ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΑΘΗΝΩΝ ΤΜΗΜΑ ΒΙΟΛΟΓΙΑΣ ΤΟΜΕΑΣ ΟΙΚΟΛΟΓΙΑΣ ΚΑΙ ΤΑΞΙΝΟΜΙΚΗΣ

Το ζωοπλαγκτόν στον κόλπο της Καλλονής και ο ρόλος του στο τροφικό πλέγμα

ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ Γεωργία Παπαντωνίου

AOHNA 2015

UNIVERSITY OF ATHENS FACULTY OF BIOLOGY DEPARTMENT OF ECOLOGY AND SYSTEMATICS

Zooplankton in Kalloni gulf and its role in the food web

PhD Thesis Georgia Papantoniou

ATHENS 2015

Φωτογραφία εξωφύλλου: David Littschwager 2006.

ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

«Το ζωοπλαγκτόν στον κόλπο της Καλλονής και ο ρόλος του στο τροφικό πλέγμα»

Γεωργία Παπαντωνίου

ΕΠΙΒΛΕΠΩΝ ΚΑΘΗΓΗΤΗΣ

Δανιήλ Δανιηλίδης, Αναπληρωτής Καθηγητής ΕΚΠΑ

Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών, Τμήμα Βιολογίας

ΤΡΙΜΕΛΗΣ ΣΥΜΒΟΥΛΕΥΤΙΚΗ ΕΠΙΤΡΟΠΗ

Δανιήλ Δανιηλίδης, Αναπληρωτής Καθηγητής ΕΚΠΑ

Αθηνά Οικονόμου-Αμίλλη, Καθηγήτρια ΕΚΠΑ

Αικατερίνη Φραγκοπούλου, Επίκουρος Καθηγήτρια Πανεπιστημίου Πατρών

ΕΠΤΑΜΕΛΗΣ ΕΞΕΤΑΣΤΙΚΗ ΕΠΙΤΡΟΠΗ

Δανιήλ Δανιηλίδης, Αναπληρωτής Καθηγητής ΕΚΠΑ Αθηνά Οικονόμου-Αμίλλη, Ομότιμη Καθηγήτρια ΕΚΠΑ Γιώργος Τσιρτσής, Καθηγητής Πανεπιστημίου Αιγαίου Κωνσταντίνος Κουτσικόπουλος, Καθηγητής Πανεπιστημίου Πατρών Άρτεμις Νικολαΐδου, Καθηγήτρια ΕΚΠΑ Επαμεινώνδας Χρήστου, Κύριος Ερευνητής ΕΛΚΕΘΕ Σοφία Σπαθάρη, Λέκτορας Πανεπιστημίου Γλασκόβης

ΠΡΟΛΟΓΟΣ - ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Η παρούσα διδακτορική διατριβή εκπονήθηκε στο ΕΚΠΑ ενώ για μεγάλα χρονικά διαστήματα εργασίες πραγματοποιήθηκαν στο Πανεπιστήμιο Πατρών και στο Πανεπιστήμιο Αιγαίου. Σκοπός της διατριβής ήταν η διερεύνηση της δυναμικής και βιοποικιλότητας του ζωοπλαγκτού σε ένα δυναμικό οικοσύστημα εστιάζοντας παράλληλα στον ρόλο του στο πλαγκτικό τροφικό πλέγμα. Η πληροφορία που συλλέχθηκε και αναλύθηκε κατά τη διάρκεια της διατριβής παρουσιάζεται σε τέσσερα κεφάλαια ενώ ένα μεγάλο μέρος της έχει δημοσιευτεί σε διεθνή επιστημονικά περιοδικά και συνέδρια.

Αρχικά, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα της διατριβής μου Αναπληρωτή Καθηγητή του Τμήματος Βιολογίας του Τομέα Οικολογίας και Ταξινομικής του ΕΚΠΑ κ. Δανιήλ Δανιηλίδη, για την καθοδήγηση, την συμπαράσταση και τη συντροφικότητα σε όλες τις φάσεις εκπόνησης της εργασίας τόσο σε πειραματικό όσο και σε συγγραφικό επίπεδο. Επίσης θα ήθελα να ευχαριστήσω την Ομότιμη Καθηγήτρια του Τμήματος Βιολογίας του Τομέα Οικολογίας και Ταξινομικής του ΕΚΠΑ κ. Αθηνά Οικονόμου-Αμίλλη για την ενθάρρυνση, τη συμπαράσταση και τη διάθεση πολύτιμου χρόνου στην παρακολούθηση του συγγραφικού μέρους της εργασίας. Ένα μεγάλο ευχαριστώ οφείλω στην Επίκουρη Καθηγήτρια του Τμήματος Βιολογίας Πατρών κ. Νίνα Φραγκοπούλου για την άριστη καθοδήγησή της στην ταξινομική του μεσοζωσπλαγκτού, για την επιστημονική και οικονομική της στήριξη μέσα από τη συμμετοχή μου σε ερευνητικά προγράμματα, αλλά κυρίως για τη φιλία της.

Ιδιαίτερα ευχαριστώ τον Καθηγητή του Τμήματος Επιστημών της Θάλασσας του Πανεπιστημίου Αιγαίου κ. Γιώργο Τσιρτσή για την πολύτιμη συμβολή και στήριξή του στο ξεκίνημα αυτής της προσπάθειας, τόσο στο πεδίο όσο και στο εργαστήριο. Ένα μεγάλο ευχαριστώ οφείλω στη Λέκτορα του Πανεπιστημίου της Γλασκόβης, Σκωτία, κ. Σοφία Σπαθάρη για τη στήριξη στα αρχικά στάδια του διδακτορικού και για την παραχώρηση για επεξεργασία των δεδομένων της ταξινομικής και βιομετρικής ανάλυσης του μικροπλαγκτού που χρησιμοποιήθηκαν στην παρούσα διατριβή. Ένα εξίσου μεγάλο ευχαριστώ οφείλεται στην Αλεξάνδρα Σπυροπούλου, για την παρέα στις ατελείωτες ώρες στο πεδίο και το εργαστήριο και την ανεκδιήγητα γενναιόδωρη φιλοξενία της.

Ευχαριστώ πολύ τον Καθηγητή Μικροβιολογίας στο Πανεπιστήμιο της Θεσσαλίας κ. Κωνσταντίνο Κορμά για την αμέριστη βοήθεια με το μικροσκόπιο φθορισμού και τον ενθουσιασμό του κατά τις επισκέψεις μου στον Βόλο. Ένα μεγάλο ευχαριστώ οφείλω ακόμη στον Καθηγητή Θαλάσσιας Βιολογίας του Πανεπιστημίου Πατρών κ. Κωνσταντίνο

i

Κουτσικόπουλο για την έμπνευση και τη συνεργασία μας, όπως και στον Ερευνητή Θαλάσσιας Βιολογίας του Ελληνικού Κέντρου Θαλασσίων Ερευνών κ. Επαμεινώνδα Χρήστου για τη βοήθειά του στην ανάλυση των πρώτων αποτελεσμάτων.

Επιπροσθέτως, θα ήθελα να ευχαριστήσωτον Dr Enric Saiz από το Institut de Ciencies de Mar για την άψογη συνεργασία κατά την τρίμηνη διάρκεια παραμονής μου στη Βαρκελώνη στα πλαίσια του ERASMUS-PLACEMENT, και ένα εξίσου μεγάλο ευχαριστώ οφείλω στη μεταδιδακτορική ερευνήτρια του King Abdullah University of Science and Technology, Saudi Arabia, Δρ. Σταματίνα Ίσαρη για τη ζεστή παρέα της και τον επαγγελματισμό της.

Όλοι όσοι συμμετείχαν στις δειγματοληψίες από αγνό και ανόθευτο μεράκι, αξίζουν επίσης ένα θερμό ευχαριστώ.

Τέλος, ευχαριστώ τους γονείς μου, Βασίλη και Βασούλα για τη διαρκή τους στήριξη, τα αδέρφια μου Γιάννη, Κυριακή και Ανδρεάνα για την αδιαπραγμάτευτη φιλία τους και τον Άγγελο για την αγάπη του. Ο Μαρίνος, η Βαγγελίτσα, ο Κώστας, η Πολύμνια και ο Βερνάρδος είναι πολύ καλοί φίλοι και τους ευχαριστώ για όλα.

Δεκέμβριος 2015

Γεωργία Παπαντωνίου

ii

Περιεχόμενα

1	Εισαγω	γή	1
	1.1 Γενι	κά	1
	1.1.1	Ζωοπλαγκτόν	1
	1.1.2	Κατανομή του ζωοπλαγκτού στο θαλάσσιο οικοσύστημα	3
	1.1.3	Κωπήποδα	4
	1.1.4	Θαλάσσιο τροφικό πλέγμα	7
	1.1.5	Η σημασία του μεγέθους των πλαγκτικών οργανισμών	9
	1.1.6	Η υποεκτίμηση του μικρότερου ζωοπλαγκτικού κλάσματος	10
	1.1.7	Φάσμα Μεγέθους Κανονικοποιημένου Βιο-όγκου	11
	1.2 Ρηχο	οί ημίκλειστοι κόλποι	13
	1.3 Περ	ιοχή μελέτης: Ο κόλπος της Καλλονής	16
	1.4 Στόγ	(ος διατριβής	20
2	Μεθοδο	λογία	
	2.1 Δειγ	ψατοληψίες	22
	2.1.1	Ημερομηνίες και σταθμοί δειγματοληψιών	22
	2.1.2	Καταγραφή υδρολογικών δεδομένων	24
	2.1.3	Αβιοτικές και βιοτικές παράμετροι	24
	2.1.4	Πικο-, νανο-, μικροπλαγκτόν	24
	2.1.5	Μεσοζωοπλαγκτόν	24
	2.2 Εργα	αστηριακή ανάλυση δειγμάτων	25
	2.2.1	Περιβαλλοντικές παράμετροι	25
	2.2.2	Πικο- και νανο-πλαγκτόν	25
	2.2.3	Μικροπλαγκτόν	26
	2.2.4	Ζωοπλαγκτόν	26
	2.3 Επε	ξεργασία αποτελεσμάτων	27
	2.3.1	Υδρολογικές απεικονίσεις	27
	2.3.2	Μελέτη ποικιλότητας	27
	2.3.3	Πολυπαραμετρικές αναλύσεις	27
	2.3.4	Ανάλυση διασποράς και t-test	28
	2.3.5	Φάσμα μεγέθους κανονικοποιημένου βιο-όγκου (NB-SS)	29
3	Αποτελ	έσματα	31

3.1 Χωρα ζωοπλαγκτο	οχρονική ποικιλότητα των συναθροίσεων του μικρότερου κλάσματος του ύ στον Κόλπο της Καλλονής	31
3.1.1	Ετήσια διακύμανση περιβαλλοντικών παραμέτρων	31
3.1.2	Ζωοπλαγκτόν	35
3.1.2.1	Χωρική και χρονική διακύμανση ζωοπλαγκτού	35
3.1.2.2	Σύνθεση ζωοπλαγκτού σε ομάδες	36
3.1.2.3	Σύγκριση βιοκοινοτήτων	38
3.1.2.4	Χωροχρονική διακύμανση των ζωοπλαγκτικών ομάδων	39
3.1.2.5	Χωροχρονική διακύμανση και βιοποικιλότητα Κωπηπόδων	41
3.1.2.6	Χωροχρονική διακύμασνη Κλαδοκεραιωτών	45
3.1.2.7 παραμι	Συσχέτιση ζωοπλαγκτικών συναθροίσεων με τις περιβαλλοντικές έτρους	46
3.2 Διετι διαφορετικα	ής εποχική μελέτη του ζωοπλαγκτού με την παράλληλη χρήση 2 διχτυών ού διαμετρήματος πόρων (90 και 200 μm)	48
3.2.1	Διετής εποχική διακύμανση περιβαλλοντικών παραμέτρων	48
3.2.2	Ζωοπλαγκτόν	55
3.2.2.1	Χωροχρονική διακύμανση οριζόντιας και κάθετης κατανομής ζωοπλαγ 55	κτού
3.2.2.2	Σύνθεση ζωοπλαγκτικής βιοκοινότητας	57
3.2.2.3	Διετής εποχική χωροχρονική διακύμανση ζωοπλαγκτικών ομάδων	58
3.2.2.4	Κωπήποδα	66
3.2.2.5	Κλαδοκεραιωτά	74
3.2.2.6	Βιοποικιλότητα	77
3.2.2.7	Σύγκριση των βιοκοινοτήτων μεταξύ των δύο ετών	81
3.2.2.8	Σύγκριση ανάλογα με τα χρησιμοποιθέντα δίχτυα δειγματοληψίας	84
3.3 To π	λαγκτικό τροφικό πλέγμα στον Κόλπο της Καλλονής	91
3.3.1	Εποχική διακύμανση του πικο-, νανο- και μικροπλαγκτού	91
3.3.1.1 ανάλυς	Σύνθεση και βιοποικιλότητα και φυτοπλαγκτικής βιοκοινότητας και η μικροπλαγκτικών συναθροίσεων	94
3.3.2 τροφικού	Συσχέτιση των ζωοπλαγκτικών οργανισμών με τα συστατικά του πλαγκτι πλέγματος	κού 97
3.3.3	Βιοόγκος μικρο- και μεσο-πλαγκτού	98
3.3.4 (Normalis	Φάσμα Μεγέθους Κανονικοποιημένου Βιο-όγκου edBiovolumeSizeSpectrum, NB-SS)	. 100
Συζήτησ	n	

4.	1 Тол	τεριβάλλον του Κόλπου της Καλλονής	
4.	2 Το ζ	ωοπλαγκτόν στον Κόλπο της Καλλονής	
	4.2.1 Το απόθεμα του ζωοπλαγκτού στον Κόλπο της Καλλονής και σύγκριση με		
	άλλα οικ	οσυστήματα 112	
	4.2.2	Κυρίαρχες ζωοπλαγκτικές ομάδες	
	4.2.3	Χωρική και χρονική ετερογένεια ζωοπλαγκτικών συναθροίσεων	
	4.2.4	Βιοποικιλότητα ζωοπλαγκτού	
	4.2.5	Το ζωοπλαγκτόν στην επιφάνεια και στην υδάτινη στήλη	
	4.2.6	Επίδραση περιβαλλοντικών παραμέτρων στο ζωοπλαγκτόν	
	4.2.7	Σύγκριση διχτυών δειγματοληψίας	
	4.2.8	Η σημασία των μικρών κωπηπόδων	
4.3 Ο ρόλος των κα		όλος των κωπηπόδων στο τροφικό πλέγμα	
	4.3.1	Χωροχρονική διακύμανση του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος	
	4.3.2	Ο Βιοόγκος ως έμμεσος εκτιμητής των πλαγκτικών βιοκοινοτήτων	
	4.3.3 Μεταφορά ενέργειας, παραγωγικότητα και σταθερότητα του πλαγκτικού τροφικού δικτύου στον κόλπο της Καλλονής (μέσω των χαρακτηριστικών της NB-SS, Normalised Biovolume Size Spectrum)		
	4.3.3.1 κόλπο	L Απόδοση της μεταφοράς ενέργιας στο πλαγκτικό τροφικό πλέγμα στον της Καλλονής - Κωδωνοειδή πρότυπα κατανομής NB-SS	
	4.3.3.2	2 Διακύμανση της απόδοσης μεταφοράς ενέργειας στο πλαγκτικό τροφικό	
	δίκτυο - Κλίση παλινδρόμησης NB-SS13		
	4.3.3.3	3 Παραγωγικότητα και σταθερότητα του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος 137	
5	Συμπερ	άσματα	
6	Περίληψη		
7	Summary144		
8	Βιβλιογ	ραφία	
9	Παραρτ	ημα Ι - Πίνακες	
10	Παράρτημα ΙΙ – Δημοσιεύσεις		

1 Εισαγωγή

1.1 Γενικά

1.1.1 Ζωοπλαγκτόν

Το ζωοπλαγκτόν καταλαμβάνει ζωτική θέση στη λειτουργία του θαλάσσιου τροφικού πλέγματος καθώς αποτελεί τον τροφικό σύνδεσμο μεταξύ της βάσης του πλέγματος και της ιχθυοπανίδας (Εικόνα 1) ενώ διαδραματίζει κεντρικό ρόλο στους βιογεωχημικούς κύκλους και στην κάθετη μεταφορά ενέργειας και σωματιδίων (Kiørboe 1998, Reynolds 2001, Buitenhuis et al. 2006) (Εικόνα 2). Οι ζωοπλαγκτικές βιοκοινότητες χαρακτηρίζονται από υψηλή ποικιλότητα με αποτέλεσμα να συμμετέχουν σε ένα μεγάλο μέρος διεργασιών στο οικοσύστημα. Αναμφισβήτητα ο σημαντικότερος ρόλος του ζωοπλαγκτού είναι αυτός του θηρευτή, καθώς παρέχει την κύρια οδό μεταφορά ενέργειας από τους πρωτογενείς παραγωγούς στα ανώτερα τροφικά επίπεδα όπως τα ψάρια και τα θηλαστικά. Η διαθεσιμότητα ζωοπλαγκτού σε κατάλληλο μέγεθος, τον σωστό χώρο και χρόνο, κατά τη διάρκεια της πρώτης φάσης ζωής των ιχθυονυμφών αποτελεί τη διάσημη υπόθεση αντιστοιχίας / αναντιστοιχίας (match / mismatch hypothesis) (Cushing 1990). Επιπλέον, μέσω της θηρευτικής δραστηριότητας του ζωοπλαγκτού καθορίζεται η ποσότητα και η σύνθεση της κάθετης μεταφοράς σωματιδίων στην υδάτινη στήλη συμμετέχοντας με αυτόν τον τρόπο δραστικά στους βιογεωχημικούς κύκλους στη θάλασσα. Μέσω των απεκκρίσεων το ζωοπλαγκτόν συμμετέχει στην αναγέννηση του Ν₂, ενισχύοντας τη βακτηριακή και τη φυτοπλαγκτική παραγωγή, ενώ μέσω της παραγωγής περιττωμάτων και εξωσκελετών, και την εν συνεχεία εποίκησή τους από μικρόβια, αποτελεί σημαντική πηγή οργανικού άνθρακα στο θαλάσσιο σύστημα. Αυτά τα ζωοπλαγκτικά προϊόντα καταβυθίζονται με βραδείς ρυθμούς στον σκοτεινό βυθό συντηρώντας τις βενθικές βιοκοινότητες (Ruhl & Smith 2004). Το ζωοπλαγκτόν διαδραματίζει σημαντικό ρόλο στη διαμόρφωση του ρυθμού εξέλιξης της κλιματικής αλλαγής καθώς η ικανότητα του ωκεανού να λειτουργεί ως λεκάνη καταβύθισης CO₂ βασίζεται εν μέρει στη βιολογική αντλία της οποίας βασικό συστατικό είναι το ζωοπλαγκτόν. Το ζωοπλαγκτόν διαδραματίζει κρίσιμο ρόλο στη βιολογική αντλία καθώς καταναλώνει ένα μεγάλο μέρος του CO2 που δεσμεύει το φυτοπλαγκτόν, το οποίο στη συνέχεια καταλήγει με τις διεργασίες που προαναφέρθηκαν στον βυθό των ωκεανών.



Εικόνα 1 Σχηματική απεικόνιση του μεσοζωοπλαγκτού ως τροφικού συνδέσμου μεταξύ της βάσης του τροφικού θαλάσσιου πλέγματος και της ιχθυοπανίδας.

Ο τροφικός και οικολογικός ρόλος των ζωοπλαγκτικών βιοκοινοτήτων εξαρτάται από την ποικιλότητα, τη συμπεριφορά και τις αλληλεπιδράσεις μεταξύ των ειδών του. Οι ζωοπλαγκτικές βιοκοινότητες συχνά κυριαρχούνται από ορισμένα είδη κλειδόλιθους, (keystone species) τα οποία διαδραματίζουν κεντρικό ρόλο στη μεταφορά ενέργειας προς τα ανώτερα τροφικά επίπεδα και παράλληλα ασκούν έλεγχο προς τα χαμηλότερα επίπεδα μέσω βόσκησης ή θήρευσης. Παρά ταύτα υπάρχουν ζωοπλαγκτικές βιοκοινότητες με ιδιαίτερα αυξημένη ποικιλότητα στις οποίες είναι πολύ δύσκολη η διάκριση τέτοιων ειδών. Μεγάλο τμήματης θαλάσσιας έρευνας έχει εστιάσει στις περιβαλλοντικές προσαρμογές των κυρίαρχων ειδών καθώς θεωρείται απαραίτητη για την κατανόηση της οικολογική τους συμμετοχής στη διαμόρφωση του τροφικού δικτύου (Verity & Smetacek 1996).



Εικόνα 2 Ο ρόλος του ζωοπλαγκτού στον βιογεωχημικό κύκλο (εικόνα από U.S. JGOFS).

1.1.2 Κατανομή του ζωοπλαγκτού στο θαλάσσιο οικοσύστημα

Η κατανομή του πλαγκτού στην κλίμακα του χώρου (οριζόντια και κάθετη διάσταση) και του χρόνου (εποχιακή, ετήσια) χαρακτηρίζεται από τη συναθροιστικότητα (patchy distribution) (Omori & Hammer 1982). Η ετερογενής φύση των προτύπων κατανομής του ζωοπλαγκτού χαρακτηρίζεται από αραιή διασπορά σε όλη την υδάτινη στήλη με κάποια συσσωματώματα υψηλής πυκνότητας (Folt & Burns 1999). Η εξασφάλιση αντικειμενικής εικόνας για την υπάρχουσα συναθροιστικότητα είναι αυξημένης δυσκολίας και εξαρτάται από την επιλεγόμενη εκάστοτε στρατηγική δειγματοληψίας (Wangersky 2005). Οι προσπάθειες που έχουν πραγματοποιηθεί κατά τις τρεις τελευταίες δεκαετίες με στόχο τη διερεύνηση των παραγόντων που συμβάλλουν στη διαμόρφωση των ετερογενών προτύπων κατανομής έχουν αναγνωρίσει τη σημασία των φυσικοχημικών χαρακτηριστικών του θαλάσσιου περιβάλλοντος καθώς και των βιολογικών διαδικασιών. Παραμένει ωστόσο υπό εξέταση ο βαθμός συμμετοχής κάθε παράγοντα στη διαμόρφωση της ετερογένειας (Legendre & Demers 1984, Daly & Smith 1993, Folt & Burns 1999).

Η δομή και η δυναμική των βιοκοινοτήτων του ζωοπλαγκτού θεωρείται αποτέλεσμα πολύπλοκων αλληλεπιδράσεων μεταξύ φυσικών, χημικών και βιολογικών

παραγόντων συμπεριλαμβανομένων της φυσιολογίας και της συμπεριφοράς των οργανισμών (Daly & Smith 1993). Η χωροχρονική ετερογένεια του πλαγκτού μπορεί να ερμηνευθεί μέσα από τη συνεργική δράση των αβιοτικών και βιοτικών παραμέτρων, ενώ ο βαθμός επίδρασης τους στις βιοκοινότητες εξαρτάται καθοριστικά από την κλίμακα αναφοράς. Βιολογικές διαδικασίες όπως η κατακόρυφη μετανάστευση, η θήρευση, ο ανταγωνισμός, η αναπαραγωγική σύζευξη φαίνεται να επηρεάζουν σημαντικά την κατανομή των οργανισμών του ζωοπλαγκτού (Folt & Burns 1999). Οι αβιοτικές παράμετροι φαίνεται να κυριαρχούν σε μεγάλες χωροχρονικές κλίμακες σε αντίθεση με τις βιοτικές επιδράσεις, οι οποίες έχουν την πρωτεύουσα θέση σε μικρές χωρικές κλίμακες (Pinel-Alloul 1995).

Στη λεκάνη της Μεσογείου τα υπάρχοντα δεδομένα φανερώνουν μια στενή σχέση μεταξύ υδρολογίας, της θερμοκρασίας και της αλατότητας της υδάτινης στήλης των και προτύπων κατανομής της βιομάζας αλλά και της σύνθεσης σε είδη της βιοκοινότητας του ζωοπλαγκτού (Alcazar *et al.* 2003). Τα παράκτια οικοσυστήματα της Μεσογείου είναι ιδαίτερα δυναμικά συστήματα όπου οι αλλαγές στην κυκλοφορία του νερού και οι αλληλεπιδράσεις ξηράς και θάλασσας εισάγουν υψηλή περιβαλλοντική ετερογένεια σε χρονικές κλίμακες από ώρες έως εποχές, η οποία αντανακλάται στην κατανομή του ζωοπλαγκτού και τον κύκλο ζωής των ζωοπλαγκτικών ομάδων με αποτέλεσμα να παρατηρούνται μεγάλες διακυμάνσεις στη σύνθεση και της αλατότητας έχουν αποδοθεί μεταβολές στην αφθονία του συνολικού ζωοπλαγκτού στο Ιόνιο (Mazzocchi *et al.* 2003) και στη Βόρεια Αδριατική θάλασσα (Kambuska & Fonda-Umani 2006), στη βιοκοινότητα των κωπηπόδων στον Κόλπο της Λυόν (Kouwenberg 1998) και στον Κόλπο της Τεριέστης (Conversi *et al.* 2005).

1.1.3 **Κωπήποδα**

Το ζωοπλαγκτόν αποτελεί μία ιδιαίτερα ανομοιογενή ομάδα οργανισμών, συμπεριλαμβάνοντας όλα τα μεγάλα και τα περισσότερα μικρά φύλα του ζωικού βασιλείου, αν όχι σε ενήλικο τουλάχιστον σε προνυμφικό στάδιο. Οι οργανισμοί που ανήκουν στην υφομοταξία Κωπήποδα (Τάξη Crustacea, Φύλο Arthropoda) είναι οι πιο άφθονοι ζωοπλαγκτικοί οργανισμοί (μετάζωα) στα θαλάσσια οικοσυστήματα, συνιστώντας μέχρι και το 80% της συνολικής ζωοπλαγκτικής βιοκοινότητας (Verity & Smetacek 1996). Τα

κωπήποδα αποτελούν ένα ιδιαίτερα ξεχωριστό σύνολο ζώων (11500 είδη, Hummes, 1994) (Εικονα 3), τα οποία πολύ πιθανόν να έχουν προέλθει από κάποιο προγονικό αρθρόποδο πριν από 388 έως 522 εκατομμύρια έτη (Nishida 1985). Η μορφολογία, η φυσιολογία, οι στρατηγικές επιβίωσης και η οικολογική κατανομή των κωπηπόδων χαρακτηρίζονται από μεγάλη ποικιλότητα.



Eικόνα 3 Ποικιλότητα μορφολογίας των Κωπηπόδων. 1. Philichtysxiphiae 2. Sacrote ssp. 3. Calocalanus pavo 4. Farranula rostrata 5. Copilia vitrea 6. Paracalanus parvus 7. Clavella adunca 8. Copilia quadrata 9. Chondracanthuszei 10. Phyllothyreus cornutus 11. Acanthocyclops vernalis 12. Sapphirinaovato lanceolata 13. Chondracanthus ornatus 14. Coryceaus obtusus 15. Euaugaptilus filigerus 16. Monstrilla longispina 17. Sphyrionlumpi 18. Caligus elongates 19. Lernaeocera branchialis 20. Oithonanana 21. Sapphitinaaruronitens (Bron et al. 2011)

Στο θαλάσσιο περιβάλλον τα κωπήποδα είναι σημαντικοί βοσκητές του φυτοπλαγκτού αλλά παράλληλα είναι θηρευτές πρωτοζωοπλαγκτού και άλλων κωπηπόδων ενώ ταυτόχτονα τα ίδια αποτελούν τη βασική τροφή για μια πληθώρα ψαριών και άλλων θαλάσσιων οργανισμών. Επίσης εκτός από τα ενήλικα, τα αναπτυξιακά στάδια των κωπηπόδων (π.χ. οι ναύπλιοι) αποτελούν βασική τροφή για τις προνύμφες των ψαριών (Cushing 1989). Τα θαλάσσια κωπήποδα συνεπώς διαδραματίζουν πολύ σημαντικό ρόλο στο τροφικό πλέγμα των θαλάσσιων οικοσυστημάτων καθώς αποτελούν τον σύνδεσμο μεταξύ της πρωτογενούς παραγωγής και των ανώτερων τροφικών επιπέδων (Calbet & Saiz 2005). Εκτός του τροφικού τους ρόλου, τα κωπήποδα χαρακτηρίζουν τη δευτερογενή παραγωγικότητα της θάλασσας και διαδραματίζουν βασικό ρόλο στη δυναμική του CO2 και σε άλλες βιογεωχημικές διεργασίες στον ωκεανό (π.χ. ο κύκλος της διμεθυλσουφιδίου, Lee et al. 2003) (Εικόνα 4). Η πιο σημαντική συνεισφορά ύλης και ενέργειας των κωπηπόδων στους βιογεωχημικούς κύκλους συνίσταται μέσω απέκκρισης (διαλυμένων ουσιών) και παραγωγής περιττωμάτων (σωματιδιακή ύλη). Η απέκκριση προσφέρει ανόργανα θρεπτικά άλατα τα οποία μπορούν άμεσα να χρησιμοποιηθούν από τους πρωτογενείς παραγωγούς ενώ οι σβόλοι περιττωμάτων είναι κριτικής σημασίας για την κάθετη μεταφορά θρεπτικών στην υδάτινη στήλη (Frangoulis et al. 2004).



Εικόνα 4 Ο ρόλος των κωπηπόδων στον βιογεωχημικό κύκλο του διμεθυλσουλφιδίου (εικόνα του Glynn Gorick).

1.1.4 Θαλάσσιο τροφικό πλέγμα

Η τροφική συσχέτιση μεταξύ των παραγωγών και των ανώτερων τροφικών επιπέδων στη θάλασσα είχαν αρχικά περιγραφεί ως αλυσίδα από το φυτοπλαγκτόν στο νηκτόν. Οι τροφικές αλληλεπιδράσεις του μικροβιακού κλάσματος του πλαγκτού ενσωματώθηκαν σε αυτή την κλασσική θεώρηση μόνο όταν περιεγράφη ο μικροβιακός βρόγχος (Pomeroy 1974, Azam *et al.* 1983). Ο Pomeroy το 1974 τόνισε τη σημαντικότητα του ρόλου των μικροβίων στην παραγωγικότητα των θαλασσών, και στη συνέχεια οι Azam *et al.* (1983) εισήγαγαν τον όρο «μικροβιακός βρόγχος» (microbial loop). Μετά την ανακάλυψη του μικροβιακού βρόγχου η κλασσική θεώρηση ότι το φυτοπλαγκτόν και τα φυτά είναι οι αποκλειστικά υπεύθυνοι για την παραγωγικότητα των θαλασσών.

Στο θαλάσσιο τροφικό πλέγμα συνεπώς η οργανική ύλη που παράγεται από τη φωτοσύνθεση από το φυτοπλαγκτόν μεταφέρεται στα ανώτερα τροφικά επίπεδα μέσω δύο οδών. Η πρώτη είναι η «κλασική» τροφική αλυσίδα η οποία περιγράφει το φαινόμενο μεταφοράς ενέργειας από το μικροφυτοπλαγκτόν (10-200 μm) μέσω του μεσοζωοπλαγκτού (κυρίως των καλανοειδών κωπηπόδων) (> 200 μm) σε ανώτερα τροφικά επίπεδαμε μικρές απώλειες ενέργειας κατά τη μεταφορά (Cushing 1989). Εναλλακτική οδός είναι ο μικροβιακός βρόγχος στον οποίο συμμετέχουν ετερότροφα βακτήρια και πρωτόζωα και όλοι οι προκαρυωτικοί και ευκαρυωτικοί μονοκύτταροι φωτοσυνθετικοί οργανισμοί όπως το πικο- (< 2 μm), νανο- (2-10 μm) και μικρο-φυτοπλαγκτόν (Sherr & Sherr, 1994). Στο μικροβιακό τροφικό πλέγμα, τα βακτήρια, οι μοναδικοί ικανοί οργανισμοί να δεσμεύσουν το διαλυμένο οργανικό υλικό στην υδάτινη στήλη, καταναλώνονται από ετερότροφα και μικτότροφα νανομαστιγωτά τα οποία ευθύνονται σχεδόν αποκλειστικά για τη διάθεση του βακτηριακού άνθρακα στο ανώτερο τροφικό δίκτυο (Christaki *et al*. 2001). Τα νανομαστιγωτά στη συνέχεια καταναλώνονται από τα βλεφαριδωτά και από κοινού διαδραματίζουν σημαντικό ρόλο καθώς μεταφέρουν βακτηριακή και φυτοπλαγκτική βιομάζα μέσω θήρευσης στα ανώτερα τροφικά επίπεδα εφόσον και τα δύο αποτελούν τροφή για το μεσοζωοπλαγκτόν. Το μεσοζωοπλαγκτόν αποτελεί τον τροφικό σύνδεσμο μεταξύ της βάσης του τροφικού θαλάσσιου πλέγματος και της ιχθυοπανίδας (Εικόνα 5). Ιδιαιτέρως τα μικρά κωπήποδα (< 1 mm) είναι ικανά να εκμεταλλεύονται με αποτελεσματικότητατα συστατικά του μικροβιακού τροφικού πλέγματος (Turner 2004). Σε συστήματα υψηλής παραγωγικότητας όπως σε περιοχές αναβλύσεων (upwelling systems) και άλλα εύκρατα ύδατα, η «κλασική» τροφική αλυσίδα συνήθως αποτελεί την κύρια οδό

μεταφοράς ενέργειας, ενώ αντιθέτως το μικροβιακό τροφικό πλέγμα κυριαρχεί σε περισσότερο ολιγοτροφικά περιβάλλοντα (Sherr & Sherr 1988). Μέσω της κλασικής τροφικής αλυσίδας η ενέργεια μεταφέρεται στα υψηλότερα τροφικά επίπεδα με χαμηλές απώλειες ενέργειας κατά τη μεταφορά ενώ συνήθως η ενεργειακή συνεισφορά του μικροβιακού βρόγχου είναι λιγότερο αποδοτική καθώς μεσολαβούν οι σημαντικές απώλειες κατά τη μεταφορά μεταξύ των πολλών ενδιάμεσων τροφικών επιπέδων (Sherr & Sherr 1988, Cushing 1989).

Trophic level



Εικόνα 5 Το τροφικό πλέγμα της Βόρειας Αδριατικής θάλασσας όπως κατασκευάστηκε από το Ecopath 6. Γίνονται εμφανείς οι τροφικές αλληλεπιδράσεις μεταξύ των ομάδων, ενώ οι κύκλοι είναι σχεδόν αναλογικοί της βιομάζας τους (Barausse *et al*. 2009).

Η δομή του θαλάσσιου τροφικού πλέγματος ελέγχεται από «κάτωθεν προς τα άνω» (bottom-up) (π.χ. διαθεσιμότητα θρεπτικών) και «άνωθεν προς τα κάτω» (top-down) (π.χ. βόσκηση, θήρευση) διεργασίες. Οι διεργασίες αυτές δύνανται να ρυθμίσουν τη ροή του βιογενή άνθρακα μεταξύ των οργανισμών και την εξαγωγή βιομάζας (Legendre & Rivkin 2002). Η κατανομή της πλαγκτικής βιομάζας στα κλάσματα μεγέθους και η ισχύς της σύνδεσης μεταξύ των ελεγκτικών διεργασιών έχουν απόλυτη αλληλεπίδραση. Η κατανομή βιομάζας στα διάφορα πλαγκτικά διαμερίσματα συσχετίζεται κυρίως με τις συνθήκες ανάπτυξης, αποτέλεσμα της ισορροπίας μεταξύ των διεργασιών παραγωγής και κατανάλωσης βιομάζας (Strom 2002, Irigoien *et al.* 2005).

Οι αλλαγές στην κατανομή βιομάζας στις πλαγκτικές βιοκοινότητες μεταξύ αυτότροφων και ετερότροφων οργανισμών και μεταξύ των κλάσεων των μεγεθών τους συμβαίνουν συναρτήσει της τροφικής κατάστασης της εκάστοτε περιοχής (Duarte *et al.* 2000). Μολονότι αυτές οι μεταβολές είναι δυνατόν να οφείλονται σε διαφορές στην

παροχή θρεπτικών, θηρευτική πίεση ή συνδυασμό των δύο, οι αυξημένες εισροές θρεπτικών οδηγούν συνήθως σε αύξηση της αυτότροφης βιομάζας σε σχέση με την ετερότροφη (Gasol *et al.* 1997, Duarte *et al.* 2000). Οι μεταβολές ως προς την ισορροπία μεταξύ αυτότροφης και ετερότροφης βιομάζας έχουν σημαντικές επιπτώσεις στις διεργασίες που ελέγχουν τη λειτουργία του θαλάσσιου οικοσυστήματος (π.χ. αναπνοή της βιοκοινότητας vs πρωτογενής παραγωγή).

1.1.5 Η σημασία του μεγέθους των πλαγκτικών οργανισμών

Ένα από τα θεμελιώδη χαρακτηριστικά των θαλάσσιων οργανισμών είναι το μέγεθός τους. Το μέγεθος των οργανισμών διαδραματίζει σημαντικό ρόλο στον καθορισμό των τροφικών αλληλεπιδράσεων και της δομής των βιοκοινοτήτων. Επιπλέον, επειδή το μέγεθος των οργανισμών είναι από τα σημαντικότερα χαρακτηριστικά προσδιορισμού του μεταβολισμού και κατά συνέπεια της κατανάλωσης πόρων, η συσχέτιση μεταξύ μεγέθους και αφθονίας αποκαλύπτει τον τρόπο με τον οποίο κατανέμεται η ενέργεια σε ένα οικοσύστημα.

Πολλά θεωρητικά μοντέλα έχουν χρησιμοποιήσει την κατανομή των μεγεθών στις πλαγκτικές βιοκοινότητες για να περιγράψουν τη δομή του τροφικού πλέγματος και τη λειτουργία του. Η παγκόσμια αύξηση της θερμοκρασίας, ο ευτροφισμός και η υπεραλίευση αποτελούν τους βασικούς ανθρωπογενείς παράγοντες που δύνανται να επηρεάσουν την κατανομή μεγέθους των θαλάσσιων οργανισμών και κατά συνέπεια τη λειτουργία των ίδιων των οικοσυστημάτων (Halpern *et al.* 2008). Πρόσφατες έρευνες υποδεικνύουν ότι οι παράγοντες αυτοί έχουν συντελέσει στη δραματική αλλαγή της δομής των θαλάσσιων κοινοτήτων ως προς τα μεγέθη των οργανισμών. Συνεπώς το μέγεθος των οργανισμών προσφέρεται ως ένας ιδιαίτερα λειτουργικός δείκτης παρακολούθησης της κατάστασης των οικοσυστημάτων (Sprules & Munawar 1986, Rodriguez 1994, Zhou 2006, Stemmann & Boss 2012).

Στις πλαγκτικές βιοκοινότητες η αύξηση της θερμοκρασίας προβλέπεται ότι θα προκαλέσει επικράτηση των μικρότερων σε μέγεθος ειδών (Daufresne *et al.* 2009) ενώ αντιστρόφωςο ευτροφισμός θα ευνοήσει την ανάπτυξη μεγαλύτερων οργανισμών (Fuchs & Franks 2010). Οι μεταβολές αυτές στο μέγεθος των οργανισμών ενδέχεται να επηρεάσουν τη λειτουργία των οικοσυστημάτων μέσω των αλλαγών στις σχέσεις θηρευτών-θηραμάτων και τελικά την ανακύκλωση του άνθρακα (Karl *et al.* 2001). Σύμφωνα με τα παραπάνω η κατανομή του μεγέθους των οργανισμών στη βιοκοινότητα θεωρείται ως ένα πολύ χρήσιμο

γνώρισμα (παράμετρος) για την παρακολούθηση των μεταβολών στην οργάνωση, τη λειτουργία και τη ροή της ενέργειας στις θαλάσσιες βιοκοινότητες.

1.1.6 Η υποεκτίμηση του μικρότερου ζωοπλαγκτικού κλάσματος

Αν και το ζωοπλαγκτόν αποτελεί σημαντικό συστατικό του θαλάσσιου τροφικού πλέγματος μέχρι σήμερα η δομή και η δυναμική του δεν έχουν περιγραφεί επαρκώς. Είναι μία ιδιαίτερα ανομοιογενής ομάδα οργανισμών οι οποίοι καλύπτουν ένα μεγάλο εύρος μεγέθους και κολυμβητικής ικανότητας. Κατά συνέπεια η αντικειμενική ποσοτική τους αντιπροσώπευση αποτελεί μακρόχρονια πρόκληση και μία πληθώρα δειγματοληπτικών εργαλείων έχουν κατασκευαστεί από τότε που ο Hensen (1887) πρωτοεισήγαγε τεχνικές ποσοτικής δειγματοληψίας. Οι κύριες αιτίες εισαγωγής σφάλματος στη δειγματοληψία του ζωοπλαγκτού είναι η η ικανότητα αποφυγής και διαφυγής καθώς και η συναθροιστικότητα που διέπει την κατανομή των ζωοπλαγκτικών οργανισμών.

Παραδοσιακά η έρευνα είχε στοχεύσει στη μελέτη της κατανομής, της παραγωγικότητας και του ρόλου του του μεγαλύτερου ζωοπλαγκτικού κλάσματος στο θαλάσσιο τροφικό πλέγμα. Η χρήση διχτυών διαμετρήματος 200 μm (WP2) αποτελεί τον βέλτιστο τρόπο περιγραφής του μεσοζωοπλαγκτιού ενώ η περιγραφή των μεγαλύτερων ζωοπλαγκτικών κλασμάτων όπως το μεγαζωοπλαγκτόν και οι ιχθονύμφες πραγματοποείαι με τη χρήση διχτυών με άνοιγμα διαμετρήμτος 330 μm. Η χρήση των προαναφερθέντων δειγματοληπτικών εργαλείων είχε ως αποτέλεσμα να υποεκτιμάται ή και να παραβλέπεται το μικρότερο ζωοπλαγκτικό κλάσμα και ιδιαίτερα οι οργανισμοί με μέγεθος 200-800 μm (Vannucci 1968, Evans & Sell 1985, Turner 2004, Tseng et al. 2011). Η επικράτηση του μικρότερου ζωοπλαγκτκού κλάσματος (< 1 mm) και ιδιαίτερα των μικρών κωπηπόδων και των ανπτυξιακών σταδίων των κωπηπόδων, τόσο στην αφθονία όσο και στη βιομάζα των ζωοπλαγκτικών βιοκοινοτήτων σε όλα τα θαλάσσια οικοσυστήματα ανακαλύφθηκε μόνο όταν χρησιμοποιήθηκαν δίχτυα μικρότερου ανοίγματος πόρων (π.χ. 45 μm, 67 μm, 90 μm). Πρόσφατες έρευνες έδειξαν ότι τα μικρά είδη κωπηπόδων και τα αναπτυξιακά τους στάδια δρουν ως σημαντικός τροφικός σύνδεσμος μεταξύ της «κλασικής» τροφικής αλυσίδας και του μικροβιακού βρόγχου ιδιαιτέρως σε ολιγοτροφικά περιβάλλοντα όπως η Μεσόγειος (Roff et al. 1995, Wickam et al. 1995, Calbet et al. 2000, Calbet et al. 2005). Δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν με δίχτυα διαμετρήματος πόρων μικρότερου των 200 μm ή με μεγάλες δειγματοληπτικές φιάλες απεκάλυψαν ότι η εκτίμηση της αφθονίας και της βιομάζας του ζωοπλαγκτού αυξήθηκε από 2 έως 20 φορές επειδή συμπεριελάμβανε το

μικρότερο κλάσμα του ζωοπλαγκτού (Krisinic 2002, Youssara & Gaudy 2001, Zervoudaki *et al.* 2007).

1.1.7 Φάσμα Μεγέθους Κανονικοποιημένου Βιο-όγκου

Το Φάσμα Μεγέθους Κανονικοποιημένου Βιο-όγκου (Normalised Biovolume Size Spectrum, NB-SS) έχει χρησιμοποιηθεί για να αναπαραστήσει τη κατανομή του βιο-όγκου ενός συστήματος σε τάξεις μεγέθους (Εικόνα 6). Η θεωρία βασίζεται στις αλληλεπιδράσεις θηρευτών-θηραμάτων και προβλέπει γραμμική μείωση του βιο-όγκου συναρτήσει του μεγέθους όταν αναπαρίσταται σε διπλή λογαριθμική κλίμακα (log-log scale) (Platt & Denman 1977, Silvert & Platt 1978). Αυτό το μακροοικολογικό πρότυπο υποστηρίχθηκε στην πορεία από εμπειρικά δεδομένα και έχει μελετηθεί εκτενώς στα υδάτινα οικοσυστήματα (White *et al.* 2007).



Εικόνα 6 NB-SS καμπύλη (α) όλης της πλαγκτικής βιοκοινότητας του B. Αιγαίου (Frangoulis *et al.* 2010) και (β) της ζωοπλαγκτικής βιοκοινότητας στα παράκτια ύδατα της Θάλασσας της Ανατολικής Κίνας (Garcia-Comas *et al.* 2014).

Πιο πρόσφατα, η οικολογική μεταβολική θεωρία επέτρεψε τη συσχέτιση των οικολογικών ιδιοτήτων των οργανισμών συναρτήσει του μεγέθους τους και της θερμοκρασίας (Brown *et al.* 2004) παρέχοντας έναν εναλλακτικό μηχανισμό ικανό να εξηγήσει την παρέκκλιση που παρατηρείται στο φάσμα των μεγεθών μέσα από την ενσωμάτωση του βέλτιστου λόγου μεγέθους θηρευτή-θηράματος για την αποδοτικότερη μεταφορά ενέργειας (Brown & Gillooly 2003). Αυτή η θεωρία προβλέπει ότι η κλίση της γραμμικής παλινδρόμησης NB-SS ισούται με -3/4 μέσα σε κάθε τροφικό επίπεδο και -1 ανάμεσα στο σύνολο των τροφικών επιπέδων. Αντιθέτως οι εμπειρικές μελέτες υποδεικνύουν ότι η κλίση της παλινδρόμησης ποι κίλιδο του του της παλινδρόμησης ποι κίλλει ανάλογα με τις περιβαλλοντικές συνθήκες.

Βασιζόμενοι στο προαναφερθέν θεωρητικό πλαίσιο η κλίση της NB-SS έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως ως μέτρο για την κατανομή μεγέθους στις βιοκοινότητες (Zhou 2006). Η κλίση της NB-SS είναι αντιπροσωπευτική της κατανομής μεγέθους, συγκεκριμένα, όσο πιο απότομη είναι η κλίση τόσο μεγαλύτερη είναι η συμμετοχή μικρών οργανισμών στη συνολική βιομάζα της βιοκοινότητας. Η θερμοκρασία και η διαθεσιμότητα πόρων θεωρούνται οι σημαντικότεροι παράγοντες που μπορούν να επηρεάσουν την κλίση της ΝΒ-SS καθώς οι ενεργειακές απαιτήσεις των οργανισμών για να διατηρηθεί ο βασικός μεταβολισμός τους εξαρτάται από το μέγεθός τους (Brown et al. 2004, Zhou 2006). Οι απότομες κλίσεις της NB-SS υποδηλώνουν μη αποδοτική μεταφορά ενέργειας στα υψηλότερα τροφικά επίπεδα (Brown et al. 2004, Irwin et al. 2006). Ο περιορισμός στη μεταφορά ενέργειας γίνεται πιο έντονος οδεύοντας προς τα μεγάλα κλάσματα του φάσματος μεγεθών, καθώς αυξάνουν οι μεταβολικές απαιτήσεις των οργανισμών και η διαθεσιμότητα πόρων μειώνεται λόγω και της μη αποδοτικής αυτής μεταφοράς ενέργειας (Lindeman 1942). Οι απότομες κλίσεις της NB-SS σχετίζονται και με την άνοδο της θερμοκρασίας λόγω των μεταβολικών περιορισμών των μεγαλύτερων οργανισμών. Οι οργανισμοί των μεγαλύτερων κλασμάτων μεγέθους απαιτούν περισσότερη ενέργεια για να διατηρήσουν τον μεταβολισμό τους και συνεπώς καθώς οι μεταβολικοί ρυθμοί αυξάνονται σε υψηλές θερμοκρασίες δεν είναι δυνατή η ανάπτυξή τους με ανάλογη ταχύτητα όπως τα μικρότερα κλάσματα τα οποία έχουν μικρότερες ενεργειακές απαιτήσεις.

