? In: Korovessis, N.A. & Lekkas, T.D. (Eds.). *Saltworks: Preserving saline coastal ecosystems. 6th Conference on Environmental Science and Technology*, Pythagorion, Samos, 1 September 1999. GlobalNEST, Athens: 67 – 80.
- Piehler, M. F., Twomey, L. J., Hall, N. S., & Paerl, H. W., 2004. Impacts of inorganic nutrient enrichment on phytoplankton community structure and function in Pamlico Sound, NC, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **61**(2): 197-209.
- Pielou, E.C., 1975. *Ecological diversity*. Wiley InterScience, New York, 165 pp.
- Pielou, E.C., 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley, New York, 286 pp.
- Pimm, S.L., 1991. *The balance of nature? Ecological issues in the conservation of species and communities*. The University of Chicago Press, Chicago, 434 pp.
- Primack, R.B., 2000. *Essentials of Conservation Biology*. Third edition. Sinauer Associates, Sunderland, USA, 698 pp.
- Rafaelli, D. & Hawkins, S., 1999. *Intertidal ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 356 pp.
- Raffaelli, D., 2000. Interactions between macro-algal mats and invertebrates in the Ythan estuary, Aberdeenshire, Scotland. *Helgol. Mar. Res.* **54**: 71 – 79.
- Rampi, L. & Bernhard, M., 1978. *Chiave per la determinazione delle diatomee pelagiche mediterranee*, Comitato Nazionale per la Ricerca e per lo Sviluppo dell' Energia Nucleare e delle Energie Alternative, Rome, 71pp.
- Rampi, L. & Bernhard, M., 1980. *Chiave per la determinazione delle peridinee pelagiche mediterranee*. Comitato Nazionale per la Ricerca e per lo Sviluppo dell' Energia Nucleare e delle Energie Alternative, Rome, 193pp.

- Rampi, L. & Bernhard, M., 1981. *Chiave per la determinazione delle coccolitoforidee mediterranee*. Comitato Nazionale per la Ricerca e per lo Sviluppo dell' Energia Nucleare e delle Energie Alternative, Rome, 104pp.
- Reizopoulou, S. & Nicolaidou, A., 2004. Benthic diversity of coastal brackish-water lagoons in western Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **14**: 93-102.
- Reizopoulou, S. & Nicolaidou, A., 2005. Index of Size Distribution (ISD): a method for assessing disturbance in lagoons. In: *International conference on lagoons and coastal wetlands in the global change context, impacts and management issues*, Venice, 26-28 April 2005 (in press).
- Rényi, A., 1961. On measures of entropy and information. In: Neyman, J., (ed.). *Proceedings of the fourth Berkeley symposium on mathematical statistics and probability, vol. 1*. University of California Press: 547-561.
- Resh, V.H. & Rosenberg, D.M., 1988. *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publishers Inc.
- Reynolds, C., 2006. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, 535 pp.
- Ricard, M. 1987. *Atlas du phytoplancton marin: Diatomophycées., vol. II*. Editions du CNRS, Paris, 297pp.
- Richardson, K., & Jørgensen, B.B., 1996. Eutrophication: definition, history and effects. In: Jørgensen, B.B. and Richardson, K., (eds.). *Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems*. Coastal and Estuarine Studies 52, American Geophysical Union, Washington DC: 1–19.
- Ricotta, C. & Avena, G., 2001. Rényi's generalized information as a linear combination of species richness and dominance concentration. *Plant Biosystems – An international Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* **135** (2): 207 – 212.
- Risser, P.G., 1993. Ecotones at local to regional scales from around the world. *Ecological Applications* **3**(3), 367-368.
- Roden, E.E., & Edmonds, J.W., 1997. Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: microbial Fe(III) oxide reduction vs. iron-sulfide formation. *Arch. Hydrobiol.* **139**: 347-378.
- Rodriguez-Valera, F., 1988. Characteristics and microbial ecology of hypersaline environments. In: Rodriguez-Valera, F., (Ed.). *Halophilic bacteria*. Vol. 1. CRC Press, Inc, Boca Raton, Florida: 3-30.

- Rossi, F., Castelli, A. & Lardicci, C., 2006. Distribution of macrobenthic assemblages along a marine gradient in Mediterranean eutrophic coastal lagoons. *Marine Ecology* **27**: 66-75.
- Rueda, J.L., Fernández-Casado, M., Salas, C. & Gofas, S., 2001. Seasonality in a taxocoenosis of molluscs from soft bottoms in the Bay of Cádiz (southern Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the UK* **81**: 903–912.
- Rumohr, H., Karakasis, I. & Jensen, J.N., 2001. Estimating species richness, abundance and diversity with 70 macrobenthic replicates in the Western Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* **214**: 103 – 110.
- Rundle, S.D., Attrill, M.J. & Arshad, A., 1998. Seasonality in macroinvertebrate community composition across a neglected ecological boundary, the freshwater-estuarine transition zone. *Aquatic Ecology* **32**: 211 – 216.
- Rysgaard, S., Christensen, P.B. & Nielsen, L.P., 1995. Seasonal variation in nitrification and denitrification in estuarine sediment colonized by benthic microalgae and bioturbating infauna. *Marine ecology progress series* **126**: 111-121.
- Rysgaard, S., Risgaard-Petersen, N. & Sloth, N.P., 1996. Nitrification, denitrification, and nitrate ammonification in sediments of two coastal lagoons in Southern France. *Hydrobiologia* **329**: 133-141.
- Rysgaard, S., Risgaard-Petersen, N., Sloth, N.P., Jensen, K. & Nielsen, L.P., 1994. Oxygen regulation of nitrification and denitrification in sediments. *Limnol. Oceanogr.* **39** (7): 1643-1652.
- Sadoul, N., Walmsley, J.G. & Charpentier, B., 1998. *Salinas and nature conservation*. Conservation of Mediterranean wetlands 9, Tour du Valat, Arles.
- Sanders, H.L., 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *Am. Nat.* **102**: 243-282.
- Schlesinger, W.H., 1997. *Biochemistry. An analysis of global change*. 2nd edition. Academic Press, London, 588pp.
- Schmidt-Kloiber, A., & Nijboer, R. C., 2004. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. *Hydrobiologia* **516**(1-3): 269-283.

- Sconfiatti, R., Marchini, A., Occhipinti Ambrogi, A. & Sacchi, C.F., 2003. The sessile benthic community patterns on hard bottoms in response to continental vs. marine influence in northern Adriatic lagoons. *Oceanologica Acta* **26**: 47-56.
- Segal, R., Maite, A. & Hamilton, D., 2006. Transition from planktonic to benthic algal dominance along a salinity gradient. *Hydrobiologia* **556**: 119 - 135.
- Shannon, C.E. & Weaver, W., 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana, IL.
- Sheldon, A.L., 1969. Equitability indices: dependence on the species count. *Ecology* **50**: 466-467
- Simberloff, D.S., 1972. Properties of the rarefaction diversity measurement. *Am Nat.* **106**: 414-418
- Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature* **163**: 688
- Siokou-Frangou, I. & Pagou, K., 2000. *Assessment of the trophic conditions and ecological status in the inner Saronicos Gulf*. Technical Report for the Ministry of the Environment, Planning and public works, NCMR, Athens: 43pp.
- Smith, S.V., 1984. Phosphorus versus nitrogen limitation in the marine environment. *Limnology and Oceanography* **29** (6): 1149-1160.
- Sournia, A., 1986. *Atlas du phytoplancton marin: Cyanophycées, Dictyochophycées, Dinophycées, Raphidophycées*. Vol. I. Editions du CNRS, Paris, 219pp.
- Spatharis, S., Tsirtsis, G., Danielidis, D.B., Do Chi, T. & Mouillot, D., 2007. Effects of pulsed nutrient inputs on phytoplankton assemblage structure and blooms in an enclosed coastal area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **73**: 807-815.
- Steele, J.H., Henderson, E.W., Mangel, M. & Clark, C., 1994. Coupling between physical and biological scales [and Discussion]. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* **343** (1303): 5 – 9.
- Steers, J.A., 1960. *Scot Head Island*. W. Heffer and Sons, Cambridge.
- Strickland, J.D.H. & Parsons, R., 1968. A practical handbook of seawater analysis. *Fisheries Research Board of Canada Bulletin* **167**: 1-311.

- Taylor, F.J.R., Fukuyo, Y., Larsen, J. & Hallegraeff, G.M., 2003. Taxonomy of harmful dinoflagellates. In: Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M. & Cembella, A.D. (eds.). *Manual on harmful marine microalgae*. UNESCO Publishing, Paris: 389-432.
- ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P., 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power: Ithaca, NY, USA.
- ter Braak, C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* **67**: 1167-1179.
- ter Braak, C.J.F., 1994. Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods. *Ecoscience* **1**: 127 – 140.
- ter Braak, C.J.F., 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* **57**: 255 – 289.
- Thomas, C.R., (ed.). 1997. *Identifying marine phytoplankton*. Academic Press, London, 858pp.
- Tokeshi, M. & Schmid P.E., 2002. Niche division and abundance: an evolutionary perspective. *Popul. Ecol.* **44**: 189 – 200.
- Tokeshi, M., 1990. Niche apportionment of random assortment: Species abundance patterns revisited. *The Journal of Animal Ecology* **59** (3): 1129 – 1146.
- Tokeshi, M., 1996. Power fraction: a new explanation of relative abundance patterns in species-rich assemblages. *Oikos* **75** (3): 543 – 559.
- Tóthmérész, B., 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. *J. Veg. Sci.* **6**: 283-290.
- Townsend, C.R., Begon, M., Harper, J.L., 2003. *Essentials of Ecology*. Blackwell Publishing, 530 pp.
- Underwood, A.J., & Chapman, M.G., 2005. Design and analysis in benthic surveys. In: Eleftheriou A., & McIntyre A.D. (eds.). *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Science, Oxford: 1-42.
- Utermöhl, H., 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.* **9**: 1-38.

- Vadrucci, M.R., *et al.*, 2007. Heterogeneity of taxonomic richness and composition of phytoplankton in transitional waters of the Mediterranean Basin. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* (in print).
- Vadrucci, M.R., Semeraro, A., Zaccarelli, N. & Basset, A., 2004. Nutrient loading and spatial-temporal dynamics of phytoplankton guilds in a southern Italian coastal lagoon (lake Alimini Grande, Otranto, Italy). *Chemistry and Ecology* **20** (1): 285-301.
- Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell, J., Behr, P.J., Hersh, D. & Foreman, K., 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography* **42** (5): 1105 – 1118.
- van den Maarel, E., 1990. Ecotones and ecoclines are different. *Journal of Vegetation Science* **1**: 135 – 138.
- Vareschi, E., 1987. Saline lake ecosystems. In: Schultze E-D, Zwölfer H. (eds). *Potentials and limitations of ecosystem analysis*. Springer Verlag, Berlin.
- Varney, M., 1996. The marine carbonate system. In: Summerhays, C.P. & Thorpe, S.A, (Eds.). *Oceanography. An illustrated guide*. Manson Publishing, Ltd, London: 182-194.
- Veech, J.A., Summerville, K.S., Crist, T.O. & Gering, J.C., 2002. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. *Oikos* **99**: 3 – 9.
- Verdonschot, P. F. M., 2006. Data composition and taxonomic resolution in macroinvertebrate stream typology. *Hydrobiologia* **566**(1), 59-74.
- Vieira, M.N. & Amat, F., 1997. The invertebrate benthic community of two solar salt ponds in Aveiro, Portugal. *International Journal of Salt Lake Research* **5**: 281–286.
- Vieira, M.N. & Galhano, M.H., 1985. First data about the ecology of the Aveiro saltponds (Portugal). *Publicações do Instituto de Zoologia “Dr. Augusto Nobre”* 109, Faculdade de Ciências do Porto, Porto: 1 – 12.
- Viera, N., & Amat, F., 1996. Fluctuation in the zooplankton community in two solar salt ponds, Aveiro, Portugal. *International Journal of Salt Lake Research* **4**: 327-33.

- Vollenweider, R.A. & Kerekes, J.J., 1980. Background and summary results of the OECD cooperative program on eutrophication. In: *Proceedings of an international symposium on inland waters and lake restoration*. U.S. Environmental Protection Agency: 26-36.
- Vollenweider, R.A., 1992. Coastal marine eutrophication. In: Vollenweider, R.A., Marchetti, R. & Viviani, R., (eds.). *Marine coastal eutrophication*. Elsevier, London: 1-20.
- Walkey, A., 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science* **63**: 251-263.
- Walmsley, J.G., 2000. The ecological importance of Mediterranean salinas. In: Korovessis, N.A. & Lekkas, T.D. (eds). *Saltworks: Preserving saline coastal ecosystems. 6th Conference on Environmental Science and Technology*. Pythagorion, Samos, 1 September 1999, GlobalNEST: Athens: 81-95.
- Warwick, R.M. & Clarke K.R., 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* **216**: 265-278.
- Warwick, R.M. & Clarke, K.R., 1996. Relationships between body-size, species abundance and diversity in marine benthic assemblages: facts or artifacts? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **202**: 63-71.
- Warwick, R.M. & Clarke, K.R., 1995. New "biodiversity" measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series* **129**: 301-305.
- Wassmann, P., 2005. Eutrophication, primary production and vertical export. In: Wassmann, P., Olli, K., (eds.). *Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach*. University of Tromsø, Norway: 126-138.
- Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecol. Monogr.* **30**: 279-338
- Whittaker, R.H., 1970. *Communities and Ecosystems*. Macmillan, New York.
- Williams, C.B., 1964. Patterns in the balance of nature and related problems in quantitative ecology. Academic Press, London.

Williams, J.A., 1996. Blooms of *Mesodinium rubrum* in Southampton Water – do they shape mesozooplankton distribution? *Journal of Plankton Research* **18** (9): 1685 – 1697.

Williams, W., 1998. Salinity as a determinant of the structure of biological communities in salt lakes. *Hydrobiologia* **381**: 191-201.

Zeno, C., 2006. The ecological importance of the Margherita Di Savoia saltworks. In: *Proceedings of the 1st international conference on the ecological importance of solar saltworks (CEISSA 06)*, Santorini Island, Greece, 20-22 October 2006: 15-24.

8.1 ΕΛΛΗΝΙΚΗ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Δολαψάκης, Ν.Π., Οικονόμου-Αμίλλη, Α. & Τάφας, Τ., 2000. Μικροφύκη του πλαγκτού και το φυσικοχημικό περιβάλλον σε σύστημα δεξαμενών αλυκής. *Πρακτικά 22^{ου} Πανελληνίου Συνεδρίου ΕΕΒΕ*. Σκιάθος, 25-28 Μαΐου: 78

Ντάφης, Σ., Παπαστεργιάδου, Ε., Γεωργίου, Κ., Μπαμπαλώνας, Δ., Γεωργιάδης, Θ., Παπαγεωργίου, Μ., Λαζαρίδου Θ. & Τσιαούση, Β., 1997. *Οδηγία 92/43/ΕΟΚ. Το Έργο οικοτόπων στην Ελλάδα: Δίκτυο ΦΥΣΗ 2000. Συμβόλαιο αριθμός Β4-3200/84/756*. Γεν. Διεύθυνση ΧΙ Επιτροπή Ευρωπαϊκών Κοινοτήτων, Μουσείο Γουλανδρή Φυσικής Ιστορίας – Ελληνικό Κέντρο Βιοτόπων Υγροτόπων, 932 σελ.

Ντούνας, Κ. & Κουτσούμπας, Δ., 1996. Ρύπανση από πετρελαιοειδή της θαλάσσιας περιοχής του Κόλπου του Ναυαρίνου και της λιμνοθάλασσας της Γιάλοβας. Ινστιτούτο Θαλάσσιας Βιολογίας Κρήτης, Ηράκλειο, 298 σελ.

Παναγιωτίδης, Π. & Κλαουδάτος, Σ., 1997. Έρευνα δομής και λειτουργίας του θαλάσσιου και παράκτιου οικοσυστήματος του Κόλπου Καλλονής Λέσβου. Τελική Έκθεση. ΕΛΚΕΘΕ, Αθήνα.

Ρήγας, Γ., Πέτρου, Ν. & Ζόγκαρης, Σ., 2003. *Αμβρακικός - πουθενά αλλού στη γη*. ΟΙΚΟΣ Ε.Π.Ε., ΚΟΑΝ. Βιβλία του κόσμου. Αθήνα, 101 σελ.

Ρουσσομουστακάκη, Μ., 1993. Συμβολή στη γνώση της μικροχλωρίδας των ελληνικών αλυκών.
Πρακτικά 4ου Πανελληνίου συμποσίου ωκεανογραφίας και αλιείας. Ρόδος 26-29 Απριλίου
1993: 283-286.

10. ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

ΔΗΜΟΣΙΕΥΣΕΙΣ ΑΠΟ ΤΗ ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

|



Seasonal community structure of the molluscan macrofauna at the marine-lagoonal environmental transition at Kalloni solar saltworks (Lesvos Island, NE Aegean Sea, Greece)

Athanasios Evagelopoulos* and Drosos Koutsoubas

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

Solar saltworks are extremely heterogeneous coastal aquatic ecosystems whose benthic biodiversity patterns have not been comprehensively investigated yet. The present study focuses on the seasonal community structure of the macrobenthic molluscs at the marine-lagoonal environmental transition that takes place at Kalloni solar saltworks (Lesvos Island, NE Aegean Sea, Greece). The molluscan community was studied by means of four seasonal collections carried out in 2004 at four sites in the study area. The molluscan community was found to be considerably species-rich and forming a coenocline, as marine species were gradually replaced by lagoonal species with increasing distance from the sea. The major variable in the implied environmental gradient structuring the molluscan community appeared to be confinement rather than salinity, although zonation of the molluscan community structure was rather broad. The pattern of spatial organization of the molluscan fauna did not appear to change seasonally, although seasonal shifts of the zones did occur in the study area.

Keywords: Mollusca; ecological communities; transitional waters ecosystems; Aegean Sea; Mediterranean Sea

Introduction

Coastal aquatic ecosystems (e.g. estuaries, coastal lagoons, coastal wetlands) are considered to be transitional systems that link, structurally as well as functionally, marine, continental and freshwater ecosystems along the seashore (Levin et al. 2001). Their existence along the boundary zone between the sea and the land determines their abiotic environment, which is characterized by complex spatial gradients and pronounced temporal variability (Little 2000). Predictably, the harshness and spatial heterogeneity of the abiotic environment is reflected in the composition and spatial distribution of their biota (Barnes 1980; Guelorget and Perthuisot 1992; Little 2000).

The marine-brackish-freshwater environmental gradient is obvious in most coastal aquatic ecosystems and has consequently been studied extensively (Little 2000; McLusky and Elliott 2004). On the contrary, the marine-hyperhaline environmental gradient is less common and encountered, for example, in those coastal lagoons where evaporitic conditions are encountered at their most remote and isolated parts (Barnes 1980; Guelorget and Perthuisot 1992). However, the most representative manifestation of the marine-hyperhaline environmental gradient among coastal aquatic ecosystems is encountered in solar saltworks. Solar saltworks (also called “salinas” or “salterns”) are artificial systems, where a long salinity

*Corresponding author. Email: tevagelo@marine.aegean.gr

gradient (marine salinity to over 300) is maintained along a sequence of interconnected ponds for the production of salt by solar evaporation (Korovessis and Lekkas 2000). Their primary ecological feature is perhaps their considerable habitat heterogeneity, starting with the environment of the first “evaporation” pond, where salinity is typically similar to that of seawater and ending in the harsh, extremely hyperhaline environment of the last ponds in the sequence, the “crystallizers” (Davis 2000).

Salinity is considered as the decisive factor in determining the properties of the environmental gradient and the distribution of the biota in solar saltworks (Britton and Johnson 1987; Davis 2000). On the contrary, in coastal lagoons and estuaries, the role of salinity as the critical variable determining the environmental conditions and the spatial organization of the biological communities has been largely disputed and alternative perspectives have been put forward (Little 2000; McLusky and Elliott 2004). One of the most commonly applied in the Mediterranean region is the concept of “confinement” (Guelorget and Perthuisot 1992). According to this approach, the biological organization of coastal lagoons and other coastal aquatic ecosystems (collectively termed “paralic ecosystems”) is not dependent on salinity but on confinement, which represents the rate of renewal of “elements of marine origin” and is thus positively correlated with the length of the communicating link with the sea. Confinement in a lagoonal ecosystem is therefore represented by gradients that start at the seaward end of the communicating link (where confinement is weak) and end at the most remote parts of the lagoons (where confinement is strong). Confinement has also been considered as a function of several environmental variables and, depending on season, some variables may become more critical than others in controlling the distribution of biota in the ecosystem (Koutsoubas et al. 2000b). The role of confinement in shaping the biological organization of coastal aquatic ecosystems, particularly the benthic macrobiota, has been evaluated in many lagoonal environments, mainly in the Mediterranean region (Nikolaidou et al. 1988; Guelorget and Perthuisot 1992; Koutsoubas et al. 2000a, 2000b; Reizopoulou and Nikolaidou 2004; Nikolaidou et al. 2005, 2006), but its role in solar saltworks ecosystems has attracted comparatively little attention (Britton and Johnson 1987; Guelorget and Perthuisot 1992).

Macrobenthic invertebrates are considered as a key functional group among the biota in all coastal aquatic ecosystems (Levin et al. 2001). Molluscs in particular are either the dominant group or an important component of the macrobenthic fauna of European coastal lagoons (Barnes 1980; Guelorget and Perthuisot 1992; Koutsoubas et al. 2000a) as well as the lower salinity ponds of European solar saltworks (Vieira and Galhano 1985; Britton and Johnson 1987; Vieira and Amat 1997; Pavlova et al. 1998). Biological and ecological aspects of the molluscan communities, including their response to confinement, have been studied in detail in coastal lagoons (Guelorget and Perthuisot 1992; Koutsoubas et al. 2000a) but much less is known about the molluscan communities of solar saltworks (Britton and Johnson 1987).

The present study focuses on the seasonal structure of the macrobenthic molluscan community at the environmental transition that takes place between the marine area that feeds a solar saltworks with seawater and the initial few evaporation ponds of the saltworks. The environmental transition under study represents the initial stages of the marine-hyperhaline environmental gradient that is typical of solar saltworks and has been described in the literature to resemble the

marine-lagoonal environmental transition typically encountered in coastal lagoons (Britton and Johnson 1987).

The specific aims of the present study are: (1) to describe the spatial and seasonal variations of the molluscan community structure in the study area, and (2) to evaluate whether confinement plays a critical role in structuring the molluscan community in the study area.

Methods

Study area

The study area (Figure 1) is located at Kalloni solar saltworks, which lies at the northeastern coast of Kalloni Gulf (Lesvos Island, NE Aegean Sea, Greece). Kalloni Gulf is an oblong basin (length 25 km, depth ranges from 5 m at its periphery to >20 m at its central part) of the “bahira” type (Lefebvre et al. 1997), that communicates with the northeast Aegean Sea through a narrow (0.7 km wide) inlet. Several small wetlands exist along the coastline of Kalloni Gulf, the largest of them being Kalloni and Polyhnitos saltworks. Kalloni Gulf constitutes a proposed “Site of Community Interest” in the NATURA 2000 network for the conservation of the diversity of its habitats as well as for the preservation of the nesting, wintering and resting grounds it provides for a rich avifauna (Dafis et al. 1997).

Kalloni saltworks (surface area 2.63 km², potential 40,000 metric tons of salt, Petanidou 1994) is a modern, mechanized solar saltworks that consists of shallow (up to 0.5 m deep) ponds with a levelled bottom, separated by dykes and interconnected in a row. The operation of the saltworks is seasonal, as a salinity gradient (seawater salinity to >300) is maintained from late March to late October along the row of ponds for the production of salt. Most of the total surface area of the saltworks (90%) is occupied by evaporation ponds (“saltpans”). Water salinity

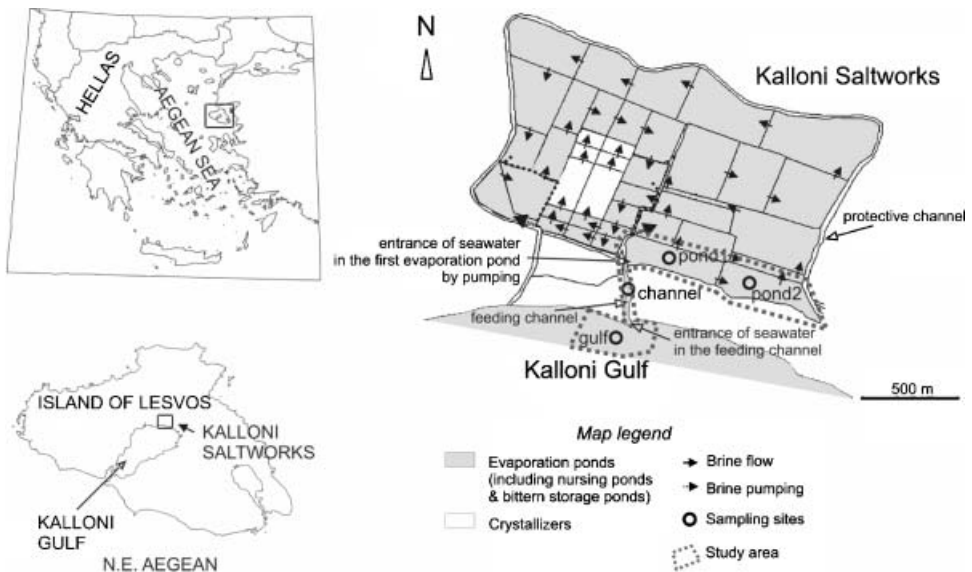


Figure 1. Map of the study area, indicating the sampling sites.

gradually increases along the sequence of evaporation ponds due to solar and wind-induced evaporation and finally salt deposits at the last ponds in the sequence, where salinity is over 300 (“crystallizers”). Sufficient water levels are maintained throughout the year at the evaporation ponds of the study area for the purpose of supporting the bird populations.

The study area included the first two evaporation ponds of the saltworks, the channel that feeds the saltworks with seawater and the adjacent shallow coastal area of Kalloni Gulf (Figure 1). Its main characteristics include shallow water (0.2–0.5 m deep), soft substratum bottom and benthic macrophytic vegetation of macroalgae and phanerogams. Macroalgal mats develop at the channel and pond sites in late spring to early summer. Wind forcing, together with the shallow water depth, are the main factors involved in the recurrent bottom sediment resuspension and the high turbidity frequently observed at the saltworks ponds. Anoxic conditions were often observed in the bottom sediment at the channel and the ponds.

Sampling design and laboratory analyses

Four sampling sites, spread over a total distance of approximately 1 km, were chosen along the course of seawater flow from Kalloni Gulf into the saltworks (Figure 1) and termed “gulf”, “channel”, “pond1” and “pond2”, respectively. Sampling was repeated as four seasonal samplings in 2004 (in February – “Winter”, May – “Spring”, September – “Summer” and November – “Autumn”).

Measurements of water salinity and temperature were conducted in situ by use of portable instruments (Krüss S10 salinometer, Handy temperature/pH meter). Water samples (two replicates) were collected for the analysis of water column chloroplastic pigments and bottom sediment samples (cores 2 cm deep, 3.5 cm in diameter, two replicates) for grain size analysis, chloroplastic pigments and organic matter. Samples for macrobenthic invertebrates analyses (three replicates, 0.1 m² each, tens of m apart) were collected with a Hydrobios Van Veen grab sampler and were subsequently sieved through a 0.5 mm mesh size net. The samples were fixed with 4% formaldehyde and stained with Rose Bengal.

At the laboratory, water samples for the chloroplastic pigments analysis were filtered onto Whatman GF/F glass fibre filters. Chloroplastic pigments in both water and sediment samples were extracted in 90% acetone (Edler 1979) and analysed with the fluorometric method by Neveux and Panouse (1987) by use of a Perkin Elmer LS50B Luminescence Spectrometer. Chloroplastic pigments data were entered in the statistical analyses as chloroplastic pigments equivalents (CPE, chlorophyll *a* plus phaeophytin *a*). Readily oxidizable sediment organic matter was analysed with the wet oxidation method of Walkey and Black (Walkey 1947) as modified by Jackson (1958) and described by Loring and Rantala (1992). Sediment grain size analysis was carried out by use of a Micrometrics Sedigraph 5100 laser grain size analyser and the data were entered in the statistical analyses as sand percentage. The macrobenthic molluscs were identified to species level and were subsequently counted and weighted. Wet weights (including the shell) were used in the analyses.

Data analysis

Changes in community structure were analysed by univariate, distributional and multivariate methods, by use of the PRIMER 5.2.9 software (Clarke and Gorley

2001) as described and discussed in Clarke and Warwick (2001). The triangular similarity matrices required by many of the multivariate analyses were based on the Bray–Curtis similarity coefficient (Bray and Curtis 1957), calculated from $\log(x+1)$ transformed abundance data to downweight the contribution of the most abundant species.

Univariate measures included total density and biomass (ind. m^{-2} and g m^{-2} , respectively, averaged across the replicates of each site), total number of species (calculated after pooling the replicates of each site) and α diversity indices i.e. the Shannon diversity index H' (with e as log base, Shannon and Weaver (1949)), the Pielou index of evenness J' (Pielou 1969, 1975) and the Simpson diversity index $1-\lambda'$ (Simpson 1949).

Among distributional techniques, k -dominance curves (Lambhead et al. 1983) are cumulative ranked abundances plotted against log species rank and were used to compare dominance levels between sites.

Among multivariate methods, hierarchical agglomerative clustering (CLUSTER) analysis of samples, with the group average linkage option, was used for the classification of samples into groups of similar community structure. Non-metric multi-dimensional scaling (nMDS) ordination of the samples (Kruskall and Wish 1978), an ordination method that is based on the ranks of the samples similarities, was used to reveal patterns in community structure in the study area and to display a possible gradation of community structure along the sequence of sites. The contribution of each species to the sites' similarities was investigated by the similarities percentages (SIMPER) analysis (Clarke 1993). One-way analysis of similarities (one-way ANOSIM, Clarke and Green (1988)) was employed to test for differences among sites within each season or seasons within each site, whereas two-way crossed ANOSIM (Clarke 1993) was used to test for differences among sites across seasons or among seasons across sites. The ANOSIM tests are non-parametric procedures that are applied to the rank similarity matrix underlying the ordination or classification of samples and significance levels are generated by Monte Carlo permutation tests.

The RELATE procedure was also used to investigate any seasonal variation of the spatial pattern of the community structure along the sequence of sites by calculating a Spearman rank correlation coefficient between the respective triangular matrices of the community similarities for each season.

Matching of the biotic data spatial pattern to the multivariate spatial pattern of the environmental variables was investigated with the BIO-ENV procedure (Clarke and Ainsworth 1993). The routine calculates a rank correlation coefficient (the Spearman coefficient ρ_s option was selected) as a measure of agreement between the biotic triangular similarity matrix and each of the possible abiotic triangular matrices (calculated with the normalized Euclidean distance similarity measure option) for the chosen set of environmental variables. Strongly correlated variables (correlation > 0.9) were excluded from the analysis.

Finally, an interpretation of the molluscan species distribution in the study area was attempted by the application of the confinement model of spatial organization of the benthic biota in lagoonal ecosystems. The application of this model is based on the identification of particular levels of confinement (“zones of confinement”) in the study area by use of indicator species (Guelorget and Perthuisot 1992).

Results

Environmental variables

Measurements of important physico-chemical variables and variables related to food availability for the molluscs in the study area are summarized in Table 1. Water depth varied from 0.5 m at the gulf and channel sites to 0.3 m and 0.2 m at the pond1 and pond2 sites, respectively. A sediment grain size gradient was established in the study area as the percentage of silt-clay gradually increased with increasing distance from the sea. The bottom sediment at the pond2 site in particular was also very cohesive. A weak salinity gradient was measured in the study area in spring, summer and autumn, when salinity gradually increased with increasing distance from the sea. In winter, the salinity gradient was much steeper but also reversed: salinity at the shallow ponds sites was lowered due to the combined effect of increased precipitation in winter and reduced pumping of seawater at the shallow ponds, as in winter the saltworks were not operating. Water temperature was much lower in winter and autumn than in spring and summer, due in part to the shallow depth of

Table 1. Mean values (standard deviation values in parentheses) of the environmental parameters in the study area, also used in the BIO-ENV analysis.

Parameter	Site	Winter	Spring	Summer	Autumn
Salinity	GULF	41	36	39	45
	CHANNEL	47	33	39	46
	POND1	30	40	40	47
	POND2	27	40	46	47
Temperature (°C)	GULF	9.4	22.8	24.3	11.5
	CHANNEL	11.4	25.2	23.5	8.7
	POND1	11.8	20.5	21.3	8.2
	POND2	12.1	24.2	19.4	11.9
Water column CPE (mg m ⁻³)	GULF	3.09 (0.01)	0.85 (0.05)	0.66 (0.01)	0.80 (0.06)
	CHANNEL	17.23 (0.04)	2.15 (0.72)	1.76 (0.35)	0.60 (0.35)
	POND1	3.77 (0.10)	0.92 (0.02)	0.83 (0.03)	6.14 (0.43)
	POND2	2.11 (0.01)	3.97 (0.23)	1.18 (0.02)	4.63 (1.66)
Sediment CPE (µg cm ⁻²)	GULF	1.69	2.14 (0.08)	2.46 (0.02)	1.53 (0.44)
	CHANNEL	1.72 (0.94)	2.20 (0.04)	2.39 (0.01)	2.66 (0.19)
	POND1	2.60 (0.02)	2.02 (0.35)	2.09 (0.29)	2.22 (0.77)
	POND2	1.48 (0.19)	0.29 (0.33)	0.98 (0.95)	1.81 (0.41)
Sediment OM %	GULF	0.29	0.15	0.32	0.15
	CHANNEL	0.22	0.25	0.51	0.81
	POND1	0.24	0.83	0.32	0.69
	POND2	0.84	0.70	0.63	0.49

Parameter	Gulf	Channel	Pond1	Pond2
Sediment sand %	96.93	85.47	77.69	35.35
Distance (m)	0	250	600	1050
Depth (m)	0.5	0.5	0.3	0.2

Note: CPE, chloroplastic pigments equivalents; OM, organic matter.

the sampling sites. Water column chloroplastic pigments minima were measured as a rule at the gulf site, whereas maxima were measured at the channel or ponds sites, depending on season. On the other hand, sediment chloroplastic pigments concentration at the gulf, channel and pond1 sites was either comparable or increased along the sites sequence towards the sea, depending on season. Nevertheless, sediment chloroplastic pigments concentration at the pond2 site was lower than at the pond1 site throughout the year. Finally, considering the sediment organic matter, minima were measured as a rule at the gulf site, whereas maxima were measured at the channel or ponds sites, depending on season.

Faunal composition

A total of 39,345 molluscan individuals were collected during the four seasonal collections, identified to 71 species, belonging to the Gastropoda (36), Bivalvia (34) and Scaphopoda (1) classes (Table 2). Thirty-four species are new records for the marine molluscan fauna of the island of Lesbos and the northeast Aegean, while certain species such as *Anisocycla pointeli* (Folin, 1867), *Turbonilla delicata* (Monterosato, 1874), *Turbonilla striatula* (Linnaeus, 1758), *Irus irus* (Linnaeus, 1758) and *Pholas dactylus* Linnaeus, 1758 have been recorded very infrequently in the Greek Seas.

Species typical of the following marine benthic biocoenoses of the Mediterranean (Pérès 1967) were dominant in the study area: biocoenosis of fine surface sands in very shallow waters (SFHN), biocoenosis of superficial muddy sands in sheltered areas (SVMC) and euryhaline and eurythermal biocoenosis in brackish waters (LEE). Species typical of the SFHN and SVMC biocoenoses (e.g. *Tellina tenuis* and *Loripes lacteus*, respectively) were abundant at the gulf and channel sites whereas species typical of the SVMC and LEE biocoenoses (e.g. *Pirenella conica* and *Abra segmentum*, respectively) were abundant at the ponds sites throughout the year. *Abra segmentum* was also abundant at the channel site in autumn.

Considering the trophic types of the molluscan species that were dominant in terms of density in the study area (Table 3, Figure 2), herbivores (browsers, scrapers, detritivores) dominated at the channel and ponds sites throughout the year. The presence of surface deposit feeders and suspension feeders was significant only at the gulf site. Predatory carnivores, represented by the facultative scavenger *Cyclope neritea*, were more abundant at the pond1 site. On the other hand, in terms of biomass (Figure 2), the dominant species at the gulf and channel sites were herbivores whereas at the ponds sites, the biomass of surface deposit feeders and suspension feeders was significant or even higher than the biomass of herbivores, depending on season.

Community structure spatial and seasonal variations

Total number of species across seasons was higher at the gulf site, followed by the channel and pond1 sites, whereas a small number of species was collected at the pond2 site. Total number of species across sites was higher in autumn and lower in summer. Seasonal variation of total number of species was higher at the gulf and pond1 sites due to the considerably higher values measured at the gulf site in autumn and the lower values measured at the pond1 site in summer and autumn (Table 4).

Table 2. List of the molluscan species found in the study area, indicating their occurrence at each of the sampling sites (1, gulf; 2, channel; 3, pond1; 4, pond2) and in each of the sampling seasons (WI, winter; SP, spring; SU, summer; AU, autumn). Species that are new records for the molluscan fauna of the island of Lesvos and the NE Aegean are marked with an asterisk.