Τα θεωρητικά μοντέλα ενέπνευσαν την ευρεία χρήση των κλίσεων NB-SS ως μέτρο για την κατανομή της βιομάζας στις τάξεις μεγέθους. Τα ευρήματα όμως από τις έρευνες πεδίου για τις πλαγκτικές βιοκοινότητες δεν δεν συμφωνούν πάντοτε με τις προβλέψεις των μοντέλων και σε ορισμένες μελέτες, ιδιαιτέρως σε δυναμικά συστήματα, παρατηρείται ότι η NB-SS παρεκκλίνει της ευθείας (Rodriguez & Mullin 1986). Η μη γραμμικότητα (χαμηλό r²) της NB-SS σε συστήματα που δεν είναι σε ισορροπία μπορεί να προκύπτει από κάποια έντονη εισροή ενέργειας (energy pulses) στο σύστημα (Rodriguez *et al.* 1987). Τέτοιες εξάρσεις ενδέχεται να οφείλονται στη δυναμική πληθυσμών των κυρίαρχων πλαγκτικών ομάδων (Sourisseau & Carlotti 2006), στις αλληλεπιδράσεις θηρευτών-θηραμάτων (Stoufer *et al.* 2011), στη μετανάστευση του πλαγκτού (Rodriguez & Mullin 1986) ή ακόμα σε μεθοδολογικά σφάλματα (Sourisseau & Carlotti 2006). Αντιθέτως κάποια αποτελέσματα ερευνών πεδίου προτείνουν ότι η γραμμικότητα της NB-SS (μεγάλο r²) συνήθως απαντάται σε πιο σταθερά συστήματα όπως τα ολιγοτροφικά (Sprules & Munawar 1986, Rodriguez & Mullin 1986b). Οι αποδείξεις για να υποστηρίξουν την τελευταία υπόθεση είναι περιορισμένες. Λόγω της απόκλισης από τη γραμμικότητα της παλινδρόμησης εναλλακτικές

μέθοδοι έχουν προταθεί για τις NB-SS των πλαγκτικών βιοκοινοτήτων όπως το quadratic fit ή οι kernel density functions (Sprules & Goyke 1994, Vidonto *et al.* 1997), παρά ταύτα, αυτά τα μέτρα είναι αρκετά δύσκολο να ερμηνευθούν σε ένα οικολογικό πλαίσιο.

Παρά τον κεντρικό του ρόλο στο θαλάσσιο πλέγμα, λίγες είναι οι μελέτες που ασχολούνται με τη δομή των μεγεθών του ζωοπλαγκτού στα θαλάσσια οικοσυστήματα (π.χ. Rodriguez & Mullin 1986, Rodriguez *et al.* 1987, Quiñones *et al.* 2003, SanMartin *et al.* 2006, Sourisseau & Carlotti 2006, Manriquez *et al.* 2012) και τα συμπεράσματα μεταξύ θεωρίας και δεδομένων πεδίου συχνά είναι αντιφατικά. Για παράδειγμα, ενώ οι νηριτικές ζωοπλαγκτικές βιοκοινότητες έχουν υψηλή τιμή λόγου μικρά/μεγάλα σε μέγεθος είδη σε σχέση με αυτές του ανοικτού πελάγους (Hopcroft *et al.* 2001, Mackas & Coyle 2005, Sourisseau & Carlotti 2006), σύμφωνα με τη θεωρία σε ένα ευτροφικό σύστημα αναμένεται μικρή κλίση στην καμπύλη NB-SS (Nogueira *et al.* 2004) και αύξηση αυτής με την απομάκρυνση από την ακτή (Manriquez *et al.* 2012).

1.2 Ρηχοί ημίκλειστοι κόλποι

Οι παράκτιοι κόλποι είναι μια μεγάλη κατηγορία οικοσυστημικών τύπων με δυνατότητα διάκρισης σε κλειστά ή ημίκλειστα από τη ξηρά υδάτινα σώματα. Υπάρχει μεγάλη ποικιλομορφία στους κόλπους τόσο σε σχέση με το βαθμό απομόνωσής τους από την ανοιχτή θάλασσα όσο και από το υδροδυναμικό καθεστώς που επικρατεί. Σε αντίθεση με τα φιόρδ που χαρακτηρίζονται από έντονη θερμική διαστρωμάτωση, οι ημίκλειστοι κόλποι που απαντώνται στη Μεσόγειο είναι κυρίως ρηχές λεκάνες που συνδέονται άρρηκτα με την περιβάλλουσα χέρσο, δεν παρουσιάζουν θερμική διαστρωμάτωση και χαρακτηρίζονται από μαλακό υπόστρωμα.

Η ποικιλομορφία αυτών των συστημάτων δεν επιτρέπει τον εύκολο ορισμό τους. Παρά ταύτα, όλα περικλείονται στο μεγαλύτερο μέρος τους από ξηρά, αποτελούν μεταβατικές ζώνες και επηρεάζονται ιδιαίτερα από τις απορροές της χέρσου, τη μεταφορά ιζήματος και άλλες αλληλεπιδράσεις μεταξύ ξηράς και θάλασσας (Valeila 1991). Το υδρολογικό καθεστώς στους ημίκλειστους κόλπους είναι εξαιρετικά περίπλοκο (συνεπώς δύσκολο να μοντελοποιηθεί) και περιλαμβάνει εκβολικά συστήματα, δημιουργία μετώπων πυκνότητας, εσωτερικά κύματα, ανάδευση λόγω ανέμων και κάθετη στρωμάτωση πυκνότητας. Στους ημίκλειστους κόλπους οι φυσικοί παράγοντες όπως οι άνεμοι, η παλίρροια, η ροή υδάτων και σωματιδιακού υλικού καθώς και ακραία φαινόμενα, όπως

χωρική κλίμακα από 10 m μέχρι 10 km. Η κυκλοφορία των υδάτων αυτών των συστημάτων λόγω των φυσικών τους περιορισμών, δηλαδή της ημίκλειστης φύσης τους και της βαθυμετρίας τους, διαμορφώνεται από τέτοιες διεργασίες μικρής κλίμακας.

Οι ημίκλειστοι κόλποι είναι ζώνες υψηλής πρωτογενούς παραγωγής και βιοποικιλότητας. Αποτελούν περιοχές μεγάλης οικολογικής σημασίας καθώς λειτουργούν ως καταφύγια, ζώνες αναπαραγωγής και ωοτοκίας για πολλά είδη ψαριών και βενθικών μακροασπονδύλων (Valiela 1991). Το βιολογικό και χημικό τους καθεστώς είναι εξαιρετικά ευάλωτο καθώς υφίστανται πιέσεις μέσω των ανθρωπογενών δραστηριοτήτων. Τα παράκτια αυτά συστήματα δέχονται άμεσες και ακαθόριστης συχνότητας εισροές από διαλυμένα και σωματιδιακά υλικά από τη χέρσο τόσο φυσικής όσο και ανθρωπογενούς προέλευσης. Ο εμπλουτισμός με θρεπτικά, η εισροή δηλαδή θρεπτικών σε περίσσεια, σε συνδυασμό με τους γεωμορφολογικούς και υδρολογικούς περιορισμούς των ημίκλειστων κόλπων, δεν ευνοεί την αραίωση τους και καθιστά τα συστήματα αυτά ιδιαιτέρως ευάλωτα σε ευτροφικά φαινόμενα όπως οι Επιβλαβείς Ανθήσεις Φυτοπλαγκτού (Harmful Algal Blooms, HABs) (Gilbert *et al.* 1995).

Τα Μεσογειακά παράκτια οικοσυστήματα χαρακτηρίζονται από υδρογραφική και βιολογική πολυπλοκότητα τόσο σε χωρική όσο και σε χρονική κλίμακα καθώς επηρεάζονται από τις χερσαίες απορροές και τις υδάτινες μάζες της ανοιχτής θάλασσας (Christou 1998). Οι συγκεντρώσεις θρεπτικών, χλωροφύλλης α και ζωοπλαγκτού είναι σημαντικά υψηλότερες από πολλές πελαγικές περιοχές (Ramfos *et al.* 2005) και χαρακτηρίζονται από έντονη εποχικότητα τόσο σε επίπεδο συνολικής αφθονίας όσο και σύνθεσης ειδών (Mazzocchi & Ribera d'Alcala 1995, Siokou-Frangou 1996).

Τα παράκτια συστήματα στην Ελλάδα περιλαμβάνουν πολλούς κλειστούς ή ημίκλειστους κόλπους οι οποίοι συνδέονται με την ανοιχτή θάλασσα με σχετικώς στενά ανοίγματα. Οι λεκάνες αυτές χαρακτηρίζονται από διαφορετικά τοπογραφικά και βαθυμετρικά χαρακτηριστικά και επηρεάζονται από τις αλληλεπιδράσεις των υδάτων τους με τα ύδατα της ανοιχτής θάλασσας. Τα παράκτια ύδατα των λεκανών αυτών δέχονται εισροές και λύματα τόσο γεωργικής όσο και αστικής προέλευσης από πολλά μικρά και εποχικά ποτάμια με αποτέλεσμα να δημιουργούνται τοπικές αυξήσεις στη βιολογική παραγωγή.

Τα πρότυπα χωρικής και χρονικής κατανομής του ζωοπλαγκτού σε ετήσια κλίμακα αντανακλούν κυρίως την ποικιλότητα των κωπηπόδων τα οποία αποτελούν τη σημαντικότερη ζωοπλαγκτική ομάδα αποτελώντας το 80-90% της συνολικής αφθονίας του ζωοπλαγκτού στα παράκτια ύδατα. Η κυριαρχία των μικρών κωπηπόδων (< 1 mm) τόσο σε

αφθονία όσο και σε βιομάζα αποτελεί το βασικό χαρακτηριστικό της δομής των μεσοζωοπλαγκτικών βιοκοινοτήτων σε επίπεδο λεκάνης. Τα μικρά γένη Oithona, Clausocalanus, Calocalanous, Paracalanus, Acartia και Oncaea κυριαρχούν στις ζωοπλαγκτικές Μεσογειακές βιοκοινότητες (Siokou-Frangou et al. 1998, Fernandez de Puelles et al. 2003). Η κυριαρχία των κωπηπόδων αυτών στις παράκτιες βιοκοινότητες έχει αποδοθεί στη δυνατότητα προσαρμογής τους στις έντονες περιβαλλοντικές διακυμάνσεις αλλά και στην εποχική διαδοχή των ειδών (Mazzocchi & Riberad'Alcala 1995).

Η αριθμητική κυριαρχία των κωπηπόδων αναιρείται ανά περιόδους από οργανισμούς όπως τα κλαδοκεραιωτά και τους κωπηλάτες, οι οποίοι χαρακτηρίζονται από πληθυσμιακές εκρήξεις μικρής διάρκειας όταν αντιμετωπίσουν ευνοϊκές συνθήκες (Siokou-Frangou 1996). Αυτές οι ζωοπλαγκτικές ομάδες χαρακτηρίζονται από υψηλούς ρυθμούς αύξησης και διαδραματίζουν σημαντικό ρόλο στην τροφοδυναμική των παράκτιων οικοσυστημάτων καθώς είναι ικανοί να τραφούν με τα συστατικά του μικροβιακού βρόγχου (Hopcroft & Roff 1995, Rose et al. 2004). Με αυτόν τον τρόπο συμβάλλουν στην εξαγωγή του μικρής διάρκειας ζωής βιογενούς άνθρακα προς τις μεγάλες δεξαμενές άνθρακα (ιχθυονύμφες και ενήλικα ψάρια), δηλαδή στην αποδοτική μεταφορά ενέργειας στα ανώτερα τροφικά επίπεδα. Σημαντικό τμήμα των παράκτιων ζωοπλαγκτικών βιοκοινοτήτων αποτελεί το μεροπλαγκτόν. Υψηλές αφθονίες μεροπλαγκτού εντοπίζονται σε παράκτια συστήματα με μικρό βάθος όπου συνήθως απαντάται ανεπτυγμένη βενθική βιοκοινότητα. Οι προνύμφες διθύρων, δεκαπόδων, γαστεροπόδων και εχινοδέρμων αποτελούν τις πιο άφθονες μεροπλαγκτικές ομάδες στα Μεσογειακά παράκτια ύδατα. Οι αφθονίες τους χαρακτηρίζονται από ισχυρή εποχικότητα και συνήθως είναι υψηλότερες τους θερμούς μήνες σε συμφωνία με την αναπαραγωγική περίοδο της κάθε ομάδας (Vidjak *et al.* 2006).

Σε περιορισμένα και επιβαρημένα από ανθρώπινες δραστηριότητες οικοσυστήματα οι μεσοζωοπλαγκτικές βιοκοινότητες συνήθως χαρακτηρίζονται από χαμηλές τιμές βιοποικιλότητας και υψηλές τιμές κυριαρχίας αντικατοπτρίζοντας τη διαταραχή και την ευαισθησία αυτών των οικοσυστημάτων. Πληροφορίες σχετικά με τις ζωοπλαγκτικές κοινότητες αυτών των λεκανών (π.χ. Παγασητικός, Βόρειος Ευβοϊκός, Κορινθιακός, Πατραϊκός) είναι περιορισμένες στον Ελλαδικό χώρο (Fragopoulu & Lykakis 1990, Siokou-Frangou *et al.* 1996, Ramfos *et al.* 2005). Από τα 117 είδη κωπηπόδων και 6 είδη κλαδοκεραιωτών που έχουν αναγνωριστεί στα ελληνικά παράκτια ύδατα ένας μικρός αριθμός (13) αυτών αναλογούν στο 50% της αφθονίας των ζωοπλαγκτικών βιοκοινοτήτων κατά τη διάρκεια του έτους (Papathanasiou & Zenetos 2005).

1.3 Περιοχή μελέτης: Ο κόλπος της Καλλονής

Περιοχή μελέτης αποτέλεσε ο Κόλπος της Καλλονής στη Λέσβο στο BA Αιγαίο, ο οποίος αποτελεί εξαιρετικό παράδειγμα ενός ρηχού (< 20m) ημίκλειστου κόλπου (shallow semi-enclosed embayment). Καλύπτει επιφάνεια 110 km², το γεωγραφικό του μήκος εκτείνεται από 26° 04'έως 26° 18' ενώ το πλάτος του από 39° 04'έως 39° 12'. Ο κόλπος είναι επιμήκης κυκλικός (ωοειδής) με κατεύθυνση ΝΔ-BA, το μήκος του είναι περίπου 20 km ενώ το πλάτος του κόλπου είναι πλατύτερο (μέγιστο πλάτος περίπου 10 km. Το βόρειο μέρος του κόλπου είναι πλατύτερο (μέγιστο πλάτος περίπου 10 km) και ρηχότερο (περίπου 10 m βάθος) λόγω της απόθεσης ιζημάτων, τα οποία καλύπτουν το 80% του πλάτους του (Millet & Lamy 2002). Στο βόρειο μέρος καταλήγουν και οι περισσότεροι εποχικοί ποταμοί, οι οποίοι τροφοδοτούν τον κόλπο με μεγάλες ποσότητες αλλόχθονου υλικού με αποτέλεσμα την επέκταση των ισοβαθών σε σχετικά μεγάλη απόσταση από την ακτή (π.χ. η ισοβαθής των 7 m εκτείνεται στα 400-700 m από την ακτογραμμή). Το νότιο μέρος του κόλπου είναι στενό (περίπου 4 km πλάτος) και σχετικά βαθύ (μέσο βάθος περίπου 20 m) με πιο ανομοιογενή πυθμένα. Ο κόλπος επικοινωνεί με την ανοιχτή θάλασσα στο νοτιότερο σημείο μέσω ενός στενού (2 km), επιμήκους (4 km) και μεγάλου βάθους (25 m) διαύλου (Panayotidis *et al.* 1999).

Το κλίμα στην περιοχή είναι μεσογειακό με ζεστά και ξηρά καλοκαίρια που διαρκούν από τον Μάιο έως τον Σεπτέμβριο και ήπιους και βροχερούς χειμώνες (μέση βροχόπτωση 65 cm). Οι δυνατοί άνεμοι που πνέουν στην περιοχή σε συνδυασμό με το μικρό βάθος Κόλπου, έχουν ως αποτέλεσμα τη δημιουργία ενός επαρκώς αναδευόμενου συστήματος, στο οποίο δεν δημιουργείται θερμοκλινές κατά τη θερινή περίοδο, και χαρακτηρίζεται από αυξημένη τύρβη καθ' όλη τη διάρκεια του έτους. Οι φυσικές διεργασίες που προκαλούνται από τους ανέμους στον κόλπο της Καλλονής συμβάλλουν σημαντικά στην ανακατανομή των μακροβενθικών ειδών (Millet & Lamy 2002) και επαναιωρούν διαρκώς το ίζημα με συνέπεια τη χαμηλή διαφάνεια των υδάτων του Κόλπου (υπολογισμένη ως βάθος Secchi) σε σχέση με την ανοιχτή θάλασσα. Τα υδρολογικά χαρακτηριστικά του Κόλπου επηρεάζονται από πολλούς παράγοντες όπως η αλληλεπίδραση μεταξύ αέρος-θαλάσσης, η εξάτμιση, η επικοινωνία με την ανοιχτή θάλασσα και ιδιαιτέρως οι εισροές γλυκού νερού από τον Νοέμβριο μέχρι τον Απρίλιο κυρίως στα επιφανειακά ύδατα όπου λαμβάνει χώρα η ανάμιξη.



Εικόνα 7 Η λεκάνη απορροής του Κόλπου της Καλλονής και οι χρήσεις γης στην περιβάλλουσα χέρσο (ταξινόμηση από το πρόγραμμα CORINE).

Η λεκάνη απορροής του κόλπου της Καλλονής καταλαμβάνει έκταση 413 km². Αποτελείται από βοσκοτόπια (42%), κωνοφόρα δάση (22%), κηπευτικές εκτάσεις (18%), ελαιώνες (16%), θαμνώδεις εκτάσεις (2%) και αστικές περιοχές (0.3%) (βάση δεδομένων CORINE) (Εικόνα 9). Η περίοδος χρήσης λιπασμάτων συμπίπτει με την περίοδο υψηλών βροχοπτώσεων (Δεκέμβριος - Φεβρουάριος) με αποτέλεσμα αξιόλογες ποσότητες ανόργανου αζώτου και φωσφόρου να καταλήγουν μέσω των εποχικών ποταμών στον κόλπο. Το ανόργανο άζωτο που καταλήγει στον κόλπο προέρχεται κατά 67% από τις απορροές αγροτικών και γεωργικών δραστηριοτήτων και 32% από ακατέργαστα αστικά λύματα, ενώ τα ποσοστά για τον ανόργανο φώσφορο είναι 86% και 14% αντιστοίχως (Panayotidis & Klaudatos 1997).

Ο Κόλπος της Καλλονής είναι ένα ιδιαιτέρως παραγωγικό θαλάσσιο οικοσύστημα το οποίο συντηρεί σημαντικούς πληθυσμούς από πλαγκτικά ψάρια και δίθυρα τα οποία εξάγονται τόσο σε εθνικό (40%) όσο και διεθνές (60%) επίπεδο (Paspatis & Maragoudaki 2005). Οι αυξημένες συγκεντρώσεις ψαριών (κυρίως σαρδέλας) σχετίζονται με τη συγκριτικά αυξημένη παραγωγικότητα του Κόλπου της Καλλονής σε σχέση με την ανοιχτή θάλασσα. Το γεγονός αυτό έχει αποδοθεί στην απορροή των εποχιακών ποταμών που εκβάλλουν στην περιοχή. Τόσο ο Κόλπος όσο και η ολόκληρη η λεκάνη απορροής, η οποία καλύπτεται από εποχικά ποτάμια, εκβολικά συστήματα, αλυκές, καλαμώνες και πευκοδάση, θεωρούνται σημαντικές περιοχές για τη βιοποικιλότητα. Ως εκ τούτου έχει συμπεριληφθεί στις περιοχές του δικτύου NATURA 2000 ως «ιδιαίτερη περιοχή για τη διατήρηση της φύσης».

Τα τελευταία δέκα χρόνια το οικοσύστημα του Κόλπου υπόκειται σε αυξανόμενες ανθρωπογενείς πιέσεις με αποτέλεσμα να παρουσιάζει ευτροφικά χαρακτηριστικά ιδίως στο βορειότερο τμήμα του Κόλπου (αποχρωματισμός του νερού, ανθήσεις φυτοπλαγκτού, ανοξικές συνθήκες στο βαθύτερο στρώμα νερού, της βενθικής βιοκοινότητας) (Panayiotidis & Klaudatos 1997). Σημαντική μείωση των βιολογικών πόρων συμπεριλαμβανομένων των ψαριών και των δίθυρων έχει ήδη καταγραφεί λόγω υπεραλίευσης (Kefalas *et al.* 2003), ενώ οι προβλεπόμενες για την περιοχή ξηρότερες συνθήκες αναμένεται να μειώσουν τον χρόνο ανανέωσης των υδάτων του Κόλπου έως και πέντε φορές (Spyropoulou et al. 2012). Κατά τη χειμερινή περίοδο η αυξημένη εισροή θρεπτικών στον Κόλπο σε συνδυασμό με τον διαρκώς μειούμενο χρόνο ανανέωσης των υδάτων δημιουργούν συνθήκες κατάλληλες για την ανάπτυξη φυτοπλαγκτικών ειδών ικανών για τη δημιουργία τοξικών ανθήσεων φυτοπλαγκτού (Harmful Algal Blooms, HABs) π.χ. Pseudonizschia calliantha και Alexandrium insuetum (Spatharis et al. 2007a). Αν και δεν έχουν παρατηρηθεί μαζικοί θάνατοι ψαριών και δίθυρων, στα πλαίσια του προγράμματος παρακολούθησης της ποιότητας των υδάτων και των διθύρων του Κόλπου της Καλλονής εντοπίστηκαν τοξίνες σε χαμηλές συγκεντρώσεις ικανές να προκαλέσουν PSP (Paralytic Shellfish Poisoning) και ASP (Amnesiac Shellfish Poisoning) (Tsirtsis et al. 2004).

Δεδομένου ότι ο κόλπος της Καλλονής αποτελεί εξαιρετικό πεδίο για έρευνα, η αντίστοιχη δραστηριότητα που λαμβάνει χώρα την τελευταία δεκαπενταετία είναι ιδιαιτέρως έντονη. Ως εκ τούτου έχει προκύψει πλούσια πληροφορία που αφορά στην κατανομή των ανόργανων και οργανικών θρεπτικών αλάτων, των βαρέων μετάλλων (Angelidis et al. 2001, Gavriil *et al.* 2005, Gavriil & Angelidis 2006), της φυτοπλαγκτικής βιοκοινότητας (Spatharis *et al.* 2007a, 2007b, 2008, 2009), της βενθικής βιοκοινότητας (Panayiotidis *et al.* 1999, Millet & Lammy 2002, Debenay *et al.* 2005, Evanglopoulos *et al.* 2008, Dimitriadis *et al.* 2012) και της ιχθυοπανίδας (Merigot *et al.* 2006) ενώ ιδιαίτερα πλούσιο είναι το έργο που αφορά στην επίδραση του ευτροφισμού και της κλιματικής αλλαγής στη λειτουργία του οικοσυστήματος του Κόλπου και της λεκάνης απορροής (Tsirtsis 1995, Karydis & Tsirtsis 1996, Arhonditsis et al. 2003, Primpas *et al.* 2010, Spyropoulou *et al.* 2012, Tamvakis *et al.* 2012). Αντιθέτως η ερευνητική δραστηριότητα που αφορά στο ετερότροφο πλαγκτικό κλάσμα είναι δυσανάλογη της προαναφερθείσας, με αποτέλεσμα να παρατηρείται ένα σημαντικό κενό στη βιβλιογραφία. Οι υπάρχουσες πληροφορίες για το ετερότροφο κλάσμα του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος είναι

ελάχιστες και αυτές αφορούν μόνο στη συνολική αφθονία του μεσοζωοπλαγκτού. Η μέση ετήσια αφθονία του μεσοζωοπλαγκτού στα παράκτια ύδατα έξω από τον Κόλπο της Καλλονής, υπολογισμένη από κάθετα δείγματα που συλλέχθηκαν με δίχτυ 200 μm, διαπιστώθηκε ότι είναι η υψηλότερη από όλα τα παράκτια ύδατα στον Ελλαδικό χώρο και υπολογίστηκε σε 7037 άτομα m⁻³ (Papathanasiou & Zenetos 2005).

1.4 Στόχος διατριβής

Η παρούσα διδακτορική διατριβή έχει ως αντικείμενο μελέτης τη χωροχρονική διακύμανση του ζωοπλαγκτού στον Κόλπο της Καλλονής (ΒΑ Αιγαίο) σε σχέση με τις αβιοτικές και βιοτικές παραμέτρους και τον ρόλο του στο τροφικό πλέγμα.

Η διατριβή βασίστηκε σε δεδομένα που συλλέχθηκαν κατά τη διάρκεια δύο ετών, από τον Κόλπο Καλλονής της νήσου Λέσβου, ένα παράκτιο, αβαθές, ημίκλειστο θαλάσσιο οικοσύστημα. Η λειτουργία του οικοσυστήματος, που θεωρείται χαρακτηριστικό του τύπου αυτού για την Ανατολική Μεσόγειο, επηρεάζεται σημαντικά από την περιβάλλουσα λεκάνη απορροής. Το πρώτο έτος οι δειγματοληψίες διεξήχθησαν σε μηνιαία βάση σε ένα δίκτυο επτά σταθμών που τοποθετήθηκαν στο εσωτερικό του κόλπου, στον δίαυλο και στην ανοιχτή θάλασσα. Επιπλέον, εποχικές δειγματοληψίες διεξήχθησαν κατά τη διάρκεια του δεύτερου έτους, σε πέντε από τους επτά σταθμούς. Η ωκεανογραφική πληροφορία που συλλέχθηκε περιλάμβανε φυσικές, χημικές και βιολογικές παραμέτρους, ενώ ιδιαίτερη έμφαση δόθηκε στη συστηματική ανάλυση των κωπηπόδων και των κλαδοκεραιωτών και στη βιομετρία των κωπηπόδων. Κύρια επιδίωξη ήταν η διερεύνηση του ρόλου της χωρικής και χρονικής ετερογένειας του οικοσυστήματος στη διαμόρφωση των προτύπων κατανομής των ζωοπλαγκτικών οργανισμών, δίνοντας έμφαση στο μικρότερο ζωοπλαγκτικό κλάσμα, και στη μεταφορά της ενέργειας στο πλαγκτικό τροφικό πλέγμα.

Γενικοί στόχοι της διατριβής είναι οι ακόλουθοι:

(α) Εκτίμηση του ζωοπλαγκτικού αποθέματος και βιοποικιλότητας στον Κόλπο της Καλλονής και διερεύνηση των σημαντικότερων περιβαλλοντικών παραμέτρων που επηρεάζουν τη χωροχρονική διαμόρφωση των συναθροίσεων του ζωοπλαγκτού.

(β) Προσδιορισμός της σημασίας του μικρότερου κλάσματος του ζωοπλαγκτού (<1mm) στα δυναμικά παράκτια οικοσυστήματα.

(γ) Μελέτη του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος (πικο-, νανο-, μικρο- και μεσοπλαγκτού) στον Κόλπο της Καλλονής και διερεύνηση του ρόλου των κωπηπόδων στη μεταφορά ενέργειας στο πλαγκτικό τροφικό πλέγμα.

Εισαγωγή

Μελέτες πεδίου που διερευνούν ταυτόχρονα τα συστατικά του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος, από τα βακτήρια έως το μεσοζωοπλαγκτόν και συσχετίζουν το βιοτικό τμήμα με τις αβιοτικές παραμέτρους υπάρχουν ελάχιστες στη βιβλιογραφία (Isari et al. 2007, Fileman et al. 2011). Ενώ στα ανοιχτά πελαγικά ύδατα της Μεσογείου ο ρόλος του μικρότερου κλάσματος του ζωοπλαγκτού έχει αποσαφηνιστεί, οι πληροφορίες για δυναμικά παράκτια οικοσυστήματα είναι περιορισμένες (Jamet et al. 2001, Vidjak et al. 2006, Rahkesh et al. 2014) και σε καμία μελέτη πεδίου δεν έχει ληφθεί υπ'όψιν η διακύμανση όλων των πλαγκτικών τροφικών επιπέδων. Η ολιστική προσέγγιση που ακολουθείται στην παρούσα διατριβή, λαμβάνοντας υπόψιν όλα τα κλάσματα του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος, στοχεύει στην αποσαφήνιση των μηχανισμών που καθορίζουν τη μεταφορά ενέργειας στο τροφικό πλέγμα στα παράκτια θαλάσσια οικοσυστήματα μέσω της διαμόρφωσης των ζωοπλαγκτικών βιοκοινοτήτων.

2 Μεθοδολογία

2.1 Δειγματοληψίες

2.1.1 Ημερομηνίες και σταθμοί δειγματοληψιών

Συνολικά πραγματοποιήθηκαν δεκαεφτά δειγματοληψίες κατά τη διάρκεια 2 ετών, από τον Ιούλιο του 2009 μέχρι τον Μάιο του 2011. Ο κατάλογος των ημερομηνιών των δειγματοληψιών παρουσιάζεται στον Πίνακα 1.

Έτος μελέτης	Ημερομηνία δειγματοληψίας
10	17 Ιουλίου 2009
10	30 Αυγούστου 2009
10	22 Σεπτεμβρίου 2009
10	22 Οκτωβρίου 2009
10	15 Νοεμβρίου 2009
10	13 Δεκεμβρίου 2009
10	30 Ιανουαρίου 2010
10	26 Φεβρουαρίου 2010
10	19 Μαρτίου 2010
10	16 Απριλίου 2010
10	26 Μαίου 2010
10	23 Ιουνίου 2010
10	16 Ιουλίου 2010
20	30 Αυγούστου 2010
20	22 Νοεμβρίου 2010
20	28 Φεβρουαρίου 2011
20	27 Ιουνίου 2011
	Έτος μελέτης 10 10 10 10 10 10 10 10 10 10

Πίνακας 1 Κατάλογος ημερομηνιών δειγματοληψίας.

Συλλέχθηκαν δείγματα από επτά (7) σταθμούς δειγματοληψίας οι γεγραφικές συντεταγμένες των οποίων δίνονται στον Πίνακα 2 ενώ στην Εικόνα 8 σημειώνεται η θέση τους στο χάρτη, Συγκεκριμένα οι σταθμοί δειγματοληψίας ήταν οι ακόλουθοι: ο S1 τοποθετημένος στην ανοιχτή θάλασσα έξω από τον Κόλπο, ο S2 στον δίαυλο επικοινωνίας του Κόλπου με την ανοιχτή θάλασσα, ο S3 στο κέντρο του νότιου μέρους του Κόλπου, ο S4 στο κέντρο του βόρειου μέρους του Κόλπου και οι S5, S6 και S7 τοποθετημένους στις εκβολές των εποχιακών ποταμών Ποταμιά, Τσικνιά και Βούβαρη αντιστοίχως (Εικόνα 8).

Σταθμοί	Τοποθεσία	Γεωγραφικό μήκος	Γεωγραφικό πλάτος	Μέγιστο βάθος (m)
S1	Ανοιχτή θάλασσα	39°04'39.16"	26°04′15.13″	25
S2	Δίαυλος	39°05′57.01″	26°06′21.14″	18
S3	Νότιο κέντρο	39°07′73.51″	26°08′41.11″	15
S4	Βόρειο κέντρο	39°10′13.34″	26°11′35.80″	10
S5	Ποταμιά	39°11′41.19″	26°11′01.62″	5
S6	Τσικνιάς	39°10′48.78″	26°12′07.07″	7
S7	Βούβαρης	39°09′27.64″	26°16′50.04″	5

Πίνακας 2 Οι γεωγραφικές συντεταγμένες των σταθμών δειγματοληψίας και το μέγιστο βάθος του κάθε σταθμού.



Εικόνα 8 Ο κόλπος της Καλλονής και οι σταθμοί δειγματοληψίας.

2.1.2 Καταγραφή υδρολογικών δεδομένων

Τα φυσικά χαρακτηριστικά της υδάτινης στήλης, θερμοκρασία και αλατότητα, κατεγράφησαν με θερμοσαλινογράφο (SBE-9) σε όλες τις ημερομηνίες δειγματοληψίας και σε όλους τους σταθμούς.

2.1.3 Αβιοτικές και βιοτικές παράμετροι

Για τον προσδιορισμό των ανόργανων (NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄⁻, SiO₂, NH₄⁺) και οργανικών θρεπτικών (TOP, TON), χλωροφύλλης α (Chlα) και ετερότροφων βακτηρίων (HB) πραγματοποιήθηκε στρωματοποιημένη δειγματοληψία νερού με δειγματολήπτη VanDorn στα 1 και 5 m βάθους σε όλες τις ημερομηνίες δειγματοληψίας και σε όλους τους σταθμούς.

2.1.4 Πικο-, νανο-, μικροπλαγκτόν

Για την εκτίμηση της συγκέντρωσης του πικοπλαγκτού [ετερότροφων βακτηρίων (HB) και των κυανοβακτηρίων (CB)], του νανοπλαγκτού [αυτότροφων (ANF) και ετερότροφων (HNF) νανομαστιγωτών] και του μικροπλαγκτού [διάτομα, δινομαστιγωτά και βλεφαριδωτά(CIL)] πραγματοποιήθηκε συλλογή νερού με τον δειγματολήπτη Van Dorn κατά τους μήνες Αύγουστο και Νοέμβριο του 2010 και Φερβουάριο και Μάιο του 2011. Τα δείγματα του πικο- και νανο-πλαγκτού και συντηρήθηκαν σε διάλυμα φορμαλδεΰδης ρυθμισμένου με βόρακα (τελική συγκέντρωση 2%), ενώ τα δείγματα μικροπλαγκτού σε όξινο διάλυμα Lugol (2%).

2.1.5 Μεσοζωοπλαγκτόν

Για τη συλλογή του μεσοζωοπλαγκτού μεγέθους < 1mm πραγματοποιήθηκε συλλογή δειγμάτων σε μηνιαία βάση από τον Ιούλιο του 2009 έως τον Ιούλιο του 2010 από όλους τους σταθμούς δειγματοληψίας (S1-S7). Χρησιμοποιήθηκε δίχτυ με άνοιγμα διαμετρήματος πόρων (mesh size) 90 μm και διάμετρο στεφάνης 57 cm. Πραγματοποιήθηκαν οριζόντιες σύρσεις σε βάθος 1 m από την επιφάνεια της θάλασσας και ταχύτητα πλεύσης 1-2 κόμβους. Στη στεφάνη του διχτυού ήταν προσαρμοσμένο ένα ροόμετρο για τον υπολογισμό του διηθούμενου όγκου νερού. Κατά τις εποχικές δειγματοληψίες του Αυγούστου 2009, Νοεμβρίου 2009, Φεβρουαρίου 2010 και Μαΐου 2010, Αυγούστου 2010, Νοεμβρίου 2010, Φεβρουαρίου 2011 και Μαίου 2011 και από τους σταθμούς S1, S2, S3, S4 και S6 συλλέχθηκαν δείγματα μεσοζωοπλαγκτού με το κλασικό δίχτυ δειγματοληψίας μεσοζωοπλαγκτού WP2 (διάμετρος 58 cm, πόρος διχτυού 200 μm), το οποίο και έχει κατ' εξοχήν χρησιμοποιηθεί στο Αιγαίο από άλλους ερευνητές, για τη δυνατότητα σύγκρισης των αποτελεσμάτων με τη βιβλιογραφία. Οι σύρσεις με τα δύο δίχτυα πραγματοποιήθηκαν παράλληλα και οριζόντια στην επιφάνεια. Επιπλέον στους πιο βαθείς σταθμούς (> 10 m) S1, S2 και S3, πραγματοποιήθηκαν κάθετες σύρσεις από το μέγιστο βάθος του κάθε σταθμού μέχρι την επιφάνεια και με τα δύο δίχτυα για να εντοπιστούν τυχόν διαφορές στην κατακόρυφη κατανομή του μεσοζωοπλαγκτού.

Όλες οι δειγματοληψίες διεξήχθησαν κατά τη διάρκεια της ημέρας, ούτως ώστε η κατακόρυφη ημερονύκτια μετανάστευση του ζωοπλαγκτού να μην εμπλέκεται στις παρατηρήσεις μας.

2.2 Εργαστηριακή ανάλυση δειγμάτων

2.2.1 Περιβαλλοντικές παράμετροι

Για τον προσδιορισμό της Chla, 1-2 L νερού διηθήθηκαν σε φίλτρα GF/F (47mm, Whatman). Τα φίλτρα, το διήθημα και ποσότητα αφιλτράριστου νερού καταψύχθηκαν άμεσα στους -35°C. Στη συνέχεια η Chla εκχυλίστηκε από τα φίλτρα με 90% ακετόνη και η απορρόφηση του εκχυλίσματος μετρήθηκε φασματοφωτομετρικά. Το διήθημα αναλύθηκε για τα φωσφορικά, τα πυριτικά και τα νιτρώδη άλατα επίσης φασματοφωτομετρικά, σύμφωνα με τον Parsons *et al.* (1984). Από το διήθημα προσδιορίστηκαν επίσης τα αμμωνιακά άλατα με ηλεκτροχημική μέθοδο (βολτομετρία) και εκλεκτικό ηλεκτρόδιο ORION. Ο ολικός φώσφορος μετρήθηκε φασματοφωτομετρικά ως φωσφορικά άλατα μετά από πέψη, ενώ το άζωτο Kjeldahl ως αμμωνιακά μετά από πέψη και απόσταξη (Greenberg et al. 1980).

2.2.2 Πικο- και νανο-πλαγκτόν

Για τον προσδιορισμό της αφθονίας του πικο- και νανο-πλαγκτού πραγματοποιήθηκε χρώση των οργανισμών με DAPI και φιλτράρισμα σε μαύρα πολυκαρβονικά φίλτρα (25 mm) διαμετρήματος πόρων 0,2 μm για τα ετερότροφα

βακτήρια και τα κυανοβακτήρια, και 0,6 μm για τα νανομαστιγωτά. Στη συνέχεια οι οργανισμοί καταμετρήθηκαν με μικροσκοπία επιφθορισμού (Porter & Feig 1980) σε μικροσκόπιο Zeiss Axioplan εφοδιασμένο με φωτογραφική μηχανή Zeiss Axiocam MRc5, σε μεγέθυνση x 1000 και φίλτρο UV (G365, FT 395, LP420). Οι αφθονίες των ετερότροφων βακτηρίων μετατράπηκαν σε βιομάζα C χρησιμοποιώντας τη μετατροπή 20 fg C ανά κύτταρο (Lee & Fuhrman 1987).

2.2.3 Μικροπλαγκτόν

Τα δείγματα του μικροπλαγκτού (διάτομα, δινομαστιγωτά και βλεφαριδωτά) αναλύθηκαν με ανάστροφη μικροσκοπία μετά από καθίζηση 25 ml. Οι προσδιορισμοί πραγματοποιήθηκαν στο χαμηλότερο δυνατό ταξινομικό επίπεδο ενώ για τον προσδιορισμό των διαστάσεων των ειδών χρησιμοποιήθηκε το λογισμικό ImageJ. Ο υπολογισμός του βιο-όγκου πραγματοποιήθηκε με τη χρήση των εκάστοτε κατάλληλων γεωμετρικών τύπων.

2.2.4 Ζωοπλαγκτόν

Όλα τα ζωοπλαγκτικά δείγματα που συλλέχθηκαν και με τα δύο δίχτυα (90 και 200 μm) διαχωρίστηκαν σε δύο μέρη (με τη βοήθεια της συσκευής Folsom splitter). Το πρώτο διηθήθηκε σε προζυγισμένα φίλτρα (Whatman, GF/C) και ξηράνθηκε στους 60° μέχρι τη σταθεροποίηση του βάρους του για τον προσδιορισμό βιομάζας. Το δεύτερο μέρος συντηρήθηκε σε 4% διάλυμα φορμαλδεΰδης ρυθμισμένο με βόρακα και χρησιμοποιήθηκε για την καταμέτρηση της αφθονίας και την αναγνώριση των ομάδων και των ειδών του ζωοπλαγκτού. Ανάλογα με την εκάστοτε πυκνότητα του δείγματος η εκτίμηση της αφθονίας των ομάδων του ζωοπλαγκτού βασίστηκε σε κατάλληλο υποδείγμα που ελήφθη με τη πιπέτα Stempel. Η αναγνώριση των οργανισμών και η μέτρηση του μεγέθους τους προσδιορισμού (Rose 1933, Frost & Fleminger 1968, Tregouboff & Rose 1978, Boxshall & Halsey 2004) και προσοφθάλμιας κλίμακας. Οι ζωοπλαγκτικό οργανισμοί αναγνωρίστηκαν σε επίπεδο ομάδας, ενώ τα κωπήποδα και τα κλαδοκεραιωτά προσδιορίστηκαν σε επίπεδο είδους όπου αυτό ήταν δυνατόν.

Στην ομάδα των κωπηπόδων μετρήθηκε το μήκος και το πλάτος των ατόμων και ο βιοόγκος τους υπολογίστηκε με τον γεωμετρικό τύπο της έλλειψης:

Ellvol = $(4/3) \pi (M/2) (m/2)^2$

2.3 Επεξεργασία αποτελεσμάτων

2.3.1 Υδρολογικές απεικονίσεις

Η δημιουργία των κατακόρυφων και οριζόντιων απεικονίσεων των υδρολογικών δεδομένων που συλλέχθηκαν με τη χρήση θερμοσαλινογράφου πραγματοποιήθηκε χρησιμοποιώντας το λογισμικό Ocean Data View (Schlitzer 2009).

2.3.2 Μελέτη ποικιλότητας

Η εκτίμηση της ποικιλότητας του ζωοπλαγκτού περιορίστηκε στη βιοκοινότητα των κωπηπόδων και των κλαδοκεραιωτών. Χρησιμοποιώντας το λογισμικό PRIMER v6 (Plymouth Marine Laboratory) προσδιορίστηκε ο αριθμός των ειδών (species richness, S) και οι δείκτης ποικιλότητας (log₂) Shannon-Weiner (H') και Pielou (J') (Shannon & Weaver 1963). Για τον υπολογισμό της ποικιλότητας της βιοκοινότητας των κωπηπόδων χρησιμοποιήθηκαν δεδομένα αφθονίας μόνο των ενήλικων κωπηπόδων (θηλυκών και αρσενικών) εκτός από το αρπακτικοειδές κωπήποδο *Microsetella rosea* όπου δεν έγινε διαχωρισμός των κωπηποδιτικών σταδίων από τα ενήλικα.

2.3.3 Πολυπαραμετρικές αναλύσεις

Για τη διερεύνηση της χωρικής και χρονικής ετερογένειας των ζωοπλαγκτικών συναθροίσεων τα δεδομένα αφθονίας υποβλήθηκαν σε πολυπαραμετρικές αναλύσεις με το λογισμικό πακέτο PRIMER ν6 με την επέκταση PERMANOVA+ PRIMER (Anderson *et al.* 2008). Δημιουργήθηκαν πίνακες [αφθονία_{taxa}] x [δείγματα] οι οποίοι μετασχηματίστηκαν κατάλληλα (τετραγωνική ρίζα) προκειμένου να μειωθεί η επίδραση των πλέον άφθονων ειδών. Τα κωπήποδα αποδόθηκαν στον πίνακα σύμφωνα με το αναπτυξιακό τους στάδιο (ενήλικα, κωπηποδίτες, ναύπλιοι κωπηπόδων) ενώ οι υπόλοιποι οργανισμοί σύμφωνα με το επίπεδο αναγνώρισής τους. Ακολούθως δημιουργήθηκαν τριγωνικές μήτρες ομοιοτήτων με βάση τον δείκτη ομοιότητας Bray-Curtis και πραγματοποιήθηκε (α) ανάλυση ιεραρχικής ομαδοποίησης (Hierarchical Agglomerative Clustering) και με την τεχνική σύνδεσης των
Μεθοδολογία

μέσων όρων (Group Average Linkage) και (β) μη μετρική πολυδιάστατη διαβάθμιση (Non Metric Multidimensional Scaling, nMDS) (Field *et al.* 1982, Clarke & Warwick 1994).

Η μηδενική υπόθεση της μη ύπαρξης στατιστικά σημαντικών διαφορών μεταξύ των ομάδων που προέκυψαν από την ανάλυση ιεραρχικής ομαδοποίησης και την ανάλυση μη μετρικής πολυδιάστατης διαβάθμισης ελέγχθηκαν με χρήση PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance) (Anderson *et al.* 2008). Πραγματοποιήθηκαν 999 ανεμπόδιστες αντιμεταθέσεις (unrestricted permutations) των δεδομένων καθώς και επακόλουθες κατά ζεύγη συγκρίσεις όπου ήταν απαραίτητο. Σε κάθε έλεγχο, η μηδενική υπόθεση των μη στατιστικά σημαντικών διαφορών μεταξύ των συγκρινόμενων ομάδων απορρίφθηκε όταν η πιθανότητα ήταν < 0,05. Στις περιπτώσεις που προέκυπταν στατιστικά σημαντικές διαφορές η ρουτίνα SIMPER (Similarity Percentages) χρησιμοποιήθηκε για να αναγνωριστούν τα taxa εκείνα που προσέφεραν τα μέγιστα στις παρατηρούμενες διαφορές (Clarke & Warwick 1994).

Για τη συσχέτιση των ζωοπλαγκτικών συναθροίσεων με τις περιβαλλοντικές παραμέτρους πραγματοποιήθηκε ανάλυση κανονικής συσχέτισης (Canonical Correspondence Analysis) με το λογισμικό Canoco for Windows (Warwick 1975, Cooley-Lohnes 1971). Αποτελεί μία πολυμεταβλητή μέθοδο ανάλυσης που ως στόχο έχει το συσχετισμό της δομής μιας βιοκοινότητας με γνωστή περιβαλλοντική ποικιλότητα. Οι άξονες ιεράρχησης επιλέγονται με βάση τις γνωστές περιβαλλοντικές παραμέτρους και πρέπει να είναι γραμμικοί συνδυασμοί αυτών. Δύνανται να εξαχθούν τόσοι άξονες όσοι και οι περιβαλλοντικές παράμετροι. Από την ανάλυση αυτή προκύπτει ένα διάγραμμα όπου τα σημεία αντιπροσωπεύουν είδη ή σταθμούς και τα βέλη τις περιβαλλοντικές παραμέτρους. Αυτά τα διαγράμματα παρουσιάζουν τα πρότυπα ποικιλότητας στη σύνθεση της βιοκοινότητας των οποίων η εξήγηση είναι δυνατή με τον βέλτιστο τρόπο μέσω των περιβαλλοντικών παραμέτρων και οπτικοποιούν τους πυρήνες κατανομής των ειδών κατά μήκος της κάθε περιβαλλοντικής παραμέτρου.

2.3.4 Ανάλυση διασποράς και t-test

Οι διαφορές στις περιβαλλοντικές παραμέτρους και στις παραμέτρους της πλαγκτικής βιοκοινότητας (αφθονία, βιομάζα, βιοόγκος, δείκτες βιοποικιλότητας) μεταξύ δειγματοληπτικών περιόδων και σταθμών ελέγχθηκαν με Ανάλυση Δασποράς (ANOVA) ή όπου δεν επληρούντο οι προϋποθέσεις με τον αντίστοιχο μη παραμετρικό έλεγχο Kruskal-Wallis. Στην περίπτωση όπου γινόταν διερεύνηση της επίδρασης περισσοτέρων του ενός

παράγοντα στις προαναφερθείσες εξαρτημένες μεταβλητές πραγματοποιήθηκε Διπαραγοντική Ανάλυση Διασποράς (two-way ANOVA). Για τις συγκρίσεις μεταξύ των παραμέτρων της βιοκοινότητας του ζωοπλαγκτού όπως προέκυψαν από τα δύο δίχτυα δειγματοληψίας χρησιμοποιήθηκε t-test οπου τα δεδομένα πληρούσαν τις προϋποθέσεις, ενώ σε αντίθετη περίπτωση χρησιμοποιήθηκε το Mann-Whitney test. Ως στατιστικό πακέτο χρησιμοποιήθηκε το STATGRAPHICS Centurion XV.

2.3.5 Φάσμα μεγέθους κανονικοποιημένου βιο-όγκου (NB-SS)

Για την περιγραφή της κατανομής βιο-όγκου της πλαγκτικής βιοκοινότητας στις τάξεις μεγέθους και τη μεταφορά ενέργειας από τα μικρότερα στα μεγαλύτερα πλαγκτικά κλάσματα εξετάστηκε η κλίση και η γραμμικότηττα της NB-SS. Το φάσμα μεγέθους υπολογίστηκε κατανέμοντας τους βιοόγκους του πλαγκτού σε τάξεις μεγέθους που ακολουθούν οκταβική κλίμακα σύμφωνα με τους Sheldon *et al.* (1972). Κάθε τάξη μεγέθους έχει διπλάσιο εύρος από την προηγούμενη (γεωμετρική ακολουθία 2ⁿ). Το φάσμα των μεγεθών στη συνέχεια κανονικοποιήθηκε διαιρώντας το σύνολο του βιοόγκου που κατανεμήθηκε σε κάθε κλάση μεγέθους (mm³ / m³) με το εύρος της ίδιας κλάσης. Το προκύπτον φάσμα από αυτή τη διαδικασία ονομάζεται Φάσμα Μεγέθους Κανονικοποιημένου Βιο-όγκου (Normalised Biovolume Size Spectra, NB-SS) και υπολογίζεται ως εξής:

φάσμα βιο-όγκου β(w) = βιοόγκος στην τάξη μεγέθους B(w) / τάξη μεγέθους Δw

Οι προκύπτουσες γραμμικές παλινδρομήσεις εξετάστηκαν τόσο ως προς την κλίση τους, το σημείο τομής του άξονα χ και ως προς τη γραμμικότητά τους (συντελεστής προσδιορισμού, r²).