Species	Sites	Seasons	Species	Sites	Seasons
GASTROPODA			BIVALVIA		
Vetigastropoda			Mytiloidea		
Trochidae			Mytilidae		
* <i>Gibbula albida</i> (Gmelin in L., 1791)	1	SP	<i>Modiolus adriaticus</i> (Lamarck, 1819)	1,3	WI,SP,AU
* <i>Gibbula ardens</i> (Von Salis, 1793)	1	AU	<i>Modiolus barbatus</i> (L., 1758)	1,2	SU,AU
Tricoliidae			<i>Musculus</i> sp.	3	WI
* <i>Tricolia pullus</i> (L., 1758)	1,2,3	WI,SP,SU,AU	Veneroidea		
Neotaenioglossa			Cardiidae		
Adeorbidae			<i>Cerastoderma glaucum</i> (Poiret, 1789)	2,3,4	WI,SP,SU,AU
<i>Circulus</i> sp.	3	WI	<i>Parvicardium exiguum</i> (Gmelin in L., 1791)	2,3	WI,SP
Barleeidae			Donacidae		
* <i>Barleeia unifasciata</i> (Montagu, 1803)	1	WI	* <i>Donax venustus</i> Poli, 1795	1	SU
Cerithiidae			Lucinidae		
<i>Bittium reticulatum</i> (Da Costa, 1778)	1,2,3,4	WI,SP,SU,AU	<i>Anodonta fragilis</i> (Phillipi, 1836)	2	WI,SP,AU
<i>Cerithium vulgatum</i> (Bruguere, 1792)	1,2,3,4	WI,SP,SU,AU	* <i>Ctena decussata</i> (O.G. Costa, 1829)	2	AU
Cerithiopsidae			<i>Lucinella divaricata</i> (L., 1758)	1,2,3	WI,SP,SU,AU
<i>Cerithiopsis</i> sp.	1	WI	<i>Loripes lacteus</i> (L., 1758)	1,2	SP,SU,AU
* <i>Cerithiopsis tubercularis</i> (Montagu, 1803)	1	WI	<i>Myrtea spinifera</i> (Montagu, 1803)		
Epitoniidae			Mesodesmatidae		
* <i>Epitonium commune</i> (Lamarck, 1822)	1,2	SP,SU,AU	* <i>Donacilla cornea</i> (Polli, 1795)	1,2	WI,SP,AU
Hydrobiidae			Montacutidae		
* <i>Hydrobia acuta</i> (Draparnaud, 1805)	1,2,3,4	WI,SP,SU,AU	<i>Montacuta substriata</i> (Montagu, 1808)	2	WI
Potamididae			<i>Mysella bidentata</i> (Montagu, 1803)	1,2,3	WI,SU,AU
* <i>Pirenella conica</i> (Blainville, 1826)	2,3,4	WI,SP,SU,AU	Semelidae		
Rissoidae			<i>Abra segmentum</i> (Récluz, 1843)	1,2,3,4	WI,SP,SU,AU
* <i>Pusillina marginata</i> (Michaud, 1832)	2	SU	<i>Solen marginatus</i> Pennant, 1777	1,2	WI,AU
* <i>Pusillina radiata</i> (Philippi, 1836)	1,2,3	WI,SU,AU	Tellinidae		
* <i>Rissoa guerinii</i> (Recluz, 1843)	3	SP	<i>Tellina donacina</i> L., 1758	1	WI
* <i>Rissoa monodonta</i> Philippi, 1836	3,4	SP,SU			

Table 2. (Continued.)

Species	Sites	Seasons	Species	Sites	Seasons
* <i>Rissoa labiosa</i> (Montagu, 1803)	3	SU	* <i>Tellina planata</i> L., 1758	1,2,3	WI,SU,AU
* <i>Rissoa lia</i> (Benoit in Monterosato, 1884)	1	AU	<i>Tellina</i> sp.	1	AU
* <i>Rissoa splendida</i> Eichwald, 1830	1	AU	* <i>Tellina tenuis</i> Poli, 1791	1,2	WI,SP,SU,AU
* <i>Rissoa variabilis</i> (Von Muehlfeldt, 1824)	1	AU	Thyasiridae		
* <i>Rissoa ventricosa</i> Desmarest, 1814	1,2,3,4	WI,SP,SU,AU	* <i>Axinulus croulinensis</i> (Jeffreys, 1847)	1	AU
Triphoridae			<i>Thyasira flexuosa</i> (Montagu, 1803)	1,2	WI
* <i>Monophorus perversus</i> (L., 1758)	1	AU	Veneridae		
Truncatellidae			<i>Chamelea gallina</i> (L., 1758)	1	WI,SU
* <i>Truncatella subcylindrica</i> (L., 1767)	1	AU	<i>Clausinella brongiartii</i> (Payraudeau, 1826)	1	SU
Neogastropoda			<i>Gouldia minima</i> (Montagu, 1803)	1,2,3	WI,SP,SU,AU
Muricidae			* <i>Irus irus</i> (L., 1758)	3	SP
<i>Cyclope neritea</i> (L., 1758)	1,2,3,4	WI,SP,SU,AU	<i>Pitar rudis</i> (Poli, 1795)	3	SP
<i>Nassarius incrassatus</i> (Strom, 1768)	1	SU	* <i>Paphia aurea</i> (Gmelin, 1791)	2,3	SU,AU
<i>Trophon muricatus</i> (Montagu, 1803)	1	SP,AU	<i>Tapes decussatus</i> (L., 1758)	2,3	WI,SP,AU
Turridae			<i>Timoclea ovata</i> (Pennant, 1777)	1,2,3	WI,SP,AU
* <i>Bela nebula</i> (Montagu, 1803)	1	SP	<i>Venus casina</i> L., 1758	1	AU
* <i>Mangelia attenuata</i> (Montagu, 1803)	1,2	SU,AU	Myoida		
* <i>Raphitoma echinata</i> (Brocchi, 1814)	1	AU	Myidae		
Heterostropha			<i>Corbula gibba</i> (Olivi, 1792)	2	SU,AU
Pyramidellidae			Pholadidae		
* <i>Anisocyclus pointeli</i> (Folin, 1867)	3	WI	* <i>Pholas dactylus</i> L., 1758	3	SP
<i>Chrysallida</i> sp.	3	SP	Pholadomyoida		
<i>Odostomia conoidea</i> (Brocchi, 1814)	1	AU	Thraciidae		
* <i>Turbonilla delicata</i> (Monterosato, 1874)	2,3	WI,SP,SU,AU	<i>Thracia papyracea</i> (Poli, 1791)	1	AU
<i>Turbonilla lactea</i> (L., 1758)	1,2	WI,SP,AU	SCAPHOPODA		
* <i>Turbonilla striatula</i> (L., 1758)	2,3	WI	Dentaliida		
Bullomorpha			Fustiariidae		
Acteonidae			<i>Fustiaria rubescens</i> (Deshayes, 1825)	1	AU
<i>Acteon tornatilis</i> (L., 1758)	1	WI			

Table 3. Trophic types of the most abundant molluscan species in the study area.

Species	Trophic type	Species	Trophic type
Gastropods		Bivalves	
<i>Bittium reticulatum</i>	HER	<i>Abra segmentum</i>	DS(SU)
<i>Cyclope neritea</i>	CP	<i>Cerastoderma glaucum</i>	SU
<i>Hydrobia acuta</i>	HER	<i>Corbula gibba</i>	SU
<i>Pirenella conica</i>	HER	<i>Donacilla cornea</i>	SU
<i>Rissoa variabilis</i>	HER	<i>Loripes lacteus</i>	SU
<i>Rissoa ventricosa</i>	HER	<i>Tellina tenuis</i>	DS(SU)
<i>Tricolia pullus</i>	HER		

Note: DS, surface deposit feeder; SU, suspension feeder; HER, herbivore (browser/scrapper/detritivore); CP, predatory carnivore (facultative scavenger).

The contributions of bivalves and gastropods to the total number of species were across seasons comparable at all sites, except for pond2, where the gastropods were dominant in all seasons. Across sites, the contributions of the bivalves and gastropods to the total number of species were comparable in all seasons.

Mean total density maxima were recorded at either the channel or pond1 sites whereas minima were recorded at the gulf or pond2 sites in all seasons. The highest mean total density across sites was measured in autumn. Seasonal variation of mean total density was higher at the gulf site due to the considerably higher values measured in autumn. The lowest seasonal variation of mean total density was observed at the pond2 site (Table 4). The most abundant molluscan species in the study area were (in order of decreasing total mean density across sites and seasons): *Bittium reticulatum*, *Hydrobia acuta*, *Pirenella conica*, *Abra segmentum*, *Cyclope neritea*, *Tellina tenuis* and *Rissoa ventricosa*.

Mean biomass maxima were recorded at either the channel or pond1 sites whereas minima were recorded at the gulf or pond2 sites in all seasons. The highest mean total biomass across sites was measured in winter. Seasonal variation of mean total biomass was higher at the gulf site due to the higher values measured in summer and autumn (Table 4). The most important molluscan species in the study area in terms of biomass were (in order of decreasing total mean biomass across sites and seasons): *Cerastoderma glaucum*, *Bittium reticulatum*, *Abra segmentum*, *Pirenella conica* and *Cyclope neritea*.

Spatial and seasonal variations of diversity and evenness indices indicated that α diversity and evenness maxima were recorded at the gulf site, whereas minima at the channel site in all seasons. Diversity and evenness were higher at the pond1 site than at the pond2 site in all seasons except in autumn. Seasonal variation of α diversity was higher at the channel and pond1 sites. At the pond1 site, α diversity was lower in autumn (Table 4).

k-dominance plots (Figure 3) indicated a very strong dominance in terms of abundance at the channel site and significant dominance levels at the ponds sites across all seasons. Dominance at the gulf site was much lower than at the other sites in all seasons, except for autumn, when dominance at the gulf site attained its highest value.

The CLUSTER classification and nMDS ordination of the sampling sites in all seasons (Figure 4) revealed four groups at a 50% similarity level. The four groups consisted of the autumn sample at the gulf site, the remaining gulf samples and the

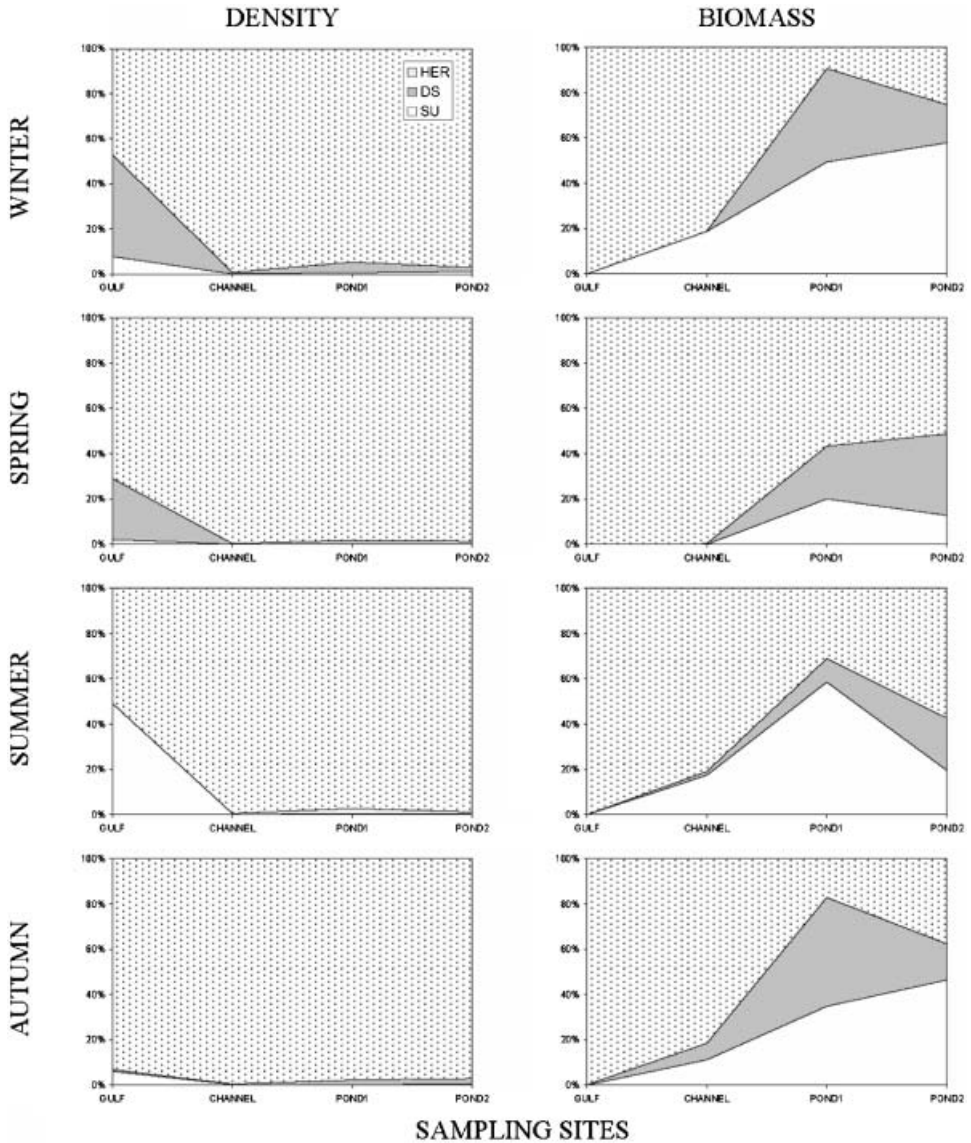


Figure 2. Spatial and seasonal variations of the proportions of the trophic types of the dominant molluscan species. HER, herbivorous; DS, surface deposit feeders; SU, suspension feeders.

winter sample at the channel site, the remaining channel samples and the pond sites samples, respectively. Seasonal variation in terms of species composition and abundance was higher at the gulf site and decreased with increasing distance from the sea. The autumn sample at the gulf site was diversified from the other samplings due to a considerably increased species richness and density in this season. The winter sample at the channel site was more similar to the gulf samples due to the increased density of *Tellina tenuis* and the decreased density of *Abra segmentum* and *Hydrobia acuta* in this season. Finally, the summer sample at the pond1 site was

Table 4. Spatial and seasonal variations of total number of species, mean total density, mean total biomass, Shannon diversity index H' , Pielou evenness index J' and Simpson diversity index $1-\lambda'$.

PARAMETER	STATION	ALL SEASONS	WINTER	SPRING	SUMMER	AUTUMN	MEAN	STDEV	CV
TOTAL NUMBER OF SPECIES	GULF	49	17	12	15	35	19.75	10.37	52.52
	CHANNEL	35	15	13	20	19	16.75	3.30	19.73
	POND1	32	20	18	9	11	14.50	5.32	36.71
	POND2	9	6	7	6	7	6.50	0.58	8.88
	ALL SITES	71	36	31	29	47			
MEAN TOTAL DENSITY (ind. m^{-2})	GULF	1959	777	323	873	5863	1959.00	2613.70	133.42
	CHANNEL	16058	8713	10717	19887	24913	16057.50	7649.57	47.64
	POND1	10454	11150	11053	3190	16423	10454.00	5453.99	52.17
	POND2	4317	2947	5443	4743	4133	4316.50	1058.32	24.52
	ALL SITES	8197	5897	6884	7173	12833			
MEAN TOTAL BIOMASS (g m^{-2})	GULF	35.59	13.19	13.02	50.24	65.89	35.59	26.73	75.12
	CHANNEL	142.69	139.06	86.72	174.46	170.50	142.69	40.53	28.41
	POND1	256.35	419.73	165.58	195.75	244.33	256.35	113.65	44.33
	POND2	82.34	74.96	53.74	81.36	119.29	82.34	27.31	33.17
	ALL SITES	129.24	161.74	79.77	125.45	150.00			
H'	GULF	0.58	0.53	0.75	0.65	0.41	0.58	0.15	24.97
	CHANNEL	0.07	0.11	0.05	0.05	0.06	0.07	0.03	40.82
	POND1	0.37	0.38	0.41	0.46	0.24	0.37	0.09	25.35
	POND2	0.33	0.32	0.33	0.30	0.37	0.33	0.03	8.61
	ALL SITES	0.34	0.34	0.39	0.37	0.27			
J'	GULF	1.21	1.14	0.97	1.46	1.27	1.21	0.20	16.85
	CHANNEL	0.13	0.16	0.07	0.13	0.14	0.13	0.04	28.76
	POND1	0.81	0.97	0.97	0.84	0.47	0.81	0.24	29.02
	POND2	0.55	0.56	0.48	0.53	0.64	0.55	0.07	12.70
	ALL SITES	0.68	0.71	0.62	0.74	0.63			
$1-\lambda'$	GULF	0.54	0.51	0.48	0.66	0.50	0.54	0.09	15.87
	CHANNEL	0.04	0.06	0.02	0.04	0.04	0.04	0.01	34.02
	POND1	0.37	0.41	0.45	0.43	0.19	0.37	0.12	32.20
	POND2	0.28	0.26	0.24	0.26	0.34	0.28	0.05	16.34
	ALL SITES	0.31	0.31	0.30	0.35	0.27			

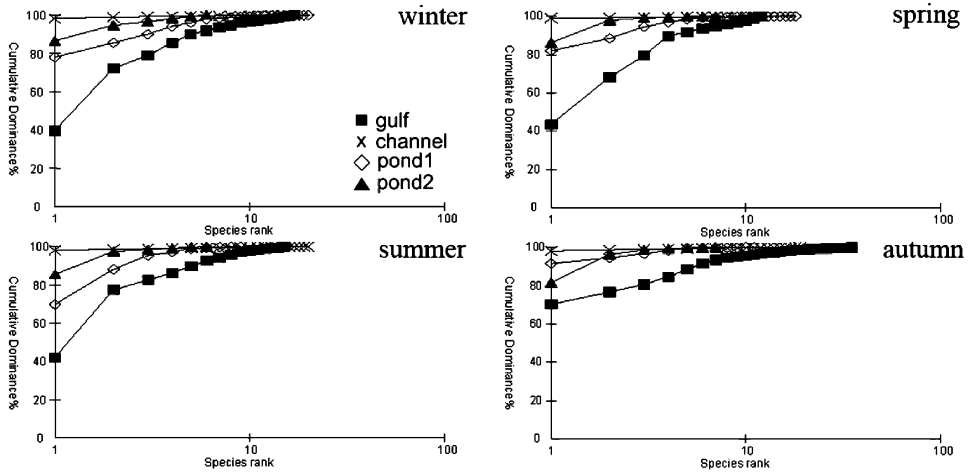


Figure 3. k-dominance curves of the sampling sites in each season.

more similar to the pond2 samples due to the decreased density of *Bittium reticulatum*, *Hydrobia acuta* and *Abra segmentum* as well as the lower species richness in this season.

One-way ANOSIM test for differences among sites in each season, indicated that there was a significant differentiation among sites in all seasons (Global $R=0.735-0.877$, $p=0.1\%$). One-way ANOSIM test for differences among seasons in each site, indicated that there was a significant but comparatively moderate or small differentiation among seasons at the gulf, channel and pond1 sites (Global $R=0.358-0.685$, $p=0.2-0.6\%$), whereas differences among seasons at the pond2 site were not significant. Similarly, two-way crossed ANOSIM test indicated that there were significant assemblage differences among sites across seasons (Global $R=0.816$, $p=0.1\%$) as well as significant but comparatively moderate assemblage differences among seasons across sites (Global $R=0.43$, $p=0.1\%$).

Comparisons of the spatial pattern of the species data between seasons with RELATE analysis indicated that there was a significant strong rank correlation between the pairs of sampling seasons in all pairwise comparisons ($\rho=0.714-0.943$, $p=3.3-4.7\%$), except in the comparison between winter and summer, when rank correlation was not significant.

Average Bray-Curtis similarity of the replicate samples at each site increased along the site sequence from a minimum of 35% at the gulf site in spring to a maximum of 87% at the pond2 site in summer. Average Bray-Curtis dissimilarity between the gulf and channel sites as well as between the channel and pond1 sites was considerable, ranging from 61% (channel and pond1 sites in autumn) to 83% (gulf and channel sites in spring). On the contrary, dissimilarity between the pond1 and pond2 sites was much lower in all seasons, ranging from 25% in summer, to 40% in winter.