Αρχικά κατασκευάστηκαν και διερευνήθηκαν οι NB-SS των δειγμάτων του φυτοπλαγκτού και των βλεφαριδωτών, του ζωοπλαγκτού από το δίχτυ 90μm, και του ζωοπλαγκτού από το δίχτυ 200 μm ξεχωριστά. Η διακύμανση τους εξετάστηκε τόσο ως προς τον χώρο και ως προς τον χρόνο και συσχετίστηκε με τις περιβαλλοντικές παραμέτρους. Για την περιγραφή της μεταφοράς ενέργειας από τους παραγωγούς στους καταναλωτές, έγινε σύνθεση των αποτελεσμάτων του μικρο- και μεσο-κλάσματος της πλαγκτικής βιοκοινότητας. Η ερμηνεία της κλίσης της NB-SS βασίζεται στη γραμμική αρνητική συσχέτιση της αφθονίας με το μέγεθος των οργανισμών. Η κλίση της NB-SS αντανακλά τη σχετική αφθονία των μικρών ή των μεγάλων οργανισμών ενώ ο συντελεστής προσδιορισμού (r²) της NB-SS αντιπροσωπεύει τη σταθερότητα στη σύνθεση της βιοκοινότητας. Τιμές πλησίον του 1 υποδηλώνουν βιοκοινότητες που είναι σχεδόν σε ισορροπία ενώ οι μικρές τιμές είναι αντιπροσωπευτικές διαταραχών στη δομή της βιοκοινότητας λόγω εξωτερικών πιέσεων ή ενεργειακών εισροών στο σύστημα (Rodriguez & Mullin 1986, Sourisseau & Carlotti 2006). Χαμηλές τιμές συντελεστή προσδιορισμού είναι δυνατόν επίσης να σημαίνουν ότι δεν υπάρχει καθορισμένη τροφική δομή στη βιοκοινότητα και είναι ένδειξη μη ισορροπίας συστήματος (Boudreau *et al.* 1991, Thiebaux & Dickie 1993).

3 Αποτελέσματα

3.1 Χωροχρονική ποικιλότητα των συναθροίσεων του μικρότερου κλάσματος του ζωοπλαγκτού στον Κόλπο της Καλλονής

3.1.1 Ετήσια διακύμανση περιβαλλοντικών παραμέτρων

Το εύρος διακύμανσης όλων των περιβαλλοντικών παραμέτρων στο εσωτερικό του Κόλπου ήταν μεγαλύτερο από ό,τι στην ανοιχτή θάλασσα εκτός από τα NO₂ και το TON (Πίνακας 1). Η επιφανειακή θερμοκρασία ήταν παρόμοια σε όλες τις υποπεριοχές και όλες τις εποχές εκτός του χειμώνα, περίοδο κατά την οποίο σημειώθηκαν στατιστικά χαμηλότερες τιμές εντός του Κόλπου (S3-S7) συγκριτικά προς την ανοιχτή θάλασσα (S1), ενώ στον δίαυλο (S2) μετρήθηκαν ενδιάμεσες τιμές (Εικόνα 9). Η μεγαλύτερη θερμοκρασιακή διαφορά παρατηρήθηκε τον Ιανουάριο όταν κατεγράφη πτώση της θερμοκρασίας 5 °C σε σχέση με τη θερμοκρασία του Δεκεμβρίου. Οι διαφορές της επιφανειακής αλατότητας ανάμεσα στις τρεις υποπεριοχές ήταν στατιστικά σημαντικές σε εποχική βάση: στατιστικά υψηλότερες τιμές κατεγράφησαν στο εσωτερικό του Κόλπου (S3-S7) από ό,τι στην ανοιχτή θάλασσα (S1) και τον δίαυλο (S2) το καλοκαίρι (P < 0,005) και το φθινόπωρο (P < 0,005). Αυτό το χωρικό πρότυπο αντεστράφη τον χειμώνα, όταν χαμηλότερες τιμές αλατότητας (P < 0,05) παρατηρήθηκαν στο εσωτερικό του Κόλπου (S3-S7).

Η ανταλλαγή υδάτων μεταξύ του Κόλπου και της ανοιχτής θάλασσας περιορίζεται κατά τη μεγαλύτερη διάρκεια του έτους στα βαθύτερα στρώματα (> 10m) καθώς οι σημαντικές διαφορές πυκνότητας που παρατηρούνται στα επιφανειακά ύδατα εμποδίζουν την ανάμιξή τους. Το καλοκαίρι η εισροή νερού από το Αιγαίο προς τον Κόλπο παρατηρείται μόνο στο νότιο τμήμα στα μεγαλύτερα βάθη, καθώς η δημιουργία ενός θερμού ομογενοποιημένου στρώματος νερού χαμηλής πυκνότητας στο ρηχό εσωτερικό τμήμα εμποδίζει την ανάμιξη με τα νερά της ανοιχτής θάλασσας (Εικόνα 9). Το φθινόπωρο ο σχηματισμός ενός μετώπου υψηλής πυκνότητας στο νότιο μέρος του Κόλπου δεν επιτρέπει την ανταλλαγή νερού με την ανοιχτή θάλασσα σε όλη την υδάτινη στήλη, φαινόμενο που έχει παρατηρηθεί και σε προηγούμενες μελέτες (Panayotidis & Klaudatos 1997, Spatharis *et al.* 2007b). Κατά τη διάρκεια του χειμώνα λόγω αυξημένων εισροών γλυκού νερού στον Κόλπο, δημιουργήθηκε σε ολόκληρη την επιφάνειά του ένα υδάτινο στρώμα χαμηλής πυκνότητας που επέτρεψε την ανάμιξη μόνο στα βαθύτερα στρώματα.



Εικόνα 9 Εποχική διακύμανση της θερμοκρασίας (Temperature), της αλατότητας (Salinity) και της πυκνότητας (Density) στην υδάτινη στήλη στον Κόλπο της Καλλονής κατά τη χρονική περίοδο Ιούλιος 2009-Ιούλιος 2010.

Δεν παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές χωρικές διαφορές για τα οργανικά και ανόργανα θρεπτικά εκτός από τα SiO₂-Si που διαπιστώθηκε ότι ήταν υψηλότερα (P< 0,005) και τα NO₂-N που διαπιστώθηκε ότι ήταν χαμηλότερα στο εσωτερικό του Κόλπου από ό,τι στην ανοιχτή θάλασσα (Πίνακας 3). Σε όλες τις υποπεριοχές οι υψηλότερες τιμές TON παρατηρήθηκαν το φθινόπωρο, TOP την άνοιξη και NH₃-N το καλοκαίρι. Οι μέγιστες συγκεντρώσεις για τα SiO₂-Si, TIP, NO₂-N και NO₃-N μετρήθηκαν τον χειμώνα συμπίπτοντας με τις μέγιστες βροχοπτώσεις (Εικόνα 10).

Η μέση ετήσια συγκέντρωση χλωροφύλλης α (Chl α) και ετερότροφης βακτηριακής (HB) βιομάζας στο εσωτερικό του Κόλπου ήταν στατιστικά μεγαλύτερη σε σχέση με εκείνη της ανοιχτής θάλασσας (P < 0,0001) και του διαύλου (P < 0,0001) (Πίνακας 1). Στο εσωτερικό τμήμα του Κόλπου στατιστικά υψηλότερες (P < 0,0005) συγκεντρώσεις Chl α μετρήθηκαν στα δείγματα του Σεπτεμβρίου και του Δεκεμβρίου (2,05 και 2,08 μgL⁻¹ αντιστοίχως) ενώ η HB βιομάζα διαπιστώθηκε ότι ήταν υψηλότερη (P < 0,0001) κατά τους μήνες Ιανουάριο (25,4 μg C L⁻¹), Μάρτιο (26 μg C L⁻¹) και Μάιο (33 μg C L⁻¹). Τον Ιανουάριο και τον Μάρτιο οι μέγιστες τιμές της HB βιομάζας φαίνεται να ακολουθούν τις αντίστοιχες της Chl α (Εικόνα 10). Πίνακας 3 Μέσες ετήσιες τιμές και τυπικές αποκλίσεις (SD) της θερμοκρασίας (°C), της αλατότητας, της πυκνότητας (kg m⁻³), των ανόργανων και οργανικών θρεπτικών (μmol L⁻¹), της συγκέντρωσης χλωροφύλλης α (μg L⁻¹) και της ετερότροφης βακτηριακής βιομάζας στην ανοιχτή θάλασσα (S1), στον δίαυλο (S2) και στο εσωτερικό του Κόλπου (S3-S7). Παρουσιάζονται και τα αποτελέσματα του στατιστικού ελέγχου Kruskal-Wallis για τη σύγκριση μεταξύ των τριών υποπεριοχών για κάθε παράμετρο.

		\$1	ç	.7	s	\$3-\$7			
	μ.ο.	τ.α.	μ.o.	τ.α.	μ.o.	τ.α.	P-value		
Φυσικές παράμετροι									
Θερμοκρασία	19,87	3,47	19,72	4,69	19,34	5,63	-		
Αλατότητα	38,88	0,49	38,68	1,28	38,85	1,64	-		
Πυκνότητα	27,76	0,74	27,70	1,03	27,64	1,17	-		
Χημικές παράμετροι									
NO ₃ -N	0,63	0,36	0,56	0,37	0,59	0,36	*		
NO ₂ -N	0,07	0,06	0,07	0,05	0,05	0,04	-		
NH ₄ -N	2,09	0,89	1,90	0,83	2,18	1,19	-		
TIP	0,06	0,05	0,06	0,05	0,07	0,05	-		
SiO ₂	6,44	2,98	10,33	4,44	15,75	10,43	**		
TON	15,08	10,89	7,90	3,29	10,08	4,16	-		
ТОР	0,96	0,72	0,59	0,35	1,13	1,02	-		
Βιολογικές παράμετροι									
Chl α	0,27	0,22	0,48	0,39	1,13	0,61	***		
НВ	4,15	3,66	6,40	6,19	12,35	9,12	***		

* < 0,05

** < 0,005

*** < 0,0005



Εικόνα 10 Χωροχρονική διακύμανση των περιβαλλοντικών παραμέτρων στον Κόλπο της Καλλονής κατά την περίοδο Ιούλιος 2009-Ιούλιος 2010.

3.1.2 **Ζωοπλαγκτόν**

3.1.2.1 Χωρική και χρονική διακύμανση ζωοπλαγκτού

Η συνολική αφθονία (άτομα m⁻³) και βιομάζα (mgr m⁻³) του ζωοπλαγκτού κατά τη διάρκεια του υπό μελέτη έτους (Ιούλιος 2009 - Ιούλιος 2010) στον Κόλπο της Καλλονής παρουσίασε έντονες διακυμάνσεις (1380 έως 571250 άτομα m⁻³ και 0,09 έως 44 mgr m⁻³ αντιστοίχως) τόσο ως προς τη χωρική όσο και ως προς τη χρονική κλίμακα. Τόσο η αφθονία όσο και η βιομάζα παρουσίασε αυξητική τάση από την ανοιχτή θάλασσα προς το εσωτερικό του Κόλπου, ενώ η χρονική τους διακύμανση δεν ακολούθησε κάποιο σταθερό πρότυπο με εξαίρεση την πτώση των τιμών τους τον Ιανουάριο σε όλους τους σταθμούς εκτός από την ανοιχτή θάλασσα (Εικόνα 11). Η αφθονία του ζωοπλαγκτού στην ανοιχτή θάλασσα (S1) παρουσίασε δύο μέγιστα, ένα το φθινόπωρο και ένα την άνοιξη, όπως και στον δίαυλο (S2) τον Δεκέμβριο και τον Φεβρουάριο. Στο νότιο (S3) και το βόρειο τμήμα (S4) του Κόλπου η αφθονία του ζωοπλαγκτού ήταν πιο άφθονη κατά το φθινόπωρο ενώ στις εκβολές των ποταμών παρουσίασε μέγιστες τιμές τόσο κατά τη φθινοπωρινή περίοδο στην Ποταμιά (S5) όσο και την εαρινή στον Τσικνιά (S6) και τον Βούβαρη (S7).



Εικόνα 11 Χωρική κατανομή και χρονική διακύμανση της αφθονίας (άτομα m⁻³) και βιομάζας (mgr m⁻³) του ζωοπλαγκτού στον Κόλπο της Καλλονής (Ιούλιος 2009-Ιούλιος 2010).

3.1.2.2 Σύνθεση ζωοπλαγκτού σε ομάδες

Συνολικά στα δείγματα του πρώτου έτους διαπιστώθηκαν 9 ολοπλαγκτικές και 11 μεροπλαγκτικές ομάδες. Η κυρίαρχη ζωοπλαγκτική ομάδα ήταν τα κωπήποδα τα οποία αντιστοιχούσαν στο 77% (εύρος: 39,6-97,5) της βιοκοινότητας. Οι σημαντικότερες ομάδες που διαμόρφωσαν τη ζωοπλαγκτική βιοκοινότητα ήταν οι προνύμφες διθύρων που αντιστοιχούσαν στο 10% (μέση αφθονία: 14504 άτομα m⁻³, μέγιστη τιμή: 154842 άτομα m⁻³), τα κλαδοκεραιωτά στο 5% (7022 και 68622 άτομα m⁻³αντιστοίχως), τα πτερόποδα στο 2% (2842 και 26200 άτομα m⁻³) και οι κωπηλάτες στο 2% (2619 και 15923 άτομα m⁻³). Οι υπόλοιπες ομάδες που σημείωσαν σημαντικές πληθυσμιακές εξάρσεις κατά τη διάρκεια του έτους, περιελάμβαναν τις προνύμφες γαστεροπόδων (1354 και 28308 άτομα m⁻³), τα χαιτόγναθα (1343 και 7031 άτομα m⁻³), τις προνύμφες πολυχαίτων (1008 και 11167 άτομα m⁻³) και τις προνύμφες εχινοδέρμων (1039 και 21093 άτομα m⁻³). Η μέση τιμή απόλυτης και σχετικής αφθονίας της κάθε ομάδας ανά σταθμό παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.

Οι σχετικές αφθονίες των κυρίαρχων ομάδων δεν παρουσίασαν ιδιαίτερες χωροχρονικές διακυμάνσεις (Εικόνα 12). Τα κωπήποδα αποτέλεσαν την κυρίαρχη ομάδα εκδηλώνοντας τη μέγιστη σχετική αφθονία (83%) τους στην ανοιχτή θάλασσα ενώ την μικρότερη (74%) στις εκβολές του ποταμού Τσικνιά (S6). Το αντίθετο πρότυπο παρατηρήθηκε για τις προνύμφες διθύρων και τα κλαδοκεραιωτά. Ως προς την εποχική διακύμανση των σχετικών αφθονιών των ζωοπλαγκτικών ομάδων, τα κωπήποδα παρουσίασαν τη μέγιστη τιμή τους κατά τη διάρκεια των χειμερινών μηνών, οι προνύμφες διθύρων τον Δεκέμβριο και τα κλαδοκεραιωτά το καλοκαίρι ενώ απουσίασαν πλήρως από τη βιοκοινότητα του ζωοπλαγκτού κατά τη χειμερινή περίοδο. Ο λόγος μεροπλαγκτόν προς ολοπλαγκτόν (M/O) παρουσίασε μέγιστες τιμές στο εσωτερικό τμήμα του Κόλπου (Εικόνα 12).

36



Εικόνα 12 Χωρική και χρονική διακύμανση της σχετικής αφθονίας των ομάδων του ζωοπλαγκτού κατά τη διάρκεια της δειγματοληπτικής περιόδου.

3.1.2.3 Σύγκριση βιοκοινοτήτων

Με βάση τις αφθονίες όλων των ζωοπλαγκτικών ταξινομικών μονάδων (taxa), η βιοκοινότητα παρουσίασε έντονη χωρική διαφοροποίηση ως προς την απόσταση του κάθε σταθμού από την ανοιχτή θάλασσα (nMDS, Εικόνα 13). Τα δείγματα του σταθμού S1 διαχωρίστηκαν από τα υπόλοιπα ενώ τα δείγματα του σταθμού S2 και του S3 τον Ιούλιο του 2009, τον Αύγουστο, τον Ιανουάριο και τον Ιούλιο 2010, συγκρότησαν μία ενδιάμεση συνάθροιση. Τα δείγματα Δεκεμβρίου και Φεβρουαρίου του S2, τα υπόλοιπα δείγματα του S3 και τα προερχόμενα δείγματα από τους σταθμούς S4 με S7 ομαδοποιήθηκαν μαζί. Ως προς τη χρονική διακύμανση της βιοκοινότητας, διαχωρίστηκαν τα χειμερινά δείγματα τα οποία τοποθετούνται στο κάτω μέρος του γραφήματος από τα θερινά στο επάνω μέρος του γραφήματος, αλλά δεν παρατηρήθηκε κάποιος σαφής διαχωρισμός ως προς τις υπόλοιπες εποχές οι οποίες τοποθετούνται ενδιάμεσα στο γράφημα. Η ανάλυση PERMANOVA αποκάλυψε ότι η επίδραση της τοποθεσίας των δειγματοληπτικών σταθμών (χωρική κατανομή) ήταν πιο σημαντική στην ομαδοποίηση των δειγμάτων του ζωοπλαγκτού σε σύγκριση με τον μήνα δειγματοληψίας (χρονική κατανομή). Σε αντίθεση με το φυσικοχημικό περιβάλλον, στην αφθονία του ζωοπλαγκτού επιδρά πιο έντονα ο χώρος παρά ο χρόνος. Παρά ταύτα, επιπλέον συγκρίσεις μόνο μεταξύ δειγμάτων από το εσωτερικό τμήμα (S3-S7) του Κόλπου υπέδειξαν ότι οι χρονικές διαφορές είναι πιο σημαντικές από τις χωρικές (Πίνακας 4).

Πίνακας 4 Αποτελέσματα της ανάλυσης PERMANOVA σχετικά με την επίδραση του χρόνου και του χώρου στην αφθονία του ζωοπλαγκτού (τιμές που έχουν μετατραπεί με βάση την τετραγωνική ρίζα), και τις περιβαλλοντικές παραμέτρους (Τ, S, Chla, HB, TON, TOP, NO₂, NO₃, NH₃, TIP, SiO₂) (a) σε ολόκληρη την περιοχή μελέτης (S1-S7), (b) στο εσωτερικό του Κόλπου (S3-S7).

Σταθμοί	Παράγοντας	Αφθονία ζωοπλαγκτού	Περιβαλλοντικές παράμετροι
		F value	F value
(2) \$1 \$7	Χρόνος	8,142**	11,561**
(a) S1-S7	Τοποθεσία	13,683**	1,875*
(h) 52 57	Χρόνος	7,670*	9,232*
(W) 33-37	Τοποθεσία	1,227	0,933

* < 0,001

** < 0,0001



Εικόνα 13 Διάγραμμα nMDS όλων των δειγμάτων. Με τα διαφορετικά σχήματα συμβολίζονται οι εποχές του έτους ενώ με τους αριθμούς συμβολίζονται οι αντίστοιχοι σταθμοί (S1=1, S2=2, S3=3, S4=4, S5=5, S6=6, S7=7).

3.1.2.4 Χωροχρονική διακύμανση των ζωοπλαγκτικών ομάδων

Η αφθονία όλων των κυρίαρχων ζωοπλαγκτικών ομάδων ακολούθησαν παρόμοιο οριζόντιο πρότυπο κατανομής παρουσιάζοντας αυξητική τάση από την ανοιχτή θάλασσα προς στο εσωτερικό του Κόλπου όπου παρατηρήθηκαν ιδιαίτερα αυξημένες τιμές αφθονίας. Οι κωπηλάτες ήταν ομοιογενώς κατανεμημένοι σε όλη την περιοχή μελέτης, εκτός από την ανοιχτή θάλασσα όπου καταμετρήθηκαν χαμηλότερες τιμές αφθονίας.

Ως προς τη χρονική διακύμανση της αφθονίας, όλες οι κυρίαρχες ζωοπλαγκτικές ομάδες παρουσίασαν πτωτική τάση κατά τη χειμερινή περίοδο και ιδιαιτέρως τον Ιανουάριο, και στις τρεις υποπεριοχές μελέτης (Εικόνα 14).

Στην ανοιχτή θάλασσα οι μέγιστες τιμές αφθονίας των κωπηπόδων παρατηρήθηκαν κατά τον Σεπτέμβριο και τον Απρίλιο (14900 άτομα m⁻³ και 16620 άτομα m⁻³ αντιστοίχως). Στον δίαυλο η αφθονία των κωπηπόδων κυμάνθηκε από 12963 έως 179405 άτομα m⁻³ και παρουσίασε δύο μέγιστα κατά τους μήνες Δεκέμβριο και Φεβρουάριο, ενώ στο εσωτερικό του κόλπου οι μέγιστες τιμές παρατηρήθηκαν κατά τον Οκτώβριο (150560 άτομα m⁻³), Φεβρουάριο (218393 άτομα m⁻³) και Μάιο (252142 άτομα m⁻³) (Εικόνα 14). Ανάλογο πρότυπο χρονικής διακύμανσης ακολούθησαν και τα χαιτόγναθα. Οι προνύμφες διθύρων και τα πτερόποδα παρουσίασαν ιδιαιτέρως έντονη χρονική ετερογένεια, εκδηλώνοντας τρία μέγιστα αφθονίας (φθινόπωρο, χειμώνα και άνοιξη). Τα κλαδοκεραιωτά και οι κωπηλάτες απουσίασαν από τη βιοκοινότητα κατά τους ψυχρότερους μήνες (Ιανουάριο-Φεβρουάριο-Μάρτιο), ενώ ήταν πιο άφθονα κατά τη διάρκεια των θερινών μηνών. Τέλος, οι προνύμφες εχινοδέρμων, γαστεροπόδων και πολυχαίτων εκδήλωσαν πολύ έντονη χρονική διακύμανση παρουσιάζοντας τις μέγιστες αφθονίες τους κατά τη χειμερινή περίοδο, τις ελάχιστες τον Ιανουάριο, και στη συνέχεια νέες εξάρσεις αφθονίας κατά τη διάρκεια της άνοιξης και στις αρχές του καλοκαιριού (Εικόνα 14).



Εικόνα 14 Χρονική διακύμανση των κυρίαρχων ζωοπλαγκτικών ομάδων στην ανοιχτή θάλασσα (S1), στον δίαυλο (S2) και στο εσωτερικό τμήμα (S3-S7) του Κόλπου της Καλλονής.

3.1.2.5 Χωροχρονική διακύμανση και βιοποικιλότητα Κωπηπόδων

Τα κωπήποδα ήταν στατιστικώς πιο άφθονα (P <0,001) στο εσωτερικό του Κόλπου (S3-S7) από στην ανοιχτή θάλασσα (S1) και τον δίαυλο (S2) (Εικόνα 8). Ως προς τα αναπτυξιακά τους στάδια, το 20% (εύρος: 3-63%) ήταν ενήλικα κωπήποδα, το 47% (10-74%) κωπηποδίτες και το 33% (2-81%) ναύπλιοι (Εικόνα 8). Ο λόγος ναυπλίων προς τα ωριμότερα κωπήποδα στο εσωτερικό του Κόλπου (S3-S7) κατά τους μήνες Ιανουάριο και Φεβρουάριο ήταν στατιστικά μεγαλύτερος (P < 0,0001) από ό,τι τους υπόλοιπους μήνες. Τα ενήλικα κωπήποδα συσχετίστηκαν θετικά με τη ChI α, οι κωπηποδίτες με τα HB, ενώ οι ναύπλιοι και ο λόγος ναύπλιοι/ωριμότερα κωπήποδα συσχετίστηκαν θετικά με τα SiO₂, ChI α και HB και αρνητικά με τη θερμοκρασία και την αλατότητα (Πίνακας 5).

Πίνακας 5 Συσχετίσεις κατά Spearman της αφθονίας των αναπτυξιακών σταδίων των κωπηπόδων (ενήλικα, κωπηποδίτες, ναύπλιοι), τον αριθμό ειδών, τον δείκτη βιοποικιλότητας Shannon με τη θερμοκρασία (Τ), την αλατότητα (S), τη χλωροφύλλη α (Chlα), την ετερότροφη βακτηριακή βιομάζα (HB), τα πυριτικά (SiO₂) και το ολικό άζωτο (TON).

	Т	S	Chl α	НВ	SiO ₂	TON
Ενήλικα	0,1784	0,1505	0,3109**	0,0658	0,0607	0,0110
Κωπηποδίτες	0,3774	0,1518	0,0070**	0,3018**	-0,0974	0,0836
Ναύπλιοι	-0,2148*	-0,4082***	0,3678***	0,2817*	0,4259***	0,0023
Ναύπλιοι/μεγαλύτεροι	-0,5291***	-0,0037***	0,3131**	0,298**	0,5205***	0,0232
S	-0,0377	0,1050	-0,3137**	-0,3206**	-0,2423*	0,2821*
Η'	-0,0386	0,2356*	-0,1724	-0,1490	-0,2310*	0,1817

* < 0,05

** <0,005

*** < 0,0005

Στα 91 οριζόντια δείγματα του πρώτου έτους αναγνωρίστηκαν 21 είδη κωπηπόδων τα οποία ανήκουν σε 15 γένη. Τα κυκλοποειδή κωπήποδα αντιστοιχούσαν στο 73% της συνολικής βιοκοινότητας κωπηπόδων (ενήλικα και κωπηποδιτικά στάδια), τα καλανοειδή στο 20%, τα αρπακτικοειδή στο 6,5%, ενώ τα ποικιλοστοματοειδή μόλις στο 0,5%. Τα καλανοειδή κωπήποδα ήταν πιο άφθονα στην ανοιχτή θάλασσα, ενώ τα κυκλοποειδή κυριάρχησαν στον δίαυλο και το εσωτερικό τμήμα του Κόλπου (Εικόνα 15).

41



Εικόνα 15 Χωρική κατανομή της σχετικής αφθονίας των ομάδων την κωπηπόδων στον Κόλπο της Καλλονής κατά τη δειγματοληπτική περίοδο Ιούλιος 2009-2010.

Όλα τα είδη με σχετικές αφθονίες > 1% της συνολικής βιοκοινότητας των κωπηπόδων ήταν μικρά κωπήποδα (<1 mm). Ως κυρίαρχο κωπήποδο αναγνωρίστηκε το κυκλοποειδές Oithona nana το οποίο αντιστοιχούσε στο 74% της συνολικής αφθονίας των ενήλικων και κωπηποδιτικών σταδίων (Εικόνα 17D-F). Από τα καλανοειδή κωπήποδα πιο άφθονα ήταν τα είδη Paracalanus parvus (7,7%), Centropages ponticus (4,7%), Parvocalanus crassirostris (2,7%) και Acartia clausi (2%), και από τα αρπακτικοειδή το Euterpina acutifrons (6,5%). Όλα τα προαναφερθέντα είδη ήταν παρόντα στην υδάτινη στήλη καθ' όλη τη διάρκεια του έτους εκτός από το *P. crassirostris*, το οποίο κατεγράφη μόνο στα δείγματα του φθινοπώρου. Το *P. crassirostris* (Εικόνα 16) κατεγράφη για πρώτη φορά στα νερά του Αιγαίου στα πλαίσια της παρούσας μελέτης.



Εικόνα 16 Ένα αρσενικό (αριστερά) και ένα θηλυκό (δεξιά) άτομο Parvocalanus crassirostris.



Εικόνα 17 Χρονική διακύμανση της αφθονίας (A-C), της σχετικής αφθονίας (D-F), του αριθμού των ειδών (G-I) και του δείκτη βιοποικιλότητας Shannon (K-L) των κωπηπόδων (ενήλικα και κωπηποδίτες) στην ανοιχτή θάλασσα (S1), στον δίαυλο (S2) και στο εσωτερικό του Κόλπου της Καλλονής (S3-S7).

Τα Oithona nana, Paracalanus parvus, Euterpina acutifrons, Centropages ponticus, Parvocalanus crassirostris και Acartia clausi τα οποία απαντώνται συχνά στα παράκτια νερά της Μεσογείου, κατεγράφησαν σε όλους τους σταθμούς δειγματοληψίας και παρουσίασαν τις μέγιστες τιμές της αφθονίας τους στο εσωτερικό του Κόλπου (Εικόνα 18). Ένας μεγαλύτερος αριθμός κωπηπόδων ακολούθησε το αντίστροφο πρότυπο οριζόντιας κατανομής εκδηλώνοντας τις μέγιστες τιμές της αφθονίας τους στην ανοιχτή θάλασσα. Τα είδη αυτά αποτελούν χαρακτηριστικά είδη του Αιγαίου όπως τα Oncea media, Faranulla rostrata, Paracalanus denudatus, 3 είδη του γένους Calocalanus, Microsetella rosea και Mecynocera clausi. Τέλος, τα καλανοειδή Lucicutia flavicornis, Clausocalanus furcatus, Paracalanus nanus και Temora stylifera αν και αποτελούν χαρακτηριστικά είδη της ανοιχτής



θάλασσας εποίκησαν το εσωτερικό μέρος του Κόλπου αναπτύσσοντας πληθυσμούς ανάλογης αφθονίας σε όλες τις υποπεριοχές μελέτης.

Εικόνα 18 Χωροχρονική διακύμανση των πλέον άφθονων ειδών κωπηπόδων στα δείγματα κατά την δειγματοληπτική περίοδο Ιούλιος 2009-Ιούλιος 2010.

Αποτελέσματα

Τόσο ο αριθμός των ειδών (S) όσο και ο δείκτης ποικιλότητας Shannon (H') ακολούθησαν το αντίθετο χωρικό πρότυπο σε σχέση με εκείνο της αφθονίας με τις τιμές τους να μειώνονται από την ανοιχτή θάλασσα προς το εσωτερικό του κόλπου (Εικόνα 17). Η συνάθροιση των κωπηπόδων της ανοιχτής θάλασσας παρουσίασε μεγαλύτερο αριθμό ειδών (P< 0,001) και τιμές βιοποικιλότητας (P< 0,001) σε σχέση με τις υπόλοιπες υποπεριοχές. Στην ανοιχτή θάλασσα οι δείκτες ποικιλότητας ακολούθησαν παρόμοια χρονική διακύμανση με αυτήν της αφθονίας. Αντιθέτως, στο εσωτερικό τμήμα του Κόλπου διακυμάνθηκαν δυσανάλογα ως προς την αφθονία, υποδηλώνοντας την κυριαρχία ελάχιστων ειδών κωπηπόδων. Στον δίαυλο οι χαμηλότερες τιμές βιοποικιλότητας παρατηρήθηκαν τον Φεβρουάριο ενώ οι υψηλότερες τον Νοέμβριο και Απρίλιο, μήνες κατά τους οποίους αναγνωρίστηκαν και είδη της ανοιχτής θάλασσας στα δείγματα. Ο αριθμός των ειδών συσχετίστηκε αρνητικά με τη Chl α και την HB βιομάζα (P < 0,005 και P < 0,01) ενώ ο δείκτης Shannon (H') αρνητικά μόνο με την Chl α (P < 0,05) (Πίνακας 5).

3.1.2.6 Χωροχρονική διακύμασνη Κλαδοκεραιωτών

Και τα τρία κυρίαρχα είδη κλαδοκεραιωτών παρουσίασαν τις μέγιστες τιμές της αφθονίας τους την άνοιξη και το καλοκαίρι 2010, ενώ δεν συμμετείχαν στη βιοκοινότητα του ζωοπλαγκτού κατά τη χειμερινή περίοδο (Ιανουάριο, Φεβρουάριο και Μάρτιο)(Εικόνα 19). Το *Penilia avirostris* ήταν το πιο άφθονο κλαδοκεραιωτό σε όλη τη διάρκεια της μελέτης. Στην ανοιχτή θάλασσα και στον δίαυλο είχε σχεδόν μηδενικές συγκεντρώσεις καθ' όλη τη δειγματοληπτική περίοδο ενώ παρουσίασε αύξηση στην τιμή της αφθονίας του τον Ιούλιο 2010. Στο εσωτερικό του κόλπου παρουσίασε σχεδόν σταθερή τιμή αφθονίας κατά τη θερινή και φθινοπωρινή περίοδο του 2009 (~ 10 000 άτομα m⁻³), εξαφανίστηκε κατά τη χειμερινή περίοδο, ενώ τον Μάιο επέστρεψε στη βιοκοινότητα του ζωοπλαγκτού και εκδήλωσε τη μέγιστη τιμή της αφθονίας του τον Ιούλιο 2010. Το *Evadne spinifera* ήταν το μοναδικό κλαδοκεραιωτό που παρατηρήθηκε στην ανοιχτή θάλασσα κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου. Η μέγιστη αφθονία του στον δίαυλο και στο εσωτερικό του κόλπου εκδηλώθηκε τον Μάιο ενώ ακολούθησε απότομη μείωση τους επόμενους μήνες. Το *Pseudoevadne tergestina* διαδέχθηκε το *Evadne spinifera* και σημείωσε τη μέγιστη τιμή της αφθονίας του τον Ιούνιο.



Εικόνα 19 Χωροχρονική διακύμανση των πλέον άφθονων ειδών κλαδοκεραιωτών στον Κόλπο της Καλλονής στις τρεις υποπεριοχέςκατά την δειγματοληπτική περίοδο Ιούλιος 2009-Ιούλιος 2010. Οι γραμμές σφάλματος συμβολίζουν την τυπική απόκλιση (SD).

3.1.2.7 Συσχέτιση ζωοπλαγκτικών συναθροίσεων με τις περιβαλλοντικές παραμέτρους

Η σχέση μεταξύ ζωοπλαγκτικών συναθροίσεων και περιβαλλοντικών παραμέτρων διερευνήθηκε με την CCA (Εικόνα 20). Η ολική διασπορά των ειδών (total inertia) είναι 0,732 ενώ εξηγήθηκε μέσω της CCA το 0,282 (sum of all canonical eigenvalues) αυτής της διασποράς. Η συσχέτιση των ειδών με τις περιβαλλοντικές παραμέτρους είναι υψηλή (0,886), ενώ οι δύο πρώτοι άξονες επεξηγούν το 66,2% της διακύμανσης στη συσχέτιση των ειδών με τις περιβαλλοντικές παραμέτρους (Πίνακας 4).



Εικόνα 20 Ανάλυση κανονικής συσχέτισης (CCA) μεταξύ των ζωοπλαγκτικών ταξινομικών μονάδων και των περιβαλλοντικών παραμέτρων.

Η θερμοκρασία, η αλατότητα, η χλωροφύλλη α, η ΗΒ βιομάζα, τα ΝΗ₃ και τα οργανικά θρεπτικά άλατα TOP και TON υπήρξαν οι περιβαλλοντικές παράμετροι που επηρέασαν τη χωροχρονική κατανομή των ειδών (με σχετική αφθονία > 1%) στον Κόλπο της Καλλονής. Χαρακτηριστικά είδη της ζωοπλαγκτικής συνάθροισης κατά τους θερινούς μήνες που συσχετίστηκαν με υψηλές τιμές θερμοκρασίας και αλατότητας ήταν το *P. avirostris* και *E. acutifrons* ενώ το χαρακτηριστικό είδος της φθινοπωρινής συνάθροισης ήταν το μικρό καλανοειδές *P. crassirostris*. Στη χειμερινή συνάθροιση κυριάρχησαν τα ενήλικα και οι κωπηποδίτες του *A. clausi*, οι προνύμφες των εχινοδέρμων, καθώς και οι ναύπλιοι κωπηπόδων, οι οποίοι συσχετίστηκαν με υψηλές τιμές Chla και HB βιομάζας. Κατά την εαρινή περίοδο τα πτερόποδα, τα χαιτόγναθα, οι προνύμφες διθύρων, και το είδος *P. parvus* υπήρξαν τα χαρακτηριστικά μέλη της βιοκοινότητας.

Πίνακας 6 Οι ιδιοτιμές (eigenvalues) του κάθε άξονα της ανάλυσης κανονικής συσχέτισης και το ποσοστό της ολικής διασποράς (totalinertia) των δεδομένων που αιτιολογούνται από τις περιβαλλοντικές παραμέτρους.

Άξονες	1	2	3	4	Ολική Διασπορά
Ιδιοτιμές	0,129	0,058	0,044	0,031	0,735
Συσχετίσεις ειδών-περιβάλλοντος	0,886	0,765	0,679	0,654	
Συσωρευτικό ποσοστό διακύμανσης:					
Ειδών	17,5	25,4	31,4	35,6	
Συσχέτισης ειδών-περιβάλλοντος	45,5	66,2	81,9	92,7	
Σύνολο ιδιοτιμών					0,735
Σύνολο κανονικών ιδιοτιμών					0,282

3.2 Διετής εποχική μελέτη του ζωοπλαγκτού με την παράλληλη χρήση 2 διχτυών διαφορετικού διαμετρήματος πόρων (90 και 200 μm)

3.2.1 Διετής εποχική διακύμανση περιβαλλοντικών παραμέτρων

Η μέση ετήσια βροχόπτωση κατά τη διάρκεια του δεύτερου έτους (1,27mm) ήταν 2,5 περίπου φορές μικρότερη σε σχέση με εκείνη του πρώτου. Στατιστικά σημαντικές διαφορές εντοπίστηκαν μόνο κατά τον μήνα Φεβρουάριο όπου το μέσο ύψος βροχής του πρώτου έτους ήταν στατιστικά υψηλότερο (ANOVA, P <0,05) σε σχέση με εκείνο του δευτέρου (Εικόνα 21).





Κατά το δεύτερο έτος μελέτης, σε αναλογία με το πρώτο, η διακύμανση των περιβαλλοντικών παραμέτρων διαφοροποιήθηκαν πιο έντονα χρονικά από ό,τι χωρικά (Πίνακας 7). Δεν παρατηρήθηκαν χωρικές διαφοροποιήσεις στις μέσες ετήσιες τιμές επιφανειακής θερμοκρασίας, αλατότητας και πυκνότητας, ενώ η διακύμανση των τιμών τους ήταν μεγαλύτερη στους σταθμούς από το εσωτερικό τμήμα του Κόλπου (S3-S6) σε σχέση με εκείνους από την ανοιχτή θάλασσα (S1).

Η μέση ετήσια θερμοκρασία του δεύτερου έτους (19,6 °C) ήταν στατιστικά υψηλότερη σε σύγκριση με εκείνη του πρώτου (18,6 °C) (Πίνακας 7), ενώ η μεγαλύτερη θερμοκρασιακή διαφορά (2°C) μεταξύ των δύο ετών εντοπίστηκε τον Αύγουστο. Τον Φεβρουάριο του έτους 2011, όπως και του 2010, παρατηρήθηκε σημαντική πτώση ιδιαίτερα της επιφανειακής θερμοκρασίας λόγω αυξημένων ψυχρών εισροών από την

ξηρά. Κατά τη φθινοπωρινή και εαρινή περίοδο η υδάτινη στήλη στο εσωτερικό του Κόλπου ήταν σε θερμικά ομοιόμορφη ενώ αντίθετα παρατηρήθηκε θερμική διαστρωμάτωση κατά τους μήνες Αύγουστο και Φεβρουάριο. Στις δειγματοληψίες του Αυγούστου τα επιφανειακά στρώματα διαπιστώθηκε ότι ήταν θερμότερα από τα υποκείμενα, ενώ τον Φεβρουάριο παρατηρήθηκε το αντίστροφο (Εικόνα 22).

Εικόνα 22 Εποχική διακύμανση της θερμοκρασίας (°C) των υδάτων στον Κόλπο της Καλλονής κατά το πρώτο (2009-10) και το δεύτερο έτος (2010-11) δειγματοληψιών.



Εικόνα 23 Εποχική διακύμανση της αλατότητας των υδάτων στον Κόλπο της Καλλονής κατά το πρώτο (2009-10) και το δεύτερο έτος (2010-11) δειγματοληψιών.

Οι τιμές της αλατότητας κατά το δεύτερο έτος μελέτης διακυμάνθηκε σε υψηλότερα επίπεδα σε σχέση με εκείνες του πρώτου (Εικόνα 23). Οι μέγιστες τιμές αλατότητας σε αμφότερα τα έτη διαπιστώθηκαν κατά τον μήνα τον Αύγουστο και οι ελάχιστες τον Φεβρουάριο. Τον Φεβρουάριο του 2011 η αλατότητα ήταν ηψηλότερη από την αντίστοιχη του 2010 λόγω των περιορισμένων βροχοπτώσεων του δεύτερου έτους σε σχέση με το πρώτο.

Αποτελέσματα



Εικόνα 24 Εποχική διακύμανση της πυκνότητας (kgm⁻³) του νερού στον Κόλπο της Καλλονής κατά το πρώτο (2009-10) και το δεύτερο έτος (2010-11) δειγματοληψιών.

Σε αμφότερα τα έτη μελέτης παρατηρήθηκε η δημιουργία ενός μετώπου στο νότιο μέρος του Κόλπου λόγω της διαφοράς πυκνότητας μεταξύ των υδάτινων μαζών του Κόλπου και της ανοιχτής θάλασσας. Αυτή η διαφορά πυκνότητας ήταν μεγαλύτερη τον Νοέμβριο του 2009 σε σχέση με τον Νοέμβριο του 2010 (Εικόνα 24).

		Διαφορές μετ	ταξύτων δύο ετών		
	Αύγουστος	Νοέμβριος	Φεβρουάριος	Μάιος	μέση ετήσια
Βροχόπτωση	-	-	*	-	*
Θερμοκρασία	***	***	**	***	***
Αλατότητα	***	-	***	*	*
Πυκνότητα	***	-	-	-	-
* <0,05					

Πίνακας 7 Στατιστικός έλεγχος με ανάλυση διακύμανσης (ANOVA) της βροχόπτωσης και των φυσικών χαρακτηριστικών της υδάτινης στήλης των δύο υπό μελέτη ετών.

** <0,005

<0,0005 ***

Συνολικά κατά τη διετή περίοδο μελέτης, όπως φαίνεται και στο διάγραμμα θερμοκρασίας-αλατότητας (T-S) (Εικόνα 25), τον Φεβρουάριο του 2010 μετρήθηκαν οι χαμηλότερες τιμές θερμοκρασίας και αλατότητας, τον Αύγουστο 2009 και 2010 οι υψηλότερες, ενώ τον Νοέμβριο αμφότερων των ετών μετρήθηκαν οι υψηλότερες τιμές πυκνότητας (υψηλές τιμές αλατότητας σε συνδυασμό με χαμηλή θερμοκρασία).



Εικόνα 25 Διάγραμμα Τ-S από τις εποχικές δειγματοληψίες στον Κόλπο της Καλλονής κατά τα δύο υπό μελέτη έτη 2009-2011.

52



Εικόνα 26 Χωροχρονική διακύμανση της χλωροφύλλης και των θρεπτικών στον Κόλπο της Καλλονής κατά τις εποχικές δειγματοληψίες του δεύτερου έτους μελέτης (Αύγουστος 2010, Νοέμβριος 2010, Φεβρουάριος 2011 και Μάιος 2011).

Οι συγκεντρώσεις των Chla, PO₄, SiO₂ και TON ήταν στατιστικά μεγαλύτερες (ANOVA, P < 0,05, P < 0,0003, P < 0,00001 και P < 0,0001) στους σταθμούς του βόρειου τμήματος του Κόλπου (S4 και S6) σε σχέση με εκείνες της ανοιχτής θάλασσας, ενώ στους στον δίαυλο (S2) και στο νότιο μέρος του Κόλπου (S3) μετρήθηκαν ενδιάμεσες τιμές (Εικόνα 26). Οι συγκεντρώσεις των υπόλοιπων θρεπτικών δεν παρουσίασαν στατιστικά σημαντικές χωρικές διακυμάνσεις (Πίνακας 8). Ως προς τη χρονική κλίμακα, κατά τον μήνα Φεβρουάριο μετρήθηκαν στατιστικά υψηλότερες συγκεντρώσεις Chla, NO₂, NO₃ και TOP σε σύγκριση με τους υπόλοιπους μήνες. Οι συγκεντρώσεις της NH₃ ήταν στατιστικά υψηλότερες τον Νοέμβριο ενώ τα υπόλοιπα θρεπτικά δεν παρουσίασαν σημαντικές εποχικές διαφορές στις συγκεντρώσεις τους.

Ως προς τη διακύμανση των θρεπτικών μεταξύ των δύο ετών μελέτης, η συγκέντρωση της Chl α όπως και των υπόλοιπων θρεπτικών ήταν μεγαλύτερη κατά το πρώτο έτος, ωστόσο χωρίς στατιστικώς σημαντική διαφορά. Στατιστικά υψηλότερες συγκεντρώσεις μετρήθηκαν κατά το δεύτερο έτος για NH₃, TOP και HB ενώ χαμηλότερες για PO₄, και NO₃ (Πίνακας 8). Κατά το πρώτο έτος όπου σημειώθηκαν περισσότερες κατακρημνίσεις παρατηρήθηκε αυξημένη πρωτογενής παραγωγή, ενώ κατά το δεύτερο έτος φαίνεται να κυριαρχούν οι ετερότροφες διεργασίες.

	1° έτ	ος	2 [°] έτ	ος	Σύγκριση των δύο ετών
	σταθμοί	μήνες	σταθμοί	μήνες	
Θερμοκρασία	-	****	-	****	-
Αλατότητα	-	****	-	****	-
Πυκνότητα	-	****	-	****	-
Chl α	*	-	*	****	-
НВ	-	*	**	-	*
PO ₄	-	-	-	-	*
SiO ₂	-	***	*	-	-
NO ₂	-	*	-	**	-
NO ₃	-	****	-	***	*
NH ₃	-	***	-	-	****
ТОР	-	-	-	***	-
TON	-	*	*	-	****

Πίνακας 8 Στατιστικός έλεγχος της χωρικής και εποχικής διακύμανσης των επιφανειακών τιμών περιβαλλοντικών παραμέτρων σε κάθε έτος ξεχωριστά, συνολικά στα δύο έτη και μεταξύ των δύο υπό μελέτη ετών (2009-2011).

*<0,05

**<0,01

***<0,005

****<0,001

3.2.2 Ζωοπλαγκτόν

3.2.2.1 Χωροχρονική διακύμανση οριζόντιας και κάθετης κατανομής ζωοπλαγκτού

Συνολικά συλλέχθηκαν και αναλύθηκαν 128 δείγματα ζωοπλαγκτού: 40 από οριζόντιες και 24 από κάθετες σύρσεις με το δίχτυ των 90 μm και άλλα τόσα με το δίχτυ των 200 μm.

Η αφθονία του ζωοπλαγκτού κατά τα δύο υπό μελέτη έτη στα επιφανειακά δείγματα με το δίχτυ 90 μm κυμάνθηκε από 4041 έως 562816 άτομα m⁻³ και η ξηρή του βιομάζα από 2,7 έως 1177,6 mgm⁻³. Παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές χωρικές διαφοροποιήσεις (Πίνακας 9) με τις χαμηλότερες τιμές αφθονίας και βιομάζας να καταγράφονται στον σταθμό S1, ενώ οι μεγαλύτερες στον σταθμό S6 (Εικόνα 27). Κατά τη διάρκεια του πρώτου έτους η αφθονία και η βιομάζα παρουσίασαν τη μέγιστη τιμή τους τον μήνα Μάιο ενώ κατά το δεύτερο έτος κατεγράφη έξαρση της αφθονίας τον Φεβρουάριο ενώ της βιομάζας τον Νοέμβριο. Στα κάθετα δείγματα με το δίχτυ των 90 μm, η αφθονία (1713 έως 94576 άτομα m⁻³) και η βιομάζα (3,3 έως 383 mg m⁻³) του ζωοπλαγκτού χαρακτηρίστηκαν επίσης από αυξητική τάση οδεύοντας από την ανοιχτή θάλασσα προς το εσωτερικό του κόλπου (Εικόνα 27). Τα δείγματα από τις κάθετες σύρσεις ήταν λιγότερο άφθονα από τα αντίστοιχα των οριζόντιων σύρσεων (sign rankt est, P <0,005), ενώ δεν παρατηρήθηκαν διαφορές ως προς τη βιομάζα. Οι μεγαλύτερες διαφορές της αφθονίας μεταξύ των οριζόντιων και κάθετων δειγμάτων (9,2 φορές μεγαλύτερη) εντοπίστηκαν τον Φεβρουάριο ενώ οι μικρότερες τον Νοέμβριο αμφοτέρων των ετών (Εικόνα 27).

Στα επιφανειακά δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ 200 μm η αφθονία του συνολικού ζωοπλαγκτού κυμάνθηκε από 96 έως 45827 άτομα m⁻³ και η βιομάζα από 1,91 έως 128,46 mg m⁻³. Όπως και στα δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ 90 μm, παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές χωρικές διαφορές τόσο ως προς την αφθονία όσο και ως προς τη βιομάζα του ζωοπλαγκτού ενώ δεν παρατηρήθηκε καθαρό χρονικό πρότυπο διακύμανσης (Πίνακας 8). Η κατανομή αφθονίας και βιομάζας των κάθετων δειγμάτων από το δίχτυ των 200 μm παρουσίασε το ίδιο χωρικό πρότυπο κατανομής με τα αντίστοιχα οριζόντια (Εικόνα 27). Σε αντίθεση με το δίχτυ των 90μm, τα κάθετα δείγματα από το δίχτυ 200μm στις περισσότερες περιπτώσεις χαρακτηρίστηκαν από μεγαλύτερες τιμές αφθονίας σε σχέση με τα αντίστοιχα οριζόντια (έως και 4 φορές), αλλά στο σύνολο των δειγμάτων δεν παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές.



Εικόνα 27 Χωροχρονική διακύμανση της αφθονίας και της βιομάζας του ζωοπλαγκτού στις εποχικές δειγματοληψίες των δύο ετών Α) από τα δείγματα των οριζόντιων σύρσεων με δίχτυα 90 και 200 μm και Β) από τα δείγματα των κάθετων σύρσεων.

Πίνακας 9 Σύγκριση της αφθονίας και βιομάζας των δειγμάτων του ζωοπλαγκτού από τις οριζόντιες και κάθετες σύρσεις με τα δίχτυα 90 και 200 μm μεταξύ των σταθμών και των εποχών και ετών δειγματοληψίας. Οι διαφορές μεταξύ σταθμών και εποχών εξετάστηκαν με τον μη παραμετρικό έλεγχο Kruskal-Wallis, ενώ μεταξύ των ετών με το μη παραμετρικό έλεγχο για ζεύγη τιμών (signedranktest).

			αφθονία	βιομάζα
90 µm	Οριζόντια	σταθμοί	***	***
		εποχές	-	-
		έτη	*	*
	Κάθετα	σταθμοί	**	***
		εποχές	-	-
		έτη	-	-
200 µm	Οριζόντια	σταθμοί	***	***
		εποχές	-	-
		έτη	-	*
	Κάθετα	σταθμοί	***	*
		εποχές	-	-
		έτη	-	-

*<0,05

**<0,01

***<0,001

****<0,0001

Η μέση ετήσια αφθονία και βιομάζα του ζωοπλαγκτού των επιφανειακών δειγμάτων με το δίχτυ 90 μm του πρώτου έτους ήταν στατιστικά μεγαλύτερη σε σχέση με εκείνη του δευτέρου έτους. Στα αντίστοιχα δείγματα με το δίχτυ 200 μm σημαντικές διαφορές κατεγράφησαν μόνο για τη βιομάζα, η οποία ήταν μεγαλύτερη κατά το δεύτερο έτος, ενώ στα κάθετα δείγματα αμφοτέρων των διχτυών δεν παρατηρήθηκε καμία διαφορά στη μέση αφθονία και τη βιομάζα των δύο ετών (Πίνακας 9).

3.2.2.2 Σύνθεση ζωοπλαγκτικής βιοκοινότητας

Στα επιφανειακά και στα κάθετα δείγματα από το δίχτυ 90 μm δεν παρατηρήθηκε κάποια αξιοσημείωτη αλλαγή ως προς τη σύνθεση της βιοκοινότητας μεταξύ των δύο ετών, και τα κωπήποδα υπήρξαν η κυρίαρχη ομάδα αποτελώντας το 74,5 και 81% του συνολικού ζωοπλαγκτού κατά το πρώτο και δεύτερο έτος μελέτης αντιστοίχως. Στα επιφανειακά και κάθετα δείγματα από το δίχτυ 200 μm ως κυρίαρχη ομάδα κατά το πρώτο έτος υπήρξαν τα κλαδοκεραιωτά (43% και 50% αντιστοίχως) ενώ ακολούθησαν τα κωπήποδα (34% και 20% αντιστοίχως). Σε αντίθεση με το δίχτυ των 90 μm, στο δίχτυ 200 μm κατά το δεύτερο υπό μελέτη έτος (2010-11) παρατηρήθηκε μεταβολή ως προς την κυριαρχία των ομάδων. Την κυρίαρχη ομάδα αποτέλεσαν τα κωπήποδα (55% και 40% για τα οριζόντια και κάθετα δείγματα αντιστοίχως) ενώ ακολούθησαν οι προνύμφες γαστεροπόδων (19%) στα οριζόντια και οι προνύμφες εχινοδέρμων (17,5%) στα κάθετα δείγματα (Εικόνα 28).



Α. Οριζόντια δείγματα

Εικόνα 28 Οι σχετικές αφθονίες των κυρίαρχων taxa στα δύο δίχτυα και η διαφοροποίηση αυτών κατά τα δύο έτη μελέτης.

3.2.2.3 Διετής εποχική χωροχρονική διακύμανση ζωοπλαγκτικών ομάδων

Όλες οι κυρίαρχες ομάδες παρουσίασαν στατιστικά μεγαλύτερες τιμές στους σταθμούς που είχαν εγκατασταθεί στο εσωτερικό του κόλπου με εξαίρεση τους κωπηλάτες και τις προνύμφες εχινοδέρμων (Πίνακας 9). Η αφθονία όλων των ολοπλαγκτικών ομάδων μειώθηκε κατά το δεύτερο έτος δειγματοληψίας (2010-11) σε αμφότερα τα δίχτυα και τους τρόπους δειγματοληψίας (Εικόνα 29, 30, 31, 32). Η διαφορά μεταξύ των ετών ήταν σημαντικότερη στα οριζόντια δείγματα αμφοτέρων των διχτυών από ό,τι στα κάθετα δείγματα (Πίνακας 10).

			90 µ	m		200 μm							
-	οριζόντια			κάθετα				οριζόντια		κάθετα			
-	έτη	σταθμοί	εποχές	έτη	σταθμοί	εποχές	έτη	σταθμοί	εποχές	έτη	σταθμοί	εποχές	
Κωπήποδα	*	**	-	-	**	-	**	-	-	-	*	-	
Κλαδοκεραιωτά	*	-	***	-	-	*	**	***	-	-	-	*	
Πτερόποδα	*	**	-	-	*	-	-	*	-	-	-	-	
Χαιτόγναθοι	-	**	-	-	*	-	* * *	-	-	-	*	-	
Κωπηλάτες	*	-	***	-	-	*	-	****	-	-	-	*	
Πρ. Διθύρων	-	* * * *	-	-	* *	-	* * * *	-	-	-	*	-	
Πρ.Γαστεροπόδων	-	*	-	-	-	*	*	*	-	-	-	-	
Πρ. Εχινοδέρμων	-	-	**	-	-	*	-	**	-	-	-	-	

Πίνακας 10 Σύγκριση της αφθονίας των κυρίαρχων ζωοπλαγκτικών ομάδων μεταξύ των δύο ετών δειγματοληψίας, των σταθμών και των εποχών. Οι διαφορές τηςαφθονίας μεταξύ σταθμών και εποχών εξετάστηκαν με τον μη παραμετρικό έλεγχο Kruskal-Wallis, ενώ μεταξύ των ετών με το μη παραμετρικό έλεγχο για ζεύγη τιμών (signed rank test).

*<0,05

**<0,01

***<0,001

****<0,0001

Η αφθονία των κωπηπόδων στα οριζόντια δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ 90μm μειώθηκε κατά το δεύτερο έτος δειγματοληψίας (2010-11) ενώ αυξήθηκε στα αντίστοιχα δείγματα του διχτυού 200 μm. Το μικρότερο κλάσμα των κωπηπόδων (90 μm) συσχετίστηκε αρνητικά με τη θερμοκρασία, την αλατότητα και το βάθος Secchi και θετικά με την Chl α και τον TOP, ενώ το μεγαλύτερο κλάσμα (200 μm) συσχετίστηκε θετικά με την πυκνότητα και την NH₃ (Πίνακας 11). Στα κάθετα δείγματα δεν παρατηρήθηκε κάποια αξιοσημείωτη μεταβολή ως προς την αφθονία των κωπηπόδων μεταξύ των δύο ετών. Μέγιστες τιμές για τα κωπήποδα στα κάθετα δείγματα κατεγράφησαν τον Νοέμβριο αμφοτέρων των ετών.

Τα κλαδοκεραιωτά κατά το πρώτο έτος (2009-10) ήταν πιο άφθονα σε σύγκριση με το δεύτερο (2010-11) σε αμφότερα τα δίχτυα και τους τρόπους δειγματοληψίας. Η αφθονία τους σε όλα τα δείγματα κατά τη χρονική περίοδο 2009-10 παρουσίασε αύξηση τους θερμούς μήνες (Μάιο και Αύγουστο) ενώ κατά τη χρονική περίοδο2010-11 τον μήνα Νοέμβριο. Στο σύνολό τους συσχετίστηκαν θετικά με τη θερμοκρασία, την αλατότητα και το ΤΟΝ και αρνητικά με τα αιωρούμενα σωματίδια, ενώ μόνο το μικρότερο κλάσμα συσχετίστηκε θετικά με τα ΗΒ.

Στα επιφανειακά δείγματα του διχτυού των 90 μm παρατηρήθηκαν μεγαλύτερες τιμές αφθονίας πτεροπόδων κατά το 2009-10 από ό,τι το 2010-11 ενώ σε όλα τα υπόλοιπα δείγματα δεν κατεγράφη καμία σημαντική μεταβολή. Τα πτερόποδα συσχετίστηκαν θετικά με τα βακτήρια της υδάτινης στήλης στο εσωτερικό του κόλπου και ιδιαιτέρως κατά τη διάρκεια του Μαΐου οπότε σημείωσαν τη μέγιστη τιμή αφθονίας τους, ενώ το μικρότερο κλάσμα τους συσχετίστηκε αρνητικά με το βάθος του δίσκου Secchi.

Δεν παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές στην αφθονία των χαιτόγναθων ανάμεσα στα δείγματα των δύο ετών, ενώ συσχετίστηκαν αρνητικά συναρτήσει του βάθους Secchi και θετικά συναρτήσει της χλωροφύλλης. Το μεγαλύτερο κλάσμα της ομάδας (στα δείγματα 200 μm) συσχετίστηκε θετικά με τη βακτηριακή βιομάζα και το TON.

Οι κωπηλάτες διαφοροποιήθηκαν σημαντικά συναρτήσει του χρόνου τόσο μεταξύ των δύο ετών (περισσότερο άφθονοι κατά το πρώτο έτος) όσο και μεταξύ των εποχών. Συσχετίστηκαν θετικά με την αλατότητα και την πυκνότητα του νερού σε αμφότερα τα δίχτυα, το δε μικρότερο κλάσμα τους (από το δίχτυ 90 μm) συσχετίστηκε θετικά με το ΤΟΝ.

60

Πίνακας 11 Συσχετίσεις κατά Spearman της αφθονίας του ολικού ζωοπλαγκτού και των βασικότερων ζωοπλαγκτικών ομάδων με τη θερμοκρασία (Τ), την αλατότητα (S), την πυκνότητα
(Dens.), τη χλωροφύλλη α (Chl α), την ετερότροφη βακτηριακή βιομάζα (HB), τα αιωρούμενα σωματίδια (SPM), τα πυριτικά (SiO2), τα αμμωνιακά ανόργανα άλατα (NH3), το ολικό
οργανικό άζωτο (ΤΟΝ) και τον ολικό οργανικό φώσφορο (ΤΟΡ).

	т		9	5	D	ens.	Sec	chi	Cl	nlα		HB	9	SPM		SiO2		NH₃	٦	ON	Т	ОР
	90	200	90	200	90	200	90	200	90	200	90	200	90	200	90	200	90	200	90	200	90	200
Ζωοπλαγκτόν	-	-	-	-	-	-	(-)**	(-)*	***	-	-	***	(-)*	-	-	**	-	-	-	-	-	*
Κωπήποδα	(-)**	-	(-)**	-	-	**	(-)**	-	***	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	***	-
Κλαδοκεραιωτά	*	*	*	*	-	-	-	-	-	-	*	-	(-)*	(-)*	-	-	-	-	*	**	-	-
Πτερόποδα	-	-	-	-	-	-	(-)*	-	-	-	*	***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Χαιτόγναθοι	-	-	-	-	-	-	-	(-)**	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	***
Κωπηλάτες	-	-	*	**	*	*	-	-	-	-	-	-	(-)**	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Πρ. Διθύρων	-	-	-	-	-	-	(-)*	-	-	-	*	-	-	-	-	***	-	-	*	***	-	-
Пρ.																	**	**				
Γαστεροπόδων	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			-	-	-	-
Πρ. Εχινοδέρμων	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

*<0,05

**<0,005

***<0,005

Χαρακτηριστικό της διακύμανσης της αφθονίας των μεροπλαγκτικών ομάδων ήταν οι πληθυσμιακές εξάρσεις που παρατηρήθηκαν σε αμφότερα τα δίχτυα, τα έτη και τις σύρσεις: οι προνύμφες γαστεροπόδων είχαν έξαρση τον Μάιο 2011, οι προνύμφες διθύρων τον Μάιο του πρώτου έτους στα επιφανειακά δείγματα, ενώ οι προνύμφες εχινοδέρμων ήταν πιο άφθονες κατά τους μήνες Νοέμβριο και Φεβρουάριο αμφοτέρων των ετών (Εικόνα 29, 30, 31, 32). Οι προνύμφες διθύρων συσχετίστηκαν με χαμηλής καθαρότητας ύδατα (μικρές τιμές βάθους Secchi) και αυξημένη βακτηριακή βιομάζα ενώ το μεγαλύτερο κλάσμα συσχετίστηκε με υψηλές τιμές πυριτικών, οι προνύμφες γαστεροπόδων με υψηλές τιμές αμμωνίας ενώ το μικρότερο κλάσμα των προνυμφών εχινοδέρμων με υψηλές τιμές πυκνότητας.



Εικόνα 29 Χωροχρονική διακύμανση των επικρατέστερων ζωοπλαγκτικών taxa στα δείγματα από το δίχτυ των 90μm κατά τη διάρκεια των δύο υπό μελέτη ετών 2009-2011.



200 μm Οοιζόντια δείνματα

Εικόνα 30 Χωροχρονική διακύμανση των επικρατέστερων ζωοπλαγκτικών ομάδων στα οριζόντια δείγματα από το δίχτυ των 200μm κατά τη διάρκεια των δύο υπό μελέτη ετών 2009-2011.


90 μm Κάθετα δείγματα

Εικόνα 31 Χωροχρονική διακύμανση των επικρατέστερων ζωοπλαγκτικών ομάδων στα κάθετα δείγματα από το δίχτυ των 90μm κατά τη διάρκεια των δύο υπό μελέτη ετών 2009-2011.



200 μm Κάθετα δείγματα

Εικόνα 32 Χωροχρονική διακύμανση των επικρατέστερων ζωοπλαγκτικών ομάδων στα κάθετα δείγματα από το δίχτυ των 200μm κατά τη διάρκεια των δύο υπό μελέτη ετών 2009-2011.

3.2.2.4 Κωπήποδα

Η αντιπροσώπευση των αναπτυξιακών σταδίων των κωπηπόδων δεν μεταβλήθηκε σημαντικά κατά τη διάρκεια της διετούς μελέτης σε κανένα από τα δίχτυα στα επιφανειακά δείγματα (Εικόνα 33). Εμφανές όμως είναι το χρονικό πρότυπο διακύμανσης των ναυπλίων στις συλλογές με το δίχτυ των 90 μm σε αμφότερα τα έτη, των οποίων η απόλυτη και η σχετική αφθονία είναι ενισχυμένη στα δείγματα του Φεβρουαρίου με την ταυτόχρονη μείωση του πληθυσμού των ενηλίκων και των κωπηποδιτικών σταδίων των κωπηπόδων. Οι ναύπλιοι συσχετίστηκαν αρνητικά με τη θερμοκρασία και την αλατότητα και θετικά με τη Chl α (Πίνακας 12). Στις συλλογές με το δίχτυ των 200 μm στα δείγματα του Φεβρουαρίου του 2^{ου} έτους παρατηρείται αύξηση της απόλυτης και σχετικής αφθονίας των ενήλικων κωπηπόδων, η οποία έρχεται σε αντίθεση με τα αποτελέσματα από τα δείγματα που συλλέχθηκαν με το μικρότερο δίχτυ. Ανάλογη ήταν η εικόνα και στα κάθετα δείγματα από αμφότερα τα δίχτυα.

Τα δύο δίχτυα δειγματοληψίας περιγράφουν διαφορετικά κλάσματα της βιοκοινότητας. Όπως γίνεται αντιληπτό στο μεν δίχτυ των 90 μm αντιπροσωπεύονται επαρκώς οι ναύπλιοι και οι κωπηποδίτες (20-75% και 12-58% του συνόλου των κωπηπόδων αντιστοίχως), ενώ στο δίχτυ 200 μm τα ενήλικα αποτελούν > 35-75% των συνολικών κωπηπόδων ενώ υποεκτιμάται σαφώς το στάδιο των ναυπλίων (Εικόνα 33).



Εικόνα 33 Χρονική διακύμανση της αφθονίας και της σχετικής αφθονίας των αναπτυξιακών σταδίων των κωπηπόδων κατά τα δύο έτη δειγματοληψίας. Στα διαγράμματα τηςαφθονίας παρουσιάζονται και οι τυπικές αποκλίσεις.

Πίνακας 11 Σύγκριση τηςαφθονίας των κυρίαρχων ζωοπλαγκτικών ομάδων των δειγμάτων που συλλέχθηκαν με οριζόντιες και κάθετες σύρσεις με τα δίχτυα 90 και 200 μm στα δύο έτη δειγματοληψίας, στους σταθμούς και στις εποχές. Οι διαφορές τηςαφθονίας και της βιομάζας μεταξύ των σταθμών και των εποχών εξετάστηκαν με τον μη παραμετρικό έλεγχο Kruskal-Wallis ενώ των δεικτών βιοποικιλότητας με ANOVA. Οι διαφορές μεταξύ των ετών διερευνήθηκαν με το μη παραμετρικό έλεγχο για ζεύγη τιμών (signed rank test).

	οριζόντια δείγματα							κάθετα δείγματα						
-	90 µm				200 µm			90 µm			200 µm			
-	έτη	σταθμοί	εποχές	έτη	σταθμοί	εποχές	έτη	σταθμοί	εποχές	έτη	σταθμοί	εποχές		
Oithona nana	*	***	-	*	*	-	-	*	*	-	**	-		
O.nana κωπ.	*	**	-	****	-	-	-	*	*	-	-	-		
Acartia clausi	**	*	**	**	-	**	*	-	-	-	-	*		
A.clausi κωπ.	-	-	**	**	-	**	-	-	-	-	-	*		
Paracalanus parvus	*	-	-	-	**	*	-	*	-	-	*	-		
P.parvus κωπ.	*	-	-	-	-	**	-	*	-	-	-	-		
Centropages ponticus	**	*	*	**	**	**	*	-	-	*	-	-		
C.ponticusκωπ.	***	*	*	**	-	*	*	-	*	*	-	*		
Parvocalanus crassirostris	-	-	***	-	-	***	-	-	**	-	-	* * * *		
P.crassirostris κωπ.	-	-	****	-	-	****	-	-	**	-	-	**		
Penilia avirostris	*	*	***	*	*	***	-	-	*	*	-	*		
Evadne spinifera	-	-	**	-	-	* * *	-	-	-	-	-	*		
Pseudoevadne	-	-	*	-	-	* * *	-	-	-	-	-	*		
tergestina														
Podon	-	-	*	-	-	*	-	*	-	-	*	-		
polyphemoides								4.4.4						
S	-	**	* *	-	***	**	-	* * *	-	-	* * * *	-		
H	-	*	-	-	**	*	-	* * *	-	-	**	-		
J'	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-		

*<0,05

**<0,01

***<0,001

****<0,0001

Η χωροχρονική διακύμανση των ενήλικων και κωπηποδιτικών σταδίων των κυρίαρχων κωπηπόδων ήταν παρόμοια στα οριζόντια και στα κάθετα δείγματα αμφοτέρων των διχτυών (Εικόνες 34, 35, 36, 37). Τα κωπήποδα O. nana, C. ponticus και P. parvus ήταν πιο άφθονα κατά το πρώτο έτος μελέτης, το A. clausi κατά το δεύτερο, ενώ η αφθονία του P. crassirostris δεν παρουσίασε κάποια διαφορά μεταξύ των δύο ετών. Οι διαφορές μεταξύ των ετών που παρατηρήθηκαν στα επιφανειακά δείγματα ήταν πιο αξιοσημείωτες σε σχέση με εκείνες από τα κάθετα δείγματα (Πίνακας 11). Η αφθονία και των πέντε κυρίαρχων κωπηπόδων παρουσίασε σταδιακή αύξηση από την ανοιχτή θάλασσα προς το εσωτερικό τμήμα του Κόλπου. Το είδος O. nana δεν παρουσίασε κάποιο σαφές εποχικό πρότυπο διακύμανσης και συσχετίστηκε αρνητικά σε σχέση με το βάθος Secchi και τα αιωρούμενα σωματίδια, ενώ συσχετίστηκε θετικά σε σχέση με τη Chl α. Το είδος Α. clausi ήταν το πλέον άφθονο κατά τη χειμερινή περίοδο σε αμφότερα τα έτη και συσχετίστηκε αρνητικά σε σχέση με τη θερμοκρασία, την αλατότητα και το βάθος Secchi, και θετικά σε σχέση με τη Chl α, τα SPM και τον TOP (Πίνακας 12). Το είδος *P. parvus* αυξήθηκε κατά τη χειμερινή και εαρινή περίοδο και συσχετίστηκε θετικά σε σχέση με τα HB και SiO2 ενώ το είδος C. ponticus, που αυξήθηκε κατά τους μήνες Μάιο και Αύγουστο, συσχετίστηκε θετικά σε σχέση με τη θερμοκρασία και την αλατότητα. Τέλος, το είδος P. crassirostris παρατηρήθηκε στην υδάτινη στήλη αποκλειστικά κατά τον μήνα Νοέμβριο και συσχετίστηκε θετικά σε σχέση με την πυκνότητα του νερού.

	Т	-	:	s	De	ns.	Sec	chi	Ch	lα	H	IB	SF	M	Si	O ₂	N	IH₃	т	ON	т	OP
-	90	200	90	200	90	200	90	200	90	200	90	200	90	200	90	200	90	200	90	200	90	200
Ναύπλιοι	**(-)	-	***(-)	-	-	-	**(-)	-	***	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-
O. nana	-	*(-)	-	-	-	-	***(-)	**(-)	***	***	-	-	*(-)	*(-)	-	*	-	**	-	-	-	*
<i>Ο. nana</i> κωπ.	-	-	-	-	-	-	*(-)	*(-)	**	-	-	-	**(-)	**(-)	-	-	-	*(-)	**	-	-	-
A. clausi	***(-)	**(-)	***(-)	**(-)	-	-	*(-)	*(-)	**	*	-	**	**	**	-	-	-	-	-	-	**	**
<i>A. clausi</i> κωπ.	**(-)	-	**(-)	-	-	-	**(-)	* (-)	**	-	-	***	-	**	-	-		-	-	-	-	***
P. parvus	-	-	-	-	-	-	*(-)	-	*	-	*	***	*(-)	-	*	***	-	-	-	-	-	-
P. parvus κωπ.	-	-	-	-	-	-	*(-)	-	-	-	*	***	-	-	-	***	-	-	-	-	-	-
C. ponticus	*	**	*	**	-	-		-	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	*	-	-
C. ponticus κωπ.	*	*	*	*	-	-	-	-	-	-	*	-	*(-)	-	**	-	-	-	-	*	-	-
P. crassirostris	-	-	-	-	***	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	**	-	-	-
P. crassirostris κωπ.	-	-	-	-	***	*		-	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-
P. avirostris	*	*	*	*	-	-	-	-	-	-	*	-	*(-)	-	-	-	-	-	*	*	-	-
P. tergestina	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	**	-	-	-	-	-	-	-
S	-	-	**	*	**	*	***	***	***(-)	***(-)	**(-)	**(-)	-	-	**(-)	-	-	-	-	-	***(-)	*(-)
H'	-	-	*	**	*	*	***	***	**(-)	***(-)	-	*(-)	-	-	-	-	-	-	-	-	**(-)	**(-)
J'	-	-	-	-	-	-	*	*	-	*(-)	-	**(-)				-	-	-	-		*(-)	***(-)

Πίνακας 12 Συσχετίσεις κατά Spearman της επιφανειακής αφθονίας των ναυπλίων και των αναγνωρισθέντων ειδών κωπηπόδων και κλαδοκεραιωτών με τη θερμοκρασία (Τ), την αλατότητα (S), την πυκνότητα (Dens.), τη χλωροφύλλη α (Chl α), την ετερότροφη βακτηριακή βιομάζα (HB), τα αιωρούμενα σωματίδια (SPM), τα πυριτικά (SiO₂), τα αμμωνιακά ανόργανα άλατα (NH3), το ολικό οργανικό άζωτο (TON) και τον ολικό οργανικό φώσφορο (TOP).

*<0,05

**<0,005

***<0,0005



Εικόνα 34 Χωροχρονική διακύμανση της αφθονίας των ενήλικων και κωπηποδιτικών σταδίων των κυρίαρχων κωπηπόδων στις εποχικές δειγματοληψίες των δύο ετών 2009-2011 με το δίχτυ 90 μm.



Εικόνα 35 Χωροχρονική διακύμανση της αφθονίας των ενήλικων και κωπηποδιτικών σταδίων των κυρίαρχων κωπηπόδων στις εποχικές δειγματοληψίες των δύο ετών 2009-2011 με το δίχτυ 200 μm.



Εικόνα 36 Χωροχρονική διακύμανση της αφθονίας των ενήλικων και κωπηποδιτικών σταδίων των κυρίαρχων κωπηπόδων στις εποχικές δειγματοληψίες των δύο ετών 2009-2011 από τις κάθετες σύρσεις με το δίχτυ 90 μm.



Εικόνα 37 Χωροχρονική διακύμανση της αφθονίας των ενήλικων και κωπηποδιτικών σταδίων των κυρίαρχων κωπηπόδων στις εποχικές δειγματοληψίες των δύο ετών 2009-2011 από τις κάθετες σύρσεις με το δίχτυ 200 μm.

73

3.2.2.5 Κλαδοκεραιωτά

Σε αμφότερα τα δίχτυα και τρόπους σύρσης αναγνωρίστηκαν 4 είδη κλαδοκεραιωτών. Τα κλαδοκεραιωτά ήταν πιο σημαντικά στη ζωοπλαγκτική βιοκοινότητα στο δίχτυ 200 μm (επιφανειακά και κάθετα δείγματα) σε σύγκριση με το δίχτυ 90μm (Εικόνα 38, 39). Συγκεκριμένα το είδος Penilia avirostris είχε σχετική αφθονία 1 και 12% στα δίχτυα των 90 και 200 μm αντιστοίχως, το Evadne spinifera 0,5 και 2,5%, το Pseudoevadne tergestina 0,4 και 1%, ενώ το Podon polyphemoides παρουσιάστηκε σε πολύ μικρές αφθονίες αποτελώντας το 0,02 και 0,2 % της συνολικής βιοκοινότητας του ζωοπλαγκτού. Η αφθονία του P. avirostris στα επιφανειακά δείγματα ήταν στατιστικά μεγαλύτερη στους σταθμούς στο εσωτερικό του Κόλπου, ενώ το δεύτερο έτος (2010-2011) ήταν στατιστικά χαμηλότερη από το πρώτο. Στα υπόλοιπα είδη κλαδοκεραιωτών οι διαφορές που παρατηρήθηκαν μεταξύ των σταθμών και των ετών δεν ήταν στατιστικά σημαντικές. Αντιθέτως, οι εποχικές διαφοροποιήσεις στις τιμές αφθονίας γι όλα τα είδη ήταν στατιστικά σημαντικές με τις μέγιστες τιμές να σημειώνονται τους θερμότερους μήνες και τις ελάχιστες κατά τον μήνα Φεβρουάριο αμφοτέρων των ετών, με εξαίρεση το P. polyphemoides (Εικόνα 38,39). Η αφθονία τουείδους *P. avirostris* συσχετίστηκε θετικά σε σχέση με τη θερμοκρασία και το ΤΟΝ και αρνητικά σε σχέση με το SPM, το δε μικρότερο κλάσμα του συσχετίστηκε θετικά σε σχέση με τα HB. Το είδος E. spinifera ήταν πιο άφθονο στο νότιο τμήμα του κόλπου και στην ανοιχτή θάλασσα (S1-S3) σε σύγκριση με το βόρειο τμήμα του κόλπου (S4 και S6). Στα επιφανειακά δείγματα αυξήθηκε κατά τον μήνα Μάιο σε αμφότερα τα δίχτυα, ενώ στα κάθετα δείγματα εκτός του Μαΐου παρουσίασε επιπλέον μέγιστα στον σταθμό S1 κατά τον μήνα Φεβρουάριο για το μικρότερο κλάσμα (90 μm) και Αύγουστο για το μεγαλύτερο κλάσμα (200 μm) (Εικόνα 38). Το είδος *P. tergestina* παρουσίασε αύξηση κατά την εαρινή και χειμερινή περίοδο και συσχετίστηκε θετικά σε σχέση με τη θερμοκρασία, την αλατότητα, τα ΗΒ και τα πυριτικά (Πίνακας 12).

Στα κάθετα δείγματα (Εικλονα 39) δεν παρατηρήθηκαν στατιστικώς σημαντικές διαφορές στη αφθονία κανενός είδους ανάμεσα στα δύο έτη μελέτης ενώ η αφθονία τους ακολούθησε ανάλογο πρότυπο διακύμανσης των αντίστοιχων επιφανειακών δειγμάτων, το οποίο χαρακτηρίζεται από αύξηση των τιμών της αφθονίας τους θερμούς μήνες και μείωση τον Φεβρουάριο αμφότερων ετων.

74



Οριζόντια δείγματα

Εικόνα 38 Χωροχρονική διακύμανση της αφθονίας των κλαδοκεραιωτών στις εποχικές δειγματοληψίες των δύο ετών 2009-2011 στα οριζόντια δείγματα με τα δίχτυα 90 και 200 μm.



Κάθετα δείγματα

Εικόνα 39 Χωροχρονική διακύμανση της αφθονίας των κλαδοκεραιωτών στις εποχικές δειγματοληψίες των δύο ετών 2009-2011 στα κάθετα δείγματα με τα δίχτυα 90 και 200 μm.

3.2.2.6 Βιοποικιλότητα

Στο σύνολο των δειγμάτων αμφοτέρων των διχτυών και των σύρσεων, ο αριθμός ειδών κωπηπόδων και κλαδοκεραιωτών (S) και οι δείκτες Shannon (H') και Pielou (J') παρουσίασαν αντίθετο χωρικό πρότυπο σε σύγκριση με εκείνο της αφθονίας, με τάση ελάττωσης από την εξωτερική θάλασσα προς το εσωτερικό του Κόλπου. Χαμηλές τιμές βιοποικιλότητας σημειώνονται στις μεγάλες τιμές αφθονίας, ενώ αντίστοιχα υψηλές τιμές παρατηρούνται στις χαμηλές τιμές αφθονίας (Εικόνα 40).



Εικόνα 40 Ανάλυση παλινδρόμησης των δεικτών βιοποικιλότητας S, H' και J' με τον λογάριθμο της αφθονίας.

Στον σταθμό στην ανοιχτή θάλασσα (S1) κατεγράφησαν στατιστικώς περισσότερα είδη και υψηλότερες τιμές των δεικτών Shannon (H') και Pielou (J') σε σχέση με τον σταθμό του διαύλου (S2) και τον σταθμό στο εσωτερικό τμήμα του Κόλπου (S3) σε αμφότερα τα δίχτυα. Οι μεγαλύτερες διαφορές μεταξύ των δύο διχτυών τόσο ως προς την αφθονία όσο και τη βιοποικιλότητα εντοπίζονται στον δίαυλο (S2): τα δείγματα που συλλέχτηκαν από το δίχτυ 90 μm παρουσιάζουν ομοιότητα με τα δείγματα που συλλέχτηκαν στο εσωτερικό του κόλπου, ενώ τα δείγματα από το δίχτυ 200 μm είναι παρόμοια με αυτά της ανοιχτής θάλασσας (Εικόνα 41).



Εικόνα 41 Μέση ετήσια χωρική κατανομή της αφθονίας των κωπηπόδων και κλαδοκεραιωτών και των δεικτών βιοποικιλότητας. Γραμμές σφάλματος = 95% LSD.

Ως προς τη χρονική διακύμανση δεν παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές σε κανέναν από τους δείκτες βιοποικιλότητας μεταξύ των δύο υπό μελέτη ετών σε αμφότερα τα δίχτυα. Στα οριζόντια δείγματα αμφοτέρων των διχτυών ο αριθμός των ειδών (S) και ο δείκτης βιοποικιλότητας Shannon (H') παρουσίασαν μέγιστες τιμές κατά τον μήνα Νοέμβριο και ελάχιστες τον Φεβρουάριο αμφοτέρων των ετών (Εικόνα 42). Ο σταθμός S2 κατά τον μήνα Νοέμβριο αμφοτέρων των ετών, πιθανώς λόγω του μετώπου πυκνότητας που απομονώνει τα νερά του Κόλπου, παρουσίασε τιμές βιοποικιλότητας ανάλογες με εκείνες της ανοιχτής θάλασσας.



Εικόνα 42 Χωροχρονική διακύμανση των δεικτών βιοποικιλότητας υπολογισμένη από τις αφθονίες των αναγνωρισθέντων ειδών κωπηπόδων και κλαδοκεραιωτών με τα δίχτυα των 90 και 200 μm.

Στα κάθετα δείγματα αμφοτέρων των διχτυών η διακύμανση των δεικτών βιοποικιλότητας στην ανοιχτή θάλασσα (S1) και στον δίαυλο (S2) ήταν παρόμοια, με μέγιστες τιμές τον Νοέμβριο και τον Φεβρουάριο, και ελάχιστες τον Μάιο. Στον σταθμό S3 οι χαμηλότερες τιμές για τον αριθμό ειδών (S) και για τον δείκτη Shannon (H') κατεγράφησαν τον Φεβρουάριο ενώ οι υψηλότερες τον Νοέμβριο, όπως παρατηρήθηκε και στις οριζόντιες σύρσεις. Η μείωση των δεικτών κατά τον μήνα Φεβρουάριο αμφοτέρων των ετών δεν ήταν τόσο απότομη στα κάθετα δείγματα όσο στα αντίστοιχα οριζόντια (Εικόνες 42, 43).



Εικόνα 43 Χωροχρονική διακύμανση των δεικτών βιοποικιλότητας των κάθετων δειγμάτων με τα δύο δίχτυα στις εποχικές δειγματοληψίες δύο ετών.

Στα δείγματα αμφοτέρων των διχτυών και οι τρεις δείκτες βιοποικιλότητας συσχετίστηκαν θετικά συναρτήσει του βάθος Secchi και αρνητικά συναρτήσει του TOP. Ο αριθμός ειδών συσχετίστηκε θετικά ως προς την αλατότητα και την πυκνότητα του νερού, και αρνητικά ως προς τη Chl α, τη βακτηριακή βιομάζα, τα PO₄ και τα SiO₂. Ο δείκτης Shannon επίσης συσχετίστηκε θετικά ως προς τη θερμοκρασία και την πυκνότητα των υδάτων και αρνητικά ως προς τη Chl α και τη βακτηριακή βιομάζα αλλά μόνο στα δείγματα που συλλέχτηκαν με το δίχτυ 200 μm. Τέλος ο δείκτης Pielou στα δείγματα από το δίχτυ 200 μm συσχετίστηκε επιπλέον αρνητικά συναρτήσει της Chl α και της HB (Πίνακας 12).

3.2.2.7 Σύγκριση των βιοκοινοτήτων μεταξύ των δύο ετών

Η μη μετρική πολυδιάστατη διαβάθμιση (nMDS) του συνόλου των δειγμάτων (συλλογές με δύο δίχτυα και δύο τύπους σύρσης) με βάση τις τιμές αφθονίας των ειδών/ομάδων του ζωοπλαγκτού (μετασχηματισμός δεδομένων = τετραγωνική ρίζα) παρουσιάζονται στην Εικόνα 44. Συνολικά, τα δείγματα από συλλογές με το δίχτυ 90 μm ομαδοποιήθηκαν σε συναθροίσεις μεγαλύτερου ποσοστού ομοιότητας σε σχέση με τα δείγματα από συλλογές με το δίχτυ 200 μm (50 και 35% αντιστοίχως). Διαπιστώθηκε ότι τόσο η χωρική όσο και η χρονική ετερογένεια είναι στατιστικώς σημαντική (Πίνακας 13). Η επίδραση του χώρου ήταν πιο σημαντική στα δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ 90μm και στα δείγματα που συλλέχθηκαν κάθετα με το δίχτυ 200 μm, ενώ στα δείγματα οριζόντιας σύρσης με το δίχτυ 200 μm πιο σημαντική ήταν η επίδραση του χρόνου.

Ως προς τη σύνθεση των βιοκοινοτήτων κατά τα δύο έτη (Εικόνα 44B και Ε) παρατηρήθηακν διαφοροποιήσιες ως προς την αφθονία για αρκετές ταξινομικές μονάδες. Η εφαρμογή της μεθόδου «Ποσοστιαία Ανάλυση Ομοιότητας» (SIMPER) υπέδειξε ότι τα δείγματα που συλλέχθηκαν με δίχτυ 90μm διαφοροποιήθηκαν μεταξύ των δύο ετών σε επίπεδο 54,53%, ποσοστό μικρότερο από τη διαφοροποίηση που κατεγράφη στα δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ 200 μm (63,44%). Οι υπεύθυνες ταξινομικές μονάδες για τη διαφοροποίηση των βιοκοινοτήτων μεταξύ των δύο ετών στο δίχτυ 90μm σε επίπεδο 51,25% ήταν το *O. nana*, οι ναύπλιοι, οι προνύμφες διθύρων και το *P. avirostris*, τα οποία ήταν πιο άφθονα κατά το πρώτο έτος μελέτης και τα *A. clausi* και *P. crassirostris* που ήταν πιο άφθονα κατά το δεύτερο έτος μελέτης. Στα δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ 200 μm οι 8 ταξινομικές μονάδες που διαπιστώθηκε ότι ήταν υπεύθυνες για το 52,44% της διαφοροποίησης της βιοκοινότητας μεταξύ των δύο ετών ήταν τα: *P. avirostris, C. ponticus, P. parvus, O. nana* και οι προνύμφες διθύρων (πιο άφθονα κατά το πρώτο έτος) και το *Α. clausi*, οι προνύμφες Γαστεροπόδων, οι προνύμφες εχινοδέρμων και οι χαιτόγναθοι (πιο άφθονα το δεύτερο έτος μελέτης).



Εικόνα 44 Μη μετρική πολυδιάστατη διαβάθμιση (nMDS) των εποχικών δειγμάτων ζωοπλαγκτού που συλλέχθηκαν με οριζόντιες και κάθετες σύρσεις με τα δίχτυα 90 μm (Α, Β και Γ) και 200 μm (Δ, Ε και Ζ). Στα σχήματα Α και Γ επισημαίνονται τα οριζόντια και τα κάθετα δείγματα σε κάθε δίχτυ, στα Β και Δ επισημαίνονται τα δύο έτη μελέτης, ενώ στα Γ και Ζ επισημαίνονται με αριθμούς οι σταθμοί και με σχήματα οι μήνες δειγματοληψίας. Παρουσιάζονται οι ομάδες (clusters) που προέκυψαν από τις αντίστοιχες αναλύσεις ιεραρχικής ομαδοποίησης σε επίπεδα ομοιότητας 50% για τα δείγματα από το δίχτυ 90 μm και 35% για τα δείγματα από το δίχτυ 200 μm.

82

	σύρση	παράγοντας	Pseudo-F	р
Δίχτυ 90 μm	οριζόντια	σταθμός	3,594	0,001
		μήνας	3,081	0,001
	κάθετη	σταθμός	5,489	0,001
		μήνας	3,461	0,001
Δίχτυ 200 μm	οριζόντια	σταθμός	3,385	0,001
		μήνας	4,437	0,001
	κάθετη	σταθμός	3,048	0,001
		μήνας	2,876	0,001

Πίνακας 13 Αποτελέσματα της ανάλυσης PERMANOVA σχετικά με την επίδραση του χώρου και του χρόνου στη βιοκοινότητα του ζωοπλαγκτού (οι τιμές έχουν μετατραπεί σε τετραγωνική ρίζα).

Σε επίπεδο ομοιότητας 50% τα δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ των 90 μm διαχωρίστηκαν σε 3 συναθροίσεις, με το δείγμα του S1 του Φεβρουαρίου 2010 να αποτελεί μία ξεχωριστή ομάδα (Εικόνα 44Γ). Στην πρώτη συνάθροιση ομαδοποιήθηκαν τα περισσότερα δείγματα της ανοιχτής θάλασσας (S1) τόσο από τις οριζόντιες όσο και από τις κάθετες σύρσεις εκτός του επιφανειακού δείγματος του Φεβρουαρίου του 2010. Η συνάθροιση αυτή χαρακτηρίστηκε από χαμηλές τιμές αφθονίας και από 55% εσωτερική ομοιότητα. Βασικά συστατικά της (συμβάλλοντας στο 57% της ομοιότητας) αποτέλεσαν οι ναύπλιοι, τα είδη O. nana, O. media, P. parvus, C. furcatus, οι κωπηλάτες και τα πτερόποδα. Η δεύτερη συνάθροιση (η οποία αποτελείται από όλα τα δείγματα του σταθμού S2 εκτός των επιφανειακών του Φεβρουαρίου αμφοτέρων των ετών, όλα τα δείγματα του σταθμού S3 εκτός του επιφανειακού του μηνός Φεβρουαρίου 2010, τα δείγματα από τον σταθμό S4 των μηνών Αυγούστου 2010, Νοεμβρίου 2010 και Φεβρουάριο του 2011, καθώς και το δείγμα από τον σταθμό S6 του μηνός Μαΐου του 2011) χαρακτηρίστηκε από 55,24% εσωτερική ομοιότητα και αποτελεί την ενδιάμεση συνάθροιση μεταξύ ανοιχτής θάλασσας και βόρειου τμήματος του κόλπου, η οποία χαρακτηρίστηκε από ενδιάμεσες τιμές αφθονίας και χαμηλές τιμές βιοποικιλότητας. Οι υπεύθυνες ταξινομικές μονάδες για το 56% της ομοιότητας ήταν μόνο 3: οι ναύπλιοι, το είδος *Ο. nana* και οι προνύμφες διθύρων. Την τρίτη συνάθροιση αποτέλεσαν αποκλειστικώς επιφανειακά δείγματα του εσωτερικού του κόλπου (τα δείγματα από τους σταθμούς S2 έως S6 του Φεβρουαρίου του 2010, τα υπόλοιπα δείγματα των σταθμών S4 και S6 καθώς και το δείγμα από τον σταθμό S1). Η συνάθροιση αυτή χαρακτηρίστηκε από τις υψηλότερες τιμές αφθονίας σε σχέση με τις υπόλοιπες συναθροίσεις, το δε 52% της εσωτερικής της ομοιότητας αποτέλεσαν αποκλειστικά οι ναύπλιοι και το είδος O. nana.

Τα οριζόντια και τα κάθετα δείγματα που συλλέχτηκαν με το δίχτυ 200 μm διαχωρίστηκαν σε επίπεδο ομοιότητας 35% σε τρεις συναθροίσεις, ενώ δύο δείγματα διαφοροποιήθηκαν ανεξάρτητα από τις προαναφερθείσες συναθροίσεις στο ίδιο επίπεδο ομοιότητας (Εικόνα 44 Ζ). Η πρώτη συνάθροιση εμπεριέχει 4 δείγματα που συλλέχθηκαν με οριζόντια σύρση από τον σταθμό S1 (Αύγουστος 2009, Φεβρουάριος 2010, Μάιος 2010) και ένα δείγμα που συλλέχθηκε με οριζόντια σύρση από τον σταθμό S2 (Αύγουστος 2009). Η συνάθροιση αυτή χαρακτηρίστηκε από χαμηλότερες τιμές αφθονίας σε σχέση με εκείνες από τις υπόλοιπες συναθροίσεις και από εσωτερική ομοιότητα 45,18%. Το 60% αυτής της ομοιότητας σύμφωνα με την ανάλυση SIMPER αποδόθηκε στα είδη O. similis, C. ponticus, E. spinifera, P. parvus, στους ναυπλίους, στις προνύμφες διθύρων και στο είδος P. avirostris. Η δεύτερη συνάθροιση εμπεριέχει τα υπόλοιπα δείγματα από την ανοιχτή θάλασσα (εκτός εκείνων από τις κάθετες σύρσεις των μηνών Αυγούστου 2009 και Μαΐου 2010) και κάποια δείγματα από τον σταθμό S2 (από τις κάθετες σύρσεις του μηνός Φεβρουαρίου αμφοτέρων των ετών, τις οριζόντιες σύρσεις του Νοεμβρίου 2010 και τις οριζόντιες και κάθετες σύρσεις του Μαΐου 2011) και χαρακτηρίστηκε από ελαφρώς μεγαλύτερες τιμές αφθονίας και εσωτερική ομοιότητα 45,52%. Οι υπεύθυνες ταξινομικές μονάδες για το 60% αυτής της ομοιότητας ήταν τα είδη P. parvus, O. plumifera, A. clausi, χαιτόγναθοι, κωπηλάτες, το είδος O. media, προνύμφες γαστεροπόδων, τα είδη O. nana, C. furcatus, ναύπλιοι, προνύμφες διθύρων, το είδος *Μ. clausi*, πτερόποδα και το είδος *Ρ. nanus*. Τέλος, τα υπόλοιπα δείγματα ομαδοποιήθηκαν σε μια τρίτη συνάθροιση (εσωτερική ομοιότητα 44,53%), η οποία αποτέλεσε την αντιπροσωπευτική του εσωτερικού τμήματος του κόλπου και χαρακτηρίστηκε από τις υψηλότερες τιμές αφθονίας των ταξινομικών της μονάδων. Στο 60% της εσωτερικής ομοιότητας της συνάθροισης αυτής συνέβαλαν τα είδη P. avirostris, P. parvus, οι χαιτόγναθοι, το είδος C. ponticus, οι προνύμφες διθύρων, το είδος A. clausi και οι κωπηλάτες.

3.2.2.8 Σύγκριση ανάλογα με τα χρησιμοποιθέντα δίχτυα δειγματοληψίας

Για τη σύγκριση των χρησιμοποιηθέντων διχτυών δειγματοληψίας και του τρόπου σύρσης των διχτυών ελήφθησαν υπόψη δεδομένα από τα δείγματα οριζόντιας και κάθετης σύρσης που συλλέχθηκαν από τους σταθμούς δειγματοληψίας S1-S3. Η μέση διετής αφθονία, ο αριθμός των ειδών, ο δείκτης βιοποικιλότητας Shannon-Wienner (H') και ο δείκτης ισοκατανομής Pielou (J') της βιοκοινότητας των κωπηπόδων και κλαδοκεραιωτών στα δείγματα οριζόντιας και κάθετης σύρσης με τα δύο δίχτυα δειγματοληψίας παρουσιάζονται στην Εικόνα 45. Τα δείγματα οριζόντιας και κάθετης σύρσης με το δίχτυ 90μm είχαν στατιστικά μεγαλύτερη αφθονία και μικρότερο αριθμό ειδών σε σχέση με τα αντίστοιχα που συλλέχτηκαν με το δίχτυ 200μm. Στατιστικά υψηλότερες τιμές δείκτη Shannon-Wiener (H') εντοπίστηκαν στα δείγματα που συλλέχτηκαν με το δίχτυ 200 μm σε σχέση με τα αντίστοιχα που συλλέχτηκαν με το δίχτυ 90 μm μόνο για τις συλλογές οριζόντιας σύρσης ενώ δεν παρατηρήθηκε καμιά διαφορά στον δείκτη Pielou (J').





Συνολικά, στα δείγματα οριζόντιας σύρσης με το δίχτυ 90 μm αναγνωρίστηκαν 26 είδη κωπηπόδων ενώ σε εκείνα της κάθετης σύρσης 28. Το είδος *Oithona tenuis* κατεγράφη αποκλειστικά στα επιφανειακά δείγματα ενώ τα είδη *Clausocalanus pergens, Oncaea tenella* και *Corycaeus brehmi* μόνο στα δείγματα κάθετης σύρσης. Στα δείγματα οριζόντιας σύρσης από το δίχτυ 200 μm αναγνωρίστηκαν 37 είδη κωπηπόδων, κατά ένα λιγότερο από ό,τι στα δείγματα κάθετης σύρσης. Τα είδη που διαπιστώθηκαν αποκλειστικά σε συλλογές με το δίχτυ των 200 μm είναι τα *C. arcuicornis, Corycaeus clausi, Corycaeus typicus, Corycaeus brehmi, Corycaeus lattus, Corycaeus furcifer, Calanus tenuicornis, Pleuromama gracilis, Scoelicithrix Bradyi* και *Anomalocera patersoni.* Στα επιφανειακά δείγματα κατεγράφησαν αποκλειστικά τα είδη *Corycaeus typicus* και το *Labidocera kroyeri* ενώ στα

Αποτελέσματα

κάθετα το είδος Oncaea tenella. Στα δείγματα τόσο της οριζόντιας όσο και της κάθετης σύρσης από τα δύο δίχτυα αναγνωρίστηκαν 4 είδη κλαδοκεραιωτών.