According to the results of the SIMPER analysis pertaining to the most abundant species in the study area (>10 ind./grab sample), *Bittium reticulatum* and *Tellina tenuis* were typical of the gulf site whereas *Bittium reticulatum* was also typical of the channel site. *Hydrobia acuta*, *Pirenella conica*, *Bittium reticulatum*, *Abra ovata* and *Cyclope neritea* were typical of the pond1 site whereas *Hydrobia*

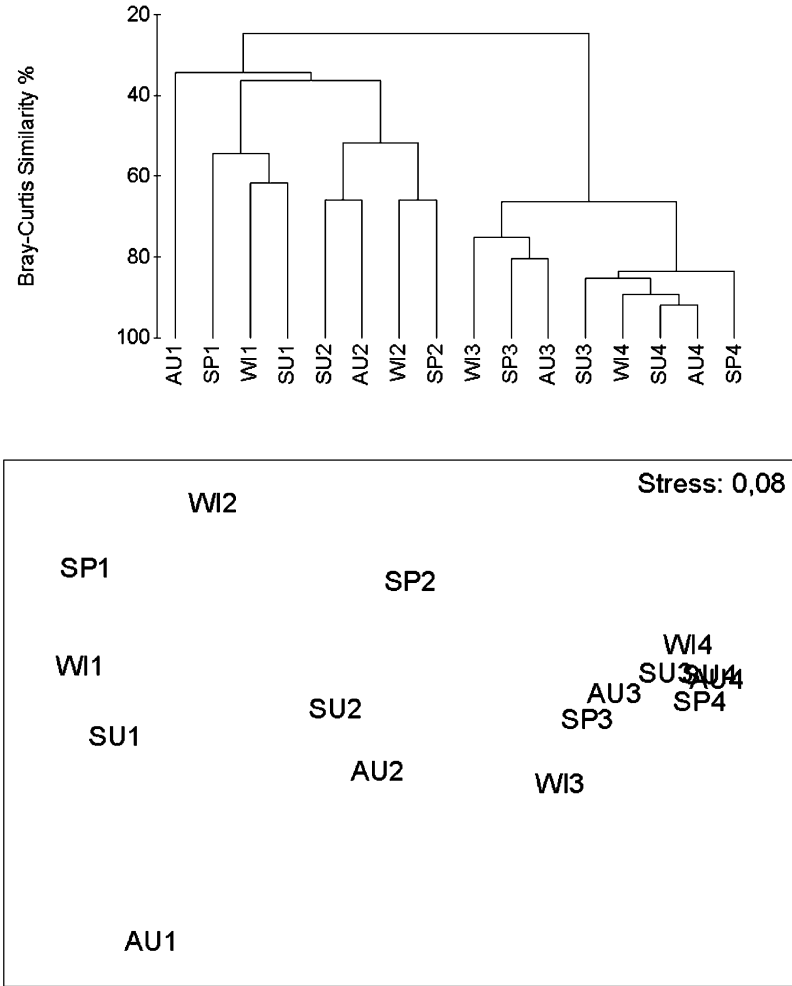


Figure 4. Cluster analysis dendrogram and nMDS ordination plot of the sampling sites (1, gulf; 2, channel; 3, pond1; 4, pond2) in each season (WI, winter; SP, spring; SU, summer; AU, autumn).

acuta, *Pirenella conica* and *Abra ovata* were also typical of the pond2 site. The typical species of each site did not change significantly across seasons.

Considering the species discriminating the sampling sites (along the site sequence), the much higher abundance of *Bittium reticulatum* at the channel site was primarily responsible for the discrimination of the gulf and channel sites in all seasons except in autumn, when several other species at the gulf site were also important. The much higher abundance of *Bittium reticulatum* at the channel site in all seasons was also responsible for the discrimination of the channel and pond1 sites, along with the presence or much higher abundances of *Hydrobia acuta*, *Pirenella conica*, *Abra ovata* and *Cyclope neritea* at the pond1 site. The discrimination of the pond1 and pond2 sites is attributed to the higher abundance of *Bittium reticulatum*, *Abra ovata* and *Cyclope neritea* at the pond1 site in all seasons.

Linking community structure patterns with the environment

BIO-ENV analysis results (Table 5) revealed that various combinations of the selected environmental parameters were moderately (spring, summer) to strongly correlated (winter, autumn) with the biotic spatial pattern. Distance from the sea was found to be correlated with the biotic spatial pattern, either alone or in combination with other environmental parameters, in all seasons.

Application of the confinement model

Marine species typical of zones of confinement II (*Tellina tenuis*) and III (*Bittium reticulatum*) were co-dominant at the gulf site, except in autumn, when *Bittium reticulatum* dominated the molluscan community. *Loripes lacteus*, a species typical of zone III was also abundant at the gulf site. As echinoderms were absent (unpubl. data), it is evident that species composition of the molluscan community at the gulf site refers to both zones II and III. Away from the sea, *Bittium reticulatum* was dominant at the channel site in all seasons. Other species typical of zone III (*Loripes lacteus* and *Corbula gibba*) were also present at the channel site. However, populations of *Tellina tenuis* as well as lagoonal species typical of zone IV (*Abra segmentum*, *Cerastoderma glaucum*, *Hydrobia acuta*) were also present. Therefore, species composition at this site refers mainly to zone III and secondly to both zones II and IV. Further away from the sea, at both ponds sites, species composition refers to both zones IV and V as lagoonal species typical of zones IV (*Abra segmentum*, *Cerastoderma glaucum*), IV/IV (*Hydrobia acuta*) and V (*Pirenella conica*) dominated the molluscan community. Nevertheless, the presence of *Bittium reticulatum* at the pond1 site constitutes a reference to zone III. On the other hand, as *Bittium reticulatum* density was much reduced at the pond2 site, confinement there appears to be stronger than at the pond1 site.

Discussion

Environmental variables

The environment in the study area (Figure 5) is characterized by gradients of physico-chemical variables (salinity, sediment grain size) and variables related to

Table 5. BIO-ENV analysis results. Each combination of environmental parameters that was best correlated with the biotic spatial pattern is denoted by a letter.

Environmental parameter	Winter	Spring	Summer	Autumn
Distance	a	a	a	a, b
Sediment OM %		a		a, b
Temperature	a			
Salinity	a			b
Sediment sand %				
Sediment CPE				
Water column CPE (log transformed)				a, b
ρ_s	a:1	a: 0.657	a: 0.771	a,b: 1

Note: CPE: chloroplastic pigments equivalents; OM: organic matter.

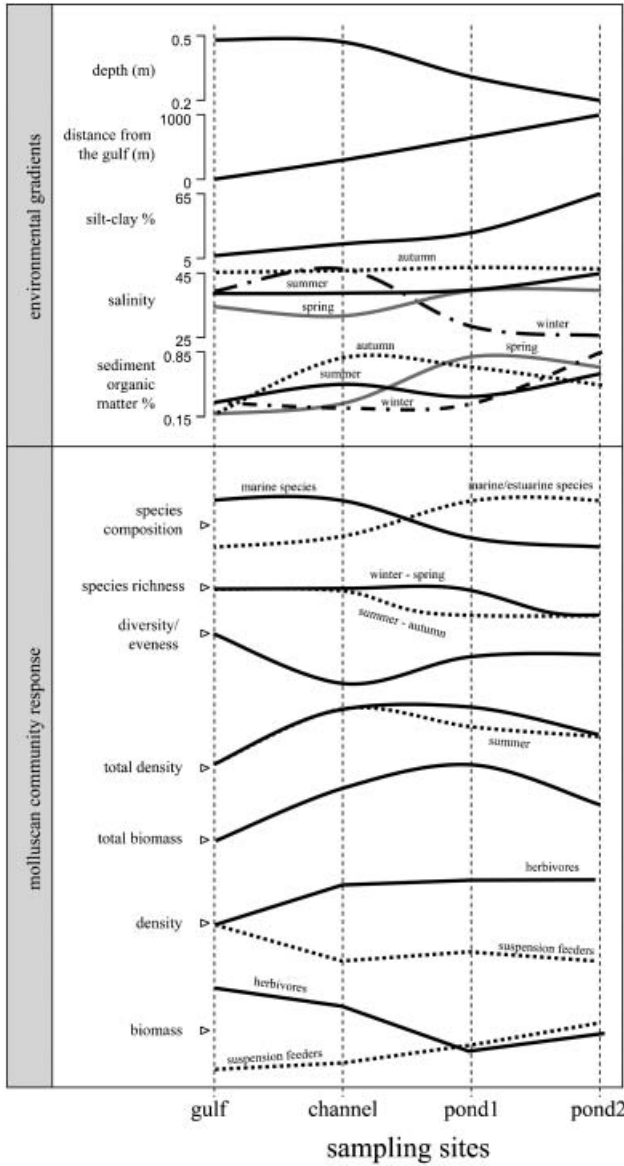


Figure 5. Environmental gradients and the corresponding variations of molluscan community descriptors in the study area.

food availability for the molluscs (water column and sediment chloroplastic pigments, sediment organic matter) that are typical of the lagoonal and estuarine environments (Barnes 1980; McLusky and Elliott 2004). Sediment silt-clay content was positively correlated with distance from the sea and the sediment grain size gradient implies an underlying gradient of water residence time (Little 2000). As microphytobenthos biomass is known to be higher in sheltered areas (McLusky and Elliott 2004), the higher concentrations of chloroplastic pigments measured at the channel and ponds sites may be attributed to the reduced exposure to waves at these

sites. Moreover, sediment chloroplastic pigments concentration at the pond2 site was lower than at the pond1 site, possibly due to carbon dioxide limitation of photosynthesis because of the increased sediment cohesiveness observed at the pond2 site (McLusky and Elliott 2004).

Faunal composition

Mollusca is the dominant group of macrobenthic invertebrates in the study area in terms of species composition, density and biomass. The total of 71 molluscan species recorded in the study area represents a considerable species richness that can be attributed in part to habitat heterogeneity (Townsend et al. 2003) and also to the four seasonal sampling repetitions (Comín et al. 2004). This paper comprises a significant contribution to knowledge of the molluscan macrofauna in the northeast Aegean Sea: 22 out of the 49 species recorded during the present study at the gulf site are not listed in previous surveys of the molluscan macrofauna of the two major gulfs in Lesvos Island, Kalloni and Gera (Panayotidis 1997; Diapoulis et al. 1998; Bogdanos et al. 2002; Millet and Lamy 2002). On the other hand, despite the relatively small size of the two evaporation ponds (approx. 0.15 km²), 32 molluscan species were recorded there, more than in many natural coastal lagoons [e.g. Gialova lagoon (23 species) (Koutsoubas et al. 2000a); Tsoukalio and Rodia lagoons (14) (Nikolaidou et al. 2006); coastal lagoons in the Bay of Cádiz (16) (Rueda et al. 2001)].

No studies dedicated to the benthic macrofauna of solar saltworks exist in the literature and the few data that are available are not detailed enough. Consequently, the number of molluscan species that have been reported to occur in the low salinity ponds of other solar saltworks is very small. Nevertheless, as in Kalloni saltworks, mollusca were found to be among the dominant groups of benthic macrofauna in other saltworks (Vieira and Galhano 1985; Britton and Johnson 1987; Vieira and Amat 1997; Pavlova et al. 1998). *Abra segmentum*, *Cerastoderma glaucum* and *Hydrobia acuta*, that were abundant in the study area, have been reported to be among the dominant molluscan species in other saltworks as well [e.g. Salin de Giraud (Britton and Johnson 1987); Burgas saltworks (Pavlova et al. 1998)].

The distribution of the types of benthic biocoenoses in the Mediterranean (Pérès 1967) in the study area revealed that there is a transition from a marine environment at the gulf site to a lagoonal environment at the ponds sites. This transition is more evident at the channel site, where species typical of both the marine environment SFHN biocoenosis (e.g. *Tellina tenuis*) and the lagoonal environment LEE biocoenosis (e.g. *Abra segmentum*) were present and occasionally abundant.

The distribution of the trophic types of the dominant molluscan species in the study area is similar to that commonly observed in estuaries and coastal lagoons (McLusky and Elliott 2004). The presence of suspension feeders was more important at the gulf site because their presence further away from the sea is presumably limited by higher water turbidity and slower water replenishment. The dominance of herbivores in terms of density and the significant presence of surface deposit feeders in the study area indicate that detritus and plant biomass (macroalgae, periphyton and microphytobenthos) are the most important sources of food supply, especially at the channel and ponds sites. It is obvious that plant biomass, being the major source of food supply in the study area, is a major factor controlling the distribution and densities of the molluscan macrofauna (McLusky and Elliott 2004).

Spatial and seasonal variations of the molluscan community structure

As marine species typical of the SFHN and SVMC biocoenoses were gradually replaced with increasing distance from the sea by lagoonal species typical of the LEE biocoenosis, the occurrence of a coenocline was apparent, suggesting an underlying marine-lagoonal environmental gradient (Gauch 1982). Actually, the spatial variations of all qualitative and quantitative descriptors of the molluscan community measured in the study area (Figure 5) are similar to those observed in many coastal lagoons (Koutsoubas et al. 2000a; Nikolaidou et al. 2005).

Although the role of salinity as the decisive forcing factor determining the spatial organization of the biological communities in coastal lagoons is controversial (McLusky and Elliott 2004), it is still considered as critical in determining the properties of the environmental gradient and the distribution of the biota in solar saltworks (Davis 2000). However, due to the proximity of the sampling sites, the salinity gradient in the study area was rather weak in all seasons except winter, when salinity decreased with increasing distance from the sea. Nevertheless, in spite of the weak salinity gradient during the productive period or its reversal during the non-productive period, the spatial variation of the molluscan community was pronounced and the pattern of change did not alter seasonally. Although salinity was found to be correlated with the biotic spatial pattern in combination with other abiotic variables in winter and autumn, distance from the sea was consistently correlated with the biotic spatial pattern in all seasons, either alone or in combination with other abiotic variables. Therefore, confinement instead of salinity seems to constitute the critical factor structuring the molluscan community in the study area. However, as the study area represents only the initial stages of a long marine-hyperhaline salinity gradient that is typical in solar saltworks, the significance of salinity may increase further away from the sea, where the influence of confinement may become comparatively weak (Guelorget and Perthuisot 1992).

The application of the confinement model in the study area is summarized in Figure 6. The spatial organization of the molluscan community in the study area is clearly compatible with the common pattern observed in many lagoons and lagoonal environments in the Mediterranean (Nikolaidou et al. 1988; Guelorget and Perthuisot 1992; Koutsoubas 2000a, b; Reizopoulou and Nikolaidou 2004; Nikolaidou et al. 2005; 2006). Confinement is already apparent in Kalloni Gulf as a consequence of its narrow communication link with the typical marine waters of the northeast Aegean Sea. However, Kalloni Gulf is considered to be one of the least confined (no more than zone II) gulfs of its type in the Mediterranean, due to its

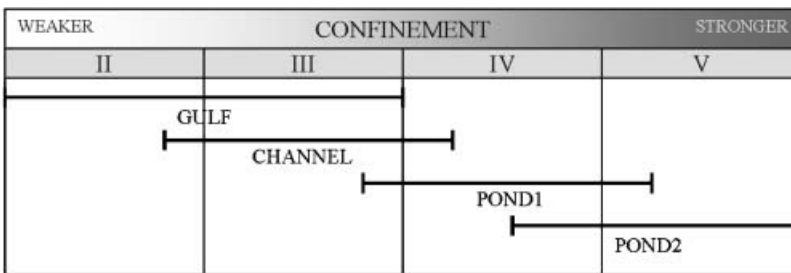


Figure 6. The zones of confinement in the study area.

Downloaded By: [HEAL-Link Consortium] At: 12:20 9 September 2008

morphology and wind-forced hydrodynamical regime (Lefebvre et al. 1997; Panayotidis et al. 1999). Kalloni saltworks is located on its northeast coast, the most remote from its link with the open sea and as a consequence, confinement is perceivable in molluscan community structure at the gulf site although it does not exceed zone III. The distribution of the dominant species in the study area revealed that the confinement gradient in the study area spans all zones from II to V, according to the model proposed by Guelorget and Perthuisot (1992). It is evident that the confinement gradient in the study area is rather steep as confinement increases from zone II to zone V along a distance of approx. 1 km only, whereas the same sequence of zones in other systems may span a distance of several km (Guelorget and Perthuisot 1992). The steep confinement gradient may be attributed to the structural and operational characteristics of the saltworks, as the water flushing rate in the system is comparatively low and pond communication is very limited. However, zonation of the molluscan community structure was broad and not clear-cut, as the adjacent zones appear to be blended to a certain degree: As the molluscan community formed a coenocline along the confinement gradient and marine species were gradually replaced by species typical of the lagoonal environment, none of the sampling sites was characterized by the presence of species typical of only one zone of confinement. Therefore, molluscan community structure spatial variations imply the existence in the study area of an ecocline and the principal environmental gradient appears to be confinement. Confinement acted either directly, by means of its influence on bottom sediment and water column physico-chemical properties, or indirectly, by means of its influence to the development of the primary producers that serve as food supply for the herbivorous molluscan species (Guelorget and Perthuisot 1992).

The descriptors of the molluscan community presented in this study (i.e. species richness, total density and biomass) varied seasonally in the study area in terms of their values. On the contrary, the spatial organization of the molluscan fauna did not appear to change seasonally in the study area. However, seasonal shifts of the zonal organization of the molluscan macrofauna did occur in the study area: in winter, presumably due to the pause of operation of the pumps that feed the first pond with seawater from the channel, the channel site was more similar to the gulf site than in the other seasons. On the other hand, in summer, molluscan community structure is characterized by decreased species richness and density and resembles the molluscan community structure at pond2 more than in other seasons. This change in molluscan community structure may be attributed to the stress caused to the mollusca by the macroalgal bloom and the accompanying anoxic conditions in the sediment that took place during the summer season (pers. observ.). The molluscan community took over in autumn, as evidenced by our data. A similar seasonal pattern has been observed in many coastal lagoons in the Mediterranean (Amanieu et al. 1977; Gravina et al. 1989; Arias and Drake 1994; Lardicci et al. 1997; Koutsoubas et al. 2000a).

In conclusion, confinement rather than salinity seems to constitute the critical factor structuring the molluscan community in the study area in all seasons. The molluscan community responds to the steep confinement gradient by the gradual replacement of marine species (typical of zone II and SFHN biocoenosis) by lagoonal species (typical of zones IV-V and LEE biocoenosis), much in the same manner as in natural lagoonal ecosystems around the Mediterranean.

Acknowledgements

This study was supported by the HERACLETUS program for basic research, which is funded by the Greek Ministry of National Education and Religious Affairs and is co-funded by the EU. The authors would like to thank the “Hellenic Saltworks S.A.” company for their kind allowance of access to company facilities at Kalloni Saltworks for the collection of samples.

References

- Amanieu M, Guelorget O, Michel P. 1977. Richesse et diversité de la macrofaune benthique d'une lagune littorale Méditerranée. *Vie et Milieu* 27:85–109.
- Arias AM, Drake P. 1994. Structure and production of the benthic macroinvertebrate community in a shallow lagoon in the Bay of Cadiz. *Marine Ecology Progress Series* 115:151–167.
- Barnes RSK. 1980. Coastal lagoons. The natural history of a neglected habitat. Cambridge Studies in Modern Biology 1. Cambridge (UK): Cambridge University Press.
- Bogdanos C, Simboura N, Zenetos A. 2002. The benthic fauna of Geras Gulf (Lesvos Isl, Greece): inventory, distribution and some zoogeographical considerations. *Hellenic Zoological Archives* 6:1–22.
- Bray RJ, Curtis JT. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325–349.
- Britton RH, Johnson AR. 1987. An ecological account of a Mediterranean salina: the Salin de Giraud, Camargue (S. France). *Biological Conservation* 42:185–230.
- Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117–143.
- Clarke KR, Ainsworth M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 92:205–219.
- Clarke KR, Gorley RN. 2001. *PRIMER v.5: User manual/tutorial*. Plymouth: PRIMER-E.
- Clarke KR, Green RH. 1988. Statistical design and analysis for a “biological effects” study. *Marine Ecology Progress Series* 46:213–226.
- Clarke KR, Warwick RM. 2001. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. 2nd ed. Plymouth (UK): PRIMER-E.
- Comín FA, Menéndez M, Herrera JA. 2004. Spatial and temporal scales for monitoring coastal aquatic ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14:5–17.
- Dafis S, Papastergiadou E, Georgiou K, Babalonas D, Georgiadis T, Papageorgiou M, Lazaridou T, Tsiaousi V. 1997. 92/43/EEC Directive: The Habitats in Greece: Natura 2000 network. Contract number B4-3200/84/756. General Directorate XI, European Commission-Goulandri Museum of Natural History-Hellenic Center for Habitats and Wetlands. Thermi (Greece): Hellenic Center for Habitats and Wetlands.
- Davis JS. 2000. Structure, function and management of the biological system for seasonal solar saltworks. *Global Nest* 2:217–226.
- Diapoulis A, Bogdanos K, Haritonidis S, Konides A. 1998. The impact of pollution on the synthesis of the coastal benthos in the Gulf of Kalloni (Lesvos Island, Greece). *Fresenius Environmental Bulletin* 7:146–152.
- Edler L. 1979. Recommendations for marine biological studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and chlorophyll. Sweden: Baltic Marine Biologists.
- Gauch HG. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge (UK): Cambridge University Press.
- Gravina MF, Ardizzone GD, Scaletta F, Chimenz C. 1989. Descriptive analysis and classifications of benthic communities in some Mediterranean coastal lagoons (central Italy). *Marine Ecology, Stazione Zoologica di Napoli* 10:141–166.

- Guelorget O, Perthuisot P. 1992. Paralic ecosystems. Biological organization and functioning. *Vie Millieu* 42:215–251.
- Jackson ML. 1958. Soil chemical analysis. New York: Prentice-Hall.
- Korovessis NA, Lekkas TD. 2000. Solar saltworks production process evolution-wetland function. In: Korovessis NA, Lekkas TD, editors. Saltworks: preserving saline coastal ecosystems. 6th Conference on Environmental Science and Technology; 1999 Sep 1; Pythagorion, Samos. Athens: GlobalNEST. p. 11–30.
- Koutsoubas D, Arvanitidis C, Dounas C, Drummond L. 2000a. Community structure and dynamics of the molluscan fauna in a Mediterranean lagoon (Gialova lagoon, SW. Greece). *Belgian Journal of Zoology* 130:135–142.
- Koutsoubas D, Dounas C, Arvanitidis C, Kornilios S, Petihakis G, Triantafyllou G, Eleftheriou A. 2000b. Macrobenthic community structure and disturbance assessment in Gialova Lagoon, Ionian Sea. *ICES Journal of Marine Science* 57:1472–1480.
- Kruskall JB, Wish M. 1978. Multidimensional scaling. Beverley Hills: Sage Publications.
- Lambshead PJD, Platt HM, Shak KM. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History* 17:859–874.
- Lardicci C, Rossi F, Castelli A. 1997. Analysis of macrozoobenthic community structure after severe dystrophic crises in a Mediterranean coastal lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 34:536–547.
- Lefebvre A, Guelorget O, Perthuisot P, Courties C, Millet B. 1997. L'organisation hydrobiologique d'un bassin paralique de type bahira: la baie de Kalloni (Lesvos, Grèce). *Oceanologica Acta* 20:757–768.
- Levin LA, Boesch DF, Covich A, Dahm C, Erséus C, Ewel KC, Kneib RT, Moldenke A, Palmer MA, Snelgrove P, Strayer D, Weslawski JM. 2001. The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems* 4:430–451.
- Little C. 2000. The biology of soft shores and estuaries. *Biology of habitats*. Oxford (UK): Oxford University Press.
- Loring DH, Rantala RTT. 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particle matter. *Earth Sciences Review* 32:235–283.
- McLusky DS, Elliott M. 2004. The estuarine ecosystem. Ecology, threats and management. 3rd edition. Oxford (UK): Oxford University Press.
- Millet B, Lamy N. 2002. Spatial patterns and seasonal strategy of macrobenthic species relating to hydrodynamics in a coastal bay. *Journal de Recherche Oceanographique* 27:30–42.
- Neveux J, Panouse M. 1987. Spectrofluorometric determination of chlorophylls and pheophytins. *Archiv für Hydrobiologie* 109:567–581.
- Nikolaidou A, Bourgoutzani F, Zenetos A, Guelorget O, Perthuisot P. 1988. Distribution of molluscs and polychaetes in coastal lagoons in Greece. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 26:337–350.
- Nikolaidou A, Petrou K, Kormas KA, Reizopoulou S. 2006. Inter-annual variability of soft bottom macrofaunal communities in two Ionian Sea lagoons. *Hydrobiologia* 555:89–98.
- Nikolaidou A, Reizopoulou S, Koutsoubas D, Orfanidis S, Kevrekidis T. 2005. Coastal lagoons. In: Papanthasiou E, Zenetos A, editors. State of the Hellenic marine environment. Athens: HCMR Publications. p. 211–219.
- Panayotidis P. 1997. Investigation of the structure and function of the marine and coastal ecosystem of Kalloni Gulf, Lesvos Island. Final Report, Part II. Athens: NCMR.
- Panayotidis P, Feretopoulou J, Montesanto B. 1999. Benthic vegetation as an ecological quality descriptor in an Eastern Mediterranean coastal area (Kalloni Bay, Aegean Sea, Greece). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48:205–214.

- Pavlova P, Markova K, Tanev S, Davis JS. 1998. Observations on a solar saltworks near Burgas, Bulgaria. *International Journal of Salt Lake Research* 7:357–368.
- Pérès JM. 1967. The Mediterranean benthos. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 5:449–533.
- Petanidou T. 1994. *Conserving nature, we produce salt throughout Greece*. Athens: Hellenic Saltworks.
- Pielou EC. 1969. *An introduction to mathematical ecology*. New York: Wiley.
- Pielou EC. 1975. *Ecological diversity*. New York: Wiley.
- Reizopoulou S, Nikolaidou A. 2004. Benthic diversity of coastal brackish-water lagoons in western Greece. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* 14:93–102.
- Rueda JL, Fernández-Casado M, Salas C, Gofas S. 2001. Seasonality in a taxocoenosis of molluscs from soft bottoms in the Bay of Cádiz (southern Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 81:903–912.
- Shannon CE, Weaver N. 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana (IL): University of Illinois Press.
- Simpson EH. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163:688.
- Townsend CR, Begon M, Harper JL. 2003. *Essentials of Ecology*. Malden (UK): Blackwell Publishing.
- Vieira MN, Amat F. 1997. The invertebrate benthic community of two solar salt ponds in Aveiro, Portugal. *International Journal of Salt Lake Research* 5:281–286.
- Vieira MN, Galhano MH. 1985. First data about the ecology of the Aveiro saltponds (Portugal). *Publicações do Instituto de Zoologia “Dr. Augusto Nobre”* 109. Porto: Faculdade de Ciências do Porto. p. 1–12.
- Walkey A. 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science* 63:251–263.



Spatial and seasonal variability of the macrobenthic fauna in Mediterranean solar saltworks ecosystems

ATHANASIOS EVAGELOPOULOS^a, DROSOS KOUTSOUBAS^{a,*}, ALBERTO BASSET^b, MAURIZIO PINNA^b, CHARALAMPOS DIMITRIADIS^a, FRANCA SANGIORGIO^b, ENRICO BARBONE^b, MARIA MAIDANOU^{a,c}, PANAYOTA KOULOURI^c and COSTAS DOUNAS^c

^a *Department of Marine Sciences, Faculty of Environment, University of the Aegean, University Hill, 81100, Mytilene, Greece*

^b *Department of Biological and Environmental Sciences and Technologies, University of Salento, Ecotekne, SP Lecce-Monteroni, 73100, Lecce, Italy*

^c *Hellenic Center for Marine Research, Institute of Marine Biology and Genetics, Gournes Pedidos, P.O. Box 2214, 71003, Heraklion, Crete, Greece*

ABSTRACT

1. Solar saltworks are man-made systems for the production of salt and are characterized by high habitat heterogeneity owing to the existence of a strong salinity/confinement gradient. Although solar saltworks are considered to be artificial systems, they are also coastal aquatic ecosystems sharing common characteristics with natural transitional waters ecosystems, which are of special interest to the Water Framework Directive (2000/60/EC).

2. Spatial and seasonal distribution of macrobenthic invertebrates in relation to the abiotic environment of two Mediterranean solar saltworks ecosystems were assessed in this study. The spatial distribution investigated in this study ranged from the regional scale (Kalloni Saltworks, NE Aegean and Margherita di Savoia Saltworks, S. Adriatic) down to a local scale of 100s of metres in each ecosystem.

3. The macrobenthic community was variable at most spatial and seasonal scales examined in this study: spatial variability at the regional level was greater than seasonal variability within ecosystems and spatial variability among the salinity/confinement gradient levels was greater than within-level variability.

4. The abiotic environment, in both its spatial and seasonal aspects, was found to be crucial in determining the macrobenthic community structure. Biotic factors such as the life cycle of key species, the inter-specific competition as well as dispersion/colonization/extinction processes were also found to play an important role in structuring the macrobenthic fauna both in space and time.

5. A strong similarity of the macroinvertebrate faunal composition and community structure of the lower salinity ponds of solar saltworks with that of natural transitional waters ecosystems was observed. Therefore, solar saltworks ecosystems can be considered as important sites of study for the purposes of the Water Framework Directive.

Copyright © 2008 John Wiley & Sons, Ltd.

Received 3 September 2007; Accepted 17 December 2007

*Correspondence to: D. Koutsoubas, Department of Marine Sciences, Faculty of Environment, University of the Aegean, University Hill, 81100, Mytilene, Greece. E-mail: drosos@aegean.gr

KEY WORDS: macrobenthic fauna; spatial and seasonal variability; regional scale; solar saltworks; salinity gradient; confinement; Water Framework Directive; Mediterranean Sea

INTRODUCTION

Solar saltworks, also known as 'salinas' or 'salterns', are man-made systems where a wide salinity gradient is maintained along a series of interconnected ponds for the extraction of salt from sea water by means of solar evaporation (Korovessis and Lekkas, 2000). They are also coastal aquatic ecosystems of considerable heterogeneity, as they combine a spectrum of environmental types along the salinity gradient, starting with the lagoonal environment of the initial few evaporation ponds and ending in the harsh, extremely hyperhaline environment of the crystallizers (Davis, 2000). This physico-chemical diversity is reflected in the diverse flora and fauna that is adapted to and colonizes each environmental type in the saltworks system. Consequently, solar saltworks are considered to be habitats of great ecological importance and their proper management and conservation are necessary.

According to the Water Framework Directive (WFD) definition (EC, 2000, 2003), Transitional Waters (TW) are 'bodies of surface water in the vicinity of river mouths substantially influenced by freshwater flows'. Despite the fact that solar saltworks ecosystems are not directly influenced by freshwater flows (except for rainfall), they maintain the character of an artificial system that presents many affinities with natural TW ecosystems and especially coastal lagoons, regarding both the abiotic environment and biota, especially as many solar saltworks have been constructed at sites of former coastal lagoons (Britton and Johnson, 1987; Pavlova *et al.*, 1998; Zeno, 2006). Furthermore, the lower salinity ponds (salinity lower than 100 psu) of the solar saltworks usually retain the soft bottom and banks of the original coastal lagoon, since human intervention there is minimal, and this is also reflected in the biota. This biota, according to the few existing data, is very similar in structure to that distributed in natural coastal lagoons, occasionally displaying considerable diversity (Evangelopoulos and Koutsoubas, 2008). The solar saltworks ecosystems are also related to the natural wetland ecosystems of salt marshes, where areas covered by hyperhaline water known as 'salt pans' are the natural counterparts of the solar saltworks evaporation ponds, which are often also termed salt pans. Finally, the importance of solar saltworks ecosystems for water birds (Britton and Johnson, 1987; Sadoul *et al.*, 1998; Walmsley, 2000) is complementary to, and occasionally even greater than that of natural wetlands and other similar TW ecosystems (Korovessis and Lekkas, 2000).

Salinity has been considered as the critical factor determining the environmental conditions as well as the structure and distribution of the biological communities in Mediterranean TW ecosystems and has been used for the

classification of ecosystem types in a mono-factorial approach (Venice system; Battaglia, 1959). Alternative perspectives, such as the concept of 'confinement' (Guelorget and Perthuisot, 1992) commonly applied in the Mediterranean TW ecosystems and essentially multi-factorial, have been put forward. In solar saltworks, salinity and 'confinement' seem to play a leading role in determining the properties of the environmental gradient and the distribution of the biota (Britton and Johnson, 1987; Davis, 2000; Evangelopoulos and Koutsoubas, 2008). Therefore, solar saltworks can be used as model ecosystems for the investigation of the role of the above mentioned parameters as natural stressors structuring the biota of TW ecosystems.

Macrobenthic assemblages have been effectively utilized as descriptors of environmental health in several TW ecosystems (Dauer, 1993; Koutsoubas *et al.*, 2000; De Biasi *et al.*, 2003; Sconfiatti *et al.*, 2003; Reizopoulou and Nicolaidou, 2004; Rossi *et al.*, 2006). Published information considering the study of macrobenthic communities of solar saltworks is scarce (Vieira and Galhano, 1985; Britton and Johnson, 1987; Vieira and Amat, 1997; Pavlova *et al.*, 1998) and more comprehensive studies have only recently been published (Evangelopoulos *et al.*, 2006; Evangelopoulos and Koutsoubas, 2008).

This work is part of the EU funded INTERREG IIIB—CADSES project 'Management and sustainable development of protected transitional waters'. The main objective is to study the structure of the macrobenthic invertebrate communities in two Mediterranean solar saltworks ecosystems and to provide information for a certain type of TW ecosystem, which has generally been neglected so far. Macrobenthic communities of the two saltworks ecosystems are compared, to assess their seasonal variability associated with physico-chemical variables and at different spatial scales. The quantification at the appropriate ecological scales of natural variability in the TW ecosystems, as well as the elucidation of the ecological interactions between and within abiotic factors and the biotic components in these ecosystems, are essential for the development of plans for their management and conservation.

METHODS

Study areas

The two Mediterranean solar saltworks ecosystems studied were Kalloni Saltworks (KS), located on the south coast of the island of Lesbos, NE Aegean Sea, Greece (Figure 1(a)) and Margherita di Savoia Saltworks (MSS), on the S. Adriatic Sea

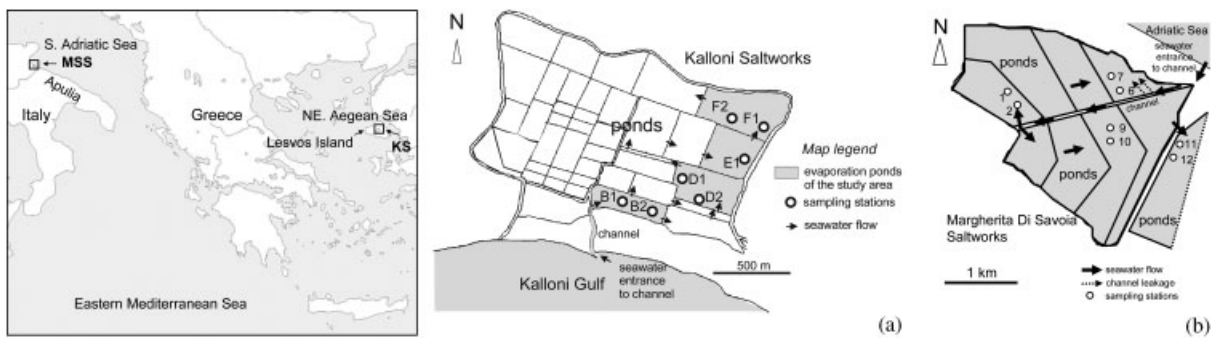


Figure 1. Maps of the study areas (a) Kalloni saltworks (KS) and (b) Margherita di Savoia saltworks (MSS), indicating the sampling stations.

coast of Italy (Figure 1(b)). KS (surface area 263 ha) are considered to be the most important of several wetlands on the coast of Kalloni Gulf (Dafis *et al.*, 1997) and are the third biggest solar saltworks in Greece (annual production over 40 000 tons of salt). MSS (surface area 4000 ha) are the most productive solar saltworks in Italy (annual production over 550 000 tons of salt) and comprise part of the Apulian wetlands, which are among the most diverse and important throughout Italy (Zeno, 2006). Both ecosystems play a very important role for migrating birds that cross the Mediterranean and have been proposed as Sites of Community Interest (KS: GR4110004; MSS: IT9110006) in the NATURA 2000 network (Dafis *et al.*, 1997; Zeno, 2006). In addition, MSS has been declared a wetland of international importance according to the Ramsar Convention (Zeno, 2006). Both saltworks, which have been constructed in areas of former coastal lagoons, consist of interconnected shallow ponds with levelled soft sediment bottoms. They are seasonal saltworks, producing salt only during the period April/May to September. The areas of the saltworks considered in this study were restricted to the lower salinity ponds (seawater salinity less than 100 psu), because in the higher salinity ponds the environmental conditions are too extreme to allow the survival of most macrobenthic invertebrates (Britton and Johnson, 1987).

Sampling design

The spatial distribution of the macrobenthic fauna in the solar saltworks was assessed at three different scales (Figure 1). (i) A regional scale: comparison of the ecosystems of KS and MSS located in the Aegean Sea and the Adriatic Sea, respectively, which belong to the same eco-region of the Mediterranean Sea. (ii) Along the salinity/confinement stressor gradient established along the course of seawater flow in the ponds of each ecosystem: comparison of four pairs of sampling stations (one pair of outermost stations (B1 and B2 in KS, 1 and 2 in MSS), two pairs of intermediate stations (D1 and D2,

E1 in KS, 6 and 7, 9 and 10 in MSS) and one pair of innermost stations (F1 and F2 in KS, 11 and 12 in MSS)) located at four different ponds representing successive levels of the salinity/confinement gradient in each ecosystem. (iii) At a local spatial scale at each salinity/confinement gradient level (i.e. pond): comparison of the sampling stations of each pair. All stations in both studied ecosystems were shallow (depth <0.5 m). The seasonal distribution of the macrobenthic fauna was assessed at two sampling periods, the autumn of 2004 and late spring of 2005.

Field and laboratory methods

Water samples (four replicates) for the analyses of inorganic nutrients were collected from only one sampling station at each of the four ponds in the study area of both KS (i.e. B1, D1, E1 and F1) and MSS (i.e. 1, 6, 9 and 11). Water column temperature and dissolved oxygen concentration were measured *in situ* by means of portable instruments (oxygen/temperature meter—OxyGuard Handy, pHmeter—OxyGuard Handy Birkerød, Denmark) at all the sampling stations of both solar saltworks. Sediment samples were also collected from all the sampling stations for determination of the organic matter and grain size analysis of the uppermost layer of the bottom sediment. Sediment grain size analysis in both saltworks and sediment organic matter in MSS were measured only during the spring sampling. Water samples were analysed for inorganic nutrients (phosphate phosphorus, ammonium and nitrate nitrogen concentration) according to standard spectro-photometric methods (Strickland and Parsons, 1968; Liddicoat *et al.*, 1975, 1976). Readily oxidizable sediment organic matter was analysed using the wet oxidation method of Walkey and Black (Walkey, 1947) as modified by Jackson (1958) and described by Loring and Rantala (1992). Finally, sediment grain size analysis was carried out using a Micrometrics Sedigraph 5100 (Norcross, USA) sediment grain size laser analyser.