Η μη μετρική πολυδιάστατη διαβάθμιση (nMDS) του συνόλου των δειγμάτων (με δύο δίχτυα και δύο τύπους σύρσης) με βάση τις τιμές αφθονίας των ειδών/ομάδων του ζωοπλαγκτού (μετασχηματισμός δεδομένων = τετραγωνική ρίζα) παρουσιάζονται στην Εικόνα 46. Η ανάλυση PERMANOVA στα 96 δείγματα (επιφανειακά και κάθετα δείγματα από τους σταθμούς S1-S3) έδειξε ότι υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μεταξύ των βιοκοινοτήτων των δειγμάτων που προήλθαν από τα διαφορετικά δίχτυα, από τους διαφορετικούς τρόπους σύρσης και από τον συνδυασμό των δύο παραγόντων (Πίνακας 14). Παρά ταύτα η επίδραση του διχτυού που χρησιμοποιήθηκε ήταν ο κυρίαρχος παράγοντας που επέδρασε στη βιοκοινότητα.



Εικόνα 46 Διάγραμμα nMDS με βάση την αφθονία των ζωοπλαγκτικών ταξινομικών μονάδων των δύο διχτυών (90 και 200 μm).

Η εφαρμογή της ανάλυσης της ποσοστιαίας ομοιότητας (SIMPER) στα οριζόντια και κάθετα δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ 90 μm έδειξε ότι για το 57% της εσωτερικής τους ομοιότητας (50,89 και 54,67% για τα οριζόντια και τα κάθετα αντιστοίχως) ευθύνονται 3 ταξινομικές μονάδες: οι ναύπλιοι, το είδος *Ο. nana* και οι προνύμφες διθύρων. Οι δύο ομάδες διαφοροποιήθηκαν κατά 54,67% λόγω της αυξημένης αφθονίας των ναυπλίων, του

Αποτελέσματα

είδους *O. nana* και των προνυμφών διθύρων στα επιφανειακά δείγματα και του είδους *P. crassirostris* στα δείγματα κάθετης σύρσης. Στο δίχτυ 200 μm η εσωτερική ομοιότητα των επιφανειακών και κάθετων δειγμάτων (35,7 και 42,1% αντιστοίχως) κυμάνθηκε σε χαμηλότερα επίπεδα σε σύγκριση με το δίχτυ 90 μm. Η διαφορά ανάμεσα στις βιοκοινότητες ήταν 63,6%, το 50% της οποίας οφείλεται στην αυξημένη αφθονία στα κάθετα δείγματα σε σχέση με τα οριζόντια των *P. avirostris, A. clausi,* προνυμφών εχινοδέρμων, *P. parvus,* προνυμφών διθύρων, *P. tergestina,* κωπηλατών, καθώς και στην αυξημένη αφθονία των προνυμφών Γαστεροπόδων και του είδους *O. nana* στα επιφανειακής σε σχέση με τα κάθετης σύρσης δείγματα.

Σύμφωνα με την ανάλυση SIMPER οι διαφορές των βιοκοινοτήτων των δύο διχτυών ήταν εντονότερες στα επιφανειακά δείγματα (76,06%) από ό,τι στα αντίστοιχα δείγματα κάθετης σύρσης (63,84%). Για το 60,44% της διαφοράς των δύο διχτυών στα επιφανειακά δείγματα υπεύθυνες ήταν οι παρακάτω ταξινομικές μονάδες: οι ναύπλιοι, τα είδη *O. nana* και *A. clausi*, οι προνύμφες γαστεροπόδων, τα είδη *P. parvus* και *P. crassirostris*, οι προνύμφες διθύρων, οι κωπηλάτες, και τα είδη *C. ponticus* και *P. avirostris*. Το 59,9% της ανομοιογένειας μεταξύ των κάθετων δειγμάτων από τα δύο δίχτυα αποδόθηκε στις διαφορές με σειρά σημαντικότητας των συγκεντρώσεων των ναυπλίων, των ειδών *O. nana*, *P. avirostris*, των προνυμφών διθύρων, των ειδών *P. crassirostris*, *P. parvus*, *A. clausi*, των προνυμφών εχινοδέρμων, των κωπηλατών και του είδους *C. ponticus*. Τέλος, γίνεται εμφανές από την Εικόνα 46 ότι υπάρχει μεγαλύτερη ομοιογένεια στα δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ 90 μm από ό,τι με το δίχτυ 200 μm τόσο στα επιφανειακής (46,5 και 35,76% αντιστοίχως) όσο και στα κάθετης σύρσης δείγματα (50,89 και 42,10 αντιστοίχως).

Πίνακας 14 Αποτελέσματα της ανάλυσης PERMANOVA σχετικά με την επίδραση του διαμετρήματος πόρων του διχτυού και του τρόπου σύρσης στη βιοκοινότητα του ζωοπλαγκτού (οι τιμές έχουν μετατραπεί σε τετραγωνική ρίζα).

Σταθμοί	Παράγοντας	F value	p value	
	δίχτυ	29,525	0,001	
S1-S3	σύρση	6,0862	0,001	
	δίχτυ x σύρση	3,0131	0,003	

Για όλες τις κυρίαρχες ζωοπλαγκτικές ταξινομικές μονάδες μετρήθηκαν στατιστικά υψηλότερες τιμές αφθονίας στα δείγματα από το δίχτυ 90 μm σε σχέση με τα αντίστοιχα από το δίχτυ 200 μm εκτός των κλαδοκεραιωτών και του είδους *Α. clausi* (Εικόνα 47).

Συγκρίνοντας τις μέσες ετήσιες αφθονίες ανά ταξινομική μονάδα και ανά είδος για τα σημαντικότερα κωπήποδα και κλαδοκεραιωτά παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές ανάλογα με το δίχτυ που χρησιμοποιήθηκε αλλά και τον τρόπο σύρσης. Διαπιστώθηκε ότι συνολικά τα κωπήποδα σε όλα τα αναπτυξιακά στάδια είναι στατιστικώς αφθονότερα στα δείγματα του διχτυού των 90 μm σε αμφότερους τους τρόπους σύρσης (Εικόνα 47). Οι ναύπλιοι ήταν τα πλέον άφθονα στα επιφανειακά δείγματα με το δίχτυ 90 μm από τα αντίστοιχα κάθετης-σύρσης δείγματα (Πίνακας 15). Οι προνύμφες διθύρων ήταν στατιστικά οπι πλέον άφθονες στο δίχτυ των 90 μm ανεξαρτήτως του τρόπου σύρσης, ενώ οι προνύμφες γαστεροπόδων και οι προνύμφες εχινοδέρμων είναι οι πλέον άφθονες μόνο στα επιφανειακά δείγματα (Πίνακας 15). Αντιθέτως, η αφθονία του είδους P. avirostris ήταν στατιστικώς υψηλότερη στα δείγματα κάθετης σύρσης που συλλέχθηκαν με το δίχτυ 200 μm. Τα κωπηποδιτικά στάδια όλων των ειδών ήταν στατιστικώς τα πλέον άφθονα στο δίχτυ 90μm τόσο στις οριζόντιες όσο και στις κάθετες σύρσεις με εξαίρεση τους κωπηποδίτες των δύο μεγαλυτέρων σε μέγεθος κωπηπόδων, του A. clausi και του C. ponticus, τα οποία στα δείγματα κάθετης-σύρσης με το δίχτυ 90μm οι τιμές αφθονίας τους ήταν στα ίδια επίπεδα με εκείνες από το δίχτυ 200 μm. Όλοι οι κωπηποδίτες εκτός του Ρ. parvus ήταν πιο άφθονοι στα επιφανειακά δείγματα. Από τα ενήλικα κωπήποδα το O. nana και το P. crassirostris ήταν στατιστικώς τα πλέον άφθοναστερα στο δίχτυ 90 μm σε σχέση με το δίχτυ 200 μm ανεξαρτήτως του τρόπου σύρσης. Το είδος O. nana ήταν πιο άφθονο στα επιφανειακά δείγματα, ενώ το P. crassirostris αφθονούσε στα κάθετα δείγματα σε αμφότερα τα δίχτυα. Η αφθονία του A. clausi στα επιφανειακά δείγματα των δύο διχτυών δεν παρουσίασε κάποια διαφορά ενώ ήταν στατιστικά υψηλότερη στα επιφανειακά δείγματα από ό,τι στα κάθετα σε αμφότερα τα δίχτυα. Η μέση ετήσια αφθονία για τα ενήλικα P. parvus και το C. ponticus δεν παρουσίασε κάποια σημαντική διαφορά μεταξύ των διχτυών και στα διαφορετικά στρώματα δειγματοληψίας.

Στα επιφανειακά δείγματα η αφθονία των ενήλικων ατόμων του *O. nana* υποεκτιμήθηκαν κατά 85,3% με το δίχτυ 200 μm (αν θεωρήσουμε ότι η αφθονία με το δίχτυ 90 μm αντιπροσώπευσε το 100%) ενώ οι κωπηποδίτες κατά 97,7%. Η υποεκτίμηση της αφθονίας του *P. crassirostis* ήταν μικρότερη τόσο για τα ενήλικα όσο και για τους κωπηποδίτες και υπολογίστηκε σε 62,4 και 87,1% ανιστοίχως. Στα κάθετα δείματα η υποεκτίμηση ήταν 74,5 και 96,9 % για τα ενήλικα και τα κωπηποδιτικά σταδια του *O. nana* αντιστοίχως και 73,9 και 98 % για τα ενήλικα και κωπηποδιτικά σταδια του *P. crassirostris*. Η μέγιστη υποεκτίμηση εντοπίστηκε για τους ναυπλίους, η οποία υπολογίστηκε στο 98,6 και 98,2 % στα οριζόντια και κάθετα δίγματα αντιστοίχως.

88



Εικόνα 47 Σύγκριση της αφθονίας των κυρίαρχων ζωοπλαγκτικών ταξινομικών μονάδων στα οριζόντια και κάθετα δείγματα που συλλέχθηκαν με τα δύο δίχτυα δειγματοληψίας από τους σταθμούς S1-S3. Οι γραμμές σφάλματος απεικονίζουν το 95% LSD.

	Διαφορές μεταξύ των δ	διχτυών 90 και 200 μm
	οριζόντια	κάθετα
Αφθονία	***	***
Βιομάζα	**	-
Κωπήποδα	***	***
Κωπηποδίτες	***	***
Ναύπλιοι κωπηπόδων	***	*
Κλαδοκεραιωτά	-	**
Πτερόποδα	***	**
Χαιτόγναθοι	-	*
Κωπηλάτες	****	-
Πρ. Διθύρων	****	**
Πρ. Γαστεροπόδων	**	-
Πρ. Εχινοδέρμων	**	-
Oithona nana	****	**
O. nana κωπ.	***	***
Acartia clausi	-	-
A. clausi κωπ.	***	-
Paracalanus parvus	*	-
P. parvus κωπ.	***	***
Centropages ponticus	-	-
C. ponticus κωπ.	***	-
Parvocalanus crassirostris	**	-
P. crassirostrisκωπ.	***	***
Penilia avirostris	-	**
Evadne spinifera	-	**
Pseudoevadne tergestina	-	*
S	***	****
H'	*	-
J'	-	-

Πίνακας 15 Σύγκριση της αφθονίας των κυρίαρχων ζωοπλαγκτικών ομάδων μεταξύ των δειγμάτων που συλλέχθηκαν από οριζόντιες σύρσεις με τα δίχτυα 90 και 200 μm. Οι διαφορές στις αφθονίες εκτιμήθηκαν με τον μη παραμετρικό έλεγχο για ζεύγη τιμών (signed rank test) ενώ για τους δείκτες βιοποικιλότητας με t-test.

*<0,05

<0,005 *<0,0005

3.3 Το πλαγκτικό τροφικό πλέγμα στον Κόλπο της Καλλονής

3.3.1 Εποχική διακύμανση του πικο-, νανο- και μικροπλαγκτού

Ο στατιστικός έλεγχος με t-test των αφθονιών του πικο- νανο- και μικρο-πλαγκτού στα 1 και 5 m βάθος δεν έδειξε στατιστικώς σημαντικές διαφορές. Ως εκ τούτου τα δείγματα χρησιμοποιήθηκαν ως επαναληπτικά για την εξέταση χωροχρονικών διαφορών στις αφθονίες του μικροπλαγκτού.

Τα αποτελέσματα της διπαραγοντικής ανάλυσης έδειξαν ότι τόσο η χωρική όσο η χρονική διακύμανση της αφθονίας των ετερότροφων βακτηρίων (HB), καθώς και ο συνδυασμός τους, ήταν στατιστικώς σημαντικά με τις χωρικές διαφοροποιήσεις να είναι μεγαλύτερης στατιστικής βαρύτητας (Πίνακας 16). Τα HB συσχετίστηκαν θετικά με τη Chl α, τα πυριτικά και τα οργανικά θρεπτικά άλατα (TON και TOP) (Πίνακας 16). Αντιθέτως, τα κυανοβακτήρια (CB) παρουσίασαν σημαντικότερες χρονικές διαφοροποιήσεις και οι υψηλότερες τιμές αφθονίας τους κατεγράφησαν κατά τον μήνα Φεβρουάριο (Εικόνα 48). Ως εκ τούτου τα CB συσχετίστηκαν αρνητικά με τη θερμοκρασία και την αλατότητα και θετικά με τη Chl α, τα NO₂, τα NO₃ και τον TOP που επίσης παρουσίασαν μέγιστες τιμές τον Φεβρουάριο.

Ο έλεγχος Tukey έδειξε ότι το ετερότροφο κλάσμα των νανομαστιγωτών (HNF) παρουσίασε στατιστικά υψηλότερες τιμές τον μήνα Σεπτέμβριο, και το αυτότροφο (ANF) τον Φεβρουάριο στον σταθμό S2 και S3, ενώ και για τα δύο κλάσματα οι χωρικές διακυμάνσεις δεν ήταν στατιστικά σημαντικές. Τα HNF συσχετίστηκαν θετικά με τη θερμοκρασία, την αλατότητα και τα SPM, και αρνητικά με τα πυριτικά και τα νιτρώδη, ενώ τα ANF αρνητικά με τη θερμοκρασία και την αλατότητα και θετικά με τη ChI α και τα SPM (Πίνακας 16).

Οι υψηλότερες αφθονίες των διατόμων και των δινομαστιγωτών παρατηρήθηκαν κατά τον μήνα Μάιο ενώ των βλεφαριδωτών τον Φεβρουάριο. Τα αποτελέσματα της διπαραγοντικής ανάλυσης διακύμανσης (Two-way ANOVA) έδειξαν ότι η θέση των σταθμών, η εποχή δειγματοληψίας και ο συνδυασμός τους επηρεάζουν σημαντικά την αφθονία και των τριών ομάδων του μικροπλαγκτού (Πίνακας 16). Ο έλεγχος Tukey έδειξε ότι στατιστικώς υψηλότερη αφθονία παρατηρήθηκε για τα διάτομα στα δείγματα του Μαΐου στους σταθμούς S2 και S4, για τα δινομαστιγωτά στους σταθμούς S2 και S3 και για τα βλεφαριδωτά στους ίδιους σταθμούς αλλά στη δειγματοληψία του Φεβρουαρίου (Εικόνα 48). Τα διάτομα στο σύνολό τους συσχετίστηκαν αρνητικά με τον TON, τα δινομαστιγωτά με τα ΝΟ₂, NO₃ και θετικά με τον TOP, ενώ τα βλεφαριδωτά συσχετίστηκαν



αρνητικά με τη θερμοκρασία, την αλατότητα και την πυκνότητα του νερού και θετικά με τα SiO₂, τα NO₃ και τον TON (Πίνακας 17).

Εικόνα 48 Χωροχρονική διακύμανση (Α) των ετερότροφων βακτηρίων (ΗΒ), (Β) των κυανοβακτηρίων (CB), (Γ) των ετερότροφων νανομαστιγωτών και (Δ) των αυτότροφων νανομαστιγωτών (ANF), (Ε) των διατόμων, (Ζ) των δινομαστιγωτών και (Η) των βλεφαριδωτών στις εποχικές δειγματοληψίες του 2010-11 σε βάθος1 και 5 m. Οι αστερίσκοι υποδεικνύουν τα δείγματα που έχουν στατιστικώς μεγαλύτερη αφθονία από τα υπόλοιπα μετά από διπαραγοντική ανάλυση διακύμανσης (Two-way ANOVA).

	Άθροισμα	Βαθμοί	Μέσο	F	Πιθανότητα (Ρ)
	τετραγώνων	ελευθερίας	τετράγωνο		
НВ					
Σταθμός	2,71397 E18	4	6,78493 E17	39,83	<0,00001
Εποχή	2,7089 E17	3	9,02977 E16	5,30	<0,01
Σταθμός x Εποχή	8,91661	12	7,43051 E16	4,36	<0,005
СВ					
Σταθμός	3,77625 E15	4	9,44063 E14	4,86	<0,01
Εποχή	1.91473 E16	3	6,38242 E15	32,84	<0,00001
Σταθμός x Εποχή	7,13861 E15	12	5,94884 E14	3,06	<0,05
HNF					
Σταθμός	5,79023 E10	4	1,44756 E10	9,06	<0,005
Εποχή	5,31375 E11	3	1,77125 E11	110,88	<0,00001
Σταθμός x Εποχή	9,97752 E10	12	5,21	5,21	<0,001
ANF					
Σταθμός	3,61985 E10	4	9,04963 E9	11,23	<0,001
Εποχή	1,1935 E11	3	3,97834 E10	49,35	<0,00001
Σταθμός x Εποχή	9,37409 E10	12	7,81174 E9	9,69	<0,00001
Διάτομα					
Σταθμός	4,28341E9	4	1,07085 E9	9,06	<0,0005
Εποχή	8,55296 E9	3	2,85099 E9	24,12	<0,00001
Σταθμός x Εποχή	7,5491 E9	12	6,29092 E8	5,32	<0,001
Δινομαστιγωτά					
Σταθμός	5,19089 E7	4	1,29772 E7	15,3	<0,00001
Εποχή	1,84103 E8	3	6,13678 E7	72,35	<0,00001
ΣταθμόςxΕποχή	6,91828 E7	12	5,76524E6	6,8	<0,0001
Βλαφαριδωτά					
Σταθμός	8,14266 E6	4	2,03567 E6	8,19	<0,0005
Εποχή	3,49952 E7	3	1,16651 E7	46,93	<0,00001
ΣταθμόςχΕποχή	1,45129 E7	12	1,20941 E6	4,87	<0,001

Πίνακας 16 Τα αποτελέσματα της διπαραγοντικής ανάλυσης διακύμανσης (two-way ANOVA) εξετάζοντας τις διαφορές της αφθονίας μεταξύ εποχών και σταθμών.

Εκτός από τις περιβαλλοντικές παραμέτρους τα συστατικά του μικροβιακού πλέγματος παρουσίασαν συμαντική συσχέτιση και μεταξύ τους. Τα ετερότροφα βακτήρια συσχετίστηκαν θετικά με τα βλεφαριδωτά (P < 0,0001), ενώ τα κυανοβακτήρια με τα αυτότροφα νανομαστιγωτά και τα βλεφαριδωτά (P < 0,0001 για όλες τις συσχετίσεις). Τα διάτομα συσχετίστηκαν θετικά με τα δινομαστιγωτά (P < 0,0001) και αμφότερες οι ομάδες αρνητικά με τα βλεφαριδωτά (P < 0,05 για αμφότερες τις συσχετίσεις).

	HB	СВ	HNF	ANF	Διάτομα	Δινομαστιγωτά	Βλεφαριδωτά
Т	-	-0,63***	0,72***	-0,52***	-	-	-0,62***
S	-	-0,78***	0,42**	-0,60***	-	-	-0,83***
Dens	-	-	-	-	-	-	-0,36*
Chl α	0,42**	0,61***	-	0,66***	-	-	0,74***
SPM	-	-	0,43**	0,33*	-	-	-
PO_4	-	-	-	-	-	-	-
SiO ₂	0,58***	-	-0,33*	-	-	-	0,35*
NO ₂	-	0,33*	-0,31*	-	-	-0,30*	0,40*
NO_3	-	0,36*	-	-	-	-0,38*	-
$\rm NH_3$	-	-	-	-	-	-	-
ТОР	0,57***	0,38*	-	-	-	0,35*	0,49**
TON	0,45**	-	-	-	-0,47**	-	-

Πίνακας 17 Συσχετίσεις κατά Spearman της αφθονίας του πικο-, νανο- και μικρο-πλαγκτού με τις περιβαλλοντικές παραμέτρους.

*<0,05

**<0,005

***<0,0005

3.3.1.1 Σύνθεση και βιοποικιλότητα και φυτοπλαγκτικής βιοκοινότητας και ανάλυση μικροπλαγκτικών συναθροίσεων

Τα διάτομα ήταν η κυρίαρχη φυτοπλαγκτική ομάδα σε όλες τις εποχές, αποτελώντας το 64 έως το 86% της συνολικής φυτοπλαγκτικής βιοκοινότητας (Εικόνα 49). Πιο συγκεκριμένα, τον Αύγουστο κυρίαρχο είδος ήταν το *Pseudosolenia clacar-avis,* τον Νοέμβριο το *Thalassionema* sp., τον Φεβρουάριο το *Cyclotella striata* και τον Μάιο το *Pseudonitzschia* sp. (Εικόνα 49). Τα δινομαστιγωτά αποτέλεσαν τη δεύτερη σημαντικότερη ομάδα φυτοπλαγκτού αντιπροσωπεύοντας έως και το 31% της συνολικής βιοκοινότητας (Φεβρουάριος 2011). Ως σημαντικότερα είδη δινομαστιγωτών αναγνωρίστηκαν το *Ceratium lineatum* κατά τους μήνες Αύγουστο και Νοέμβριο, το *Ceratium furca* τον Φεβρουάριο, και το *Prorocentrum triestinum* τον Μάιο.

94



Εικόνα 49 Εποχική διακύμανση των πλέον άφθονων φυτοπλαγκτικών ειδών στον κόλπο της Καλλονής κατά το δεύτερο υπό μελέτη έτος (2010-2011).

Η εφαρμογή της μη μετρικής πολυδιάστατης διαβάθμισης στα δείγματα του μικροπλαγκτού διαχώρισε εμφανώς τα δείγματα του Αυγούστου και του Νοεμβρίου από αυτά του Φεβρουαρίου και του Μαΐου σε επίπεδο ομοιότητας 20%. Η ανάλυση SIMPER έδειξε ότι αμφότερες ομάδες παρουσίασαν εσωτερική ομοιογένεια 37% ενώ ο διαχωρισμός τους οφείλεται κατά το 40% στα παρακάτω είδη: *Thalassionema* sp., *Pseudosolenia calcaravis, Ceratium lineatum, Chaetoceros decipiens, Chaetocerus laciniosus, Chaetoceros affinis, Proboscia alata* f. gracilis, Dictyocha octonaria και το Rhizosolenia imbricata τα οποία ήταν πιο άφθονα στην πρώτη ομάδα, καθώς και στα *Cyclotella striata* και *Prorocentrum triestinum* τα οποία χαρακτήρισαν τη βιοκοινότητα του Φεβρουαρίου και Μαΐου. Η ανάλυση PERMANOVA επιβεβαίωσε τη σημαντική επίδραση του χρόνου δειγματοληψίας στην ομαδοποίηση των δειγμάτων, ενώ αντιθέτως η επίδραση του σταθμού και του βάθους δειγματοληψίας διαπιστώθηκε ότι δεν είναι σημαντικές παράμετροι (Πίνακας 18) (Εικόνα 50).

Σταθμοί	Παράγοντας	Αφθονία μικροπλαγκτουύ	Τιμή ρ
		Τιμή F	
	Χρόνος	13,166	0,001
S1-S6	Τοποθεσία	1,117	0,328
	Βάθος δειγματοληψίας	0,181	0,999

Πίνακας 18 Αποτελέσματα της ανάλυσης PERMANOVA ως προς την επίδραση του χρόνου, του χώρου και του βάθους δειγματοληψίας στη βιοκοινότητα του μικροπλαγκτού (μετασχηματισμός δεδομένων σε τετραγωνική ρίζα).



Εικόνα 50 Μη μετρική πολυδιάστατη διαβάθμιση (nMDS) των δειγμάτων του μικροπλαγκτού (διάτομα, δινομαστιγωτά και βλεφαριδωτά) και στα δύο βάθη δειγματοληψίας (1 και 5 m). Στο γράφημα Α με τα διαφορετικά σχήματα απεικονίζεται ο μήνας συλλογής του κάθε δείγματος ενώ ο αριθμός που τα συνοδεύει αντιστοιχεί στον ανάλογο σταθμό (1 αντιστοιχεί στον σταθμό S1 κοκ). Στο γράφημα Β είναι η ίδια ομαδοποίηση δειγμάτων με τη απεικόνιση του βάθους συλλογής των δειγμάτων. Σε αμφότερα τα γραφήματα το επίπεδο ομοιότητας των δειγμάτων, όπως αυτό υπολογίστηκε από την ανάλυση ιεραρχικής ομαδοποίησης (Cluster), είναι 20%.

Στατιστικώς σημαντικές διαφορές στους δείκτες βιοποικιλότητας της φυτοπλαγκτικής βιοκοινότητας παρατηρήθηκαν μόνο μεταξύ των μηνών δειγματοληψίας για τον αριθμό ειδών (S) και για τον δείκτη Shannon (H') (P < 0,0001 και P < 0,005 αντιστοίχως). Μέγιστο για όλους τους δείκτες βιοποικιλότητας κατεγράφη κατά τον μήνα Νοέμβριο παράλληλα με τη φθινοπωρινή αύξηση της αφθονίας του φυτοπλαγκτού. Τα λιγότερα είδη φυτοπλαγκτού κατεγράφησαν τον Φεβρουάριο όταν μετρήθηκε και η ελάχιστη αφθονία, ενώ τον Μάιο σημειώθηκε η μέγιστη τιμή της αφθονίας η οποία χαρακτηρίστηκε από έντονη ανισοκατανομή μεταξύ των ειδών και κυριαρχία μικρού αριθμού ειδών (ελάχιστες τιμές Η' και J') (Εικόνα 49, 51).



Εικόνα 51 Εποχική διακύμανση του αριθμού των ειδών του φυτοπλαγκτού (S), του δείκτη του Shannon (H') στον Κόλπο της Καλλονής κατά το δεύτερο υπό μελέτη έτος.

3.3.2 Συσχέτιση των ζωοπλαγκτικών οργανισμών με τα συστατικά του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος

Μια γενική παρατήρηση που μπορεί να γίνει για τη συσχέτιση των ζωοπλαγκτικών οργανισμών με τα συστατικά του μικροβιακού πλέγματος και του φυτοπλαγκτού είναι ότι το μικρότερο κλάσμα (90 μm) συσχετίστηκε σε σημαντικό βαθμό κυρίως με τα αυτότροφα συστατικά του μικροβιακού βρόγχου, ενώ το μεγαλύτερο κλάσμα (δίχτυ 200 μm) με τα ετερότροφα συστατικά του μικροβιακού βρόγχου (Πίνακας 19). Τα διάτομα δεν συσχετίστηκαν με καμιά ομάδα και είδος ζωοπλαγκτού στα δείγματα αμφοτέρων των διχτυών. Η συνολική αφθονία και βιομάζα του μεγαλύτερου κλάσματος του ζωοπλαγκτού (200 μm) συσχετίστηκε θετικά με τα HB ενώ η αφθονία του μικρότερου κλάσματος (90 μm) συσχετίστηκε θετικά με τα ANF. Οι προνύμφες διθύρων από το δίχτυ 90 μm συσχετίστηκαν θετικά με τα HNF, ενώ από το δίχτυ 200 μm με τα HB. Το μεγάλο κλάσμα (200 μm) των προνυμφών γαστεροπόδων συσχετίστηκε θετικά με τα δινομαστιγωτά, ενώ των χαιτογνάθων με τα ΗΒ και τα βλεφαριδωτά. Οι ναύπλιοι (οι οποίοι εξετάστηκαν αποκλειστικά από το δίχτυ 90 μm) και τα ενήλικα A. clausi σε αμφότερα τα δίχτυα συσχετίστηκαν θετικά με τα κυανοβακτήρια, τα ΑΝF και τα βλεφαριδωτά. Τα είδη P. parvus, C. ponticus (ενήλικα και κωπηποδίτες) και P. crassirostris (μόνο ενήλικα στο δίχτυ 90 μm) συσχετίστηκαν θετικά με τα HNF.

	Δίχτυ (μm)	СВ	HB	ANF	HNF	Dino	Cil
Βιομάζα	200	-	0,75***	-	-	-	-
Αφθονία	90	-	-	0,48*	-	-	-
	200	-	0,46*	-	-	-	-
Πρ. Διθύρων	90	-	-	-	0,53*		-
	200	-	0,51*	-	-	-	-
Πρ. Γαστεροπόδων	200	-	-	-	-	0,46*	-
Χαιτόγναθοι	200	-	0,5*	-	-	-	0,46*
Ναύπλιοι	90	0,65**	-	0,75***	-	-	0,45*
A.clausi	90	0,75***	-	0,77***	-	-	0,73***
	200	0,61**	0,53*	-	-	-	0,84***
A.clausi κωπ.	200	-	0,71***	-	-	-	-
P.parvus	90	-	-	-	0,78***	-	-
	200	-	-	-	0,65*	-	-
<i>P.parvus</i> κωπ.	90	-	-	-	0,59**	-	-
	200	-	-	-	0,57**	-	-
C.ponticus	90	-	-	-	0,82***	-	-
C.ponticus κωπ.	90	-	-	-	0,78***	-	-
P.crassirostris	90	-	-	-	0,46*	-	-

Πίνακας 19 Συσχετίσεις κατά Spearman της αφθονίας των ζωοπλαγκτικών ομάδων και ειδών με συστατικά του μικροβιακού πλέγματος, του φυτοπλαγκτού και των βλεφαριδωτών.

*<0,05 **<0,005

***<0,0005

3.3.3 Βιοόγκος μικρο- και μεσο-πλαγκτού

Ο συνολικός όγκος του μικροπλαγκτού ήταν στατιστικά μεγαλύτερος (P < 0,001) κατά τον μήνα Σεπτέμβριο του 2010 από τις υπόλοιπες εποχές του έτους, ενώ τον Φεβρουάριο σημειώθηκαν οι χαμηλότερες τιμές του (Εικόνα 52). Η αύξηση του βιο-όγκου των διατόμων τον Σεπτέμβριο (σε αντίθεση με την αφθονία που παρουσίασε μέγιστες τιμές τον Μάιο του 2011) (Εικόνα 43) οφείλεται στη συμμετοχή του μεγάλου σε μέγεθος διατόμου *Pseudosolenia calcar-avis* (0,005 mm³) στη φυτοπλαγκτική βιοκοινότητα, το οποίο αποτέλεσε το 80% του συνολικού βιο-όγκου των διατόμων. Το πρότυπο διακύμανσης του βιο-όγκου των δινομαστιγωτών και των βλεφαριδωτών ήταν ανάλογο με αυτό της αφθονίας.

Στα ζωοπλαγκτικά δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ διαμετρήματος πόρων 90 μm η διακύμανση του βιοόγκου ήταν παρόμοια με αυτή της αφθονίας εκτός από κάποιες περιπτώσεις με πιο χαρακτηριστική αυτή του Φεβορυαρίου στο σταθμό S2. Η τιμή της αφθονίας στον σταθμό S2 τον μήνα Φεβρουάριο ήταν η μέγιστη ολόκληρου το έτους ενώ η τιμή του βιο-όγκου του ίδιου δείγματος ήταν ιδιαίτερα χαμηλή καθώς το 85% της συνολικής βιοκοινότητας των κωπηπόδων αποτέλεσαν οι ναύπλιοι οι οποίοι είναι οι μικρότερες ταξινομικές μονάδες που απαντήθηκαν στα δείγματα με μέσο βιοόγκο 0,007 mm³. Η μέγιστη τιμή παρατηρήθηκε τον Μάιο στον σταθμό της ανοιχτής θάλασσας (S1) λόγω των υψηλών τιμών αφθονίας ενήλικων και κωπηποδιτικών σταδίων του σχετικά μεγάλου κυκλοποειδούς κωπηπόδου *Oithona plumifera* [ενήλικα: μήκος κεφαλοθώρακα (PL)=0,8 mm και τυπική απόκλιση (SD)=0,05 και μέσο βιοόγκο 0,025 mm³, κωπηποδίτες: PL=0,44 mm και SD=0,04 και μέσο βιοόγκο 0,005 mm³] και των κωπηποδιτικών σταδίων του μεγάλου καλανοειδούς κωπηπόδου *Nannocalanus minor* (PL=0,67 mm και SD=0,13, βιόγκο 0,0015) (Εικόνα 52).

Στα δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ διαμετρήματος πόρων 200μm παρατηρήθηκαν στατιστικά υψηλότερες τιμές βιοόγκου τον Φεβρουάριο (P < 0,005). Οι ιδιαίτερα αυξημένες αυτές τιμές οφείλονται στην αυξημένη παρουσία ενήλικων ατόμων του καλανοειδούς κωπηπόδου *A. clausi* (PL=0,87 mm και SD=0,03) στους σταθμούς S4 και S6.



Εικόνα 52 Χωροχρονική διακύμανση του βιο-όγκου του μικρο- και μεσο-πλαγκτού στον Κόλπο της Καλλονής στις εποχικές δειγματοληψίες από τον Αύγουστο του 2010 έως τον Μάιο του 2011.
3.3.4 Φάσμα Μεγέθους Κανονικοποιημένου Βιο-όγκου (NormalisedBiovolumeSizeSpectrum, NB-SS)

Οι καμπύλες NBSS κατασκευάστηκαν με βάση τα δεδομένα πεδίου για το μικροπλαγκτόν, το ζωοπλαγκτόν από το δίχτυ των 90 μm, το ζωοπλαγκτόν από το δίχτυ των 200 μm και το συνολικό μικρο- και μεσο-πλαγκτόν (Εικόνα 44, 45, 46, 47). Οι πλαγκτικοί οργανισμοί διακρίθηκαν συνολικά σε 26 τάξεις μεγέθους. Για τη σύνθεση των επιμέρους πλαγκτικών κλασμάτων οι οργανισμοί με εύρος βιο-όγκου από 29,8 έως 488281 μm³ ελήφθησαν από τα δείγματα του μικροπλαγκτού και αντιστοίχησαν με τις 15 μικρότερες τάξεις μεγέθους. Οι οργανισμοί με μέγεθος από 488 281 έως 31 250 000 μm³ ελήφθησαν από το δίχτυ των 90μm και αποτέλεσαν τις 6 ενδιάμεσες κλάσεις μεγέθους, ενώ οι οργανισμοί με μέγεθος από 31 250 000 μm³ άως 1 mm³ από το δίχτυ των 200 μm

Οι παράμετροι των NB-SS για το κάθε πλαγκτικό κλάσμα αλλά και για το ολικό πλαγκτόν παρουσιάζονται στον Πίνακα 8. Οι περισσότερες γραμμικές παλινδρομήσεις και για τις τέσσερις υπό εξέταση ομάδες (μικροπλαγκτόν, ζωοπλαγκτόν από το δίχτυ 90 μm, ζωοπλαγκτόν από το δίχτυ 200 μm, ολικό πλαγκτόν) δεν ήταν στατιστικά σημαντικές (P < 0,05). Οι περισσότερες στατιστικά σημαντικές καταγράφηκαν για το ολικό πλαγκτόν. Στη σύνθεση των επιμέρους πλαγκτικών κλασμάτων για τη δημιουργία των καμπυλών του ολικού πλαγκτού παρατηρήθηκαν κάποια κενά (ασυνέχειες) μεταξύ του μικροπλαγκτικών και των ζωοπλαγκτικών κλάσεων (Εικόνα 47).

Η κλίση των NB-SS (παράμετρος α) διακυμάνθηκε από -0,4741 έως 0,6605 για το μικροπλαγκτόν, από -0,880 έως 0,6 για το ζωοπλαγκτόν από το δίχτυ 90μm, -1,379 έως 1,552 για το ζωοπλαγκτόν από το δίχτυ 200 μm, και -1,26 έως -0,59 το ολικό πλαγκτόν. Το εύρος των τιμών του σημείου τομής του άξονα των χ (παράμετρος β) παρουσίασε μειωτική τάση από τα μικρότερα προς τα μεγαλύτερα κλάσματα ενώ το μικρότερο παρατηρήθηκε για το ολικό πλαγκτόν. Για το μικροπλαγκτόν η παράμετρος β διακυμάνθηκε από 11,09 έως 35,31, για το ζωοπλαγκτόν από το δίχτυ 90μm από 3,22 έως 15,12 για το ζωοπλαγκτόν από το δίχτυ 200μm από 0,4 έως 7,18, και για το ολικό πλαγκτόν και η πιο μικρή για το μικροπλαγκτόν.







Εικόνα 45 Οι γραμμικές παλινδρομήσεις NB-SS για το ζωοπλαγκτόν από το δίχτυ 90 μm στους 6 σταθμούς δειγματοληψίας και κατά τις 4 εποχές στον Κόλπο της Καλλονής.



Εικόνα 46 Οι γραμμικές παλινδρομήσεις NB-SS για το ζωοπλαγκτόν από το δίχτυ 200 μm στους 6 σταθμούς δειγματοληψίας και κατά τις 4 εποχές στον Κόλπο της Καλλονής.



Εικόνα 47 Οι γραμμικές παλινδρομήσεις NB-SS για το σύνολο του μικρο- και μεσο-πλαγκτού στους 6 σταθμούς δειγματοληψίας και κατά τις 4 εποχές στον Κόλπο της Καλλονής.

Ως προς τη χωρική διακύμανση δεν παρατηρήθηκε καμία διαφοροποίηση για κανένα πλαγκτικό κλάσμα μεταξύ των σταθμών ως προς στις κλίσεις των NB-SS και το σημείο τομής στον άξονα των χ. Στον δίαυλο (S2) παρατηρήθηκαν το μεγαλύτερο εύρος τιμών και οι πιο ακραίες τιμές των παραμέτρων όλων των NB-SS εκτός του ζωοπλαγκτού που συλλέχθηκε με το δίχτυ 200 μm (Πίνακας 20). Οι τιμές του συντελεστή της κλίσης των NB-SS (παράμετρος α) στον σταθμό S2 ήταν οι μεγαλύτερες σε σύγκριση με τους υπόλοιπους σταθμούς για το μικροπλαγκτόν, ενώ για το ζωοπλαγκτόν που συλλέχτηκε με το δίχτυ 90 μm και για το ολικό πλαγκτόν, οι μικρότερες.

Οι μεγαλύτερες τιμές του συντελεστή κλίσης NB-SS και εκείνου της τομής με τον άξονα των χ για όλα τα επιμέρους κλάσματα του πλαγκτού παρατηρήθηκαν τον Φεβρουάριο (Εικόνα 44, 45, 46, 47), μήνα κατά τον οποίο μετρήθηκαν οι υψηλότερες τιμές θρεπτικών. Η διαφορά ήταν στατιστικώς σημαντική και για τις παραμέτρους α και β (ANOVA, παράμετρος α: P < 0,0001 και παράμετρος β: P < 0,05 αντιστοίχως) για τα δείγματα ζωοπλαγκτού από το δίχτυ 200μm και για την παράμετρο β (P < 0,05) για τα δείγματα από το δίχτυ 90 μm. Στο Δεν παρατηρήθηκαν θετικές τιμές στην κλίση της παλινδρόμησης για το ολικό πλαγκτόν, και σε αντίθεση με τα επιμέρους πλαγκτικά κλάσματα, παρουσίασε τις ελάχιστες τιμές για τις παραμέτρους α και β τον Φεβρουάριο ενώ οι μέγιστες παρατηρήθηκαν τον Νοέμβριο (Εικόνα 47).

Με την αύξηση του μεγέθους του πλαγκτικού κλάσματος αυξήθηκε και η τιμή του μέσου συντελεστή παλινδρόμησης (r²) των NB-SS των επιμέρους κλασμάτων του πλαγκτού. Η μικρότερη τιμή παρατηρήθηκε για το μικροπλαγκτόν (0,26), ακολούθησε το ζωοπλαγκτόν που συλλέχτηκε με το δίχτυ 90μm (0,44) και ελαφρώς μεγαλύτερη παρατηρήθηκε για το ζωοπλαγκτόν που συλλέχτηκε με το δίχτυ 200μm (0,46), ενώ οι NB-SS του ολικού πλαγκτού είχαν το μεγαλύτερο μέσο συντελεστή παλινδρόμησης (0,787) (Εικόνα 48).

		α				β				r²				р			
		μικρο-	90	200	ολικό	μικρο-	90	200	ολικό	μικρο-	90	200	ολικό	μικρο-	90	200	ολικό
Αύγουστος 2010	S1	0,109	-0,808	-0,784	-0,616	20,745	3,227	2,588	5,924	0,063	0,784	0,674	0,748	*			
	S2	0,378	-0,426	-0,066	-1,260	25,581	8,653	6,172	3,434	0,839	0,621	0,011	0,861	*			
	S 3	0,013	-0,513	0,146	-0,731	19,231	6,586	8,207	6,323	0,000	0,601	0,063	0,729				
	S 4	0,058	-0,756	-0,576	-0,817	21,238	6,215	6,055	6,455	0,008	0,861	0,383	0,813		**		**
	S6	-0,129	-0,591	-0,765	-0,793	17,725	8,839	4,803	7,256	0,031	0,687	0,572	0,777		*		*
Νοέμβριος 2010	S1	0,176	-0,350	-1,379	-0,623	23,227	8,531	0,402	7,416	0,163	0,339	0,949	0,790				***
	S2	-0,197	-0,639	-0,759	-0,754	17,541	8,357	5,586	7,542	0,146	0,454	0,921	0,835			***	***
	S3	-0,239	-0,398	-0,478	-0,740	17,466	10,403	7,547	8,287	1,576	0,536	0,578	0,867				***
	S4	-0,404	-0,608	-0,678	-0,862	13,709	6,501	5,218	5,746	0,333	0,563	0,600	0,858				***
	S6	-0,474	-0,124	-0,037	-0,777	12,851	9,859	10,207	7,581	0,599	0,220	0,002	0,893				****
Φεβρουάριος 2011	S1	-0,235	0,600	0,670	-0,779	11,090	15,128	10,704	4,588	0,033	0,668	0,807	0,832		***	***	*
	S2	0,661	-0,372	0,955	-1,259	28,744	7,100	8,915	2,542	0,775	0,206	0,950	0,702	***		***	
	S3	0,347	-0,330	0,649	-0,828	35,314	9,407	8,386	4,069	0,228	0,387	0,790	0,650	*		*	
	S 4	-0,024	-0,357	0,909	-0,590	18,312	9,477	12,072	7,808	0,001	0,428	0,512	0,658			*	
	S6	-0,115	-0,311	1,552	-0,697	17,439	9,485	13,047	6,760	0,040	0,220	0,630	0,734			*	
Μάιος 2011	S1	0,012	-0,085	-0,326	-1,231	20,798	11,720	6,765	4,329	0,000	0,020	0,401	0,890				
	S2	-0,331	-0,880	-0,078	-0,742	14,725	8,827	6,146	7,580	0,156	0,356	0,043	0,762				*
	S 3	-0,213	-0,091	-0,270	-0,787	16,823	11,027	5,432	5,840	0,133	0,048	0,116	0,806				*
	S 4	-0,206	-0,269	-0,232	-0,790	17,632	8,415	9,018	6,818	0,055	0,146	0,143	0,766				
	S6	-0,122	-0,289	-0,221	-0,836	17,357	9,637	7,588	5,243	0,038	0,734	0,074	0,766		*		

Πίνακας 20 Παράμετροι των NB-SS (y= ax + β) παλινδρομήσεων για το μικροπλαγκτόν, για το ζωοπλαγκτόν από τα δείγματα με τα δίχτυα 90 μm και 200 μm και για τον ολικό συνδυασμό των πλαγκτικών κλασμάτων σε κάθε σταθμό και εποχή. Παρουσιάζεται για κάθε παλινδρόμηση η κλίση της (α), η τομή με τον άξονα των χ (β), ο συντελεστής της (r²) και η πιθανότητα της ανάλυσης διακύμανσης (p).



Εικόνα 48 Σύγκριση των εποχικών διακυμάνσεων των μέσων συντελεστών κλίσης (παράμετρος α), των σημείων τομής του άξονα των γ (παράμετρος β) και του συντελεστή παλινδρόμησης (r²) των NB-SS στα επιμέρους πλαγκτικά κλάσματα (μικροπλαγκτόν, μικρο- και μεσο-πλαγκτόν από το δίχτυ 90μm, μεσοπλαγκτόν από το δίχτυ 200μm) και το ολικό πλαγκτόν.

Οι παράμετροι των NB-SS όλων των επιμέρους πλαγκτικών κλασμάτων συσχετίστηκαν με συνθήκες πλούσιες σε θρεπτικά όπως αυτές που δημιουργήθηκαν κατά τους μήνες Φεβρουάριο και Αύγουστο (Πίνακας 21). Πιο αναλυτικά η παράμετρος α και β της NB-SS του μικροπλαγκτού συσχετίστηκε θετικά με τις αφθονίες των CB και των ANF και αρνητικά με τα διάτομα. Η παράμετρος β περαιτέρω συσχετίστηκε αρνητικά με τη πυκνότητα και θετικά με τα βλεφαριδωτά. Στο ζωοπλαγκτόν που προέρχεται από το δίχτυ 90μm ο συντελεστής κλίσης συσχετίστηκε θετικά με τα NO₃ και τα NO₂, η παράμετρος β μόνο με τα NO₂ ενώ ο συντελεστής παλινδρόμησης με τα HNF. Οι παράμετροι του κλάσματος του ζωοπλαγκτού από το δίχτυ 200 μm συσχετίστηκαν με τις περισσότερες παραμέτρους από όλα τα υπόλοιπα κλάσματα. Η παράμετρος α συσχετίστηκε αρνητικά με τη θερμοκρασία και την αλατότητα, και θετικά με τα CB, ANF, CIL, Chl α, NO₃, NO₂ και TOP, η παράμετρος β επίσης αρνητικά με τη θερμοκρασία και αλατότητα και θετικά με τα HB, CIL, Chl α και NO₂, ενώ το r² αρνητικά με τη θερμοκρασία και θετικά με τα CB, ANF, και NO₃. Τέλος το r² για το ολικό πλαγκτόν συσχετίστηκε θετικά με την αλατότητα και την πυκνότητα, και αρνητικά με τα CB, ANF και CIL.

	M	Μικροπλαγκτόν			οπλαγκτόν 9	90µm	Z	ωοπλαγκτόν 2	00µm	Ολικό πλαγκτόν			
	α	β	r²	α	β	r ²	α	β	r ²	α	β	r²	
Т	-	-	-	-	-	-	-0,55*	-0,5*	-0,58**	-	-	-	
S	-	-	-	-	-	-	-0,76***	-0,53*	-	-	-	0,72***	
Dens	-	-0,44*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,73***	
СВ	0,59**	0,67**	-	-	-	-	0,58**	-	0,49*	-	-	-0,61**	
НВ	-	-	-	-	-	-	-	0,53*	-		-	-	
ANF	0,46*	0,51*	-	-	-	-	0,48*	-	0,47*	-	-	-0,51*	
HNF	-	-	-	-	-	0,55*	-	-	-	-	-	-	
DIAT	-0,57**	-0,45*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
CIL	-	0,59**	-	-	-	-	0,64**	0,46*	-	-	-	-0,69***	
Chl α	-	-	-	-	-	-	0,71***	0,72***	-	-	-	-	
NO₃	-	-	-	0,52*	-	-	0,44*	-	0,59**	-	-	-	
NO2	-	-	-	0,57**	0,55**	-	0,52*	0,5662*	-	-	-	-	
ТР	-	-	-	-	-	-	0,66**	-	-	-	-	-	

Πίνακας 21 Συσχετίσεις Spearman των κλίσεων των επί μέρους κλασμάτων των NB-SS με τις περιβαλλοντικές παραμέτρους.

*< 0,05

**< 0,005

***< 0,0005

Η γραμμική παλινδρόμηση όπως προέκυψε από τη σύνθεση των δεδομένων στις τέσσερις εποχές και τους πέντε σταθμούς παρουσιάζεται στην Εικόνα 49. Η κλίση της παλινδρόμησης του ολικού πλαγκτού στον Κόλπο της Καλλονής (-1,0091) προσέγγισε την κλίση που προβλέπεται από την Οικολογική Μεταβολική Θεωρία βιοκοινοτήτων των Brown *et al.* (2004) για πολλά τροφικά επίπεδα (-1) ενώ ήταν μεγαλύτερη από τη θεωρητική πρόβλεψη -1,2 σύμφωνα με τους Platt&Denman (1977). Η συνολική εικόνα της NB-SS για το μικρο- και μεσοπλαγκτικό κλάσμα είχε κωδωνοειδές σχήμα, στο οποίο έκανε καλύτερη προσαρμογή αντί της γραμμικής (r^2 =0,9176) μια πολυωνυμική συνάρτηση 2^{ου} βαθμού (y = -0,0257 x ²-1,5999x – 0,3318) σημειώνοντας υψηλότερο συντελεστή παλινδρόμησης (r^2 =0,9369).



Εικόνα 49 Η μέση NB-SS όπως προκύπτουν από τη σύνθεση των μέσων δεδομένων (ως προς τους σταθμούς δειγματοληψίας) του μικρο- και μεσο-πλαγκτού στις τέσσερις εποχικές δειγματοληψίες του δεύτερου υπό μελέτη έτους.

4 Συζήτηση

4.1 Το περιβάλλον του Κόλπου της Καλλονής

Η καταγραφή των φυσικών παραμέτρων κατά τη διετή περίοδο μελέτης 2009-2011 ανέδειξε την υδρολογική πολυπλοκότητα του κόλπου της Καλλονής. Παρατηρήθηκε αξιοσημείωτη χωροχρονική διακύμανση ως προς τη θερμοκρασία, την αλατότητα και την πυκνότητα, που οφείλεται στην επικοινωνία των υδάτινων μαζών του Κόλπου με την ανοιχτή θάλασσα και στις εισροές γλυκού νερού κυρίως κατά τη διάρκεια του χειμώνα. Οι διαφορές στην πυκνότητα των υδάτινων μαζών του Κόλπου και της ανοιχτής θάλασσας επηρεάζουν άμεσα το υδρολογικό καθεστώς ελέγχοντας την ανταλλαγή νερού, φαινόμενο που αποδείχθηκε ότι έχει μεγάλη οικολογική σημασία.

Την άνοιξη και το καλοκαίρι όταν η πυκνότητα των υδάτινων μαζών του Αιγαίου είναι υψηλότερη από τις αντίστοιχες στο εσωτερικό μέρος του Κόλπου, και οι άνεμοι το επιτρέπουν, εισέρχεται νερό στο εσωτερικό από τα βαθύτερα στρώματα και το νερό του Κόλπου εξέρχεται στα επιφανειακά στρώματα (Εικόνα 1C και 1D). Ο σχηματισμός μιας ομοιογενούς μάζας νερού χαμηλής πυκνότητας στο βόρειο και πιο ρηχό μέρος (S4 και S6) του Κόλπου φαίνεται να περιορίζει την ανταλλαγή αυτή στα βαθύτερα στρώματα (< 10 m) στο νότιο μέρος. Η περιορισμένη ανανέωση των υδάτων και η αυξημένη εξάτμιση έχουν ως αποτέλεσμα τις ιδιαίτερα υψηλές τιμές αλατότητας που παρατηρούνται κατά τη θερινή περίοδο (Εικόνα 22). Η ανταλλαγή νερού με την ανοιχτή θάλασσα περιορίζεται σημαντικά και το φθινόπωρο από τη δημιουργία ενός μετώπου πυκνότητας στο νότιο μέρος του Κόλπου, όταν η υδάτινη μάζα του Κόλπου έχει υψηλότερη πυκνότητα από εκείνη της ανοιχτής θάλασσας, φαινόμενο που έχει παρατηρηθεί και σε προηγούμενες μελέτες στην περιοχή (Εικόνα 23) (Panayotidis & Klaudatos 1997, Spatharis et al. 2007b). Κατά τη χειμερινή περίοδο οι πολύ χαμηλές θερμοκρασίες που παρατηρούνται στο εσωτερικό μέρος του Κόλπου οφείλονται στην απότομη ψύξη των υδάτων, ένα χαρακτηριστικό γνώρισμα των ημίκλειστων και ρηχών Κόλπων. Κατά τη διάρκεια του χειμώνα τα επιφανειακά ύδατα επηρεάζονται από τις ψυχρότερες εισροές γλυκού νερού, φαινόμενο που γίνεται ιδιαίτερα έντονο όταν το ύψος και η ένταση των βροχοπτώσεων φτάνει στο μέγιστο. Τον Ιανουάριο του 2010 παρατηρήθηκε ένα έντονο υδρογραφικό επεισόδιο στο εσωτερικό του Κόλπου, το οποίο συνοδεύτηκε από ισχυρούς ΒΑ ανέμους και πτώση θερμοκρασίας των υδάτων κατά 5°C. Οι προκαλούμενες από τους ανέμους φυσικές διεργασίες σε συνδυασμό με τις εισροές γλυκού νερού από τους ποταμούς οδήγησαν στη δημιουργία ενός αραιού, ψυχρού επιφανειακού υδάτινου στρώματος χαμηλής αλατότητας (Εικόνα 21, 22, 23). Κατά τον μήνα Φεβρουάριο είναι εμφανής η κάθετη διαστρωμάτωση της θερμοκρασίας και της αλατότητας, με τις μικρότερες τιμές να παρατηρούνται στα επιφανειακά υδάτινα στρώματα (< 5m) σε όλη την έκταση του Κόλπου. Το επιφανειακό αυτό αραιό υδάτινο στρώμα εμποδίζει την ανάμιξη των επιφανειακών υδάτων με τα ύδατα του Αιγαίου της χειμερινής περιόδου, η οποία περιορίζεται αποκλειστικά σε μεγαλύτερα βάθη. Είναι προφανές, συνεπώς, ότι η ανταλλαγή υδάτων του εσωτερικού του Κόλπου με την ανοιχτή θάλασσα περιορίζεται κυρίως στα βαθύτερα στρώματα (> 10m) για τη μεγαλύτερη διάρκεια του έτους.

Ο κόλπος της Καλλονής αποτελεί ένα παραγωγικό οικοσύστημα για τα δεδομένα του Μεσογειακού περιβάλλοντος. Το γεγονός αυτό αποδεικνύεται από τις μέσες τιμές χλωροφύλλης στο εσωτερικό του (1,03 μgr L⁻¹) σε σχέση με τον δίαυλο (0,4 μgr L⁻¹) και την ανοιχτή θάλασσα (0,27 μgr L⁻¹) όπως επίσης και της HB βιομάζας (4, 6 και 12 μgrC L⁻¹ αντιστοίχως). Κατά τη διάρκεια της παρούσας μελέτης η συγκέντρωση της Chl α δεν υπερέβη το όριο του ευτροφισμού το οποίο κυμαίνεται στα 2,21 μg L⁻¹ όπως έχει υπολογιστεί από τους Simboura *et al.* (2005), ως εκ τούτου ο κόλπος της Καλλονής μπορεί να χαρακτηριστεί ως μεσότροφος.

Οι περιβαλλοντικές παράμετροι, ως σύνολο, χαρακτηρίζονται από μεγαλύτερη χρονική ετερογένεια και όχι χωρική, γεγονός που συμφωνεί με προηγούμενες μελέτες στην περιοχή (Spatharis *et al.* 2007b). Για την πλειοψηφία των ανόργανων και οργανικών θρεπτικών αλάτων δεν παρατηρήθηκαν χωρικές διαφοροποιήσεις μεταξύ των 3 υποπεριοχών όπως θα ήταν αναμενόμενο. Η έλλειψη χωρικής ετερογένειας θα μπορούσε να δικαιολογηθεί από τους υψηλούς ρυθμούς κατανάλωσης θρεπτικών στο εσωτερικό του Κόλπου λόγω αυξημένης βιολογικής δραστηριότητας. Η εξήγηση αυτή αποτελεί μόνο υπόθεση καθώς δεν υπάρχουν δεδομένα παραγωγικότητας για τον κόλπο της Καλλονής. Τα πυριτικά (SiO₂) ήταν τα μοναδικά θρεπτικά άλατα για τα οποία παρατηρήθηκε αξιοσημείωτη χωρική ετερογένεια, ενώ οι συγκεντρώσεις τους ήταν περίπου 20πλάσιες από τις συγκεντρώσεις των υπόλοιπων ανόργανων θρεπτικών. Το φαινόμενο αυτό παρατηρείται συχνά στα παράκτια οικοσυστήματα της ανατολικής Μεσογείου, τα οποία λειτουργούν ως δεξαμενές πυριτίου, προερχόμενου από την περιβάλλουσα χέρσο (McGill 1966).

Οι συγκεντρώσεις των αιωρούμενων σωματιδίων κυμάνθηκαν σε υψηλότερα επίπεδα (5,8 - 15,1 mgr L⁻¹) σε σχέση με εκείνα που αναφέρονται σε προηγούμενες μελέτες

για την περιοχή αλλά σε συμφωνία με τα αποτελέσματα αυτά δεν παρουσίασαν σημαντικές χωροχρονικές διακυμάνσεις (Gavriil & Aggelidis 2005). Η έλλειψη χρονικών διακυμάνσεων των αιρούμενων σωματιδίων, σε αντίθεση με τις υπόλοιπες περιβαλλοντικές παραμέτρους, πιθανότατα οφείλεται στη συνεχή επαναιώρηση του ιζήματος και τη διαρκή ανακατανομή του, συνεισφέροντας με αυτόν τον τρόπο στις σχετικά σταθερές συγκεντρώσεις που παρατηρήθηκαν τόσο χωρικά όσο και χρονικά.

Στα παράκτια θαλάσσια οικοσυστήματα που επηρεάζονται από τη λεκάνη απορροής, όπως ο Κόλπος της Καλλονής, οι εισροές θρεπτικών είναι δυνατόν να θεωρηθούν ως περιοδικό φαινόμενο σχετιζόμενο με τη συχνότητα και την ένταση των βροχοπτώσεων. Το μέγιστο ύψος βροχοπτώσεων στον κόλπο της Καλλονής συνήθως συμπίπτει ή ακολουθεί την περίοδο χρήσης των λιπασμάτων στις περιβάλλουσες γεωργικές εκτάσεις του Κόλπου. Παράλληλα, οι μετρήσιμες συγκεντρώσεις θρεπτικών έχουν συσχετιστεί άμεσα με τη παροχή νερού και το φορτίο θρεπτικών των χειμάρρων που εκβάλλουν στον Κόλπο (Spatharis et al. 2007b). Εκτός του ύψους της βροχής, επίσης σημαντικό για την ποσότητα θρεπτικών που εκβάλλουν στον Κόλπο, είναι το χρονικό διάστημα που μεσολαβεί μεταξύ των κατακρημνίσεων και της χρήσης λιπασμάτων στις περιβάλλουσες γεωργικές εκτάσεις. Όταν η περίοδος της χρήσης των λιπασμάτων ακολουθείται από επεισοδιακές κατακρημνίσεις, και ιδιαιτέρως στην περίπτωση που έχει προηγηθεί χρονικό διάστημα άνευ βροχοπτώσεων, επακολουθεί απότομος και έντονος εμπλουτισμός του Κόλπου με θρεπτικά. Τον Φεβρουάριο του 2005, προκλήθηκε ραγδαία αύξηση των συγκεντρώσεων των θρεπτικών (κυρίως των ΝΟ3) και της φυτοπλαγκτικής βιομάζας (~ 4 μgrL⁻¹) ενώ παράλληλα αυξήθηκαν και οι πιθανότητες εκδήλωσης τοξικής άνθησης του φυτοπλαγκτού (HAB) (Spatharis *et al.* 2007a, b). Αντιθέτως όταν οι βροχές είναι ισοκατανεμημένες κατά τη διάρκεια εφαρμογής των λιπασμάτων, όπως παρατηρήθηκε στη παρούσα μελέτη, τότε η έκπλυση των θρεπτικών πραγματοποιείται σταδιακά με αποτέλεσμα τον ήπιο εμπλουτισμό του Κόλπου με θρεπτικά και την περιορισμένη αύξηση της Chla. Οι διαφορές στο ύψος βροχής μεταξύ των δύο μελετηθέντων ετών αποτυπώθηκαν στα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά της υδάτινης στήλης. Κατά τη διάρκεια της διετούς περιόδου μελέτης, τον Φεβρουάριο του 2010 παρατηρήθηκαν οι εντονότερες βροχοπτώσεις (μέσο ύψος βροχής: 10mm), οι χαμηλότερες τιμές αλατότητας, και οι μέγιστες συγκεντρώσεις ανόργανων θρεπτικών αλάτων και Chla (2,09 μgr L⁻¹) (Εικόνα 2). Αντιθέτως οι μειωμένες βροχοπτώσεις που παρατηρήθηκαν τον Φεβρουάριο του 2011 (μέσο ύψος βροχής: 1mm) είχαν ως αποτέλεσμα την εισροή

μικρότερων ποσοτήτων ανόργανων θρεπτικών στον Κόλπο (PO₄, NO₂) και εν συνεχεία την περιορισμένη συγκέντρωση Chl α (1,2 μ gr L⁻¹) σε σχέση με το προηγούμενο έτος (2009-10).

Όταν οι βροχοπτώσεις και οι εισροές των αλλόχθονων θρεπτικών περιορίζονται κατά την εαρινή και θερινή περίοδο, παρατηρούνται αυξημένες συγκεντρώσεις οργανικών θρεπτικών (TOP και TON) και HB βιομάζας. Κατά το δεύτερο έτος μελέτης, ο Φεβρουάριος χαρακτηρίστηκε από υποδεκαπλάσιες βροχοπτώσεις σε σύγκριση με το πρώτο έτος και οι μετρηθείσες συγκεντρώσεις των NH₃, TOP και HB ήταν υψηλότερες σε σχέση με το πρώτο έτος. Ένας μεγάλος αριθμός μελετών έχει αποκαλύψει τη σπουδαιότητα των ετερότροφων βακτηρίων ως αποθέματος βιομάζας και ως παραγωγών, καθώς μετατρέπουν το διαλυμένο οργανικό υλικό (DOM, DON, DOP) σε σωματιδιακό άνθρακα καθιστώντας το διαθέσιμο για τα ανώτερα τροφικά επίπεδα (π.χ. Kirchman 2008). Η συμμετοχή του μικροβιακού βρόγχου μπορεί να συνεισφέρει σημαντικά στην παραγωγή των ανώτερων τροφικών επιπέδων, γεγονός που δεν εκπλήσσει αν κανείς αναλογιστεί ότι ένα μεγάλο μέρος της αυτότροφης παραγωγής καταναλώνεται από τα βακτήρια (Vadstein et al. 2012). Στον κόλπο της Καλλονής οι εξάρσεις της ΗΒ βιομάζας κατά τη διάρκεια του πρώτου έτους φαίνεται να ακολουθούν τις εξάρσεις της Chla (Εικόνα 2). Μία μεγάλη ποσότητα πρωτογενούς παραγωγής (10-50%) καταλήγει ως διαλυτός οργανικός άνθρακας (DOC), ο οποίος εν συνεχεία είναι διαθέσιμος για τα βακτήρια (Azam et al. 1983). Παρά ταύτα ο ρόλος τους εξαρτάται από την αποδοτικότητα με την οποία το καταναλωθέν διαλυμένο οργανικό υλικό μετατρέπεται σε βιομάζα και τον αριθμό των τροφικών μεταφορών που μεσολαβούν έως ότου φτάσουν στα ανώτερα πλαγκτικά επίπεδα, π.χ. στα κωπήποδα.

Η κατανόηση των μηχανισμών που ρυθμίζουν τις χωρικές και χρονικές αντιδράσεις των πλαγκτικών βιοκοινοτήτων στις εισροές θρεπτικών μετά από επεισόδια μεταβαλλόμενης παροχής νερού από τα ποτάμια είναι περιορισμένη, ιδιαιτέρως σε κλειστά συστήματα όπου το υδρολογικό καθεστώς που επικρατεί είναι περίπλοκο. Ο Κόλπος της Καλλονής αποτελεί ένα δυναμικό οικοσύστημα όπου η χρονική στιγμή, η συχνότητα και η ένταση των βροχοπτώσεων κατά τη χειμερινή περίοδο καθώς και οι συνακόλουθες εισροές αλλόχθονων θρεπτικών αποτελούν μία ιδιαιτέρως σημαντική διεργασία που επηρεάζει καθοριστικά την επικράτηση των αυτότροφων ή ετερότροφων διεργασιών στη βάση του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος.

4.2 Το ζωοπλαγκτόν στον Κόλπο της Καλλονής

4.2.1 Το απόθεμα του ζωοπλαγκτού στον Κόλπο της Καλλονής και σύγκριση με άλλα οικοσυστήματα

Η σύγκριση του αποθέματος του ζωοπλαγκτού μεταξύ διαφορετικών περιοχών παρουσιάζει σημαντικές δυσκολίες λόγω διαφορών στη μεθοδολογία συλλογής (διαμέτρημα πόρων και τύπος διχτυού, βάθος και τρόπος σύρσης), στο χρόνο δειγματοληψίας (εποχή έτους), στη θέση και στον αριθμό των σταθμών δειγματοληψίας, καθώς και στον κατάλογο των ταξινομικών μονάδων που βασίζονται οι ποσοτικοί προσδιορισμοί. Η σύγκριση των αποτελεσμάτων της παρούσας διατριβής με δεδομένα άλλων ερευνών σε παρόμοια συστήματα της Μεσογείου (με κοινά στοιχεία στη μεθοδολογική προσέγγιση και συχνότητα δειγματοληψίας) αναδεικνύει την ιδιαιτερότητα του Κόλπου της Καλλονής από πλευράς ζωοπλαγκτικού αποθέματος (standing stock) όχι μόνο σε σχέση με τα ελληνικά παράκτια οικοσυστήματα αλλά και με το ευρύτερο περιβάλλον της Μεσογείου.

Καθώς τη πιο συνήθη πρακτική δειγματοληψίας του ζωοπλαγκτού αποτελούν οι κάθετες σύρσεις των διχτυών, για τη σύγκριση των αποτελεσμάτων της έρευνάς μας με τα ευρήματα άλλων μελετών, επιλέχθηκαν οι κάθετες δειγματοληψίες με το δίχτυ WP2 με διαμέτρημα πόρων 200 μm. Η μέση αφθονία του μεσοζωοπλαγκτού στα παράκτια ύδατα έξω από τον κόλπο της Καλλονής (S1) κατά την περίοδο 2009-2011 υπολογίστηκε σε 3262 άτομα m⁻³ τιμή μικρότερη από την μέση ετήσια αφθονία που αναφέρεται στη μοναδική μελέτη που υπάρχει για την περιοχή (7037 άτομα m⁻³) (Papathanasiou & Zenetos 2005) ενώ η πιο πρόσφατα δημοσιευμένη τιμή αφθονίας ζωοπλαγκτού στο ΒΑ Αιγαίο (βορείως της Λήμνου τον Απρίλιο του 2008) αν και δεν είναι μέση ετήσια και άμεση σύγκριση δεν μπορεί να γίνει, αντιστοιχεί σε 2000 άτομα m⁻³ (Zervoudaki 2011). Η μέση αφθονία στο εσωτερικό του Κόλπου της Καλλονής (S3) κατά την περίοδο 2009-2011 σύμφωνα με τα δεδομένα της παρούσας διατριβής ήταν 19700 άτομα m⁻³, τιμή πολύ υψηλότερη από τις αφθονίες που αναφέρονται για άλλες παράκτιες περιοχές του Αιγαίου και του Ιονίου (1042 άτομα m⁻³ στον Σαρωνικό, 1315 άτομα m⁻³ στον Κορινθιακό, 1164 άτομα m⁻³ στον Πατραϊκό, 1738 άτομα m⁻³ στον Παγασητικό, 3172 άτομα m⁻³ στον Ν Ευβοϊκό, 3611 άτομα m⁻³ στον Β Eυβοϊκό) (Ramfos *et al*. 2005), εκτός του Αμβρακικού (22782 άτομα m⁻³) (Papathanasiou & Zenetos 2005). Ως προς τη βιομάζα, της οποίας η μέση τιμή στον κόλπο της Καλλονής ήταν 76 mgm⁻³, είναι από τις υψηλότερες που αναφέρονται στη βιβλιογραφία με την μικρότερη

Συζήτηση

τιμή να αναφέρεται στα παράκτια ύδατα της Ρόδου (1,59 mg m⁻³) και τη μεγαλύτερη στον κόλπο της Ελευσίνας (100 mg m⁻³) (Papathanasiou & Zenetos 2005).

Σε σχέση με άλλους ημίκλειστους κόλπους στη λεκάνη της Μεσογείου, διαπιστώθηκε ότι το μικρότερο κλάσμα του ζωοπλαγκτού στον κόλπο της Καλλονής ήταν επίσης μεγαλύτερο. Χρησιμοποιώντας δίχτυ διαμετρήματος πόρων 90 μm, το ζωοπλαγκτικό απόθεμα στον κόλπο της Καλλονής κατά την περίοδο μελέτης (2009-2011) διακυμάνθηκε από 13497 έως 94576 άτομα m⁻³ ενώ οι Jamet *et al.* (2001) στη Δ. Μεσόγειο στην παράκτια περιοχή της Γαλλίας, Τουλόν, χρησιμοποιώντας το ίδιο δίχτυ κατέγραψαν μέση ετήσια τιμή αφθονίας ζωοπλαγκτού από 2530 έως 24270 άτομα m⁻³, οι Vidjak *et al.* (2006) στην Αδριατική, στην ακτογραμμή της Κροατίας, χρησιμοποιώντας δίχτυ 125 μm υπολόγισαν διακύμανση από 2260 έως 20430 άτομα m⁻³, ενώ οι Isinibilir *et al.* (2008) σε έναν ευτροφικό ημίκλειστο κόλπο στη θάλασσα του Μαρμαρά με δίχτυ 157 μm υπολόγισαν την αφθονία του ζωοπλαγκτού από 8714 έως 21452 άτομα m⁻³.

Παρά το γεγονός ότι η Μεσόγειος θάλασσα έχει ιδιαιτέρως ολιγοτροφικό χαρακτήρα, οι κλειστοί και ημίκλειστοι κόλποι που απαντώνται σε επίπεδο λεκάνης, επηρεάζονται σημαντικά από την περιβάλλουσα λεκάνη απορροής δεχόμενοι μεγάλες εισροές θρεπτικών, και μπορεί να αποτελέσουν ιδιαίτερα παραγωγικά συστήματα τα οποία συντηρούν μεγάλους ζωοπλαγκτικούς πληθυσμούς (Siokou et al. 2009a). Οι ευτροφικές συνθήκες που χαρακτηρίζουν αυτά τα συστήματα συνήθως συνοδεύονται και από αυξημένες αφθονίες ζωοπλαγκτού (Jamet et al. 2001, Islinibilir et al. 2008). Στον κόλπο της Καλλονής διαπιστώθηκε ότι η μέση ετήσια αφθονία του μικρού (90 μm) και του μεγαλύτερου (200 μm) κλάσματος του επιφανειακού (1m) ζωοπλαγκτού στο εσωτερικό και πιο παραγωγικό τμήμα του Κόλπου (S4) ήταν κατά μέσο όρο 8 και 10 φορές μεγαλύτερη αντιστοίχως σε σχέση με εκείνη της ανοιχτής θάλασσας (S1). Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι μεγαλύτερες αφθονίες των περισσότερων ολοπλαγκτικών και μεροπλαγκτικών ομάδων παρατηρήθηκαν στο εσωτερικό του Κόλπου, ακολουθώντας το χωρικό πρότυπο κατανομής τόσο της Chla όσο και της ΗΒ βιομάζας, επιβεβαιώνοντας τη θετική συσχέτιση μεταξύ πρωτογενούς παραγωγικότητας και ζωοπλαγκτικής αφθονίας που έχει αναφερθεί σε πολλά οικοσυστήματα (Grange et al. 2000, Froneman 2001). Η θετική αυτή συσχέτιση μεταξύ πρωτογενούς παραγωγής, ΗΒ βιομάζας και ζωοπλαγκτικής αφθονίας αντικατοπτρίζει τη σημαντικότητα της διαθεσιμότητας του άνθρακα για τον καθορισμό των πιθανών επιπέδων στα οποία μπορεί να διακυμανθεί η ζωοπλαγκτική βιομάζα (Kiørboe & Nielsen 1994, Mann & Lazier 2001).

Η περιορισμένη ανταλλαγή υδάτων μεταξύ του Κόλπου και της ανοιχτής θάλασσας κατά τη μεγαλύτερη διάρκεια του έτους, διαπιστώθηκε ότι έχει μεγάλη οικολογική σημασία καθώς ευνοεί την ανάπτυξη ιδιαιτέρως αυξημένων συγκεντρώσεων ζωοπλαγκτού στο εσωτερικό του Κόλπου. Οι αυξημένες τιμές αφθονίας ζωοπλαγκτού που παρατηρήθηκαν τον Νοέμβριο αμφότερων των ετών στο εσωτερικό του Κόλπου σε σχέση με την ανοιχτή θάλασσα, τόσο στα επιφανειακά όσο στα κάθετα δείγματα, μπορούν να συσχετιστούν με τη δημιουργία του μετώπου πυκνότητας στο νότιο μέρος του Κόλπου (Εικόνα 26). Οι περιορισμοί στην κυκλοφορία του νερού στους ημίκλειστους κόλπους λόγω του αργού ρυθμού ανανέωσης των υδάτων και της δημιουργίας μετώπων, παγιδεύουν και συντηρούν αυξημένους ως προς τις τιμές αφθονίας πληθυσμούς ζωοπλαγκτού (Laprise & Dodson 1994, Archambault *et al.* 1998).

Μια ερμηνεία για τις μεγάλες τιμές αφθονίας ζωοπλαγκτού στο εσωτερικό τμήμα του Κόλπου θα ήταν ο Κόλπος να αποτελούσε περιοχή αναπαραγωγής για το ζωοπλαγκτόν. Ως προς τα κωπήποδα, η μεγάλη συμμετοχή των αναπτυξιακών σταδίων στον συνολικό πληθυσμό τους και η αδιάλειπτη παρουσία τους στα δείγματα κατά τη διάρκεια του έτους είναι ένα φαινόμενο που απαντάται συχνά στα παράκτια ύδατα της Μεσογείου (Fernandez de Puelles *et al.*2009, Mazzocchi 2012) και είναι ενδεικτικό της διαρκούς αναπαραγωγής τους (Chen *et al.* 2011). Παρά ταύτα δεν υπάρχει ένδειξη ότι το εσωτερικό τμήμα του Κόλπου αποτελεί περιοχή αναπαραγωγής για τα κωπήποδα καθώς δεν παρατηρήθηκαν χωρικές διαφορές στον λόγο των ναυπλίων προς τα μεγαλύτερα αναπτυξιακά στάδια. Αντιθέτως, ο λόγος του μεροπλαγκτού προς το ολοπλαγκτόν ήταν μεγαλύτερος στο εσωτερικό μέρος του Κόλπου γεγονός που υποδεικνύει ότι αποτελεί αναπαραγωγική περιοχή για τις μεροπλαγκτικές ομάδες. Η τοπική παραγωγή του μεροπλαγκτού αποτελεί έναν σημαντικό μηχανισμό που συχνά ευθύνεται για τις υψηλές τιμές αφθονίας του ζωοπλαγκτού στους ημίκλειστους κόλπους (Archaumbault *et al.* 1998, Chen *et al.* 2011).

4.2.2 Κυρίαρχες ζωοπλαγκτικές ομάδες

Τα κωπήποδα, το γενικώς κυρίαρχο συστατικό του μεσοζωοπλαγκτού, στον κόλπο της Καλλονής ήταν μακράν η πολυπληθέστερη ομάδα καθ' όλη τη διετή περίοδο μελέτης ανεξαρτήτως του τρόπου δειγματοληψίας στα οριζόντια και κάθετα δείγματα (Εικόνα 27), όπως άλλωστε συμβαίνει γενικότερα στα Μεσογειακά παράκτια ύδατα (Gaudy & Youssara 2003, Yahia *et al.* 2004, De Puelles *et al.* 2003, Riandey *et al.* 2005, Drira *et al.* 2010) αλλά και σε παράκτια συστήματα άλλων θαλασσών (Calbet *et al.* 2000, Temperoni *et al.* 2011, Sun et al. 2011). Στα επιφανειακά στρώματα της υδάτινης στήλης (< 100m) είναι δυνατόν να αποτελέσουν το 70-80% του συνολικού ζωοπλαγκτού. Στη βιοκοινότητα των κωπηπόδων κυριάρχησαν τα μικρότερα σε μέγεθος γένη: *Oithona* spp., *Acartia* spp., *Paracalanus* spp., *Parvocalanus* spp., *Centropages* spp. και *Euterpina* spp., επιβεβαιώνοντας τα αποτελέσματα άλλων μελετών σε εύκρατες περιοχές (Webber & Roff 1995, Siokou-Frangou 1996, Christou 1998).

Σημαντικός πληθυσμός στη συνολική βιοκοινότητα του ζωοπλαγκτού στα δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ 200 μm ήταν τα κλαδοκεραιωτά (δείγματα οριζόντιας σύρσης: 16-35%, δείγματα κάθετης σύρσης: 15-50%). Τα κλαδοκεραιωτά είναι από τα κυρίαρχες ζωοπλαγκτικές βιοκοινότητες στα εύκρατα παράκτια οικοσυστήματα κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού, όταν η στρωμάτωση της υδάτινης στήλης γίνεται εντονότερη και όταν το πικοπλαγκτόν αντιπροσωπεύει ένα μεγάλο μέρος της πρωτογενούς παραγωγής (Calbet *et al.* 2001, Isari *et al.* 2007, Atienza *et al.* 2008). Έχει αναφερθεί ότι πληθυσμιακές ανθίσεις των κλαδοκεραιωτών δημιουργούν μέγιστα στην αφθονία του ζωοπλαγκτού στα μέσα της θερινής περιόδου σε νηριτικά ύδατα της ανατολικής (Siokou-Frangou 1996, Christou & Stergiou 1998, Ramfos *et al.* 2005) και δυτικής (Calbet *et al.* 2001, De Puelles *et al.* 2003, Atienza *et al.* 2006) Μεσογείου.

Παρόμοιο χρονικό πρότυπο διακύμανσης με τα κλαδοκεραιωτά παρατηρήθηκε και για τους κωπηλάτες (Εικόνα 28, 29). Σύμφωνα με τους Fortier *et al.* (1994), οι κωπηλάτες αξιοποιούν αποτελεσματικά μικρά σε μέγεθος σωματίδια, συμβάλλοντας στην εξαγωγή του μικρής διάρκειας ζωής βιογενούς άνθρακα (συστατικά του μικροβιακού τροφικού πλέγματος) προς τις μεγάλης διάρκειας ζωής δεξαμενές άνθρακα (π.χ. ιχθυονύμφες και ενήλικα ψάρια) ή/και προς τα βαθύτερα στρώματα. Οι υψηλές τιμές αφθονίας τόσο των κλαδοκεραιωτών όσο και των κωπηλατών συνήθως συνδέονται με έναν παραγωγικό μικροβιακό βρόγχο και δύνανται να σηματοδοτήσουν την εποχική αλλαγή του επικρατούντος τρόπου θήρευσης στο ζωοπλαγκτόν (Deibel 1998).

Τέλος, όπως προαναφέρθηκε, το μεροπλαγκτόν αποτέλεσε ένα σημαντικό τμήμα της βιοκοινότητας ζωοπλαγκτού ειδικότερα στο εσωτερικό του κόλπου της Καλλονής. Η ανάπτυξη μεγάλων πληθυσμών μεροπλαγκτού ευνοείται στις περιοχές που πραγματοποιείται ανάμιξη γλυκών υδάτων με την ανοιχτή θάλασσα καθώς αυτά τα περιβάλλοντα διαθέτουν κατάλληλα υποστρώματα για την αναπαραγωγή τους. Αναλόγως υψηλές αφθονίες προνυμφών έχουν παρατηρηθεί και σε άλλα ρηχά και κλειστά συστήματα που δέχονται εισροές από την ξηρά (Garcia-Soto *et al.* 1990, Martin *et al.* 1997, Chen *et al.* 2011). Η χρονική περίοδος αύξησης της κάθε μεροπλαγκτικής ομάδας συσχετίζεται με τον κύκλο ζωής της και τις υπάρχουσες περιβαλλοντικές συνθήκες (Edwards & Richardson 2004).

4.2.3 Χωρική και χρονική ετερογένεια ζωοπλαγκτικών συναθροίσεων

Σε αντίθεση με τις περιβαλλοντικές παραμέτρους και το φυτοπλαγκτόν που χαρακτηρίστηκαν από έντονη χρονική ετερογένεια, στην οικολογία του ζωοπλαγκτού η χωρική δομή της βιοκοινότητας αναδείχθηκε πιο σημαντική από τα χρονικά πρότυπα διακύμανσης. Υπήρξε σαφής διαχωρισμός μεταξύ της ζωοπλαγκτικής συνάθροισης της ανοιχτής θάλασσας από εκείνης στο εσωτερικό του κόλπου στα δείγματα και των δύο διχτυών (Εικόνα 44). Ως προς τα κωπήποδα, τα κυκλοποειδή παρουσίασαν αυξανόμενη συνεισφορά στη βιοκοινότητα από την ανοιχτή θάλασσα προς το εσωτερικό του Κόλπου, ενώ τα καλανοειδή ακολούθησαν το αντίστροφο χωρικό πρότυπο κατανομής. Τα κυκλοποειδή κωπήποδα έχουν μεγαλύτερη ανοχή στους περιβαλλοντικους περιορισμούς από ότι τα καλανοειδή κωπήποδα (Paffenhofer 1993). Το γεγονός αυτό υποδηλώνει τη σαφή επιρροή του αυξανόμενου ευτροφισμού στη ζωοπλαγκτική συνάθροιση στο εσωτερικό του κόλπου (Marcus *et al.* 2004, Chen *et al.* 2011).

Η συνάθροιση της ανοιχτής θάλασσας (S1) χαρακτηρίστηκε από χαμηλές τιμές αφθονίας και υψηλές τιμές βιοποικιλότητας συγκριτικά με τη συνάθροιση του Κόλπου και παρουσίασε ομοιότητες με τις ζωοπλαγκτικές βιοκοινότητες του Β. Αιγαίου. Τα καλανοειδή κωπήποδα ήταν η σημαντικότερη ομάδα κωπηπόδων (46%) ενώ ακολουθούσαν τα κυκλοποειδή (35%) και τα ποικιλοστοματοειδή (13%). Στη σύνθεση της συνάθροισης συμμετείχαν χαρακτηριστικά είδη της ανοιχτής θάλασσας όπως τα Oncea media, Faranulla rostrata, Paracalanus denudatus, Calocalanus styliremis, Calocalanus pavo, Calocalanus pavoninus, Microsetella rosea τα οποία δεν είχαν καταγραφεί στη συνάθροιση στο εσωτερικό του Κόλπου, ενώ τα Mecynocera clausi, Lucicutia flavicornis, Clausocalanus furcatus, Paracalanus nanus και Temora stylifera παρουσίασαν μέγιστες τιμές αφθονίας στην ανοιχτή θάλασσα αλλά εποίκησαν και το εσωτερικό του Κόλπου. Στην ανοιχτή θάλασσα, οι μέγιστες τιμές αφθονίας των κωπηπόδων παρατηρήθηκαν κατά τους μήνες Σεπτέμβριο και Απρίλιο ακολουθώντας τις ανθήσεις του φυτοπλαγκτού στην περιοχή σε συμφωνία με άλλα παράκτια μεσογειακά συστήματα όπου τα μέγιστα της αφθονίας του ζωοπλαγκτού παρατηρούνται την άνοιξη και το καλοκαίρι (Mazzocchi & Ribera d'Alcala 1995, Siokou-Frangou 1996, Gaudy & Champalbert 1998).

Στον δίαυλο (S2) η συνάθροιση του ζωοπλαγκτού αποδείχθηκε ιδιαιτέρως δυναμική καθώς επηρεάστηκε από τη σύνθετη υδροδυναμική που χαρακτηρίζει την περιοχή. Η αμφίδρομη οριζόντια μεταφορά υδάτινων μαζών επέτρεψε την επίδραση της ανοιχτής θάλασσας προς τους σταθμούς του Κόλπου και τη διάχυση της συνάθροισης του Κόλπου προς τον δίαυλο και την ανοιχτή θάλασσα, επηρεάζοντας καθοριστικά τη συνάθροιση του ζωοπλαγκτού στον δίαυλο. Κατά το φθινόπωρο, η δημιουργία του μετώπου πυκνότητας στο νότιο μέρος του Κόλπου (S3), όπως προαναφέρθηκε, απομόνωσε τα ύδατα του κόλπου και περιόρισε την επικοινωνία τους με τις υδάτινες μάζες του διαύλου και της ανοιχτής θάλασσας. Η επίδραση του Αιγαίου στη φθινοπωρινή συνάθροιση του διαύλου έγινε εμφανής από τη παρουσία κωπηπόδων χαρακτηριστικών της ανοιχτής θάλασσας και από τις υψηλές τιμές βιοποικιλότητας που παρατηρήθηκαν. Αντιθέτως, κατά τη χειμερινή περίοδο ιδίως τον Δεκέμβριο και Φεβρουάριο, μήνες κατά τους οποίους σημειώθηκαν οι μέγιστες κατακρημνίσεις, η επίδραση των υδάτινων μαζών του εσωτερικού του Κόλπου στη συνάθροιση του διαύλου έγινε εμφανής από τις παρατηρηθείσες μεγάλες τιμές αφθονίας και τις χαμηλές τιμές βιοποικιλότητας. Επομένως, η υδροδυναμική είναι πολύ σημαντική στον σχηματισμό των συναθροίσεων ζωοπλαγκτού ενώ αντιστοίχως και η χωροχρονική διακύμανση της αφθονίας του ζωοπλαγκτού είναι δυνατόν να βοηθήσει στην κατανόηση της κίνησης των υδάτινων μαζών (Fennel 2001, Bonnet & Frid 2004).

Η συνάθροιση στο εσωτερικό του κόλπου (S3-S7) γενικώς χαρακτηρίστηκε από πολύ υψηλές τιμές αφθονίας, μικρή βιοποικιλότητα και την κυριαρχία ενός είδους, του κυκλοποειδούς κωπηπόδου O. nana. Άλλα είδη που βρέθηκαν άφθονα στα νερά του Κόλπου της Καλλονής ήταν τα Paracalanus parvus, Euterpina acutifrons, Centropages ponticus, Parvocalanus crassirostris, Acartia clausi και το κλαδοκεραιωτό Penilia avirostris. Τα μικρά (<1mm) αυτά ευρύθερμα και ευρύαλα κωπήποδα και το P. avirostris είναι κοινά στα παράκτια ύδατα της Μεσογείου (Ramfos et al. 2005, Yilmaz & Besiktepe 2010) και συνέθεσαν μια «τοπική» συνάθροιση (resident community), η οποία πάρα τις διακυμάνσεις των περιβαλλοντικών παραμέτρων τόσο εποχικά όσο και διαχρονικά, χαρακτηρίστηκε από αξιοσημείωτη σταθερότητα. Σε αντίθεση με τα πελαγικά ύδατα όπου οι εξάρσεις στην αφθονία του ζωοπλαγκτού είναι εύκολα αναγνωρίσιμες (De Puelles et al. 2003), στους κόλπους και στα υπόλοιπα παράκτια ύδατα δεν είναι συνήθης ο εντοπισμός καθαρών εποχικών προτύπων διακύμανσης καθώς η αλληλεπίδραση των υδάτινων μαζών της ανοιχτής θάλασσας με αυτές των ποταμών είναι δυνατόν να τα επισκιάσει (Calbet et al. 2001). Σε γενικές γραμμές η εποχική κατανομή και διαδοχή των ζωοπλαγκτικών ειδών και ομάδων στον κόλπο της Καλλονής, εκτός του O. nana που κυριαρχούσε σε όλες της εποχές,

Συζήτηση

μπορεί να συνοψισθεί ως εξής: η θερινή συνάθροιση χαρακτηρίστηκε από τα είδη *Ε.* acutifrons και *P. avirostris,* η φθινοπωρινή από το *P. crassirostris,* κατά τη χειμερινή περίοδο κυριάρχησαν αποκλειστικά το *A. clausi,* οι ναύπλιοι κωπηπόδων και οι προνύμφες Εχινοδέρμων, ενώ κατά την εαρινή περίοδο αναπτύχθηκαν τα κωπήποδα *P. parvus,* το *C.* ponticus, τα Πτερόποδα, τα Χαιτόγναθα και οι προνύμφες των Διθύρων. Η έλλειψη όμως εμφανών εποχικών προτύπων διακύμανσης του ζωοπλαγκτού στο εσωτερικό του Κόλπου της Καλλονής στα δείγματα από το δίχτυ 90μm μπορεί να αποδοθεί στο μεγάλο ποσοστό των καταγραφέντων κωπηπόδων (Εικόνα 27). Η μη αξιοσημείωτη χρονική μεταβολή της μέσης τιμής των κωπηπόδων είναι μία ιδιαιτερότητα που σχετίζεται με τον βιολογικό κύκλο των επιμέρους ειδών. Έχει ήδη αναφερθεί ότι η παραγωγή πολλών γενεών κατά τη διάρκεια του έτους και η παράλληλη διαδοχή ειδών συμβάλλει στην εμφάνιση μικρής εποχικής διαφοροποίησης στη συνολική αφθονία της ομάδας και συνεπώς στον συνολικό πληθυσμό του ζωοπλαγκτού (Christou & Verriopoulos 1993, Siokou-Frangou 1996, Christou 1998, Ribera d'Alcala *et al.* 2004).

Τον Ιανουάριο του 2010 παρατηρήθηκε απότομη ελάττωση της αφθονίας του ζωοπλαγκτού σε όλους τους σταθμούς δειγματοληψίας. Η υψηλή αστάθεια της υδάτινης στήλης κατά τη χειμερινή περίοδο στον Κόλπο της Καλλονής σε συνδυασμό με την αυξημένη θηρευτική πίεση αποτελούν πιθανή εξήγηση για το φαινόμενο αυτό. Την περίοδο που προηγήθηκε της δειγματοληψίας του Ιανουαρίου έπνεαν στην περιοχή ισχυροί ΒΑ άνεμοι. Οι προκαλούμενες από τους ανέμους φυσικές διεργασίες κυκλοφορίας των υδάτων, σε συνδυασμό με τις εισροές γλυκού νερού από τα ποτάμια, οδήγησαν στη δημιουργία ενός έντονου υδρογραφικού επεισοδίου το οποίο αύξησε την αστάθεια της υδάτινης στήλης, η οποία πιθανόν συνέβαλε στις μειωμένες τιμές αφθονίας του ζωοπλαγκτού. Παρόμοια μείωση της αφθονίας του ζωοπλαγκτού έχει παρατηρηθεί και στον Κόλπο Μπλάνες (Gulf of Blanes, Ισπανία) και αποδόθηκε στην θηρευτική πίεση που ασκούσαν στο ζωοπλαγκτόν οι προνύμφες της σαρδέλας (Calbet et al. 2001). Η δυναμική των ζωοπλαγκτικών συναθροίσεων ελέγχεται σε πολλά οικοσυστήματα από θηρευτική πίεση εκ των άνωθεν (Daewel et al. 2014). Ο Κόλπος της Καλλονής αποτελεί ένα από τα σημαντικότερα αλιευτικά πεδία για μικρά πελαγικά ψάρια και κυρίως τη σαρδέλα (Paspatis & Maragoudaki 2005). Ο πληθυσμός των προνυμφών της σαρδέλας στα παράκτια ύδατα του Αιγαίου αυξάνει κατά τη διάρκεια των χειμερινών μηνών (Koutrakis et al. 2004) και ο ρόλος τους ως πιθανός ελεγκτικός παράγοντας της αφθονίας του ζωοπλαγκτού δεν πρέπει να παραβλεφθεί (Mowitt et al. 2006)

Εμφανές χρονικό πρότυπο διακύμανσης παρατηρήθηκε για την αφθονία των ναυπλίων των κωπηπόδων στις συλλογές με το δίχτυ των 90 μm σε αμφότερα τα έτη. Η απόλυτη και η σχετική αφθονία ήταν ενισχυμένη στα δείγματα του Φεβρουαρίου με την ταυτόχρονη μείωση του πληθυσμού των ενήλικων και των κωπηποδιτικών σταδίων των κωπηπόδων (Εικόνα 8, 32). Η αύξηση της αφθονίας των ναυπλίων κατά τον μήνα Φεβρουάριο ταυτόχρονα με την αύξηση της Chl α υποδεικνύει ότι η παραγωγικότητα των κωπηπόδων ενισχύεται από τον ευτροφισμό (Chen et al. 2011). Αντιθέτως, η αφθονία των ενήλικων και κωπηποδιτικών σταδίων των κωπηπόδων κυμάνθηκε σε ιδιαιτέρως χαμηλά επίπεδα γεγονός που αποδίδεται στην αυξημένη θηρευτική πίεση και την αστάθεια της υδάτινης στήλης όπως προαναφέρθηκε, αλλά και στη χαμηλή ποιότητα της διαθέσιμης τροφής καθώς οι φυτοπλαγκτικοί οργανισμοί που ευνοούνται από τις εισροές θρεπτικών τον χειμώνα στον Κόλπο της Καλλονής είναι τα διάτομα (Spatharis et al. 2007a, b). Τα διάτομα δεν αποτελούν προτιμητέα τροφή για τα μικρά κωπήποδα του Κόλπου και ιδίως για το κυρίαρχο O. nana, το οποίο αν και είναι ικανό να καταναλώσει ένα μεγάλο εύρος θηραμάτων, είναι γνωστόν ότι δεν είναι ενεργός βοσκητής διατόμων (Lampitt & Gamble 1982).

4.2.4 Βιοποικιλότητα ζωοπλαγκτού

Ο αριθμός ειδών (S) και ο δείκτης Shannon (H') ακολούθησαν το αντίθετο πρότυπο διακύμανσης (Εικόνα 40). Οι παρατηρηθείσες υψηλές τιμές αφθονίας ως επί το πλείστον οφείλονται στην αύξηση ενός πληθυσμού, φαινόμενο που αντιστοιχεί σε υψηλή κυριαρχία και χαμηλές τιμές ποικιλότητας, με αποτέλεσμα την αρνητική συσχέτιση μεταξύ βιοποικιλότητας και αφθονίας. Οι δείκτες βιοποικιλότητας συσχετίστηκαν αρνητικά με τη Chla καθώς οι ελάχιστες τιμές τους παρατηρήθηκαν χωρικά στο εσωτερικό και πιο παραγωγικό τμήμα του Κόλπου και χρονικά κατά τον μήνα Φεβρουάριο, όταν παρατηρήθηκαν οι μέγιστες τιμές πρωτογενούς παραγωγής. Διαπιστώθηκε ότι οι δείκτες βιοποικιλότητας στο εσωτερικό του Κόλπου (S: 4-14, H': 0,7 - 2,7) είναι χαμηλότεροι σε σχέση με τα παρακείμενα ύδατα του Β. Αιγαίου (Isari *et al.* 2011) αλλά και με τα περισσότερα παράκτια ύδατα στα ελληνικά ύδατα όπως τον Θερμαϊκό (Papathanasiou & Zenetos), τον Σαρωνικό Κόλπο και την παράκτια περιοχή της Ρόδου (Siokou-Fragou *et al.* 1999). Η χρονική διακύμανση της βιοποικιλότητας στον Κόλπο της Καλλονής αφορούσε περισσότερο στην κυριαρχία των επικρατούντων ειδών και όχι στην παρουσία μικρών σε μέγεθος κωπηπόδων στα παράκτια οικοσυστήματα που υφίστανται έντονες ανθρωπογενείς επιδράσεις απαντώνται συχνά στη Μεσόγειο και έχουν αξιολογηθεί ως συνέπεια του αυξανόμενου ευτροφισμού στη ζωοπλαγκτική βιοκοινότητα (El-Serehy *et al.* 2001, Jamet *et al.* 2001, Vidjak *et al.* 2006, Isinibilir *et al.* 2008). Συνεπώς η σύνθεση της ζωοπλαγκτικής συνάθροισης που παρατηρήθηκε στο εσωτερικό μέρος του Κόλπου της Καλλονής μπορεί να αποδοθεί εκτός από τη μεγάλη διακύμανση των περιβαλλοντικών παραμέτρων και στον αυξανόμενο ευτροφισμό.

4.2.5 Το ζωοπλαγκτόν στην επιφάνεια και στην υδάτινη στήλη

Διαπιστώθηκε ότι η μέση αφθονία στα επιφανειακά δείγματα ζωοπλαγκτού με το δίχτυ 90μm είναι μεγαλύτερη από τα αντίστοιχα δείγματα κάθετης σύρσης οδηγώντας στο συμπέρασμα ότι το μικρότερο κλάσμα των ζωοπλαγκτικών οργανισμών είναι πιο άφθονο στην επιφάνεια. Αντιθέτως στα δείγματα από το δίχτυ 200μm δεν παρατηρήθηκαν διαφορές στην κατανομή των οργανισμών ανάμεσα στον οριζόντιο και τον κάθετο άξονα. Εξαίρεση αποτέλεσε το κλαδοκεραιωτό *P. avirostris,* το οποίο υπήρξε η μοναδική ζωοπλαγκτική ταξινομική μονάδα η οποία ήταν πλέον άφθονη στα δείγματα κάθετης σύρσης σε σχέση με τα αντίστοιχα δείγματα επιφανειακής σύρσης.