Sediment samples (five replicates) were taken for analysis of the macrobenthic invertebrates from all sampling stations using a hand operated box-corer type sampler (0.03 m^2) and were subsequently sieved through a 0.5 mm mesh size net. The samples were fixed with 4% formaldehyde and stained with Rose Bengal. The macrobenthic invertebrates were sorted in the laboratory, identified to species level where possible and counted.

Data analysis

Alpha diversity of the macrobenthic communities was measured by the calculation of species richness, the Shannon heterogeneity index H' (Shannon and Weaver, 1949) and the Pielou evenness index J' (Pielou, 1969). The taxonomic indices examined included average taxonomic distinctness Δ^+ (Warwick and Clarke, 1995) and variation in taxonomic distinctness Λ^+ (Clarke and Warwick, 2001a; Warwick and Clarke, 2001). Differences in the univariate descriptors between the sampling stations were tested for significance with the Kruskal–Wallis non-parametric test, performed with SPSS 12 for Windows software. Among multivariate methods, hierarchical agglomerative clustering (CLUSTER) analysis using the group average linkage technique, was applied for the classification of samples into groups of similar community structure. One-way ANOSIM (Clarke and Green, 1988) was used to detect statistically significant differences between seasons in each ecosystem. Two-way crossed ANOSIM (Clarke, 1993) was used to detect statistically significant differences between groups of stations across seasons or between seasons across stations in each ecosystem. The contribution of each species to the similarity of the stations was investigated using SIMPER analysis (Clarke, 1993). Seriation in community change along the course of seawater flow in the ponds was tested with the Index of Multivariate Seriation (IMS) (Clarke *et al.*, 1993), by application of the RELATE analysis. The triangular similarity matrices required by the multivariate analyses were calculated using the Bray–Curtis similarity coefficient (Bray and Curtis, 1957). Density data were transformed before the analyses to $\log(x+1)$ in order to downweight the contribution of the dominant species. All the aforementioned univariate and multivariate methods were performed using the PRIMER 5.2.9 multivariate statistical software (Clarke and Gorley, 2001), as described and discussed by Clarke and Warwick (2001b).

Redundancy analysis (RDA), a linear eigenvector direct gradient analysis (Lepš and Šmilauer, 2003), was performed to investigate to what extent the spatial and temporal aspects of the sampling design were responsible for the variation in the environmental variables examined. In the RDA ordination, the environmental data served as the response variables, whereas the spatial and seasonal aspects of the sampling design

(coded as dummy variables) served as the explanatory variables. Canonical correspondence analysis (CCA) (ter Braak, 1986) was then applied to investigate whether any aspects of community structure (response variables) were related to the measured abiotic variables (explanatory variables). CCA is based on an underlying uni-modal species response model and constrains the axes to be linear combinations of the measured environmental variables (ter Braak, 1986). The salinity values used in the RDA and CCA ordinations were the salinity values known to be typical of each pond in the two solar saltworks during their operation. In the case of MSS, the inorganic nutrient concentrations measured at only one of the two stations in each pond were treated in the RDA and CCA ordinations as being representative of both stations in each pond. RDA and CCA ordinations were performed with the CANOCO for Windows 4.5.2 software for canonical community ordination (ter Braak and Šmilauer, 2002).

RESULTS

Abiotic environment

The RDA ordination (Figure 2) of the environmental data (Table 1), constrained by the sampling design, indicated that a

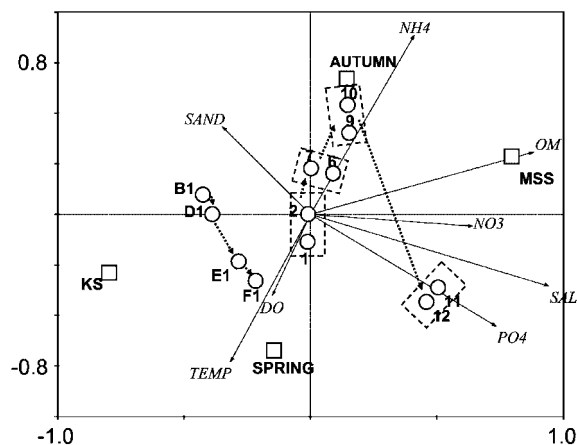


Figure 2. RDA ordination of the measured environmental variables, constrained by the spatial and temporal aspects of the sampling design (ecosystems, sampling stations, seasonal samplings). The sampling design variables are indicated by the respective centroids and the environmental variables by arrows (SAL = salinity, TEMP = temperature, DO = dissolved oxygen, PO₄ = phosphates, NO₃ = nitrates, NH₄ = ammonia, SAND = sediment sand %, OM = sediment organic matter %). The dotted arrows joining the sampling stations centroids indicate the course of seawater flow in the ponds. Dashed rectangles indicate the pairs of adjacent sampling stations in each pond in MSS.

Table 1. Environmental data (mean values) from the study areas (that were also used in the RDA and CCA ordinations)

	KS				MSS							
	B1	D1	E1	F1	1	2	6	7	9	10	11	12
Salinity/confinement gradient level	Level 1	Level 2	Level 3	Level 4	Level 1	Level 1	Level 2	Level 2	Level 3	Level 3	Level 4	Level 4
Salinity gradient (psu)	40	45	50	55	58	58	56	56	64	64	87	87
Sediment sand (%)	78	91	34	5	12	48	38	60	27	64	40	31
AUTUMN												
Temperature (°C)	8.2	7.5	11.6	12.8	14	14	14	14	8	9	10	11
Dissolved oxygen (mg L ⁻¹)	8.3	9.1	9.5	8.7	7.3	7.9	4.1	3.7	6.3	8.4	1.8	1.8
Phosphate (µmol L ⁻¹)	0.21	0.4	0.16	0.07	0.07	0.07	0.11	0.11	0.11	0.11	31.77	31.77
Ammonium (µmol L ⁻¹)	1.48	0.67	0.4	1.2	11.19	11.19	86.60	86.60	76.02	76.02	30.92	30.92
Nitrate (µmol L ⁻¹)	2.08	4.22	4.69	3.21	4.76	4.76	7.01	7.01	4.47	4.47	6.98	6.98
Sediment organic matter (%)	1.2	0.72	1.53	2.04	8.10	10.71	13.13	8.92	16.42	20.28	18.94	14.37
SPRING												
Temperature (°C)	26.8	32.3	30.4	29.9	19	19	23	24	21	21	22	22
Dissolved oxygen (mg L ⁻¹)	6.8	8.4	7.4	6.2	6.8	5.9	6.4	7.0	5.5	5.3	14.2	13.0
Phosphate (µmol L ⁻¹)	0.24	0.43	0.28	0.29	0.05	0.05	0.06	0.06	0.09	0.09	22.74	22.74
Ammonium (µmol L ⁻¹)	9.08	3.10	2.90	3.58	0.88	0.88	0.70	0.70	68.65	68.65	5.69	5.69
Nitrate (µmol L ⁻¹)	0.24	2.28	0.06	0.02	8.23	8.23	9.78	9.78	3.97	3.97	8.67	8.67
Sediment organic matter (%)	0.66	0.7	2.21	3.09	8.10	10.71	13.13	8.92	16.42	20.28	18.94	14.37

high percentage (82%, $P=0.002$) of the total variance of the environmental data could be explained by the spatial and temporal aspects of the sampling design. There was an apparent differentiation between the two ecosystems along the first RDA axis (eigenvalue=0.379, $P=0.002$) and between the two seasons along the second RDA axis (eigenvalue=0.175, $P=0.014$). On a regional level, MSS was characterized by higher salinity and concentrations of phosphates, nitrates, ammonia and sediment organic matter in comparison with KS. On a seasonal level, autumn was characterized by a lower temperature in both ecosystems and a much higher concentration of ammonia in MSS in comparison with spring. The ordination of the stations along both ordination axes corresponded in both ecosystems to their relative positions along the course of seawater flow in the ponds (with the exception of the ordination of the innermost stations 11 and 12 in MSS along the second ordination axis).

Macrobenthic community

Taxonomic composition

In total, 22 704 individuals (20 404 and 2300 in autumn and spring, respectively) were collected in KS. These individuals were identified to 43 taxa (36 and 23 in autumn and spring, respectively), belonging to Mollusca (19), Polychaeta (10), Crustacea (10), Insecta (2), Anthozoa (1) and Phoronida (1) (Table 2). In total 9729 individuals (4459 and 5270 in autumn and spring, respectively) were collected in MSS. These individuals were identified to 37 taxa (16 and 31 in autumn

and spring respectively), belonging to Mollusca (10), Polychaeta (10), Crustacea (8), Insecta (6), Anthozoa (1), Oligochaeta (1) and Planariidae (1) (Table 2). The commonest taxa collected in the two ecosystems in both seasons are presented in Table 3. The most abundant species were the gastropod mollusc *Hydrobia acuta* and the larvae of the dipteran insect *Chironomus salinarius* in KS and in MSS, respectively. Only eight taxa were found to be common to both ecosystems. The only abundant one among them was the amphipod *Microdeutopus gryllotalpa*. Seasonal turnover of species was comparatively more important, as 16 species were common between seasons in KS and nine species in MSS.

Biocoenoses

According to the classification scheme of the benthic biocoenoses of the Mediterranean (Pères, 1967; Augier, 1982), species that are characteristic of or accompany the biocoenosis of superficial muddy sands in sheltered areas (SVMC; e.g. *Microdeutopus gryllotalpa*, *Pirenella conica*, *Heteromastus filiformis*) as well as the euryhaline and eurythermal biocoenosis in brackish waters (LEE; e.g. *Abra segmentum*, *Hydrobia acuta*) were abundant in KS. The presence of species characteristic of the biocoenosis of fine surface sands in very shallow waters (SFHN; e.g. *Tellina tenuis*) at the stations closer to the seawater inflow channel during autumn is also notable. A similar pattern was observed in MSS; at the innermost stations over both seasons, the dominant species was *Chironomus salinarius*, a species characteristic of the LEE biocoenosis, while species that are

Table 2. Distribution of the macrobenthic invertebrate fauna in the study areas

Taxon	Kalloni Saltworks												Margherita Di Savoia Saltworks															
	Autumn						Spring						Autumn						Spring									
	B1	B2	D1	D2	E1	F1	B1	B2	D1	D2	E1	F1	F2	1	2	6	7	9	10	11	12	1	2	6	7	9	10	11
Mollusca																												
<i>Abra segmentum</i> (Récluz, 1843)																												
<i>Anodonta fragilis</i> (Philippi, 1836)																												
<i>Bitium reticulatum</i> (Da Costa, 1778)																												
<i>Cerastoderma glaucum</i> (Poiret, 1789)																												
<i>Cerithium vulgatum</i> (Bruguere, 1792)																												
<i>Chamaelea gallina</i> (L., 1758)																												
<i>Cyclope neritica</i> (L., 1758)																												
Cypridae																												
<i>Hannaea</i> sp.																												
<i>Hydrobia acuta</i> (Drapparnaud, 1805)																												
<i>Helicobia stagnorum</i> (Gmelin 1791)																												
<i>Hydrobia ventrosa</i> (Montagu 1803)																												
<i>Loripes lacteus</i> (L., 1758)																												
<i>Monophorus perversus</i> (L., 1758)																												
<i>Nassarius</i> sp.																												
<i>Piprella conica</i> (Blainville, 1826)																												
<i>Rissoa guerinii</i> (Récluz, 1843)																												
<i>Rissoa monodonta</i> (Philippi, 1836)																												
<i>Rissoa splendida</i> (Eichwald, 1830)																												
<i>Solen marginatus</i> (Pennant, 1777)																												
<i>Tapes decussatus</i> (L., 1758)																												
<i>Tapes</i> sp.																												
<i>Tellina planata</i> (L., 1758)																												
<i>Tellina</i> sp.																												
<i>Tellina tenuis</i> (Poli, 1791)																												
<i>Trophon muricatus</i> (Montagu, 1803)																												
Crustacea																												
<i>Ampelisca</i> sp.																												
<i>Bathyporeia</i> sp.																												
<i>Corophium orientale</i> (Schellenberg, 1928)																												
<i>Corophium</i> sp.																												
Cumacea																												
Decapoda																												

Table 2 (continued)

Taxon	Kalloni Saltworks						Margherita Di Savoia Saltworks								
	Autumn			Spring			Autumn			Spring					
	B1	B2	D1	D2	E1	F1	F2	I	2	6	7	9	10	11	12
Lumbricidae															
Oligochaeta															
Phoronida															
Planariidae															

Table 3. List of the commonest (>1% in any season) macrobenthic invertebrate taxa in the study areas, also indicating their percentage of the total number of individuals collected

Taxa	All seasons	Autumn	Spring
KS <i>Hydrobia acuta</i>	70	77	10
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	7	7	9
<i>Capitella capitata</i>	6	5	15
<i>Hediste diversicolor</i>	4	1	30
<i>Malacoceros fuliginosus</i>	3	4	<1
<i>Pirenella conica</i>	2	2	4
<i>Gammarus aequicauda</i>	2	1	11
<i>Corophium orientale</i>	1	1	2
<i>Cyclope neritea</i>	1	1	3
<i>Cerastoderma glaucum</i>	1	<1	5
<i>Bittium reticulatum</i>	1	<1	4
Chironomidae sp. 1	<1	<1	2
Decapoda	<1	—	2
MSS <i>Chironomus salinarius</i>	48	91	12
<i>Hydrobia ventrosa</i>	17	—	32
<i>Corophium</i> sp.	11	4	17
<i>Gammarus insensibilis</i>	9	1	17
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	4	<1	7
Oligochaeta	3	—	5
<i>Loripes lacteus</i>	2	<1	3

characteristic of or accompany the SVMC biocoenosis such as *Loripes lacteus* and *Microdeutopus gryllotalpa* were abundant at the outermost (closer to the seawater inflow channel) and intermediate stations. Finally, in autumn, species characteristic of the SFHN biocoenosis (e.g. *Idotea baltica*) were recorded only at the outermost stations.

Univariate descriptors

On a seasonal basis, density values of the macrobenthic invertebrates in KS (Figure 3) were lower in spring than in autumn. On a spatial basis, the distributional pattern over seasons was partially different. In autumn, density increased from the outermost stations to its maximum at the intermediate stations (86 333 ind. m⁻²) and then decreased to its minimum at the innermost ones (Kruskal–Wallis: *P* < 0.05). In spring, density decreased from its maximum (4300 ind. m⁻²) at the outermost stations to similarly low levels at the intermediate and innermost ones (Kruskal–Wallis: *P* < 0.05). The seasonal pattern of macrobenthic distribution in MSS (Figure 3) was opposite from that observed in KS; density values were generally much higher in spring than in autumn (except at the innermost stations). On a spatial basis, the distributional pattern over seasons was partially different from that observed in KS (Figure 3). In autumn, density increased from similar levels at the outermost and intermediate stations to its maximum at the innermost ones (11 567 ind. m⁻²) (Kruskal–Wallis: *P* < 0.01). In spring, density decreased from similar levels at the outermost and intermediate stations

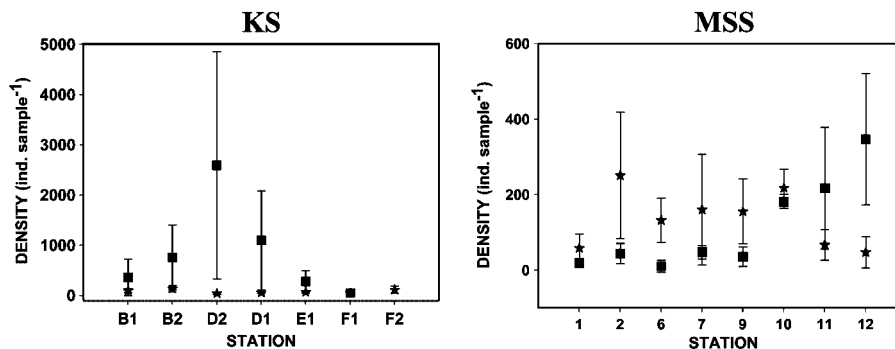


Figure 3. Variations of macrobenthic invertebrates density in the study areas (rectangles and asterisks indicate mean values in autumn and spring, error bars indicate standard error of the mean).

(maximum 7233 ind. m⁻²) to its minimum at the innermost ones (Kruskal–Wallis: $P < 0.01$).

Species richness in both KSS and MSS (Figure 4) was significantly lower (Kruskal–Wallis: $P < 0.05$) at the innermost stations than at the outermost ones in both seasons. In addition, generally higher values of species richness were measured in autumn than in spring in KS, while the opposite pattern was observed in MSS. Moreover, species richness was higher in KS than in MSS in autumn, while in spring species richness was similar in both areas.

In autumn, α diversity (as measured by the Shannon and Pielou indices—Figure 4) minimum was measured at the intermediate stations in KS (Kruskal–Wallis: $P < 0.05$) and at the innermost stations in MSS (Kruskal–Wallis: $P < 0.05$) owing to the high levels of dominance therein. In spring, α diversity was significantly higher at the outermost than at the innermost stations in both ecosystems (Kruskal–Wallis: $P < 0.05$). Additionally, α diversity at the intermediate and innermost stations was higher in spring than in autumn in both ecosystems.

Average taxonomic distinctness (as measured by the $\Delta+$ index—Figure 5) differed significantly among the sampling stations in KS only in spring (Kruskal–Wallis: $P < 0.05$) and in MSS only in autumn (Kruskal–Wallis: $P < 0.01$). Moreover, variation in taxonomic distinctness (as measured by the $\Lambda+$ index—Figure 5) differed significantly among the sampling stations only in MSS in autumn (Kruskal–Wallis: $P < 0.05$). In MSS in autumn, the differentiation observed among the sampling stations was due to the zero values measured in both $\Delta+$ and $\Lambda+$ at the innermost stations, where only *Chironomus salinarius* was recorded.

Multivariate analyses

The CLUSTER classification analysis (Figure 6) revealed a much better separation of ecosystems (two-way crossed ANOSIM (ecosystems averaged across seasons): global $R = 0.932$, $P = 0.1\%$) than of seasons (two-way crossed

ANOSIM (seasons averaged across ecosystems): global $R = 0.341$, $P = 0.1\%$). Seasons were weakly separated within both MSS (one-way ANOSIM: global $R = 0.409$, $P = 0.5\%$) and KS (one-way ANOSIM: global $R = 0.233$, $P = 4.1\%$). The sampling stations at each pond were in most cases grouped together in both ecosystems. Moreover, the calculation of the Index of Multivariate Seriation (IMS) revealed that there was a statistically significant serial pattern of community change along the course of seawater flow both in KS (autumn: IMS = 0.645, $P = 1.4\%$; spring: IMS = 0.661, $P = 0.3\%$) and MSS (autumn: IMS = 0.617, $P = 0.1\%$; spring: IMS = 0.844, $P = 0.1\%$) in both seasons.