Πιό άφθονοι στα επιφανειακά δείγματα σε σχέση με τα κάθετα δείγματα, ήταν οι ναύπλιοι και οι κωπηποδίτες, ενώ δεν παρατηρήθηκε το ίδιο για τα ενήλικα άτομα των κωπηπόδων στο σύνολό τους. Πιο συγκεκριμένα, πιο άφθονοι ήταν οι κωπηποδίτες των ειδών *O. nana, C. Kroyeri* και *A. clausi* ενώ από τα ενήλικα κωπήποδα πιο άφθονο ήταν μόνο το *O. nana* (Εικόνα 47). Έχει παρατηρηθεί ότι μεγαλύτερες τιμές αφθονίας των μικρών σε μέγεθος κωπηπόδων και των αναπτυξιακών τους σταδίων στα επιφανειακά στρώματα της υδάτινης στήλης, έχουν υπάρξει σε πολλά συστήματα (Tittelman *et al.* 2004). Η προτίμηση αυτή των μικρών κωπηπόδων αποδίδεται και στο γεγονός ότι οι οργανισμοί που είναι μικρότεροι των 500μm κινδυνεύουν λιγότερο από οπτικούς θηρευτές, π.χ. τα ψάρια καθώς είναι δυσδιάκριτοι (Falk-Petersen *et al.* 1999). Αντιθέτως, οι μεγαλύτεροι ζωοπλαγκτικοί οργανισμοί, όπως το *P. avirostris,* είναι ορατοί από τα ψάρια και διατρέχουν υψηλότερο κίνδυνο θνησιμότητας από θήρευση, και ως εκ τούτου καταφεύγουν στα βαθύτερα στρώματα κατά τη διάρκεια της ημέρας προς αποφυγήν θηρευτικής πίεσης από οπτικούς θηρευτές (De Robertis *et al.* 2000, De Robertis 2002). Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης δείχνουν ότι η κατακόρυφη κατανομή των ζωοπλαγκτικών οργανισμών

στην υδάτινη στήλη στον κόλπο της Καλλονής μπορεί να ερμηνευθεί και ως μηχανισμός αποφυγής της θήρευσης.

Οι μεγαλύτερες διαφορές μεταξύ της αφθονίας των οριζόντιων και κάθετων δειγμάτων με το δίχτυ 90μm (9,2 φορές μεγαλύτερη) εντοπίστηκαν τον Φεβρουάριο και οι μικρότερες τον Νοέμβριο και για τα δύο έτη δειγματοληψίας. Η διαφορά στην αφθονία του Φεβρουαρίου οφείλεται στους ναυπλίους που αποτέλεσαν το 80% της συνολικής βιοκοινότητας. Όπως προαναφέρθηκε κατά τον μήνα Φεβρουάριο δημιουργήθηκε ένα επιφανειακό στρώμα χαμηλής θερμοκρασίας και αλατότητας με υψηλότερες συγκεντρώσεις θρεπτικών και Chl α, ενώ τον Νοέμβριο η δημιουργία ενός μετώπου πυκνότητας στο νότιο μέρος του Κόλπου εμπόδισε την ανταλλαγή των υδάτων με την ανοιχτή θάλασσα ενώ περιορισμένες ήταν και οι εισροές από τη χέρσο. Ως εκ τούτου δεν παρατηρήθηκε κάποιου είδους διαστρωμάτωση και η υδάτινη στήλη στο εσωτερικό του Κόλπου ήταν ομοιογενής ως προς τα φυσικά χαρακτηριστικά, γεγονός που αντικατοπτρίστηκε και στη ζωοπλαγκτική βιοκοινότητα.

4.2.6 Επίδραση περιβαλλοντικών παραμέτρων στο ζωοπλαγκτόν

Κατά την τελευταία δεκαετία, πολύ καιρό μετά τις πρώτες παρατηρήσεις των Russell (1935) και Colebrook (1982), ένας μεγάλος αριθμός μελετών ασχολούνται με την κατανομή και τη δομή των πλαγκτικών βιοκοινοτήτων σε σχέση με τις διακυμάνσεις των κλιματολογικών συνθηκών (Hays *et al.* 2005). Οι πλαγκτικές βιοκοινότητες αναμένεται να μεταβληθούν ανάλογα με τις περιβαλλοντικές αλλαγές από πιέσεις όπως οι ανθρώπινες δραστηριότητες και η κλιματική αλλαγή. Οι Spyropoulou *et al.* (2012) έχουν προβλέψει για τον κόλπο της Καλλονής, χρησιμοποιώντας κλιματολογικά μοντέλα, ότι η μεταβολή στο κλίμα της περιοχής θα οδηγήσει σε δραματική μείωση των βροχοπτώσεων, η οποία θα έχει ως συνέπεια τη μείωση της πρωτογενούς παραγωγής κατά το ήμισυ. Αν και η χρονική περίοδος της παρούσας έρευνας ήταν σύντομη για την εξαγωγή συμπερασμάτων σχετικά με τη διαχρονική ποικιλότητα των εποχικών προτύπων κατανομής των κυρίαρχων ζωοπλαγκτικών ειδών, η αξιοσημείωτη παρατηρηθείσα διαφορά ανάμεσα στα δύο έτη μπορεί να αποτελέσει βάση για τη συσχέτιση των μεταβολών στις περιβαλλοντικές παραμέτρους με τις αντίστοιχες των ζωοπλαγκτικών συναθροίσεων.

Οι βροχοπτώσεις και οι επακόλουθες εισροές κατά τη χειμερινή περίοδο, όπως προαναφέρθηκε, αποτελούν κυρίαρχο φαινόμενο στο οικοσύστημα του Κόλπου της Καλλονής, καθώς επηρεάζουν τη διακύμανση των περιβαλλοντικών παραμέτρων που ελέγχουν τη διαδοχή των ζωοπλαγκτικών ομάδων και ειδών. Κατά τη διάρκεια της παρούσας μελέτης η θερμοκρασία και η αλατότητα ήταν οι σημαντικότεροι παράγοντες που ρυθμίζουν την εποχική και χωρική κατανομή των κωπηπόδων και των υπόλοιπων ζωοπλαγκτικών ομάδων όπως έχει παρατηρηθεί και σε άλλα παράκτια οικοσυστήματα (Siokou-Frangou 1998, Badylak & Phlips 2008, Sun et al. 2011). Οι διακυμάνσεις της συγκέντρωσης της Chl α στα παράκτια μεσογειακά οικοσυστήματα ως επί των πλείστον δεν διαδραματίζουν σημαντικό ρόλο στον καθορισμό της διαδοχής των ειδών των κωπηπόδων (Mazzochi & Riberad'Alcala 1995, Christou 1998). Στον Κόλπο της Καλλονής, η πληθυσμιακή έξαρση των ναυπλίων και του κωπηπόδου A. clausi συσχετίστηκαν με την ταυτόχρονη έξαρση της Chl α. Επιπροσθέτως, η αυξανόμενη βακτηριακή βιομάζα και τα οργανικά θρεπτικά κατά τη διάρκεια της ξηράς περιόδου (άνοιξη και καλοκαίρι) του 2009-10, τονίζουν τη σημαντικότητα των ετερότροφων διεργασιών στη διαμόρφωση της δομή της ζωοπλαγκτικής βιοκοινότητας στον Κόλπο. Η σημαντικότητα των ετερότροφων βακτηρίων για την αναγέννηση των θρεπτικών στην υδάτινη στήλη έχει αποκαλυφθεί σε πολλές μελέτες (Kirchman 2008, Vadstein et al. 2012). Οι υψηλές συγκεντρώσεις οργανικών θρεπτικών, ετερότροφων βακτηρίων και των σχετιζόμενων συστατικών του μικροβιακού βρόγχου αποτελούν μια σημαντική εναλλακτική είσοδο ενέργειας στο τροφικό πλέγμα όταν οι βροχοπτωσεις περιορίζονται κτά την θερινή περίοδο και τα αλλόχθονα θρεπτικά εξαντλούνται.

Κατά τη διάρκεια της διετούς μελέτης στον κόλπο της Καλλονής, το πρότυπο της εποχικής διακύμανσης των περιβαλλοντικών παραμέτρων δεν διέφερε μεταξύ των δύο ετών. Παρά ταύτα η μείωση των βροχοπτώσεων κατά το δεύτερο έτος, σε συνδυασμό με την περιβαλλοντική πολυπλοκότητα που διέπει τον Κόλπο, προκάλεσε σημαντικές μεταβολές στα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά του επιφανειακού στρώματος. Όπως προαναφέρθηκε, το έτος 2010-11 χαρακτηρίστηκε από μειωμένες τιμές Chla, NO₂ και NO₃ σε σχέση με το έτος 2009-10 ενώ διαπιστώθηκε ότι είναι αυξημένες οι μέσες τιμές θερμοκρασίας, αλατότητας, ΗΒ βιομάζας, ΤΟΡ και NH₃. Φαίνεται ότι όλες οι περιβαλλοντικές παράμετροι, εκτός των NO₂ και NO₃, ελέγχουν τη διαμόρφωση των επιφανειακών ζωοπλαγκτικών συναθροίσεων (Εικόνα 10). Διαπιστώθηκε επίσης ότι είναι μειωμένο και το εύρος διακύμανσης των περισσότερων περιβαλλοντικών παραμέτρων κατά το δεύτερο έτος (2010-11) σε σχέση με το πρώτο (2009-10).

Τα επιφανειακά υδάτινα στρώματα του Κόλπου παρουσίασαν μεγαλύτερες διακυμάνσεις από τα υποκείμενα, ιδιαιτέρως κατά τη διάρκεια του χειμώνα, γεγονός που αντανακλάται και στις συναθροίσεις του ζωοπλαγκτού. Οι συναθροίσεις των επιφανειακών δειγμάτων με βάση αμφότερα τα δίχτυα δειγματοληψίας, έδειξαν μεγαλύτερη ευαισθησία στις μεταβολές των περιβαλλοντικών παραμέτρων σε σχέση με τα κάθετα δείγματα, στα οποία δεν παρατηρήθηκε καμία μεταβολή μεταξύ των δύο ετών ως προς τη συνολική αφθονία και βιομάζα (Πίνακας 8). Η μέση επιφανειακή αφθονία και βιομάζα του μικρότερου ζωοπλαγκτικού κλάσματος (90 μm) μειώθηκε κατά το δεύτερο έτος (2010-11) σε σχέση με το πρώτο (2009-10) ενώ δεν παρατηρήθηκε κάποια μεταβολή μεταξύ των δύο ετών ως προς τη σύνθεση της βιοκοινότητας. Αντιθέτως η αφθονία και η βιομάζα του μεγαλύτερου κλάσματος (200 μm) αυξήθηκε το 2010-11 σε σχέση με το 2009-10 ενώ παρουσιάστηκε μεταβολή και ως προς τη σύνθεσή του. Συνολικά η διαφορά ανάμεσα στις βιοκοινότητες των δύο ετών ήταν εντονότερη στο μεγαλύτερο ζωοπλαγκτικό κλάσμα. Το γεγονός ότι το μικρότερο κλάσμα είναι πιο ανθεκτικό ως προς τη σύνθεση της βιοκοινότητας στις περιβαλλοντικές διακυμάνσεις δικαιολογεί την κυριαρχία του στις ζωοπλαγκτικές βιοκοινότητες των δυναμικών οικοσυστημάτων (Εικόνα 44B, 44Ε).

Συνθέτοντας τα αποτελέσματα για το ζωοπλαγκτόν που συλλέχθηκε και με τους δύο τύπους διχτυών, οδηγούμαστε στο συμπέρασμα ότι η συνολική μεταβολή της ζωοπλαγκτικής βιοκοινότητας μεταξύ των δύο ετών έγκειται στη μείωση της αφθονίας κατά το δεύτερο έτος (2010-11) των κυρίαρχων ειδών του πρώτου (2009-10) O. nana και P. avirostris, με ταυτόχρονη αύξηση της αφθονίας του A. clausi (Εικόνα 28, 29, 33, 34). Όπως και στα παράκτια ύδατα της ΒΔ Μεσογείου το P. avirostris μπορεί και μοιράζεται την κυριαρχία στη βιοκοινότητα με το O. nana (Calbet et al. 2001). Αμφότερα τα είδη είναι κοσμοπολιτικοί οργανισμοί και συνυπάρχουν σε παράκτια εύκρατα, τροπικά και υποτροπικά ύδατα καθώς καταναλώνουν οργανισμούς διαφορετικού μεγέθους με αποτέλεσμα να μην ανταγωνίζονται ως προς την τροφή (Wong et al. 1993, Calbet et al. 2001, Atienza et al. 2007). Το O. nana προτιμά τα μεγάλα θηράματα όπως τα βλεφαριδωτά αλλά επιπλέον μπορεί να καταναλώσει φυτοπλαγκτόν και ναυπλίους (Lampitt & Gamble 1982, Atienza et al. 2006) ενώ το P. avirostris θηρεύει κυρίως μικρότερους οργανισμούς όπως νανομαστιγωτά και μικρά δινομαστιγωτά (Isari et al. 2007, Zervoudaki et al. 2007). Παράλληλα η κυριαρχία των O. nana και A. clausi, η οποία αναφέρεται στον Σαρωνικό Κόλπο (Christou 1998), στον Κόλπο της Τύνιδας (Yahia *et al.* 2004), στο εκβολικό σύστημα Μοντέγο (Mondego) στη Δ Πορτογαλία (Vieira *et al.* 2003) και στα παράκτια ύδατα της Αλγερίας στη ΝΔ Μεσόγειο (Riandey et al. 2005), αποδίδεται σε προσαρμοστικές στρατηγικές που αναπτύσσουν αμφότεροι οι οργανισμοί, οι οποίες τους επιτρέπουν να επιβιώνουν σε ένα μεγάλο φάσμα περιβαλλοντικών συνθηκών και να αναπαράγονται όλο το έτος (Gaudy & Champalbert 1998, Cervetto et al. 1999, Katechakis et al. 2004, Williams &

Muxata 2006). Στον κόλπο της Καλλονής η ιδιαίτερα αυξημένη παρουσία των O. nana και P. avirostris κατά το πρώτο έτος μελέτης μπορεί να οφείλεται τόσο στην παρατηρηθείσα αυξημένη συγκέντρωση Chl α όσο και σε έναν ιδιαίτερα παραγωγικό μικροβιακό βρόγχο που υποθέτουμε ότι μπορεί να είχε αναπτυχθεί. Η μικρότερη μετρηθείσα ΗΒ βιομάζα κατά το πρώτο έτος μπορεί να οφείλεται σε έντονη θηρευτική πίεση εκ των άνωθεν λόγω αυξημένης παρουσίας νανομαστιγωτών. Καθώς όμως δεν υπάρχουν δεδομένα για τον μικροβιακό βρόγχο του πρώτου έτους η ερμηνεία αυτή γίνεται με επιφύλαξη δεκτή. Το Α. clausi ήταν το μοναδικό κωπήποδο που ευνοήθηκε από τις εισροές γλυκού νερού κατά τη χειμερινή περίοδο. Τα ενήλικα και οι κωπηποδίτες αυτού του καλανοειδούς κωπηπόδου έχουν μεγάλη ανοχή στις απότομες διακυμάνσεις της αλατότητας (Cervetto et al. 1995, Cervetto et al. 1999) και της θερμοκρασίας (Gaudy et al. 2000) και είναι δυνατόν να ανευρεθούν σε ύδατα ιδιαιτέρως χαμηλής αλατότητας όπως ο Αμβρακικός (εύρος αλατότητας: 7 - 36) (Gaudy et al. 1989). Η συσχέτιση του A. clausi με τη Chl α σε αμφότερα τα έτη οφείλεται στην έντονη παρουσία του είδους αυτού κατά τη χειμερινή περίοδο ταυτόχρονα με την αύξηση της πρωτογενούς παραγωγής καθώς είναι και το μοναδικό κωπήποδο της βιοκοινότητας που έχει αυξημένη ικανότητα να τρέφεται βοσκητικά (Gaudy et al. 2000). Εκτός του μεγάλου εύρους ανοχής του A. clausi στις περιβαλλοντικές διακυμάνσεις, η επικράτησή του κατά το δεύτερο έτος μπορεί να αποδοθεί και στην έλλειψη ανταγωνισμού από τις υπόλοιπες ζωοπλαγκτικές μονάδες.

Τέλος, διαπιστώθηκε ότι η διαφορά της αφθονίας ανάμεσα στο εσωτερικό του Κόλπου και την ανοιχτή θάλασσα ήταν πολύ μεγαλύτερη κατά το πρώτο έτος σε σχέση με το δεύτερο. Κατά το πρώτο έτος (2009-10) η αφθονία στον κεντρικό σταθμό του Κόλπου (S4) ήταν μεγαλύτερη από εκείνη της ανοιχτής θάλασσας (S1) 38 φορές με το δίχτυ 90 μm και 32 φορές με το δίχτυ 200 μm, ενώ κατά το δεύτερο έτος διαπιστώθηκε ότι η διαφορά αυτή ήταν 2 και 6 φορές μεγαλύτερη αντιστοίχως. Η επικρατούσα υπόθεση είναι ότι οι έντονες βροχοπτώσεις στηρίζουν όχι μόνο την ανάπτυξη μεγαλύτερης πρωτογενούς παραγωγής αλλά και μεγαλύτερα ζωοπλαγκτικά αποθέματα. Το φαινόμενο αυτό μπορεί να αποδοθεί και σε υδρολογικά αίτια εκτός των τροφικών. Τα μεγαλύτερα ύψη βροχής οδηγούν σε μεγαλύτερη απομόνωση την υδάτινη μάζα του Κόλπου σε σχέση με εκείνη της ανοιχτής θάλασσας λόγω διαφοράς πυκνότητας, με αποτέλεσμα την ανάπτυξη μεγάλων πληθυσμών ζωοπλαγκτού.

4.2.7 Σύγκριση διχτυών δειγματοληψίας

Η επίδραση του μεγέθους του διαμετρήματος του πόρου των διχτυών στη δειγματοληψία των ζωοπλαγκτικών οργανισμών είναι πλέον γνωστή και έγκειται στο ότι οι μικρότεροι οργανσμοί διαφεύγουν από τα δίχτυα μεγαλύτερου διαμέτρηματος ενώ συλλέγονται με τα δίχτυα μικρότερου διαμετρήματος πόρων (Πίνακας 22). Η αποκλειστική χρήση διχτυών μεγάλου διαμετρήματος πόρων (> 200 μm) επομένως είναι δυνατόν να οδηγήσει σε εσφαλμένα συμπεράσματα για τις βιοκοινότητες των κωπηπόδων, ενώ η διαφορά των αποτελεσμάτων που προκύπτουν από τη χρήση διχτυών μικρότερου διαμετρήματος πόρων από 200 μm είναι ιδιαιτέρως έντονη όταν στα υπό μελέτη συστήματα κυριαρχούν τα μικρά είδη (Gallienne & Robins 2001, Turner 2004, Hwang *et al.* 2007), όπως και στην περίπτωση του Κόλπου της Καλλονής (Πίνακας 22). Ένα σημαντικό κλάσμα του μεσοζωοπλαγκτού με μήκος από 200 έως 800 μm έχει υποτιμηθεί σημαντικά με τα κλασσικά δίχτυα δειγματοληψίας 200 μm (Galliene & Robins 2001)

Πίνακας 22 Βιβλιογραφικά δεδομένα υποεκτιμίσης της συνολικής αφθονίας του ζωοπλαγκτού καθώς και των
O. nana και P. crassirostris με τα δίχτυα μεγαλύτερου διαμετρήματος (το ποσοστό είναι υπολογισμένο με τη
θεώρηση ότι το 100 % αντιστοιχή στην αφθονία που υπολογίστηκε από το μικρότερο δίχτυ).

	οριζόντια	κάθετα	Di Mauro	Ricardi	Krisnic &	Zervoudaki	Calbet	Tseng	
			et al.	et al	Lucic	et al. 2007	et al.	et al	
			2009	2010	1994		2001	2011	
	90 και	90 και	67 και	80 και	125 και	45 μm και	53 και	100 και	
	200 µm	200 µm	220 µm	200 µm	250 µm	200 µm	200 µm	200 µm	
Συνολική	9 φορές ή	3 φορές ή	-	89 %	-	6 φορές	4,4	42%	
αφθονία	86 %	59 %					φορές		
O. nana	85,3 %	85,3 % 74,5 %		37 %	98,8%	-			
P. crassirostris	62,4 %	73,9 %	96,6%	-	-	-	-	-	
Ναύπλιοι	98,6 %	98,2 %	-	-	-	-	-	-	

Στη παρούσα μελέτη οι ναύπλιοι, η μικρότερη ζωοπλαγκτική ομάδα στα δείγματα (ολικό μήκος: 160 μm, βιοόγκος: 0,0007 mm³), υποεκτιμήθηκαν με το δίχτυ 200 μm σε σχέση με το δίχτυ 90 μm περισσότερο από οποιοδήποτ άλλη ζωοπλαγκτική ταξινομική μονάδα. Η υποεκτίμηση για το *O. nana* ήταν μεγαλύτερη από το *P. crassirostris* τόσο στα επιφανειακά όσο και στα κάθετα δείγματα, παρά το γεγονός ότι και τα δύο είδη έχουν ολικό μήκος 500 μm. Η υποεκτίμηση όμως είναι συνάρτηση εκτός του ολικού μήκους του οργανισμού, του σχήματος και του βιοόγκου του. Στον κόλπο της Καλλονής το *P. crassirostris* έχει μεγαλύτερο μήκος κεφαλοθώρακα και βιοόγκο (330 μm και 0,0036 mm³ αντιστοίχως) από το *O. nana* (300 μm και 0,003 mm³ αντιστοίχως). Η σύγκριση της εκτίμησης της υποδειγματοληψίας των μικρότερων οργανισμών στη βιβλιογραφία δεν είναι εύκολη καθώς τα εκάστοτε διαμετρήματα των δίχτυων που συγκρίνονται ποικίλουν (Πίνακας 22). Οι Ricardi *et al.* (2010) στον κολπο της Βενετίας συγκρίνοντας δύο δίχτυα διαμετρήματος 80 και 200 μm υπολόγισαν μικρότερη υποεκτίμηση της αφθονίας του *O. nana* (37 %) από την παρούσα (74,5 %), αναδεικνύοντας το γεγονός ότι η υποεκτίμηση δεν μπορεί να θεωρηθεί σταθερή και αποκλειστικά εξαρτημένη από τα μορφομετρικά χαρακτηριστικά των ειδών. Η υπόθεση αυτή ενισχύεται από τα αποτελέσματα της παρούσης μελέτης όπου η διαφορά υποεκτίμησης του *O. nana* και του *P. crassirostris* ήταν μεγαλύτερη στα επιφανειακά δείγματα από τα κάθετα, γεγονός που υποδεικνύει ότι η αφθονία και η κατανομή των ειδών είναι πιθανόν να επηρρεάζουν τα αποτελέσματα των υποεκτίμησεων.

Εκτός από τη συνολική αφθονία και βιομάζα, ανάλογα με τη δειγματοληπτική μέθοδο που ακολουθείται επηρεάζεται και η μελέτη της βιοκοινοτητας των κωπηπόδων καθώς οι δείκτες βιοποικιλότητας συνήθως υποεκτιμούνται από την αποκλειστική χρήση διχτυού μικρού διαμετρήματος πόρων (Tseng et al. 2011). Στην παρούσα μελέτη μετρήθηκαν 10 και 7 είδη λιγότερα στα επιφανειακά και τα κάθετα δείγματα αντιστοίχως με το δίχτυ 90 μm σε σύγκριση με το δίχτυ 200 μm. Η υποτεκτίμηση στον αριθμό ειδών με το δίχτυ 90 μm τόσο στα επιφανειακά όσο και στα κάθετα δείγματα μπορεί να αποδοθεί στον διαφορετικό όγκο νερού που διηθήθηκε με τα δύο δίχτυα, καθώς το δίχτυ 200 μm διηθεί μεγαλύτερη ποσότητα νερού στον ίδιο χρόνο σε σχέση με το δίχτυ 90 μm. Επιπλέον καθώς η υποεκτίμηση αυτή οφείλεται στο ότι δεν συλλέχθηκαν μεγάλα κωπήποδα (C. arcuicornis, C. clausi, C. typicus, C. brehmi, C. lattus, C. furcifer, C. tenuicornis, P. gracilis, S. bradyi, A. patersoni) με το δίχτυ 90 μm, θα μπορούσε να αποδοθεί στην αποφυγή αυτών των ειδών λόγω αυξημένης κολυμβητικής ικανότητας. Εκτός όμως του αριθμού ειδών και ο δείκτης Shannon κυμάνθηκε σε χαμηλότερα επίπεδα στις συλλογές με το μικρό δίχτυ (90 μm). Το γεγονός αυτό αποδίδεται στην αυξημένη παρουσία του μικρού κυκλοποειδούς Ο. nana, το οποίο κυριάρχησε στα δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ 90 μm ενώ υποεκτιμήθηκε στα δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ 200 μm (Πίνακας 22).

Ως εκ τούτου η χρήση διχτυών μικρότερου διαμετρήματος πόρων ή άλλων δειγματοληπτικών μεθόδων (pumping ή imaging) (Dahms & Hwang 2010) είναι απαραίτητη για την επαρκή περιγραφή του μικρότερου ζωοπλαγκτικού κλάσματος (Galliene & Robins 2001, Krsnic & Grbec 2002, Turner 2004, Hwang *et al.* 2007, Tseng et al. 2011) η οποία είναι σημαντική όχι μόνο για την περιγραφή του αποθέματός του αλλά και για τους υπολογισμούς των ροών και των οικολογικών διεργασιών (Ricardi 2010). Αφού το μικρότερο κλάσμα έχει υποεκτιμηθεί σημαντικά σε μελέτες παγκοσμίως, οι ήδη υπολογισθείσες ζωοπλαγκτικές ροές στα τροφικά δίκτυα και στους βιογεωχημικούς κύκλους θα πρέπει να αξιολογηθούν εκ νέου και να εντάξουν πληροφορία που αφορά στο μικρότερο κλάσμα (Gallienne & Robins 2001). Τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας υποδεικνύουν ότι είναι σημαντική η παράλληλη χρήση δειγματοληπτικών εργαλείων για την ακριβέστερη περιγραφή και κατανόηση των ζωοπλαγκτικών βιοκοινοτήτων και των οικολογικών διεργασιών στο θαλάσσιο οικοσύστημα.

4.2.8 Η σημασία των μικρών κωπηπόδων

Τα μικρά είδη κωπηπόδων (< 1mm) γενικώς κυριαρχούν σε παράκτια οικοσυστήματα (Turner 2004). Στη Μεσόγειο το μικρό κωπηποδιτικό κλάσμα διαδραματίζει σημαντικό ρόλο τόσο στις αλληλεπιδράσεις μέσα στις ζωοπλαγκτικές βιοκοινότητες όσο και στην κάθετη μεταφορά άνθρακα μέσω της κατακόρυφης μετανάστευσης. Η σημασία των μικρών κωπηπόδων στη ζωοπλαγκτική βιοκοινότητα έχει ήδη αναδειχθεί στη ΒΔ Μεσόγειο από τους Calbet *et al.* (2001), στη Ν Αδριατική από τους Krsinic & Grbec (2002) και στο BA Αιγαίο από τους Zervoudaki *et al.* (2007). Στον κόλπο της Καλλονής παρατηρήθηκε αριθμητική κυριαρχία των μικρών κωπηπόδων (< 1 mm) καθώς και των αναπτυξιακών σταδίων τους, η οποία αναδεικνύει τη σημαντικότητα του μικρού κλάσματος στην περιοχή.

Οι ναύπλιοι αποτέλεσαν πολύ σημαντικό συστατικό της βιοκοινότητας των κωπηπόδων στα δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ 90 μm (Εικόνα 32). Παρά ταύτα η χρήση διχτυού με διαμέτρημα πόρων 90 μm πιθανόν να υποεκτίμησε τη συνεισφορά των ναυπλίων στη συνολική βιοκοινότητα του ζωοπλαγκτού καθώς το κατάλληλο διαμέτρημα πόρων για την αντιπροσωπευτική δειγματοληψία των ναυπλίων είναι τα 45 μm. Όμως αποφύγαμε συνειδητά τη χρήση ενός τόσο μικρού διαμετρήματος πόρων στον κόλπο της Καλλονής καθώς η παρουσία μεγάλων φυτοπλαγκτικών κυττάρων και υψηλών συγκεντρώσεων αιωρούμενων σωματιδίων θα οδηγούσε σε κλείσιμο των πόρων του διχτυού (clogging). Αν και οι ναύπλιοι αποτελούν τα πλέον άφθονα μετάζωα στον πλανήτη (Fryer 1986), ιστορικά έχουν υποεκτιμηθεί λόγω ελλιπών μεθόδων δειγματοληψίας, και αποτελούν το λιγότερο μελετημένο πλαγκτικό κλάσμα. Όταν όμως χρησιμοποιείται το κατάλληλο δειγματοληπτικό εργαλείο η αφθονία των ναυπλίων υπερβαίνει κατά πολύ την αφθονία των κωπηποδιτών και των ενηλίκων (Hopcroft et al. 1998). Εκτός των μεγάλων αφθονιών τους, οι ναύπλιοι καταλαμβάνουν μία σημαντική θέση στο πλαγκτικό τροφικό πλέγμα καθώς αποτελούν τον ενδιάμεσο τροφικό σύνδεσμο ανάμεσα στην κλασική τροφική αλυσίδα και τον μικροβιακό βρόγχο. Είναι το μοναδικό στάδιο ανάπτυξης των

κωπηπόδων που έχει τη ικανότητα λόγω του μικρού τους μεγέθους να θηρεύει το πικοπλαγκτόν (Roff *et al.* 1995) το οποίο δεν μπορεί να αξιοποιηθεί από τα κωπηποδιτικά και ενήλικα στάδια των κωπηπόδων. Παράλληλα, οι ναύπλιοι θηρεύονται από μεγαλύτερους πλαγκτικούς οργανισμούς όπως χαιτόγναθους (Tönnesson & Tiselius 2005), μέδουσες, πτερόποδα και κωπήποδα ιδιαιτέρως του γένους *Oithona* (Uchima & Hirano 1986). Η παρουσία των ναυπλίων ήταν μικρή κατά την εαρινή και φθινοπωρινή περίοδο όταν αυτοί οι οργανισμοί θηρευτές ήταν πιο άφθονοι. Κατά τον μήνα Φεβρουάριο αμφοτέρων των ετών παρουσίασαν τις μέγιστες τιμές αφθονίας τους όταν εκτός των χαιτογνάθων οι προαναφερθείσες ομάδες παρουσίασαν χαμηλές τιμές αφθονίας.

Το κυκλοποειδές κωπήποδο Oithona nana ήταν μακράν το κυρίαρχο είδος στην ζωοπλαγκτική βιοκοινότητα στον Κόλπο της Καλλονής στα δείγματα που συλλέχθηκαν με το δίχτυ 90 μm. Ανάλογα επίπεδα αφθονίας του είδους δεν έχουν αναφερθεί στα ελληνικά ύδατα. Τα είδη του γένους *Oithona* που αναφέρονται στις μελέτες των ελληνικών θαλάσσιων και παράκτιων συστημάτων είναι κυρίως τα Oithona similis, Oithona plumifera, Oithona helgolandica και Oithona setigera (Ramfos et al. 2005, Siokou-Fragkou et al. 2009, Papathanasiou & Zenetos 2005, Christou et al. 1994). Τα ευτροφικά ύδατα ευνοούν την ανάπτυξη του είδους O. nana, το οποίο έχει προταθεί να οριστεί ως βιοδείκτης για τα ανθρωπογενώς διαταραγμένα συστήματα (Jamet et al. 2001). Στον κόλπο της Καλλονής το O. nana δεν φαίνεται να επηρεάζεται ιδιαίτερα από τη διακύμανση των περιβαλλοντικών παραμέτρων καθώς ήταν το κυρίαρχο είδος καθ' όλη τη διάρκεια του έτους σε συμφωνία με άλλα θαλάσσια και παράκτια οικοσυστήματα παγκοσμίως (Hwang et al. 2006, Williams & Muxagata 2006, Temperoni et al. 2011). Στη παρούσα μελέτη οι εξάρσεις της αφθονίας του O. nana συσχετίστηκαν τόσο με τη Chl α όσο και τη βακτηριακή βιομάζα, η οποία συνήθως συσχετίζεται με έναν παραγωγικό μικροβιακό βρόγχο, αποκαλύπτοντας το ευρύ φάσμα των τροφικών προτιμήσεων του είδους (Paffenhofer 1993). Το O. nana είναι αρπακτικός θηρευτής με ευκαιριακή δίαιτα, ικανό να καταναλώσει ένα μεγάλο φάσμα οργανισμών από αιωρούμενα σωματίδια, φυτοπλαγκτόν, ναυπλίους και κωπηποδίτες (Lampitt & Gamble 1982). Οι ναύπλιοι του O. nana αποτελούν έναν ιδιαίτερα σημαντικό τροφικό σύνδεσμο μεταξύ του κλασικού και του μικροβιακού τροφικού πλέγματος καθώς ασκούν σημαντικό έλεγχο στην αφθονία του νανοπλαγκτού (Bottger et al., 2010). Επιπλέον, το O. nana είναι το βασικό θήραμα για τα μικρά πελαγικά ψάρια, ιδίως για τις σαρδέλες (Turner 2004), το είδος με τη μεγαλύτερη εμπορική σημασία στην περιοχή (Paspatis & Maragoudaki 2005).

Το Parvocalanus crassirostris είναι ένα ευρύθερμο και ευρύαλο είδος το οποίο έχει καταγραφεί σε ένα μεγάλο φάσμα θαλάσσιων οικοσυστημάτων (Araujo *et al.* 2008,

DiMauro et al. 2009, Chew et al. 2011). Στη Δυτική Μεσόγειο (Razouls et al. 2005-2011) είναι Ατλαντικής προέλευσης και χαρακτηρίζεται ως σύνηθες ξενικό είδος, ενώ στην Ανατολική Μεσόγειο (Magees et al. 2006) είναι Ινδο-Ειρηνικής προέλευσης και θεωρείται εγκατεστημένο (Zenetos et al. 2010). Αν και η ζωοπλαγκτική βιοκοινότητα του ΒΑ Αιγαίου έχει μελετηθεί εκτενώς κατά τη διάρκεια της τελευταίας δεκαετίας (Isari et al. 2007, 2011, Zervoudaki et al. 2007, 2011, Siokou-Frangou et al. 2009), το μικρό κωπήποδο Parvocalanus crassirostris έχει καταγραφεί για πρώτη φορά στο Αιγαίο κατά τη διάρκεια της παρούσας μελέτης (Eleftheriou et al. 2012). Το P. crassirostris είναι το μικρότερο είδος από τα 6 του γένους, με το συνολικό μήκος (TL) των ενήλικων θηλυκών ατόμων να μην υπερβαίνει τα 0,5 mm ενώ των αρσενικών τα 0,35 mm (Εικόνα 59). Η αφθονία του P. crassirostris είναι εύκολο να υποεκτιμηθεί ή ακόμα και να παραβλεφθεί εξ αιτίας του μικρού του μεγέθους και της έντονης εποχικότητας που χαρακτηρίζει τη διακύμανση της αφθονίας του. Η συμβολή του P. crassirostris στο συνολικό ζωοπλαγκτόν στον Κόλπο της Καλλονής ήταν σημαντική κατά τη φθινοπωρινή περίοδο ενώ απουσίασε από τα δείγματα του υπόλοιπου έτους. Η πρώτη αύξηση του πληθυσμού των κωπηποδιτών παρατηρήθηκε τον Οκτώβριο 2009 στο εσωτερικό του Κόλπου, ενώ στον δίαυλο και την ανοιχτή θάλασσα παρατηρήθηκε τον επόμενο μήνα. Η αύξηση του πληθυσμού των ενηλίκων διαδέχθηκε αυτή των κωπηποδιτών κατά τους επόμενους μήνες μέχρι την πλήρη εξαφάνισή του από τα δείγματα του Ιανουαρίου. Κατά το έτος 2010-11 ακολούθησε το ίδιο χρονικό πρότυπο διακύμανσης με τη διαφορά ότι εμφανίστηκε στα δείγματα από τον Αύγουστο. Ανάλογη ήταν η εποχική διακύμανση της αφθονίας του και σε άλλα κλειστά οικοσυστήματα όπου την ολιγόμηνη παρουσία του είδους διαδέχεται η πλήρης απουσία του από την υδάτινη στήλη (Sun et al. 2011, Mageed 2006). Από τη διακύμανση των κωπηποδιτικών και ενήλικων ατόμων του είδους, γίνεται φανερό ότι ο κόλπος της Καλλονής αποτελεί τόπο αναπαραγωγής του είδους (Εικόνα 9). Είναι γνωστόν ότι πολλά καλανοειδή κωπήποδα στις παράκτιες περιοχές παράγουν αβγά διαχείμασης συχνά ως στρατηγική επιβίωσης προς αποφυγήν δυσχερών περιβαλλοντικών συνθηκών (Marcus 1996,). Το φαινόμενο αυτό είναι πιο έντονο σε περιβάλλοντα όπως οι λιμνοθάλασσες και οι ημίκλειστοι κόλποι (Jiang et al. 2004). Η αλληλεπίδραση μεταξύ ιζήματος και υδάτινης στήλης (benthopelagic coupling) είναι ένα φαινόμενο ιδιαίτερης σημασίας (Marcus & Boero 1998) που έχει ελάχιστα μελετηθεί στα Ελληνικά ύδατα (Siokou-Fragkou et al. 2005). Στον κόλπο της Καλλονής είναι ιδιαιτέρως έντονη καθώς χαρακτηρίζεται από μικρά βάθη και διαρκή επαναιώρηση του ιζήματος (Millet & Lamy 2002). Η επαναιώρηση του ιζήματος θεωρείται ως ένας από τους σημαντικότερους παράγοντες για την εκκόλαψη του συγκεκριμένου τύπου αυγών, τα οποία όταν εκκολάπτονται δύνανται να μεταβάλουν δραστικά τη σύνθεση και τη δυναμική του ζωοπλαγκτού, και ως εκ τούτου και του τροφικού πλέγματος (Marcus 1996).

4.3 Ο ρόλος των κωπηπόδων στο τροφικό πλέγμα

4.3.1 Χωροχρονική διακύμανση του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος

Κατά το έτος 2010-11 διαπιστώθηκε ότι το αυτότροφο πλαγκτικό κλάσμα ήταν στατιστικώς σημαντικότερο από άποψη αφθονίας τον χειμώνα και την άνοιξη σε σχέση με το καλοκαίρι και το φθινόπωρο. Τα αυτότροφα κλάσματα του πικο- και νανοπλαγκτού ευνοήθηκαν από την εισροή θρεπτικών (Πίνακας 17) παρουσιάζοντας το μέγιστο αφθονίας τους τον χειμώνα, ενώ αντιθέτως τα μικροπλαγκτικά αυτότροφα κλάσματα αυξήθηκαν την άνοιξη (Εικόνα 48). Η αύξηση συνεπώς της συγκέντρωσης της Chl α κατά τον μήνα Φεβρουάριο του 2011 αποδίδεται στα μικρότερα αυτότροφα κλάσματα του τροφικού πλέγματος και πιο συγκεκριμένα στα CB και ANF και όχι στα διάτομα όπως έχει παρατηρηθεί σε προηγούμενα έτη (Spatharis *et al.* 2007b).

Οι χαμηλές τιμές αφθονίας των διατόμων και των δινομαστιγωτών που παρατηρήθηκαν τον Φεβρουάριο του 2011 στον κόλπο της Καλλονής μπορεί να οφείλονται στις περιορισμένες σε σχέση με άλλα έτη συγκεντρώσεις θρεπτικών. Εκτός όμως των φυσικοχημικών παραγόντων όπως φως, θερμοκρασία και θρεπτικά, που ελέγχουν την παραγωγή της φυτοπλαγκτικής βιομάζας, υπάρχουν επιπλέον μηχανισμοί που ευθύνονται για την απώλεια του φυτοπλαγκτικού αποθέματος (Bense 1994). Η απώλεια φυτοπλαγκτικής βιομάζας οφείλεται σε έναν συνδυασμό μηχανισμών όπως η καθίζηση, η κάθετη ανάμιξη των υδάτων και η οριζόντια μεταφορά τους, η θνησιμότητα λόγω παρασίτων ή ιών και η θηρευτική πίεση «εκ των άνωθεν» (Proctor & Fuhrman 1990, Calbet 2000, Calbet & Landry 2004, Park et al. 2004). Αν και η κατανόηση της σχετικής σημασίας των περισσότερων προαναφερθέντων παραγόντων παραμένει περιορισμένη, η θηρευτική πίεση από το μικροζωοπλαγκτόν θεωρείται από τους πιο σημαντικούς μηχανισμούς ελέγχου της φυτοπλαγκτικής βιομάζας (Sherr & Sherr 2002, Strom et al. 2007). Στον κόλπο της Καλλονής το μέγιστο της αφθονίας των βλεφαριδωτών παρατηρήθηκε κατά τον μήνα Φεβρουάριο, ταυτόχρονα με τις ελάχιστες αφθονίες φυτοπλαγκτού. Ο ρόλος του μικροζωοπλαγκτού ως θηρευτή του φυτοπλαγκτού έχει αναδειχθεί σε ένα μεγάλο φάσμα θαλάσσιων οικοσυστημάτων ως ιδιαιτέρως σημαντικός, καταναλώνοντας το 67% και το 60-75% της φυτοπλαγκτικής παραγωγής αντιστοίχως (Calbet & Laundry 2004, Landry & Calbet

2004). Εκ παραλλήλου, τα ετερότροφα δινομαστιγωτά συνήθως αποτελούν σημαντική τροφή και για τα κωπήποδα (Calbet & Saiz 2005). Η έλλειψη συσχέτισης μεταξύ των φυτοπλαγκτικών και των ζωοπλαγκτικών ταξινομικών μονάδων υποδεικνύει την πολυπλοκότητα που διέπει τις πλαγκτικές τροφικές αλληλεπιδράσεις, οι οποίες δεν είναι δυνατόν να χαρακτηριστούν από αποκλειστικά τροφικά πρότυπα όπως π.χ. τη βόσκηση. Ωστόσο, η ιδιαιτέρως μειωμένη αφθονία των δινομαστιγωτών και των διατόμων που διαπιστώθηκε τον Φεβρουάριο του 2011 θα μπορούσε να αποδοθεί σε επιπλέον θηρευτική πίεση από το καλανοειδές A. clausi, το μοναδικό κωπήποδο του οποίου η αφθονία αυξήθηκε κατά τη χειμερινή περίοδο και είναι εν δυνάμει βοσκητής. Ταυτόχρονη αύξηση παρατηρήθηκε στον πληθυσμό των ναυπλίων, οι οποίοι επίσης δύνανται να ασκήσουν θηρευτική πίεση σε δινομαστιγωτά ιδιαιτέρως όταν αυτά διέπονται από υψηλή κινητικότητα (Henriksen et al. 2007) ενώ δεν καταναλώνουν διάτομα λόγω του μεγάλου μεγέθους τους και των προστατευτικών πυριτικών τοιχωμάτων που διαθέτουν (Vargas et al. 2007). Συνεπώς, οι χαμηλές τιμές αφθονίας των διατόμων και δινομαστιγωτών που παρατηρήθηκαν τον χειμώνα του 2011 στον κόλπου της Καλλονής είναι δυνατόν να αποδοθούν σε έναν συνδυασμό μηχανισμών ελέγχου της αφθονίας τους «κάτωθεν προς τα άνω» μέσω των περιορισμένων συγκεντρώσεων θρεπτικών και «άνωθεν προς τα κάτω» μέσω της αυξημένης θηρευτικής πίεσης από τα βλεφαριδωτά, τους ναυπλίους και το κωπήποδο A. clausi.

Το γεγονός ότι η αφθονία των βλεφαριδωτών στον κόλπο της Καλλονής ήταν πολύ χαμηλότερη της αντίστοιχης φυτοπλαγκτικής είναι ένα φαινόμενο σύνηθες στο θαλάσσιο οικοσύστημα (Calbet & Saiz 2005). Αν και απαντώνται με χαμηλότερες τιμές αφθονίας, το μικροζωοπλαγκτόν και ιδιαιτέρως τα βλεφαριδωτά, αποτελούν σημαντικά δομικά και λειτουργικά συστατικά του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος, καθώς διαδραματίζουν τον ρόλο του ανώτερου θηρευτή στον μικροβιακό βρόγχο (Sherr & Sherr 2002, Calbet & Landry 2004). Τα βλεφαριδωτά συσχετίστηκαν θετικά με τα CB και τα ANF τα οποία αποτελούν πιθανά θηράματα, καθώς η δίαιτά τους περιλαμβάνει ένα μεγάλο εύρος μεγέθους θηραμάτων, από βακτήρια έως οργανισμούς με μέγεθος παρόμοιο με το δικό τους (Lessard 1991, Sherr & Sherr 1994, Strom & Strom 1996, Tuorto & Tangon 2014).

Εκτός όμως από θηρευτές τα βλεφαριδωτά αποτελούν σημαντικά θηράματα για τα κωπήποδα, καθώς το μέγεθός τους κυμαίνεται στο βέλτιστο εύρος (Frost 1972, Berggreen *et al.* 1988) ενώ ταυτόχρονα η θρεπτική τους αξία είναι μεγαλύτερη από την αντίστοιχη φυτοπλαγκτική από άποψη περιεκτικότητας αζώτου (Stoecker & Capuzzo 1990). Επιπλέον, η αναπτυγμένη κολυμβητική ικανότητα των βλεφαριδωτών προκαλεί συχνότερες

συναντήσεις με τους θηρευτές σε σχέση με τα λιγότερο κινητικά φυτοπλαγκτικά κύτταρα και δημιουργεί δυνατά υδροδυναμικά σήματα, τα οποία εύκολα αναγνωρίζονται από τα κωπήποδα με αποτέλεσμα τον ευχερέστερο εντοπισμό τους (Saiz & Kiørboe 1995, Kiørboe & Visser 1999, Lee et al. 2015). Η αυξημένη αφθονία των βλεφαριδωτών που παρατηρήθηκε τον Φεβρουάριο είναι πιθανόν να οφείλεται στη μειωμένη θηρευτική πίεση «εκ των άνωθεν» από τα κωπήποδα. Αν και η συνολική αφθονία των κωπηπόδων αυξήθηκε κατά τον μήνα Φεβρουάριο του 2011, τα κωπήποδα που είναι αρπακτικοί θηρευτές (raptorial feeders) των βλεφαριδωτών όπως τα O. nana, C. ponticus και P. crassirostris παρουσίασαν τις ελάχιστες τιμές αφθονίας τους. Οι ναύπλιοι είναι ευκαιριακοί θηρευτές και ενώ έχουν τη δυνατότητα να θηρεύουν βλεφαριδωτά προτιμούν θηράματα με μέγεθος μικρότερο των 10 μm, στα οποία συμπεριλαμβάνονται τα ANF, HNF, HB και CB (Bottjer et al. 2010). Ένα πιθανό σενάριο είναι ότι οι ναύπλιοι στο τροφικό πλέγμα ανταγωνίζονται με βλεφαριδωτά για ίδιους τροφικούς τύπους (πικο- και νανο-μαστιγωτά). τα Συμπερασματικά, η αυξημένη διαθεσιμότητα κατάλληλων θηραμάτων (CB, ANF) σε συνδυασμό με την έλλειψη έντονης θηρευτικής πίεσης συνεισέφεραν στην ανάπτυξη υψηλών τιμών αφθονίας των βλεφαριδωτών που παρατηρήθηκαν τον Φεβρουάριο του 2011. Τα βλεφαριδωτά στον Κόλπο της Καλλονής φαίνεται να αποτελούν έναν τροφικό σύνδεσμο μεταξύ των μικρών θηραμάτων και μεγαλύτερων θηρευτών συμμετέχοντας με αυτόν τον τρόπο στη μεταφορά ενέργειας από τον μικροβιακό βρόγχο μέσω των κωπηπόδων στα ανώτερα τροφικά επίπεδα.

4.3.2 Ο Βιοόγκος ως έμμεσος εκτιμητής των πλαγκτικών βιοκοινοτήτων

Ο συνηθέστερος τρόπος περιγραφής των πλαγκτικών βιοκοινοτήτων βασίζεται στη διακύμανση της αφθονίας και της βιομάζας, οι οποίες δύνανται να προσφέρουν λεπτομερείς πληροφορίες για τη δυναμική τους. Η επιλογή της αφθονίας ως έμμεσου εκτιμητή για την περιγραφή της βιοκοινότητας έχει το πλεονεκτήματα ότι αποτελεί μία απλή μέθοδο καθώς τα δεδομένα από το μικροσκόπιο/στερεοσκόπιο χρησιμοποιούνται άμεσα και χωρίς τροποποιήσεις, ενώ παράλληλα εμπεριέχουν και τη πληροφορία των ειδών (Sun *et al.* 2011). Παρά ταύτα παραλείπεται η πληροφορία του μεγέθους των πλαγκτικών οργανισμών, η οποία ποικίλλει σε ένα πολύ μεγάλο εύρος ιδιαίτερα στους ζωοπλαγκτικούς οργανισμούς, οι οποίοι έχουν μεγάλες διακυμάνσεις μέσα στο ίδιο το είδος ανάλογα με το στάδιο ανάπτυξής τους. Ως εκ τούτου η αφθονία αφ'εαυτής είναι ανεπαρκής να περιγράψει τα αποθέματα (stock) του πλαγκτού και πιθανότατα υποεκτιμά τη συνεισφορά των μεγάλων και σπάνιων ειδών στη βιοκοινότητα (Hillebrand *et al.*, 1999). Στην παρούσα μελέτη η σημασία των ειδών που αναδείχθηκαν από τον βιο-όγκο τους ήταν από το φυτοπλαγκτόν το διάτομο *P. calcar-avis* και από το ζωοπλαγκτόν τα κωπήποδα *O. plumifera* και *C. minor*. Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης υποδεικνύουν ότι η υποεκτίμηση της συνεισφοράς των σπάνιων μεγάλων ειδών είναι πιθανή όταν η περιγραφή των πλαγκτικών βιοκοινοτήτων πραγματοποιείται αποκλειστικά με δεδομένα αφθονίας.