According to the results of the SIMPER analysis, the most common species in KS in autumn were (in order of importance) *Hydrobia acuta*, *Capitella capitata*, *Pirenella conica*, *Gammarus aequicauda*, *Hediste diversicolor*, *Microdeutopus gryllotalpa*, *Cyclope neritea* and *Cerastoderma glaucum*, while in MSS the most important species were *Chironomus salinarius* and *Corophium* sp. The species that contributed most to the high dissimilarity (95%) between the two ecosystems during autumn were the gastropod *Hydrobia acuta*, which was present and numerically dominant only in KS, and *Chironomus salinarius*, which was numerically dominant and present only in MSS. During the spring sampling period, the most common species in KS were the same as in autumn (with the exception of *Capitella capitata*), while in MSS the most abundant species were *Gammarus insensibilis*, *Chironomus salinarius* and *Hydrobia ventrosa*. The species that contributed most to the high dissimilarity (95%) between the two ecosystems in spring were those present only (or mainly) in KS, such as *Hediste diversicolor*, *Gammarus aequicauda* and *Hydrobia acuta* or only in MSS, such as *Gammarus insensibilis*, *Chironomus salinarius* and *Hydrobia ventrosa*. However, it should be noted here that as it was not possible to cross-check the identification of some species, the dissimilarity between the two ecosystems may be slightly overestimated. The species that contributed most to the

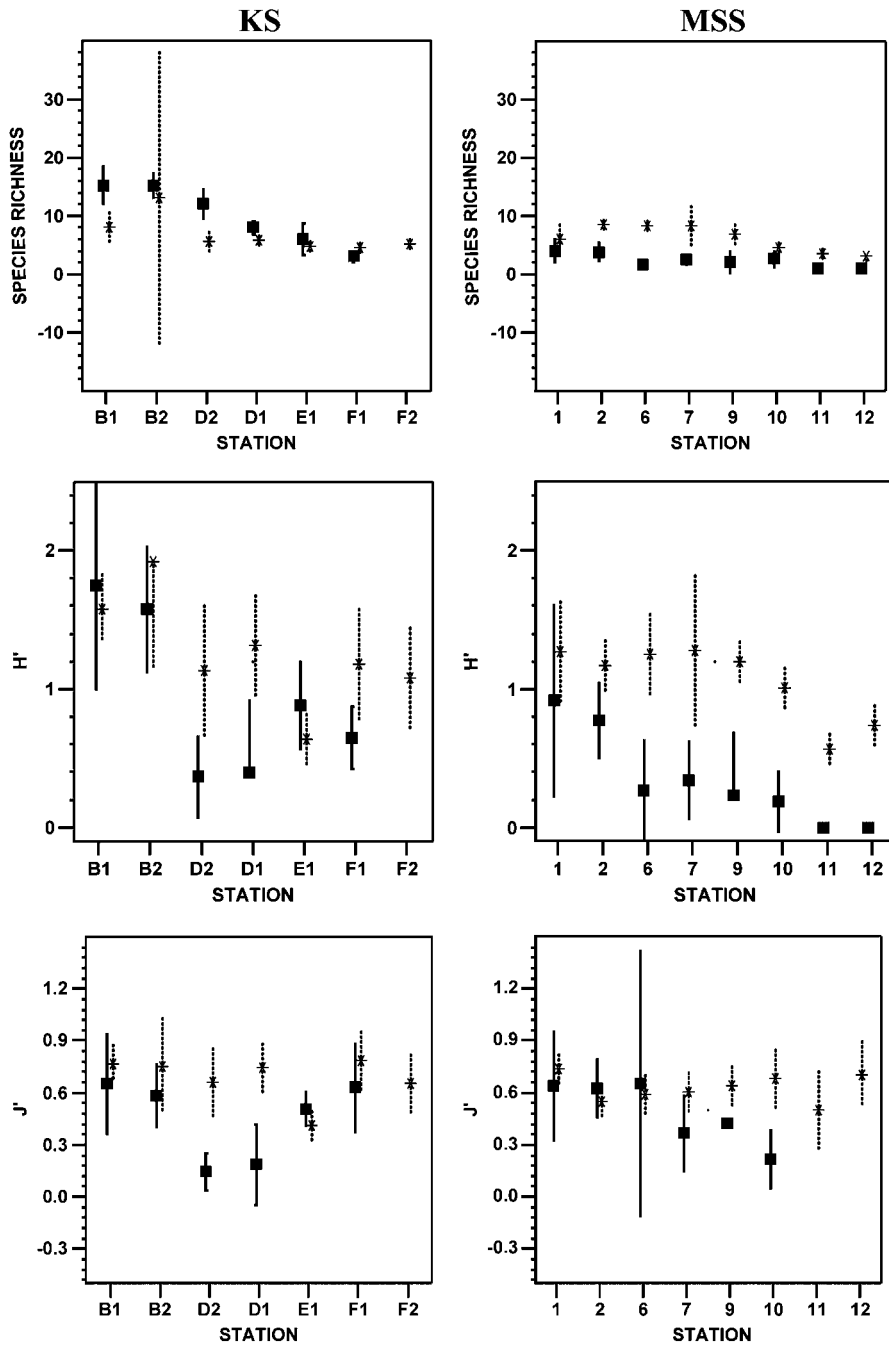


Figure 4. Variations of macrobenthic invertebrates α diversity indices in the study areas (rectangles and asterisks indicate mean values in autumn and spring, error bars indicate standard error of the mean).

dissimilarity between the two seasons in KS (60%) were *Hydrobia acuta* and *Capitella capitata* which were more abundant in autumn, while in MSS (77%) it was *Chironomus*

salinarius that was more abundant in autumn and *Gammarus aequicauda* along with *Hydrobia ventrosa* that were more abundant in spring.

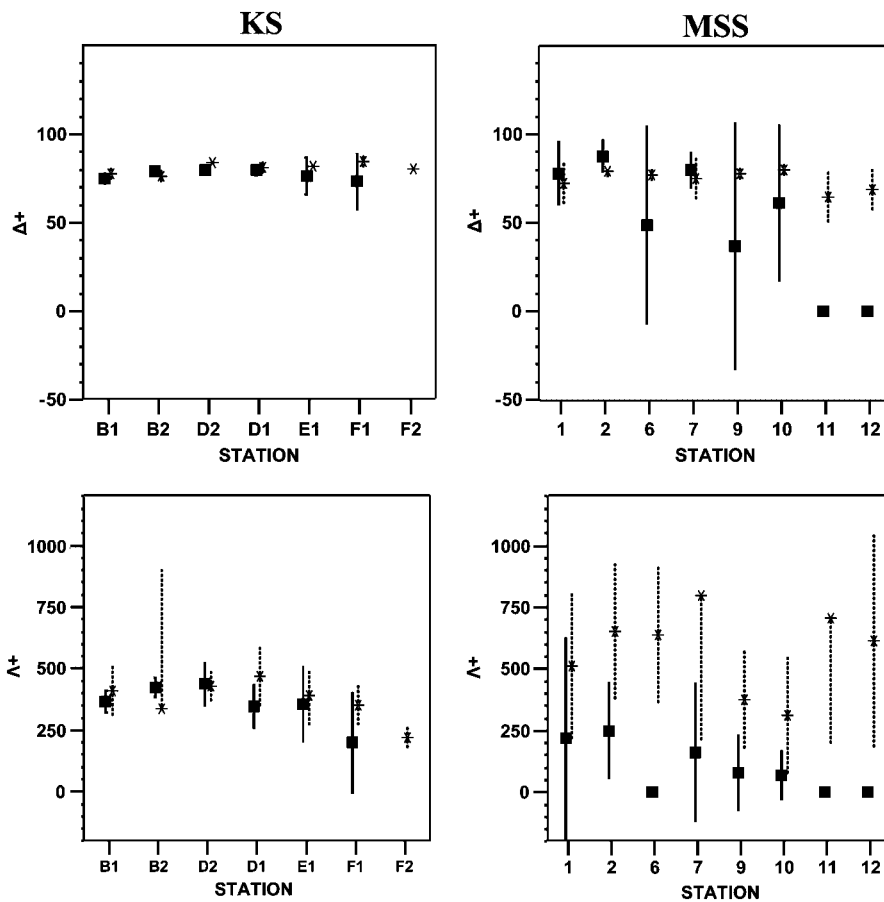


Figure 5. Variations of macrobenthic invertebrates taxonomic indices in the study areas (rectangles and asterisks indicate mean values in autumn and spring, error bars indicate standard error of the mean).

Linking macrobenthic community structure and the abiotic environment

The CCA ordinations of the biotic data of each ecosystem (Figure 7), constrained by the environmental data (Table 1), indicated that a significant part of the total inertia of the biotic data (59% in KS, 50% in MSS, $P=0.002$) could be explained by the environmental data examined in this study. Variability in the biotic data was much higher in MSS than in KS (total inertia = 3.234 in MSS and 1.662 in KS).

In KS, there was differentiation of the outermost station from the intermediate and innermost stations along the first ordination axis (eigenvalue = 0.346, $P=0.002$) in both seasons (Figure 7(a)). The intermediate and innermost stations were differentiated along the second ordination axis (eigenvalue = 0.256, $P=0.002$) in autumn but not in spring. The ordination of the stations along both axes generally corresponded to their relative positions along the course of

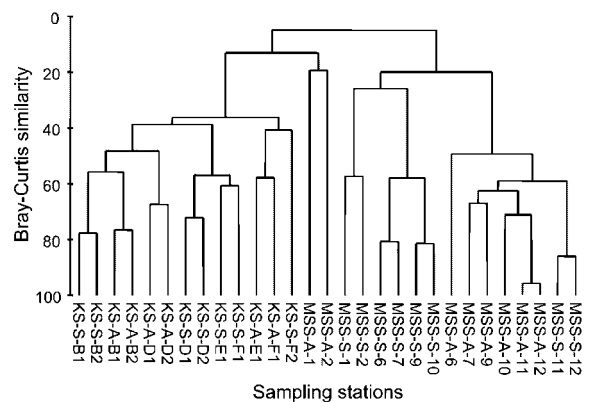


Figure 6. CLUSTER classification of the sampling stations in both study areas and seasons samplings (sampling stations prefixes: KS-A- = KS in autumn, KS-S- = KS in spring, MSS-A- = MSS in autumn, MSS-S- = MSS in spring).

seawater flow in the ponds. Seasons were well separated at all sampling stations, mainly along the second ordination axis. Among the environmental variables strongly correlated with either of the first two ordination axes (correlation > 0.6), salinity was more strongly correlated with the first ordination axis, whereas most of the other environmental variables were more strongly correlated with the second ordination axis.

In MSS during autumn, there was a differentiation of the pair of outermost stations from a group of the pairs of the intermediate and innermost stations along both the first (eigenvalue = 0.586, $P = 0.002$) and second (eigenvalue = 0.468, $P = 0.002$) ordination axes (Figure 7(b)). During spring, there was better differentiation of the pairs of stations along the first than along the second ordination axis. As in KS, the ordination of the stations in MSS along the axes generally corresponded to their relative positions along the course of seawater flow in the ponds. The seasons were well separated at all stations. The seasons at the outermost stations were separated mainly along the second ordination axis, whereas at the intermediate and innermost stations, the seasons are separated along both ordination axes. Among the environmental variables strongly correlated with either of the first two ordination axes (correlation > 0.6), salinity, phosphates and sediment organic matter were more strongly correlated with the first ordination axis, whereas temperature was more strongly correlated with the second ordination axis.

DISCUSSION

The results demonstrate the strong similarity of the macrobenthic fauna of the lower salinity ponds of solar saltworks with that of natural TW ecosystems. The major macrobenthic taxonomic groups, i.e. molluscs, polychaetes, crustaceans and chironomid larvae, distributed in both study areas, are typical of the macrobenthic fauna of TW ecosystems (Barnes, 1980, 1994a). Moreover, the macrobenthic species that were found to be abundant in the study areas are considered to be typical lagoonal species or marine/estuarine species commonly occurring in coastal lagoons (Barnes, 1980, 1994a,b; Guelorget and Perthuisot, 1992).

The dominance of opportunistic deposit feeders (*Hydrobia acuta*, *Hydrobia ventrosa*, *Capitella capitata*, *Chironomus salinarius*) in both study areas can be attributed to the high levels of organic matter, microphytobenthos and detritus in the bottom sediment. This phenomenon is known to occur not only in other solar saltworks (Davis, 2000), but also in various types of natural TW ecosystems (Barnes, 1980, 1994a; Little, 2000; McLusky and Elliott, 2004).

Two different species of hydrobiid snails, which are characteristic of soft substrate benthos in lagoonal ecosystems of the Mediterranean (Koutsoubas, 1992), were found in the two study areas. The two species, *Hydrobia acuta* in KS and *Hydrobia ventrosa* in MSS, have overlapping niches, as they are both epibenthic deposit feeders, feeding mainly on

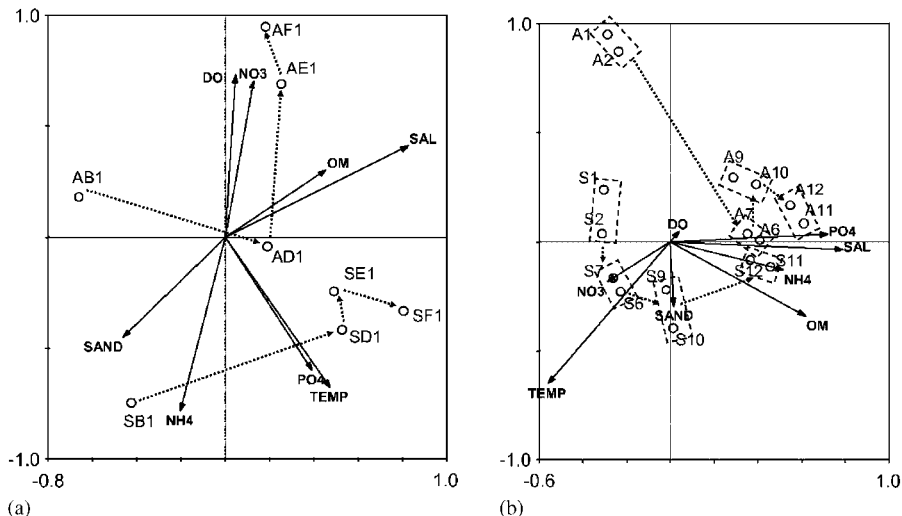


Figure 7. CCA ordinations of the biotic data in (a) KS and (b) MSS, constrained by the measured environmental variables. The sampling stations are indicated with the respective centroids and the environmental variables by arrows (sampling stations prefixes: A = autumn, S = spring; SAL = salinity, TEMP = temperature, DO = dissolved oxygen, PO₄ = phosphates, NO₃ = nitrates, NH₄ = ammonia, SAND = sediment sand %, OM = sediment organic matter %). The dotted arrows joining the sampling stations centroids indicate the course of seawater flow in the ponds.

Dashed rectangles indicate the pairs of adjacent sampling stations in each pond in MSS.

benthic diatoms and detritus (Little, 2000). *Hydrobia acuta* is known to occur in the ponds of solar saltworks (France: Britton, 1985; Britton and Johnson, 1987; Greece: Evagelopoulos and Koutsoubas, 2008). *Hydrobia ventrosa* has been reported to be more tolerant than *Hydrobia neglecta* (= *Hydrobia acuta neglecta*; Barnes, 2005) to increased levels of H₂S and anoxia (Fenchel, 1975). Therefore, *Hydrobia ventrosa* probably occurred in MSS owing to the high levels of organic matter in the sediment while *Hydrobia acuta* occurred in KS. However, the distribution patterns of hydrobiids cannot always be explained by ecological interactions, since populations of coastal hydrobiids are often ephemeral and episodes of colonization/extinction/recolonization by the same or different species are common (Fenchel, 1975; Barnes, 2005). In KS, the high abundance of *Hydrobia acuta* in autumn and the low abundance in spring, can probably be attributed to the life cycle of the species. *Hydrobia acuta* has been reported to be a strictly annual species in solar saltworks (Britton, 1985): reproduction occurs over a limited period in late spring (end of May) and then the adults die. The main period of growth is in autumn, when the juveniles attain their greatest size, before overwintering in the sediment when environmental conditions become adverse (low temperature, drainage of ponds).

Although chironomids are mostly freshwater species, larvae of *Chironomus salinarius* are among the predominant benthic macroinvertebrates living in shallow lagoons along the southern European coasts (Labourg, 1979; Ali and Majori, 1984; Ali *et al.*, 1985; Ceretti *et al.*, 1987; Drake and Arias, 1995). The abundance of *Chironomus salinarius* has been found to be the highest in these ecosystems, where water circulation is low and silt proportion in the sediment is high (Guelorget *et al.*, 1983; Ferrarese and Ceretti, 1986; Gamito, 1989; Drake and Arias, 1995). According to Guelorget and Perthuisot (1992), the distribution of chironomids is restricted to confined parts of coastal lagoons and have thus included them among the typical taxa of zone V of their confinement zonation scheme. Chironomid larvae can store oxygen and thus can live in areas where oxygen is limited, e.g. areas with high organic matter loads (Resh and Rosenberg, 1988). Therefore, the dominance of *Chironomus salinarius* in MSS in autumn is not surprising, since high levels of organic matter were found in the sediment and dissolved oxygen concentration was low at most of the stations. As the majority of chironomid species are opportunistic herbivores, feeding mainly on diatoms and detritus (Resh and Rosenberg, 1988), niches of *Chironomus salinarius* and *Hydrobia ventrosa* are apparently overlapping. These, low levels of dissolved oxygen in MSS in autumn coupled with the interspecific competition may have been the decisive factors in determining the dominance of *Chironomus salinarius* and the absence of *Hydrobia ventrosa* in MSS during that period.

The variations of several commonly applied univariate descriptors of the macrobenthic community were assessed in the present study. However, a consistent pattern of variation along the salinity gradient over ecosystems and seasons was identified only in density and species richness: density was higher at the outermost and/or the intermediate stations and decreased to low levels at the innermost stations. In addition, species richness decreased along the gradient in all cases. Decrease of density and species richness with increasing distance from the sea has also been reported to occur in many coastal lagoons (Guelorget and Perthuisot, 1992). This pattern has been attributed to the stress of increased salinity and high variations in temperature (Britton and Johnson, 1987) or increased confinement (Guelorget and Perthuisot, 1992) at the most remote parts of the ecosystems in relation to the sea.

On the other hand, the patterns of variation along the salinity gradient of α diversity were found to depend largely upon ecosystem and season. The influence of the distribution of the dominant species along the gradient was evident in the observed patterns. The dominant species, i.e. *Hydrobia acuta* in KS and *Chironomus salinarius* in MSS, are opportunistic herbivores/detritivores. The proliferation of opportunistic species is common in TW ecosystems, which are extremely variable environments and where the interplay of resources availability, limiting factors and biotic interactions, like dispersion processes and interspecific competition, determine the structure of biological communities both in space and time (Barnes, 1980, 1994a; Little, 2000; McLusky and Elliott, 2004).

Results from the application of rapid assessment techniques (i.e. average taxonomic distinctness and variation in taxonomic distinctness) also indicated the influence of the proliferation of opportunistic species (i.e. *Chironomus salinarius* in MSS, in autumn). Nonetheless, variations of the taxonomic diversity indices along the salinity gradient were, in most cases, not significant.

These results therefore indicate the significance of examining autecological aspects of the dominant macrobenthic species in order to achieve better insight into the dynamics of the saltworks communities, as has been suggested so far for natural TW ecosystems (Nicolaidou *et al.*, 2005b).

The RDA ordination revealed that the spatial variability of the measured abiotic parameters between ecosystems across seasons was higher than seasonal variability across ecosystems. Therefore, although the two study areas are considered to be of the same type (lower salinity ponds of Mediterranean solar saltworks), they were characterized by significantly different abiotic environmental conditions. The abiotic environment in MSS was characterized by higher salinity levels than KS owing to the different structuring and bigger sizes of the initial ponds in MSS. In addition, MSS is apparently also more eutrophic as evidenced by the higher water column inorganic nutrient

concentrations as well as the higher sediment organic matter concentration.

Seasonal variability in the abiotic environment is expected to play an important role in solar saltworks ecosystems for a variety of reasons, one of the most important being the shallowness of the water (<0.5 m), that leads to the quick heating and cooling of the water column. High temperatures during late spring and summer, when combined with adequate inorganic nutrient levels, may have a series of side effects, such as macroalgal blooms, a subsequent decay of the organic matter produced, increased metabolic rates, decreased oxygen levels in the water column and in bottom sediment, and consequently adverse effects on macrofauna. These phenomena are frequently met in coastal lagoons (Koutsoubas *et al.*, 2000; Nicolaidou *et al.*, 2005a). Therefore, the lower levels of dissolved oxygen and the high ammonium concentrations in KS during late spring should probably be attributed to the decomposition of the dead organic matter produced by the macroalgal bloom that had been observed in the initial two ponds just before the sampling took place (personal obs.). Both study areas were characterized by an abiotic environmental gradient that was generally structured along the course of seawater flow in the ponds, whereas variability of the abiotic environment within each pond in MSS was comparatively low. Salinity and confinement are two abiotic factors that gradually increase along the course of seawater flow in the ponds of solar saltworks. Both have been considered in the literature to be the primary components of the principal environmental gradient that structures the biotic communities in solar saltworks and TW ecosystems in general (Guelorget and Perthuisot, 1992; Davis, 2000).

Solar saltworks ecosystems are characterized by considerable habitat heterogeneity in response to an extreme salinity gradient (Davis, 2000). The gradual increase in salinity along the course of the seawater flow in the ponds causes changes in the ionic composition of the water and the structure of the bottom sediment. The biota responds to these alterations of the abiotic environment by a gradual change in the structure of the biological communities that inhabit the water column and the bottom sediment of the ponds (Davis, 2000).

However, the salinity gradient in solar saltworks is strongly correlated with the confinement gradient (Guelorget and Perthuisot, 1992). The confinement gradient affects benthic macrofauna by gradually changing composition (replacement of marine with 'paralic', e.g. typical lagoonal, and finally evaporitic fauna), density (initial increase in density is followed by a decrease where approaching the evaporitic pole) and α diversity (which decreases along the gradient) (Guelorget and Perthuisot, 1992).

The turnover of the abundant species along the course of seawater flow in the ponds did not reveal the existence of a

strong gradient of confinement in either study area as all the ponds studied should be assigned to the zones of confinement IV–V (Guelorget and Perthuisot, 1992). A weak influence of the sea was detected only in the outermost ponds, where certain species typical of the confinement zones II or III (e.g. *Tellina tenuis*—SFHN biocoenosis and *Loripes lacteus*—SVMC biocoenosis) have been found to occur, although in low densities. A similar situation of dominance of a single zone of confinement (commonly IV–V) has also been recorded in many other TW ecosystems (Guelorget and Perthuisot, 1992).

The 'missing' confinement zones II–III have nevertheless been identified in the feeding channel and the adjacent marine area of Kalloni Gulf in previous research efforts in KS (Evangelopoulos and Koutsoubas, 2008). That study concerned the zone of transition between the marine and lagoonal environment that takes place between the adjacent marine area of Kalloni Gulf and the initial two ponds of KS. It was found that the strength of the confinement gradient and its importance for the structure of the molluscan community was greater than those of the salinity gradient. The present study adds that further downstream in the pond sequence, the confinement gradient becomes weaker and its importance for the structure of macrobenthic community is reduced.

Variability in the abiotic environment of the study areas was obviously manifested in the variability of the structure of the macrobenthic communities: similarly to the abiotic environment, their spatial variability between ecosystems across seasons was higher than seasonal variability across ecosystems. Moreover, macrobenthic communities at both ecosystems were structured along the salinity gradient, as evidenced by the CCA ordinations and the calculation of the IMS index, while seasonal variations within each ecosystem as well as variability within each pond were comparatively low. These results point out the significance for the biota of the salinity/confinement gradient in solar saltworks ecosystems, that is correlated, depending on the ecosystem, with other abiotic environmental factors, e.g. sediment structure (in KS), sediment organic matter concentration (in both KS and MSS) and inorganic nutrients concentrations (in MSS).

The salt pans of solar saltworks can be considered as microcosms that may help in understanding some aspects of mudflat ecology as many of the organisms that live in salt pans are typical of mudflats, e.g. *Corophium*, *Hediste* and *Hydrobia* (Little, 2000). Moreover, owing to their accessibility, salt pans have been regarded as miniature aquaria, allowing direct observations of the activities of their inhabitants (Steers, 1960). Solar saltworks can also be considered as systems insulated from land run-off and freshwater inputs (apart of course from rainfall) and allocthonous sources of chemical substances and aquatic organisms are limited principally to inputs from the sea. Furthermore, the structure of the biological community in

a salt pan is expected to be much simpler than in a typical estuarine zone (Comin *et al.*, 2004). The simplified nature of the saltworks' ecosystem can perhaps be utilized in ecological studies that focus on TW ecosystems, making more feasible studies regarding aquatic food webs and the development of ecological models.

Large natural spatio-temporal variability in both the abiotic environment and the biota of TW ecosystems are widely acknowledged to be intrinsic to this category of surface waters ecosystem (Barnes, 1980; McLusky and Elliott, 2004). Their quantification is of special interest to the WFD in relation to the development of a physical typology, as well as to the definition of type-specific biological reference conditions (EC, 2003). The present study investigates and quantifies at several ecological scales the causes of variability of the macrobenthic invertebrate fauna of solar saltworks, a particular type of TW ecosystem. It has been suggested that the study of hypersaline ecosystems such as salt lakes can play a substantial role in the debate concerning the ecological importance of biotic versus abiotic factors in aquatic ecosystems (Vareschi, 1987). The importance of scale for the interpretation of the relationships between abiotic factors and the biotic communities of saline lake ecosystems has also been stressed (Williams *et al.*, 1990). The present study suggests that the study of macrobenthic invertebrates of solar saltworks, when appropriate attention is paid to ecological scale, can play a similar role in elucidating the ecological interactions between and within abiotic factors (e.g. salinity and confinement) and biotic components in TW ecosystems. Finally, the present study contributes to the scientific knowledge that is needed to successfully assess or predict the impacts of salinization on the biota of TW ecosystems, for example, as a result of sea level rise. Comprehensive knowledge on the structure and function of TW ecosystems at the appropriate ecological scales is essential for the development of plans for their management and conservation, especially under the threat that global climate change poses for the coastal zone.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study forms part of the EU funded (INTERREG IIB—CADSES) research project 'Management and sustainable development of protected transitional waters'. The authors are indebted to Mrs Fotini Pseftoga for critical reading of the manuscript and to Mrs Asimena Kostidou for her valuable assistance in field and laboratory work.

REFERENCES

- Ali A, Majori G. 1984. A short-term investigation of chironomid midge (Diptera: Chironomidae) problem in saltwater lakes of Orbetello, Grosseto, Italy. *Mosquito News* **44**: 17–21.
- Ali A, Majori G, Ceretti G, Dandera F, Scattoini M, Ferrarese U. 1985. A chironomid (Diptera: Chironomidae) midge population study and laboratory evaluation of larvicides against midges inhabiting the lagoon of Venice, Italy. *Journal of the American Mosquito Control Association* **1**: 63–68.
- Augier H. 1982. Inventory and classification of marine benthic biocenoses of the Mediterranean. Council of Europe, Publications Section, Strasbourg.
- Barnes RSK. 1980. *Coastal Lagoons. The Natural History of a Neglected Habitat*. Cambridge Studies in Modern Biology 1. Cambridge University Press: Cambridge.
- Barnes RSK. 1994a. *The Brackish-water Fauna of Northwestern Europe*. Cambridge University Press: Cambridge.
- Barnes RSK. 1994b. A critical appraisal of the application of Guelorget and Perthuisot's concepts of the paralic ecosystem and confinement to macrotidal Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **38**: 41–48.
- Barnes RSK. 2005. Interspecific competition and rarity in mudsnails: feeding interactions between and within *Hydrobia acuta neglecta* and sympatric *Hydrobia* species. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **15**: 485–493.
- Battaglia B. 1959. Final resolution of the symposium on the classification of brackish waters. *Archives Oceanography Limnology* **11**(suppl.): 243–248.
- Bray RJ, Curtis JT. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* **27**: 325–349.
- Britton RH. 1985. Life cycle and production of *Hydrobia acuta* Drap. (Gastropoda: Prosobranchia) in a hypersaline coastal lagoon. *Hydrobiologia* **122**: 219–230.
- Britton RH, Johnson AR. 1987. An ecological account of a Mediterranean salina: the Salin de Giraud, Camargue (S. France). *Biological Conservation* **42**: 185–230.
- Ceretti GU, Ferrarese A, Francescon A, Barbaro A. 1987. Chironomids (Diptera: Chironomidae) in the natural diet of gilthead seabream (*Sparus aurata* L.) farmed in the Venice lagoon. *Entomologica Scandinavica Supplement* **29**: 289–292.
- Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* **18**: 117–143.
- Clarke KR, Gorley RN. 2001. *PRIMER v.5: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E: Plymouth.
- Clarke KR, Green RH. 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Series* **46**: 213–226.
- Clarke KR, Warwick RM. 2001a. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* **216**: 265–278.
- Clarke KR, Warwick RM. 2001b. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation* (2nd edn). PRIMER-E: Plymouth.

- Clarke KR, Warwick RM, Brown BE. 1993. An index showing breakdown of seriation, related to disturbance, in a coral-reef assemblage. *Marine Ecology Progress Series* **102**: 153–160.
- Comín FA, Menéndez M, Herrera JA. 2004. Spatial and temporal scales for monitoring coastal aquatic ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **14**: 5–17.
- Dafis S, Papastergiadou E, Georgiou K, Babalonas D, Georgiadis T, Papageorgiou M, Lazaridou T, Tsiaousi V. 1997. 92/43/EEC Directive: *The Habitats in Greece: Natura 2000 Network*. Contract number B4-3200/84/756. General Directorate XI, European Commission-Goulandri Museum of Natural History-Hellenic Center for Habitats and Wetlands.
- Dauer DM. 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine community structure. *Marine Pollution Bulletin* **26**: 249–257.
- Davis JS. 2000. Structure, function and management of the biological system for seasonal solar saltworks. *Global Nest* **2**: 217–226.
- De Biasi AM, Benedetti-Cecchi L, Pacciardi L, Maggi E, Vaselli S, Bertocci I. 2003. Spatial heterogeneity in the distribution of plants and benthic invertebrates in the lagoon of Orbetello (Italy). *Oceanologica Acta* **26**: 39–46.
- Drake P, Arias AM. 1995. Distribution and production of *Chironomus salinarius* (Diptera: Chironomidae) in a shallow coastal lagoon in the Bay of Cádiz. *Hydrobiologia* **299**: 195–206.
- EC. 2000. Council directive for a legislative frame and action for the water policy, 2000/60/EC. Official Journal of the E.C., 22/12/2000, L 327.
- EC. 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 5. Transitional and Coastal Waters—Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Evangelopoulos A, Koutsoubas D. 2008. Seasonal community structure of the molluscan macrofauna at the marine-lagoonal environmental transition at Kalloni solar saltworks (Lesvos Island, NE Aegean Sea, Greece). *Journal of Natural History* **42**(5): 597–618.
- Evangelopoulos A, Spyarakos E, Karydis M, Koutsoubas D. 2006. The biological system of Kalloni Saltworks (Lesvos Island, NE Aegean Sea, Hellas): variations of phytoplankton and macrobenthic invertebrate community structure along the salinity gradient in the low salinity ponds. In *Proceedings of the 1st International Conference on the Ecological Importance of Solar Saltworks (CEISSA 06)*, Santorini Island, Greece, 20–22 October 2006; 85–94.
- Fenchel T. 1975. Factors determining the distribution patterns of mud snails (Hydrobiidae). *Oecologia* **20**: 1–17.
- Ferrarese U, Ceretti G. 1986. Il problema dei chironomidi (Diptera, Chironomidae) in laguna di Venezia. *Annali dell'Istituto Superiore di Sanità* **22**: 129–136.
- Gamito GJ. 1989. The benthic macrofauna of some water reservoirs of salt pans from Ria Formosa (Portugal). *Scientia Marina* **53**: 639–644.
- Guelorget O, Perthuisot P. 1992. Paralic ecosystems. Biological organization and functioning. *Vie Millieu* **42**: 215–251.
- Guelorget O, Frisoni GF, Perthuisot P. 1983. La zonation biologique des milieux lagunaires: définition d'une échelle de confinement dans le domaine paralytique méditerranéen. *Journal de Recherche Océanographique* **3**: 15–35.
- Jackson ML. 1958. *Soil Chemical Analysis*. Prentice-Hall: New York.
- Korovessis NA, Lekkas TD. 2000. Solar saltworks production process evolution-wetland function. In *Saltworks: Preserving Saline Coastal Ecosystems. 6th Conference on Environmental Science and Technology*, Pythagorion, Samos, 1 September 1999, Korovessis NA, Lekkas TD (eds). GlobalNEST: Athens, 11–30.
- Koutsoubas D. 1992. Contribution in the study of the gastropod molluscs of the continental shelf of the North Aegean Sea. PhD thesis. Aristotle University of Thessaloniki, School of Applied Sciences, Department of Biology, Appendix No 43, Thessaloniki.
- Koutsoubas D, Dounas C, Arvanitidis C, Êornilios S, Petihakis G, Triantafyllou G, Eleftheriou A. 2000. Macrobenthic community structure and disturbance assessment in Gialova Lagoon, Ionian Sea. *ICES Journal of Marine Science* **57**: 1472–1480.
- Labourg JP. 1979. Structure et évolution de la macrofaune invertébrée d'un écosystème lagunaire aménagé (réservoirs à poissons de Certes). *CNEXO Actions Collection* **7**: 591–614.
- Lepš J, Šmilauer P. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*. Cambridge University Press: Cambridge.
- Liddicoat MI, Tibbits S, Butler EI. 1975. The determination of ammonia in seawater. *Limnology and Oceanography* **20**: 131–132.
- Liddicoat MI, Tibbits S, Butler EI. 1976. The determination of ammonia in natural waters. *Water Research* **10**: 567–568.
- Little C. 2000. *The Biology of Soft Shores and Estuaries. Biology of Habitats*. Oxford University Press: Oxford.
- Loring DH, Rantala RTT. 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particle matter. *Earth Sciences Review* **32**: 235–283.
- McLusky DS, Elliott M. 2004. *The Estuarine Ecosystem. Ecology, Threats and Management* (3rd edn). Oxford University Press: Oxford.
- Nicolaidou A, Reizopoulou S, Koutsoubas D, Orfanidis S, Kevrekidis T. 2005a. Coastal lagoons, in *State of the Hellenic Marine Environment*, Papathanasiou E, Zenetos A (eds). HCMR Publications: Athens.
- Nicolaidou A, Reizopoulou S, Koutsoubas D, Orfanidis S, Kevrekidis T. 2005b. Biological components of Greek Lagoonal Ecosystems: An overview. *Mediterranean Marine Science*, **6**(2): 31–50.

- Pavlova P, Markova K, Tanev S, Davis JS. 1998. Observations on a solar saltworks near Burgas, Bulgaria. *International Journal of Salt Lake Research* **7**: 357–368.
- Pérès JM. 1967. The Mediterranean benthos. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review* **5**: 449–533.
- Pielou EC. 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley: New York.
- Reizopoulou S, Nicolaidou A. 2004. Benthic diversity of coastal brackish-water lagoons in western Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **14**: 93–102.
- Resh VH, Rosenberg DM. 1988. *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger Publishers Inc. New York.
- Rossi F, Castelli A, Lardicci C. 2006. Distribution of macrobenthic assemblages along a marine gradient in Mediterranean eutrophic coastal lagoons. *Marine Ecology* **27**: 66–75.
- Sadoul N, Walmsley JG, Charpentier B. 1998. *Salinas and Nature Conservation. Conservation of Mediterranean Wetlands 9*. Tour du Valat: Arles.
- Sconfiatti R, Marchini A, Occhipinti Ambrogi A, Sacchi CF. 2003. The sessile benthic community patterns on hard bottoms in response to continental vs. marine influence in northern Adriatic lagoons. *Oceanologica Acta* **26**: 47–56.
- Shannon CE, Weaver N. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press: Urbana.
- Steers JA. 1960. *Scot Head Island*. W. Heffer and Sons: Cambridge.
- Strickland JDH, Parsons R. 1968. A practical handbook of seawater analysis. *Fisheries Research Board of Canada Bulletin* **167**: 1–311.
- ter Braak CJF. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* **67**: 1167–1179.
- ter Braak CJF, Šmilauer P. 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power: Ithaca, New York.
- Vareschi E. 1987. Saline lake ecosystems. In *Potentials and Limitations of Ecosystem Analysis*, Schultze E-D, Zwölfer H (eds). Springer Verlag: Berlin.
- Vieira MN, Amat F. 1997. The invertebrate benthic community of two solar salt ponds in Aveiro, Portugal. *International Journal of Salt Lake Research* **5**: 281–286.
- Vieira MN, Galhano MH. 1985. First data about the ecology of the Aveiro saltponds (Portugal). Publicações do Instituto de Zoologia 'Dr. Augusto Nobre' 109. Faculdade de Ciências do Porto, Porto.
- Walkey Á. 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science* **63**: 251–263.
- Walmsley JG. 2000. The ecological importance of Mediterranean Salinas. In *Saltworks: Preserving Saline Coastal Ecosystems. 6th Conference on Environmental Science and Technology*, Pythagorion, Samos, 1 September 1999, Korovessis NA, Lekkas TD (eds). GlobalNEST: Athens; 81–95.
- Warwick RM, Clarke KR. 1995. New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series* **129**: 301–305.
- Warwick RM, Clarke KR. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* **216**: 265–278.
- Williams WD, Boulton AJ, Taaffe RG. 1990. Salinity as a determinant of salt lake fauna: a question of scale. *Hydrobiologia* **197**: 257–266.
- Zeno C. 2006. The ecological importance of the Margherita Di Savoia saltworks. *Proceedings of the 1st International Conference on the Ecological Importance of Solar Saltworks (CEISSA 06)*, Santorini Island, Greece, 20–22 October 2006; 15–24.



ΥΠΟΥΡΓΕΙΟ ΕΘΝΙΚΗΣ ΠΑΙΔΕΙΑΣ ΚΑΙ ΘΡΗΣΚΕΥΜΑΤΩΝ
ΕΙΔΙΚΗ ΥΠΗΡΕΣΙΑ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ ΕΠΕΑΕΚ
ΕΥΡΩΠΑΪΚΗ ΕΠΙΧΕΙΡΗΣΙΑ
ΣΥΓΧΡΗΜΑΤΟΔΟΤΗΣΗΣ
ΕΥΡΩΠΑΪΚΟ ΚΟΙΝΩΝΙΚΟ ΤΑΜΕΙΟ
ΕΥΡΩΠΑΪΚΟ ΤΑΜΕΙΟ ΠΕΡΙΦΕΡΕΙΑΚΗΣ ΑΝΑΠΤΥΞΗΣ



ΠΑΙΔΕΙΑ ΜΠΡΟΣΤΑ
2^ο Επιχειρησιακό Πρόγραμμα
Εκπαίδευσης και Αρχικής
Επαγγελματικής Κατάρτισης