Ως προς τη βιομάζα, οι περισσότερες από τις ισχύουσες μεθόδους υπολογισμού της είναι αμφίβολης ακρίβειας καθώς χρησιμοποιούνται ήδη δημοσιευμένοι συντελεστές μετατροπής του βιο-όγκου σε μονάδες άνθρακα. Οι περισσότερες από τις ισχύουσες μεθόδους για τον υπολογισμό της ζωοπλαγκτικής βιομάζας από δείγματα συλλεγέντα με δίχτυ δεν είναι απολύτως ικανοποιητικές (Alcaraz *et al.* 2003). Αντιθέτως, ο υπολογισμός του βιοόγκου δεν εμπεριέχει την ίδια αβεβαιότητα όπως οι εκτιμήσεις σε μονάδες άνθρακα καθώς η ακρίβεια της χρήσης του βιοόγκου δεν εξαρτάται από τις διαφορές στη σύνθεση της πλαγκτικής βιοκοινότητας.

4.3.3 Μεταφορά ενέργειας, παραγωγικότητα και σταθερότητα του πλαγκτικού τροφικού δικτύου στον κόλπο της Καλλονής (μέσω των χαρακτηριστικών της NB-SS, Normalised Biovolume Size Spectrum)

4.3.3.1 Απόδοση της μεταφοράς ενέργιας στο πλαγκτικό τροφικό πλέγμα στον κόλπο της Καλλονής - Κωδωνοειδή πρότυπα κατανομής NB-SS

Η κλίση της NB-SS χρησιμοποιείται ως βασικός δείκτης της παραγωγικότητας, της μεταφοράς ενέργειας και θήρευσης του εκάστοτε θαλάσσιου οικοσυστήματος. Η ερμηνεία της κλίσης της NB-SS σε δυναμικά περιβάλλοντα απαιτεί ιδιαίτερη προσοχή καθώς πολλές φορές το φάσμα των μεγεθών συχνά δεν ακολουθεί γραμμική κατανομή και η γραμμικότητα της παλινδρόμησης είναι χαμηλή. Παρά ταύτα, η μέση κλίση της NB-SS στην παρούσα μελέτη όπως αυτή προκύπτει από τη σύνθεση του μικροπλαγκτού και του ζωοπλαγκτού που συλλέχθηκαν με τους δύο τύπους διχτυών στον Κόλπο της Καλλονής ήταν -1,0091 τιμή πολύ παραπλήσια του -1 που προβλέπεται από την Οικολογική Μεταβολική Θεωρία ανάμεσα σε πολλά τροφικά επίπεδα (Brown *et al.* 2004) ενώ είναι ακόμη μεγαλύτερη από την εκτίμηση των Platt & Denman (1977) στο -1,2. Τα αποτελέσματα από τον Κόλπο της Καλλονής επιβεβαιώνουν την αυστηρή κανονικότητα στην κατανομή των μεγεθών στα θαλάσσια συστήματα ακόμη και στα δυναμικά παράκτια συστήματα. Η τιμή κλίσης της NB-SS υποδηλώνει υψηλή απόδοση στη μεταφορά ενέργειας από τους μικρούς

οργανισμούς στους μεγαλύτερους μέσα στο τροφικό πλέγμα στον Κόλπο της Καλλονής και έντονη θηρευτική δραστηριότητα.

Το μοτίβο της NB-SS για το συνολικό πλαγκτικό τροφικό πλέγμα στον κόλπο της Καλονής περέκκλινε της ευθείας και παρουσίασε μία κωδωνοειδή τάση. Κωδωνοειδή μοτίβα στις NB-SS έχουν παρατηρηθεί σε πολλούς τύπους οικοσυστημάτων αλλά κυρίως στα παράκτια περιβάλλοντα (Kimmel et al. 2006, Sabetta et al. 2008, Sprules 2008, Ma et al. 2014). Οι γραμμικές NB-SS αναπαριστούν την εξάρτηση από το μέγεθος του μεταβολισμού (metabolic scaling) ενώ τα κωδωνοειδή μοτίβα αντιπροσωπεύουν την οικολογική επίδραση (ecological scaling) στον βιο-όγκο για τα διάφορα τροφικά επίπεδα (Sprules & Goyke 1994, Sprules & Stockwell 1995). Η οικολογική επίδραση δεν είναι πάντοτε σημαντική, ιδίως για ολιγοτροφικά συστήματα. Οι Marquet et al. (2005) πρότειναν ότι η οικολογική επίδραση στο πλαγκτόν σε ολιγοτροφικούς ωκεανούς είναι παρόμοια με τη μεταβολική κλίμακα και ότι στα ολιγοτροφικά ύδατα η γραμμικότητα των NB-SS αντανακλά την κυριαρχία της μεταβολικής σε βάρος της οικολογικής δραστηριότητας σε αυτά τα περιβάλλοντα. Ως εκ τούτου τα κωδωνοειδή μοτίβα αναπαριστούν την οικολογική κλίμακα εις βάρος της μεταβολικής, στην οποία οι διεργασίες όπως οι αλληλεπιδράσεις με άλλα άτομα και το φυσικό περιβάλλον είναι οι κυρίαρχες. Τα πρότυπα αυτά των NB-SS και η σχετικά χαμηλή γραμμικότητα φαίνεται να χαρακτηρίζουν περισσότερο ασταθείς υδάτινες στήλες σε σχέση με τα πιο σταθερά περιβάλλοντα της ανοιχτής θάλασσας, και είναι πιθανόν να εκφράζουν τη διακύμανση του φυσικού περιβάλλοντος ή/και τις ενεργείς αλληλεπιδράσεις μεταξύ ατόμων συμπεριλαμβανομένων του ανταγωνισμού και της θήρευσης.

4.3.3.2 Διακύμανση της απόδοσης μεταφοράς ενέργειας στο πλαγκτικό τροφικό δίκτυο - Κλίση παλινδρόμησης NB-SS

Τα χαρακτηριστικά των NB-SS είναι σε θέση να αντικατοπτρίσουν αποτελεσματικά τα χαρακτηριστικά του πελαγικού οικοσυστήματος (Kimmel *et al.* 2006, Zhou 2006, Garcia-Comas et al. 2014). Ο έμμεσος εκτιμητής που χρησιμοποιείται ευρύτερα για την κατασκευή των NB-SS του ζωοπλαγκτού είναι η βιομάζα. Γενικώς έχει διαπιστωθεί ότι από τη χρήση του βιοόγκου ως έμμεσου εκτιμητή προκύπτουν μικρότερες κλίσεις NB-SS (μεγαλύτερες τιμές της παραμέτρου α) σε σχέση με αυτές που προκύπτουν όταν χρησιμοποιούνται μονάδες άνθρακα (Quiñones *et al.* 2003). Σε συμφωνία με αυτήν την παρατήρηση, στην παρούσα μελέτη όπου επιλέχθηκε ως έμμεσος εκτιμητής ο βιοόγκος, οι κλίσεις των NB-SS πλαγκτόν, ενώ οι παράμετροι των NB-SS των επιμέρους πλαγκτικών κλασμάτων στον Κόλπο της Καλλονής παρουσίασαν διακύμανση μικρότερου εύρους σε σχέση με άλλα δυναμικά οικοσυστήματα (Garcia-Coma *et al.* 2014, Ma *et al.* 2014). Οι μικρότερες κλίσεις των NB-SS για το μικροπλαγκτόν και για το ζωοπλαγκτόν από αμφότερα τα δίχτυα παρατηρήθηκαν κατά τη χειμερινή περίοδο. Το γεγονός αυτό υποδηλώνει ότι σε όλα τα πλαγκτικά κλάσματα τον χειμώνα η συνεισφορά των μεγάλων οργανισμών στον συνολικό βιοόγκο ήταν σημαντική, η θηρευτική πίεση «εκ των άνωθεν» έντονη και η απόδοση της μεταφοράς ενέργειας υψηλή (San Martin *et al.* 2006).

Ο μέσος συντελεστής κλίσης (παράμετρος α) της NB-SS για το μικροπλαγκτόν ήταν -0,047, πολύ μεγαλύτερος σε σχέση με το -0,75 που προβλέπεται για ένα τροφικό επίπεδο σύμφωνα με τη Οικολογική Μεταβολική Θεωρία (Brown et al. 2004), γεγονός που υποδεικνύει την υψηλή αποδοτικότητα στη μεταφορά της ενέργειας στο προκείμενο πλαγκτικό κλάσμα. Οι μικρές κλίσεις των NB-SS του μικροπλαγκτού συσχετίστηκαν αρνητικά με την αφθονία των διατόμων και θετικά με τις αφθονίες των CB και ANF. Το αποτέλεσμα αυτό είναι αντιφατικό καθώς μικρές κλίσεις των NB-SS συνήθως απαντώνται όταν παρατηρούνται υψηλές τιμές αφθονίας των μεγάλων οργανισμών όπως τα διάτομα και όχι των πικο- και νανο-πλαγκτικών κλασμάτων. Οι θετικές τιμές της παραμέτρου α που παρατηρήθηκαν τον Φεβρουάριο οφείλονται στην αυξημένη αφθονία των βλεφαριδωτών, των μεγαλύτερων οργανισμών του μικροπλαγκτικού κλάσματος (μέσος βιοόγκος: 0,000299 mm³ και SD=0,00154). Παράλληλα, η παράμετρος β (σημείο τομής με τον άξονα των χ) συσχετίστηκε με τον ίδιο τρόπο όπως η παράμετρος α με τις προαναφερθείσες παραμέτρους ενώ επιπλέον συσχετίστηκε θετικά με τα βλεφαριδωτά. Το γεγονός αυτό υποδηλώνει έντονη θηρευτική πίεση από τα βλεφαριδωτά στα μικρότερα κλάσματα, καθώς και υψηλή απόδοση στη μεταφορά ενέργειας στο μικροπλαγκτικό κλάσμα. Δεν θα πρέπει να παραβλεφθεί η πιθανότητα οι μικρές τιμές αφθονίας και βιο-όγκου του φυτοπλαγκτού που παρατηρήθηκαν τον Φεβρουάριο, να οφείλονται στη θηρευτική πίεση έεκ των άνωθεν' εκτός των βλεφαριδωτών από ανώτερα τροφικά επίπεδα και πιο συγκεκριμένα τα κωπήποδα καθώς ο βιοόγκος τους σε αμφότερα τα δίχτυα αγγίζει το μέγιστο. Έχει διαπιστωθεί ότι η αυξημένη θηρευτική θνησιμότητα μπορεί άμεσα να μειώσει την αφθονία των μεγάλων φυτοπλαγκτικών ειδών και ταυτόχρονα να απαλλάξει τα μικρότερα από τη βόσκηση (Ye et al. 2013, Naik et al. 2015). Η σχετική θηρευτική θνησιμότητα των μεγάλων έναντι των μικρότερων φυτοπλαγκτικών ειδών μπορεί να είναι μια πιθανή εξήγηση για αυτή τη μειωμένη αφθονία των μεγαλύτερων ειδών φυτοπλαγκτού
και την αύξηση της αφθονίας των μικρότερων αυτότροφων κλασμάτων στον Κόλπο της Καλλονής κατά τον μήνα Φεβρουάριο.

Αν και η κλίση της NB-SS με το δίχτυ 90 μm που διαπιστώθηκε τον Φεβρουάριο ήταν μικρότερη σε σχέση με τις υπόλοιπες εποχές, η διαφορά ωστόσο δεν ήταν στατιστικώς σημαντική. Η υψηλή εισροή ενέργειας και θρεπτικών (η παράμετρος α συσχετίστηκε θετικά με τα NO₂ και NO₃ και η β με τα NO₂) στο σύστημα φαίνεται να ενισχύει τη δευτερογενή παραγωγή των κωπηπόδων με αποτέλεσμα την αύξηση της σχετικής αφθονίας των αναπτυξιακών τους σταδίων στη συνολική βιοκοινότητα. Η μεγάλη αύξηση της αφθονίας των κωπηπόδων που παρατηρήθηκε τον Φεβρουάριο δεν αντικατοπτρίστηκε στον βιοόγκο καθώς το 80% των κωπηπόδων στα δείγματα ήταν ναύπλιοι που ως γνωστόν αποτελούν τις μικρότερες ζωοπλαγκτικές μονάδες (μέσος βιοόγκος= 0,0007mm³, SD=0,0008). Ιδιαιτέρως διακριτό ήταν το φαινόμενο στον δίαυλο όπου η αφθονία κωπηπόδων παρουσίασε τη μέγιστη τιμή της ενώ ο βιοόγκος τη χαμηλότερη λόγω της μεγάλης συνεισφοράς των ναυπλίων στη βιοκοινότητα.

Η μικρότερη τιμή κλίσης σε όλες τις NB-SS των επιμέρους πλαγκτικών κλασμάτων παρατηρήθηκε στις δειγματοληψίες με το δίχτυ των 200μm (η παράμετρος α έλαβε σε κάποιες περιπτώσεις θετικές τιμές) τον Φεβρουάριο, λόγω της αύξησης της αφθονίας του μεγαλύτερου σε μέγεθος από τα επικρατούντα είδη *Α. clausi*. Η παράμετρος α συσχετίστηκε θετικά (άρα η κλίση της ευθείας αρνητικά) με τη συγκέντρωση των θρεπτικών, της Chl α, των CB, των ANF και των βλεφαριδωτών, γεγονός που υποδηλώνει τη σημασία της εισροής των θρεπτικών και της ανάπτυξης του μικροβιακού βρόγχου στη δευτερογενή παραγωγή. Η διαπίστωση αυτή έρχεται σε συμφωνία με τα θεωρητικά μοντέλα που προβλέπουν αύξηση των μεγαλύτερων ζωοπλαγκτικών οργανισμών όταν υπάρξει αυξημένη εισροή ενέργειας στο σύστημα. Καθώς οι μεγαλύτεροι ζωοπλαγκτικοί οργανισμοί είναι πιο αποδοτικοί στη σύλληψη τροφής (Hall & Threckheld 1976) οι μικρές κλίσεις των NB-SS του ζωοπλαγκτού αναπαριστούν πιθανό έλεγχο «εκ των άνωθεν» στη φυτοπλαγκτική βιομάζα, και ως εκ τούτου υψηλή αποδοτικότητα στη μεταφορά ενέργειας μέσα στο τροφικό πλέγμα. Η μείωση της αφθονίας και του βιο-όγκου του μικροπλαγκτού και η ταυτόχρονη αύξηση της αφθονίας του ζωοπλαγκτού που παρατηρείται κατά τον μήνα Φεβρουάριο επιπλέον υποδεικνύουν την επιτυχή μεταφορά ενέργειας από το μικροπλαγκτόν στα ανώτερα τροφικά επίπεδα στον Κόλπο της Καλλονής.

Σε αντίθεση με τις κλίσεις των NB-SS των επιμέρους πλαγκτικών κλασμάτων, η κλίση της καμπύλης για το συνολικό πλαγκτόν διαπιστώθηκε ότι δεν συσχετίστηκε με καμία περιβαλλοντική παράμετρο. Το γεγονός αυτό υποδηλώνει σχετική σταθερότητα στην

απόδοση μεταφοράς ενέργειας προς τα ανώτερα τροφικά επίπεδα καθ' όλη τη διάρκεια του έτους, ανεξάρτητα από την επικράτηση αυτότροφων ή ετερότροφων διεργασιών στο πλαγκτικό τροφικό πλέγμα. Πρέπει να λάβουμε υπ' όψιν ότι τα χαρακτηριστικά της κατανομής των μεγεθών της πλαγκτικής βιοκοινότητας και οι παράμετροι της NB-SS ενός υδάτινου σώματος είναι το αποτέλεσμα του συνδυασμού ποικίλων διεργασιών σε επίπεδο ατόμου, αλληλεπίδρασης με άλλα άτομα και με το φυσικό περιβάλλον σε δεδομένο χώρο και χρόνο (Rodriguez 1994). Κατά συνέπεια, είναι πιθανόν η διακύμανση των περιβαλλοντικών παραμέτρων να αποτυπώνεται με χρονοκαθυστέρηση και η συσχέτισή τους με τις παραμέτρους των NB-SS ίσως να ήταν δυνατή μετά από κάποια χρονική περίοδο. Μία άλλη πιθανή αιτία για την έλλειψη της συσχέτισης αυτής είναι η σχετικώς χαμηλή γραμμικότητα του φάσματος όπως και ο σχετικώς περιορισμένος αριθμός δειγμάτων που χρησιμοποιήθηκε για τη συγκεκριμένη ανάλυση (20 για το μικροπλαγκτόν, 20 από το δίχτυ 90 μm και 20 από το δίχτυ 200 μm).

4.3.3.3 Παραγωγικότητα και σταθερότητα του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος

Υψηλές τιμές της παραμέτρου β υποδηλώνουν χαμηλή παραγωγικότητα ενώ υψηλές τιμές του συντελεστή προσδιορισμού (r²) της NB-SS αντιπροσωπεύουν σταθερότητα στη σύνθεση της βιοκοινότητας. Στον Κόλπο της Καλλονής για το ολικό πλαγκτόν οι χαμηλότερες τιμές της παραμέτρου β και οι υψηλότερες τιμές του συντελεστή παλινδρόμησης (r²) απαντώνται στον πιο ολιγοτροφικό σταθμό στην ανοιχτή θάλασσα (S1). Η παρατήρηση αυτή αναδεικνύει την αντίθετη σχέση μεταξύ παραγωγικότητας και σταθερότητας στο πλαγκτικό τροφικό δίκτυο και έρχεται σε συμφωνία με τα αποτελέσματα άλλων μελετών, οι οποίες αναφέρουν ότι η γραμμικότητα των NB-SS είναι πιο έντονη σε σχετικώς σταθερά περιβάλλοντα όπως τα ολιγοτροφικά (Sprules & Munawar 1986, Rodriguez & Mullin 1986b).

Ως προς τη χρονική διακύμανση της παραμέτρου β για όλα τα πλαγκτικά κλάσματα οι μέγιστες τιμές της κατεγράφησαν τον Φεβρουάριο. Το γεγονός αυτό υποδηλώνει ότι ο ενεργειακός παλμός που προκλήθηκε στο σύστημα με την εισροή των θρεπτικών στον Κόλπο κατά τη χειμερινή περίοδο δεν οδήγησε στην αύξηση της παραγωγικότητας από το μικροπλαγκτόν έως το μεσοζωοπλαγκτόν (Zhou 2006, Basebow *et al.* 2010). Αντιθέτως ο συντελεστής προσδιορισμού (r²) κυμάνθηκε σε κάθε κλάσμα διαφορετικά χωρίς να ακολουθείται κάποιο ευδιάκριτο χρονικό πρότυπο. Στο μικροπλαγκτόν και το μικρότερο ζωοπλαγκτικό κλάσμα (90 μm), οι μέγιστες τιμές παρατηρήθηκαν τον Μάιο και τον Αύγουστο αντιστοίχως, ενώ στο μεγάλο ζωοπλαγκτικό κλάσμα (200 μm) οι μέγιστες τιμές παρατηρήθηκαν τον Φεβρουάριο.

Στο σύνολο των πλαγκτικών κλασμάτων το χρονικό πρότυπο διακύμανσης της παραμέτρου β της NB-SS ήταν ανάλογο του συντελεστή προσδιορισμού (r²) με τις ελάχιστες τιμές και των δύο παραμέτρων να σημειώνονται τον Φεβρουάριο ταυτόχρονα με τις ελάχιστες τιμές βιοποικιλότητας σε όλα τα πλαγκτικά κλάσματα. Η αυξημένη εισροή θρεπτικών που παρατηρήθηκε τον Φεβρουάριο δεν είχε ως αποτέλεσμα την αύξηση της παραγωγικότητας στο σύνολο του πλαγκτικού τροφικού δικτύου. Το φαινόμενο αυτό μπορεί να αποδοθεί σε ενργειακές απώλειες κατά τη μεταφορά ενέργειας από το ένα πλαγκτικό κλάσμα στο επόμενο, στην αυξημένη ανακύκλωση της βιομάζας στα χαμηλά τροφικά επίπεδα, και ενδεχομένως στην εξαγωγή της ενέργειας ή της βιομάζας από το πλαγκτικό τροφικό πλέγμα (π.χ. λόγω καταβύθισης). Παράλληλα, η παρατηρηθείσα χαμηλή γραμμικότητα (μικρό r^2) της NB-SS για το ολικό πλαγκτόν τον Φεβρουάριο στον κόλπο της Καλλονής, μπορεί επίσης να συσχετιστεί με την εισροή θρεπτικών που δέχθηκε το οικοσύστημα του Κόλπου (Rodríguez & Mullin 1986b, Rodríguez et al. 1987). Σε δυναμικά συστήματα παρατηρούνται συχνά χαμηλοί συντελεστές γραμμικότητας (r²), οι οποίοι ερμηνεύονται ως έλλειψη καθορισμένης τροφικής δομής στη βιοκοινότητα και αποτελούν ένδειξη μη ισορροπίας συστήματος (Boudreau *et al*. 1991, Thiebaux & Dickie 1993). Οι χαμηλές τιμές του συντελεστή προσδιορισμού (r²) που παρατηρήθηκαν τον Φεβρουάριο, είναι αντιπροσωπευτικές διαταραχών στη δομή της βιοκοινότητας λόγω εξωτερικών πιέσεων ή ενεργειακών εισροών στο σύστημα (Rodriguez & Mullin 1986, Sourisseau & Carlotti 2006).

5 Συμπεράσματα

- Το απόθεμα του ζωοπλαγκτού στον κόλπο της Καλλονής βρέθηκε μεγαλύτερο όχι μόνο σε σχέση με τα ελληνικά παράκτια οικοσυστήματα αλλά και με το ευρύτερο περιβάλλον της Μεσογείου αναδεικνύοντας την ιδιαιτερότητα του συστήματος.
- Στην οικολογία του ζωοπλαγκτού η χωρική δομή της βιοκοινότητας είναι πιο σημαντική από τα χρονικά πρότυπα διακύμανσής της, καθώς παρατηρήθηκε σαφής διαχωρισμός μεταξύ της ζωοπλαγκτικής συνάθροισης στην ανοιχτή θάλασσα σε σχέση με εκείνη στο εσωτερικό του Κόλπου ενώ η χρονική της διακύμανση χαρακτηρήστηκε από πολλαπλές εξάρσεις ακαθορίστου προτύπου.
- Τα σημαντικότερα είδη στη ζωοπλαγκτική συνάθροιση στο εσωτερικό του κόλπου της Καλλονής ήταν τα μικρά (< 1 mm) νηρητικά κωπήποδα Oithona nana, Paracalanus parvus, Euterpina acutifrons, Centropages ponticus, Parvocalanus crassirostris, Acartia clausi και το κλαδοκεραιωτό Penilia avirostris.
- Πρώτη καταγραφή του μικρού καλανοειδούς κωπηπόδου Parvocalanus crassirostris στο Αιγαίο.
- Η απλοποιημένη σύνθεση της ζωοπλαγκτικής συνάθροισης, η κυριαρχία των μικρών κωπηπόδων (< 1 mm) και η επικράτηση ενός είδους (*Oithona nana*) στο εσωτερικό και πιο παραγωγικό μέρος του κόλπου της Καλλονής αντανακλούν την επίπτωση της συνεργικής δράσης της διακύμανσης των περιβαλλοντικών παραμέτρων και του ευτροφισμού στη ζωοπλαγκτική βιοκοινότητα.
- Η χρήση του διχτυού 90 μm οδήγησε στην αποκάλυψη της αριθμητικής κυριαρχίας
 των μικρών κωπηπόδων (<1 mm) καθώς και των αναπτυξιακών σταδίων των
 κωπηπόδων, η οποία αναδεικνύει τη σημαντικότητα του κλάσματος μικρού
 μεγέθους στον κόλπο της Καλλονής.
- Η συχνότητα και το ύψος των βροχοπτώσεων και ο επακόλουθος εμπλουτισμός αποτελούν κυρίαρχο φαινόμενο στη λειτουργία του οικοσυστήματος του κόλπου

της καλλονής καθώς επηρεάζουν α) τη διακύμανση των περιβαλλοντικών παραμέτρων που ελέγχουν την εποχική κατανομή και διαδοχή των ζωοπλαγκτικών ομάδων και ειδών (θερμοκρασία, αλατότητα, Chl α, HB βιομάζα, θρεπτικά) και β) διαμορφώνουν την επικράτηση των αυτότροφων ή ετερότροφων διεργασιών στη βάση του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος.

- Οι χαμηλές τιμές αφθονίας του μικροφυτοπλαγκτού τον Φεβρουάριο του 2011 στον κόλπο της Καλλονής αποδόθηκαν σε έναν συνδυασμό μηχανισμών ελέγχου της αφθονίας τους, δηλ. εκ των «κάτωθεν προς τα άνω» μέσω των περιορισμένων συγκεντρώσεων θρεπτικών και εκ των «άνωθεν προς τα κάτω» μέσω της αυξημένης θηρευτικής πίεσης από τα βλεφαριδωτά, τους ναυπλίους και το κωπήποδο A.clausi.
- Η αυξημένη διαθεσιμότητα κατάλληλων θηραμάτων (CB, ANF) σε συνδυασμό με την έλλειψη έντονης θηρευτικής πίεσης λόγω μείωσης της αφθονίας του Oithona nana συνεισέφεραν στην ανάπτυξη του πληθυσμού των βλεφαριδωτών τον Φεβρουάριο 2011.
- Τα κωπήποδα στον κόλπο της Καλλονής αποτελουν σημαντικά δομικά και λειτουργικά συστατικά του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος, καθώς μέσω θηρευτικής πίεσης διαμορφώνουν την αφθονία και την σύνθεση του μικροπλαγκτού κλάσματος.
- Η συνολική απόδοση μεταφοράς ενέργειας από τους μικρούς οργανισμούς στους μεγαλύτερους στο πλαγκτικό τροφικό πλέγμα στον Κόλπο της Καλλονής διαπιστώθηκε ότι είναι υψηλή και ανεξάρτητη των επικρατούντων αυτότροφων ή ετερότροφων διεργασιών.
- Η εισροή των θρεπτικών στον κόλπο της Καλλονής κατά τη χειμερινή περίοδο και ο συνακόλουθος ενεργειακός παλμός οδηγεί σε αύξηση της απόδοσης μεταφοράς ενέργειας και θηρευτικής δραστηριότητας των επιμέρους πλαγκτικών κλασμάτων όχι όμως στο σύνολο του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος καθώς διαταράσσει την ισορροπία της πλαγκτικής βιοκοινότητας αυξάνωντας τις απώλειες ενέργειας κατά της μεταφορά της από το ένα κλάσμα στο επόμενο.

6 Περίληψη

Η παρούσα διδακτορική διατριβή έχει ως αντικείμενο μελέτης τη χωροχρονική διακύμανση του ζωοπλαγκτού στον Κόλπο της Καλλονής (ΒΑ Αιγαίο) σε σχέση με τις αβιοτικές και βιοτικές παραμέτρους και τον ρόλο του στο τροφικό πλέγμα. Η διατριβή βασίστηκε σε δεδομένα που συλλέχθηκαν κατά τη διάρκεια δύο ετών από τον Κόλπο Καλλονής της νήσου Λέσβου, ο οποίος αποτελεί ένα παράκτιο, αβαθές, ημίκλειστο θαλάσσιο οικοσύστημα στην Ανατολική Μεσόγειο. Η λειτουργία του οικοσυστήματος αυτού, επηρεάζεται σημαντικά από την περιβάλλουσα λεκάνη απορροής. Το πρώτο έτος οι δειγματοληψίες διεξήχθησαν σε μηνιαία βάση σε ένα δίκτυο επτά επιλεγέντων σταθμών στο εσωτερικό του κόλπου, στον δίαυλο και στην ανοιχτή θάλασσα. Επιπλέον, εποχικές δειγματοληψίες διεξήχθησαν κατά τη διάρκεια του δεύτερου έτους, σε πέντε από τους επτά σταθμούς. Η ωκεανογραφική πληροφορία που συλλέχθηκε περιελάμβανε φυσικές, χημικές και βιολογικές παραμέτρους, ενώ ιδιαίτερη έμφαση δόθηκε στη συστηματική ανάλυση και στη βιομετρία των κωπηπόδων. Βασικός στόχος ήταν η διερεύνηση του ρόλου της χωρικής και χρονικής ετερογένειας του οικοσυστήματος στη διαμόρφωση των προτύπων κατανομής των ζωοπλαγκτικών οργανισμών και στη μεταφορά της ενέργειας στο πλαγκτικό τροφικό πλέγμα.

Η σύγκριση των αποτελεσμάτων της παρούσας διατριβής με δεδομένα άλλων ερευνών σε παρόμοια συστήματα τηςΜεσογείου αναδεικνύει την ιδιαιτερότητα του Κόλπου της Καλλονής καθώς διαπιστώθηκαν ιδιαίτερα υψηλές τιμές ζωοπλαγκτικού αποθέματος όχι μόνο σε σχέση με τα ελληνικά παράκτια οικοσυστήματα αλλά και με το ευρύτερο περιβάλλον της Μεσογείου. Σε σχέση με την οικολογία του ζωοπλαγκτού διαπιστώθηκε ότι η χωρική δομή της βιοκοινότητας είναι πιο σημαντική από τα χρονικά πρότυπα διακύμανσής της και παρατηρήθηκε καθαρός διαχωρισμός μεταξύ της ζωοπλαγκτικής συνάθροισης στην ανοιχτή θάλασσασε σχέση με εκείνηστο εσωτερικό του κόλπου.

Τα κυρίαρχα είδη που συνθέτουν την τοπική νηριτική συνάθροιση στο εσωτερικό του Κόλπου είναι κοινά στα παράκτια ύδατα της Μεσογείου, είναι ταμικρά κωπήποδα (<1m) Oithona nana, Paracalanus parvus, Euterpina acutifrons, Centropages ponticus, Parvocalanus crassirostris, Acartia clausiκαι το κλαδοκεραιωτό Penilia avirostris. Η βιοποικιλότητα στο εσωτερικό του κόλπου διαπιστώθηκε ότι είναιχαμηλή σε σχέση με τα παρακείμενα ύδατα του Β. Αιγαίου και η χρονική της διακύμανση αφορούσε περισσότερο στην κυριαρχία των προαναφερθέντων κυρίαρχων ειδών και όχι διαφορετικών συναθροίσεων. Οι χαμηλές τιμές βιοποικιλότητας, η κυριαρχία των μικρών κωπηπόδων καθώς και η απλοποιημένη σύνθεση της ζωοπλαγκτικής συνάθροισης στο εσωτερικό και πιο παραγωγικό μέρος του Κόλπου αντανακλούν την επίδραση του ευτροφισμού και της διακύμανσης των περιβαλλοντικών παραμέτρων στη σύνθεση της ζωοπλαγκτικής βιοκοινότητας.

Οι εισροές θρεπτικών κατά τη διάρκεια του χειμώνα αναδείχθηκαν σε κυρίαρχο φαινόμενο το οποίο ελέγχει τις βιολογικές διεργασίες στο τροφικό πλαγκτικό δίκτυο καθώς επηρεάζουν τη διακύμανση των περιβαλλοντικών παραμέτρων (θερμοκρασία, αλατότητα, Chl α, HB βιομάζα και θρεπτικά) που ελέγχουν την εποχική κατανομή και διαδοχή των ζωοπλαγκτικών ομάδων και ειδών. Στη διαχρονική περιβαλλοντική ετερογένεια το μεγαλύτερο ζωοπλαγκτικό κλάσμα έδειξε μεγαλύτερη ευαισθησία. Η συνολική μεταβολή της ζωοπλαγκτικής βιοκοινότητας κατά τη διάρκεια των δύο ετών (2009-11)έγκειται στη μείωση της αφθονίας κατά το δεύτερο έτος των κυρίαρχων ειδών του πρώτου έτους*O.nana*και *P.avirostris*, με ταυτόχρονη αύξηση της αφθονίας του *A.clausi*.

Η χρήση του διχτυού 90μm οδήγησε στην αποκάλυψη της αριθμητικής κυριαρχίας των μικρών κωπηπόδων (<1 mm) καθώς και των αναπτυξιακών σταδίων των κωπηπόδων στον κόλπο της Καλλονής, η οποία αναδεικνύει τη σημαντικότητα του μικρού κλάσματος στην περιοχή. Η αφθονία του μεσοζωοπλαγκτού θα είχε υποεκτιμηθεί με την αποκλειστική χρήση διχτυού μεγάλου διαμετρήματος (200 μm) ενώ αντιστοίχωςη βιοποικιλότητα θα είχε υποεκτιμηθεί με την αποκλειστική χρήση του διχτυού μικρού διαμετρήματος (90 μm). Η παρούσα μελέτη ενθαρρύνει την παράλληλη χρήση δειγματοληπτικών εργαλείων για την ακριβέστερη περιγραφή και κατανόηση των πλαγκτικών βιοκοινοτήτων και των οικολογικών διεργασιών στο θαλάσσιο οικοσύστημα.

Η έλλειψη συσχέτισης μεταξύ των φυτοπλαγκτικών και των ζωοπλαγκτικών ταξινομικών μονάδων υποδεικνύει την πολυπλοκότητα που διέπει τις πλαγκτικές τροφικές αλληλεπιδράσεις, οι οποίες δεν διέπονται από αποκλειστικώς τροφικά μοτίβα. Τα κωπήποδα στον κόλπο της Καλλονής διαδραματίζουν έναν κρίσιμο τροφικό ρόλο στο πλαγκτικό τροφικό πλέγμα καθώς ανάλογα με τα κυρίαρχα είδη διαμορφώνουν μέσω της θήρευσης πίεσης ή της έλλειψής της, την αφθονία και τη σύνθεση του μικροπλαγκτού κλάσματος. Οι χαμηλές τιμές αφθονίας του φυτοπλαγκτού που διαπιστώθηκαν κατά τον μήνα Φεβρουάριο του 2011 στον κόλπο της Καλλονής αποδόθηκαν σε έναν συνδυασμό μηχανισμών ελέγχου της αφθονίας τους, δηλ. εκ των«κάτωθεν προς τα άνω» μέσω της

142

αυξημένης θηρευτικής πίεσης από τα βλεφαριδωτά, τους ναυπλίους και το κωπήποδο *A.clausi*. Η αυξημένη διαθεσιμότητα κατάλληλων θηραμάτων (CB, ANF) σε συνδυασμό με την έλλειψη έντονης θηρευτικής πίεσης λόγω της μείωσης αφθονίας των κωπηπόδων που κυρίως τρέφονται με πρωτόζωα όπως τα *O.nana*, *P.parvus* και *C.ponticus*, συνεισέφεραν στην ανάπτυξη υψηλών τιμών αφθονίας των βλεφαριδωτών.

Ο ενεργειακός παλμός που προκλήθηκε στο σύστημα κατά τον μήνα Φεβρουάριο με την εισροή χειμερινών θρεπτικών στον Κόλπο οδήγησε στην υψηλότερη απόδοση της μεταφοράς ενέργειας σε όλα τα επί μέρους πλαγκτικά κλάσματα. Παρά ταύτα δεν παρατηρήθηκε το ίδιο για το σύνολο του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος, γεγονός που μπορεί να αποδοθεί στη χαμηλή απόδοση στη μεταφοράς ενέργειας από το ένα πλαγκτικό κλάσμα στο άλλο, στην αυξημένη ανακύκλωση της βιομάζας στα χαμηλά τροφικά επίπεδα και ίσως στην εξαγωγή ενέργειας ή βιομάζας από το πλαγκτικό τροφικό πλέγμα (π.χ. λόγω καταβύθισης). Άλλωστε οι εξωτερικές πιέσεις και πιο συγκεκριμένα οι ενεργειακές εισροές που παρατηρήθηκαν κατά τον μήνα Φεβρουάριο διετάραξαν τη δομή της πλαγκτικής βιοκοινότητας, η οποία χαρακτηρίστηκε από χαμηλή βιοποικιλότητα και έλλειψη καθορισμένης δομής γεγονός που αποτελεί ένδειξη της μη ισορροπίας του συστήματος. Η τελευταία εν τέλει επηρέασε την απόδοση της μεταφοράς ενέργειας σε ολόκληρο το πλαγκτικό τροφικό κλάσμα. Αντιθέτως, η μέγιστη ισορροπία της πλαγκτικής βιοκοινότητας παρατηρήθηκε όταν και η βιοποικιλότητα έλαβε τη μέγιστη τιμή της αναδεικνύοντας την αμφίδρομη φύση της διασύνδεσης ανάμεσα στη σταθερότητα και τη βιοποικιλότητα των πλαγκτικών βιοκοινοτήτων.

Συνολικά όμως στον Κόλπο της Καλλονής, η μέση κλίση της NB-SS στην παρούσα μελέτη, όπως αυτή προκύπτει από τη σύνθεση του μικροπλαγκτού και του ζωοπλαγκτού των χρησιμοποιηθέτων δύο τύπων διχτυών,ήταν -1,009. Η τιμή αυτή υποδηλώνει υψηλή απόδοση στη μεταφορά ενέργειας από τους μικρούς οργανισμούς στους μεγαλύτερους μέσα στο τροφικό πλέγμα στον Κόλπο της Καλλονής, έντονη θηρευτική δραστηριότητα και επιβεβαιώνει την αυστηρή κανονικότητα ως προς την κατανομή των μεγεθών στα θαλάσσια συστήματα ακόμα και στα δυναμικά παράκτια συστήματα.

Ολιστικές μελέτες πεδίου που εξετάζουν ταυτόχρονα όλα τα συστατικά του πλαγκτικού συστήματος, από βακτήρια έως μεσοζωοπλαγκτόν, και συσχετίζουν το βιοτικό τμήμα με τις αβιοτικές παραμέτρους υπάρχουν ελάχιστες στη βιβλιογραφία. Η ολιστική προσέγγιση ως προς τα πλαγκτικά κλάσματα που ακολουθήθηκε στην παρούσα διατριβή συνεισέφερε στην κατανόηση των μηχανισμών που καθορίζουν τη μεταφορά ενέργειας μέσω της διαμόρφωσης των ζωοπλαγκτικών βιοκοινοτήτων.

7 Summary

The research objective of the current work was the quantitative study of the ecological processes regulating the structure, dynamics and diversity of zooplankton communities and their role in the planktonic food web in coastal ecosystems. Emphasis was placed on (a) the analysis of structural changes and species succession patterns of zooplankton communities in response to the environmental variability, (b) the exploration of the importance of the smaller size fraction of zooplankton and (c) the investigation of the role of copepods in the energy flux in the planktonic food web.

The work was based on information collected during two annual cycles from a coastal, shallow, semi-enclosed marine ecosystem in the Aegean Sea, Kalloni Gulf, in Lesvos Island, Greece. The functioning of this ecosystem is strongly influenced by the surrounding watershed and it can be considered as typical for Eastern Mediterranean. Sampling was carried out from a network of seven stations located in the interior of the gulf, in the channel connecting the gulf to the open sea and in the open sea on a monthly basis the first and on a seasonal the second year of the study. Basic oceanographic information was collected, including physical, chemical and biological variables. Zooplankton samples were collected using two nets (90 μ m and 200 μ m) whereas emphasis was placed on copepod and cladoceran taxonomy and copepod biometrics.

The overall zooplankton standing stock in Kalloni Gulf, according to the present study, was found higher than those typically reported for other similar Mediterranean ecosystems including Greek coastal regions highlighting the uniqueness of the ecosystem. In opposition to the environmental parameters, for copepod ecology the spatial structure is more important than the seasonal patterns. There was a clear separation between the open sea and the inner gulf copepod assemblage, the first consisting of estuarine and marine copepods whereas the second consisted strictly only of coastal species.

The species that seemed to favor the eutrophic, dynamic and enclosed nature of Kalloni Gulf were the small sized copepods (<1 mm) *Oithona nana, Paracalanus parvus, Euterpina acutifrons, Centropages ponticus, Parvocalanus crassirostris, Acartia clausi* and the claodceran *Penilia avirostris* which formed a resident neritic copepod assemblage. These eurythermal and eurysaline species are commonly found in coastal waters of the Mediterranean. Biodiversity indices were found to be low inside the embayment in comparison to its adjacent N Aegean Sea and its temporal variability concerned mostly the

dominance of the aforementioned species rather than the presence of different sets of species. The simplified faunistic composition, the low biodiversity values and the dominance of small-sized copepods in Kalloni Gulf reflects the extreme environmental fluctuation and the increasing magnitude of eutrophication at the inner gulf.

Zooplankton abundance, diversity and species composition in the Gulf was also strongly affected by interactions with the surrounding land, namely by freshwater inputs during the winter period. Freshwater inputs were a dominant phenomenon controlling the biological processes within the planktonic food web by altering the main drivers of temporal variability and species succession (temperature, salinity, TON, TOP, ChI α and HB biomass). Small size zooplankton fraction was more resilient to the biannual environmental variability than its larger counterpart. The overall shift of the zooplankton community was attributed to the decline of *O.nana* and *P.avirostis* abundance the second year with the concurrent increase of *A.clausi*.

The use of a 90 µm revealed the numerical dominance of small sized species (<1m) and copepod larval stages in the community indicating the significance of the small-size fraction in Kalloni Gulf. Our findings confirm that the exclusive use of coarse nets inadequately estimates the abundance of the copepod smaller size fraction, but on the other hand, the use of finer meshes alone undervalues biodiversity indices. The outcome of the current work encourages the use of combined sampling techniques for a more precise description and understanding of planktonic communities and ecological processes in the marine environment.

The observed lack of correlations among zooplankton and phytoplankton species reveals the complexity that governs trophic interactions in the planktonic food web which cannot be described by exclusive feeding patterns. Copepods play a crucial role in the planktonic food web in Kalloni Gulf since they are able to shape, through 'top down' mechanisms, microplankton abundance and composition. The predation pressure of the calanoid copepod *A.clausi* was responsible for the low phytoplankton abundance values met in February 2011, while the concurrent increase of ciliate abundance can be attributed to the limited predation pressure on their population, since the abundance of the copepods that mostly prey upon ciliates (e.g. *O.nana*, *P.parvus* and *C.ponticus*) fluctuated at their annual minimum levels.

The energy pulse that occurred in the system in February from the nutrient input led to higher energy transfer efficiency and to increased productivity within all planktonic compartments. Thus in Kalloni Gulf, nutrients fueling primary and secondary production plays a critical role in determining plankton size structure. Nevertheless, that was not the case for the entire planktonic food web probably due to low transfer efficiency in between compartments, to biomass recycling or to biomass losses (e.g. due to sinking) in each compartment separately. The external forcing in the form of a sudden energy input in February disturbed the stability of the plankton community which was characterized by low biodiversity and absence of a clear structure which in turn may have influenced the energy transfer efficiency to higher levels and the overall productivity. Conversely, maximum stability and productivity of the food web were observed in November, when biodiversity reached its maximum revealing the reciprocal relationships among productivity, stability and biodiversity in plankton communities.

The interpretation of the NB-SS slopes in dynamic environments (far from steadystate conditions) must be cautious about assuming linearity. Dome patterns and the low correlation of NBSS appear to be a property of unstable water columns and might suggest the variation of physical environment and/or the active interaction between individuals including competition and predation. The dome patterns observed represent the dominance of ecological scaling over metabolic scaling, in which the processes at the level of interactions with other individuals and the physical environment were dominant. Nevertheless it is worth mentioning that the mean NBSS slope of -1.009 indicates relatively high trophic transfer efficiency from small to large organisms, top-down control of the ecosystem and confirms the strict regularity in size structure in the marine environment even in highly dynamic costal systems.

Field studies concerning concurrently all the compartments of the planktonic food web while correlating them with abiotic parameters are very scarce in literature. The holistic approach that was applied in the current study offered an insight to the mechanisms that define the zooplankton community structure and its role in the energy transfer in the planktonic food web.

8 Βιβλιογραφία

Alcaraz M, Saiz E, Calbet A, Trepat I, Broglio E (2003) Estimating zooplankton biomass through image analysis. Marine Biology, 143, 2, 307-315.

Angelidis MO, Geffen AJ, Aloupi M (2001) Trace metal distribution in core sediments and pore water from Kalloni Bay, Lesvos, Greece. Proc. Inter. Conf. Envir. Scie. Tech. 1, 32-39.

Anderson MJ, Gorley RN & Clarke KR (2008) Permanova + for primer: guide to software and statistical methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Araujo HMP, Nascimento-Vieira DA, Neumann-Leitão S, Schwamborn R, Lucas APO, Alves JPH (2008) Zooplankton community dynamics in relation to the seasonal cycle and nutrient inputs in an urban tropical estuary in Brazil. Brazilian Journal of Biology, 68, 4, 751-762.

Archambault P, Roff JC, Bourget E, Bang B, Ingram GR (1998) Nearshore abundance of zooplankton in relation to shoreline configuration and mechanisms involved. Journal of Plankton Research, 20, 671-690.

Arhonditsis G, Eleftheriadou M, Karydis M, Tsirtsis G (2003) Eutrophication risk assessment in coastal embayments using simple statistical models. Marine Pollution Bulletin, 46, 9, 1174-1178.

Atienza D, Calbet A, Saiz E, Alcaraz M, Trepat I (2006) Trophic impact, metabolism, and biogeochemical role of the marine cladoceran *Penilia avirostris* and the co-dominant copepod *Oithona nana* in NW Mediterranean coastal waters. Marine Biology, 150(2), 221-235.

Atienza D, Saiz E, Skovgaard A, Trepat I, Calbet A (2008) Life history and population dynamics of the marine cladoceran *Penilia avirostris* (Branchiopoda: Cladocera) in the Catalan Sea (NW Mediterranean). Journal of Plankton Research 30, 4, 345-357.

Azam F, Fenchel T, Field JG, Gray JS, Meyer-Reil LA, Thingstad F (1983) The ecological role of water-column microbes in the sea. Estuaries, 50, 2, 257-263.

Badylak S & Phlips EJ (2008) Spatial and temporal distributions of zooplankton in Tampa Bay, Florida, including observations during a HAB event. Journal of Plankton Research, 30, 4, 449-465.

Banse K (1994) Grazing and zooplankton production as key controls of phytoplankton production in the open ocean. Oceanography 7, 13-20.

Basedow SL, Tande KS, Zhou M (2010) Biovolume spectrum theories applied: spatial patterns of trophic levels within a mesozooplankton community at the polar front. Journal of plankton research, 32, 8, 1105-1119.

Bonnet D & Frid C (2004) Seven copepod species considered as indicators of water-mass influence and changes: results from a Northumberland coastal station. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 61, 4, 485-491.

Böttjer D, Morales CE, Bathmann U (2010) Trophic role of small cyclopoid copepod nauplii in the microbial food web: a case study in the coastal upwelling system off central Chile. Marine biology, 157, 4, 689-705.

Boudreau PR, Dickie LM, Kerr SR (1991) Body-size spectra of production and biomass as system-level indicators of ecological dynamics. Journal of Theoretical Biology 152, 3, 329–339.

Boxshall GA & Halsey SH (2004) An introduction to copepod diversity. Ray Society.

Brown JH & Gillooly JF (2003) Ecological food webs: high-quality data facilitate theoretical unification. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 100, 4, 1467–1468.

Brown JH, Gillooly JF, Allen AP, Savage VM, West GB, (2004) Toward a metabolic theory of ecology. Ecology 85, 7, 1771–1789.

Brown JH, Gillooly JF, Allen AP, Savage VM, West GB (2004). Toward a metabolic theory of ecology. Ecology 85, 7, 1771–1789.

Buitenhuis E, Le Quéré C, Aumont O, Beaugrand G, Bunker A, Hirst A, Ikeda T, O'Brien T, Piontkovski S, Straile D (2006) Biogeochemical fluxes through mesozooplankton. Global Biogeochemical Cycles 20, 2, GB2003, doi:10.1029/2005GB002511.

Calbet A, Landry MR, Scheinberg RD (2000) Copepod grazing in a subtropical bay: speciesspecific responses to a midsummer increase in nanoplankton standing stock. Marine Ecology Progress Series, 193, 75-84.

Calbet A, Garrido S, Saiz E, Alcaraz M, & Duarte CM (2001) Annual zooplankton succession in coastal NW Mediterranean waters: the importance of the smaller size fractions. Journal of Plankton Research, 23, 3, 319-331.

Calbet A & Landry MR (2004) Phytoplankton growth, microzooplankton grazing, and carbon cycling in marine systems. Limnology and Oceanography 49, 51-57.

Calbet A & Saiz E (2005) The ciliate-copepod link in marine ecosystems. Aquatic Microbial Ecology, 38, 2, 157-167.

Cervetto G, Gaudy R, Pagano M (1999) Influence of salinity on the distribution of Acartia tonsa (Copepoda, Calanoida). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 239, 1, 33-45.

Chen M, Chen B, Harrison P, Liu H (2011) Dynamics of mesozooplankton assemblages in subtropical coastal waters of Hong Kong: A comparative study between a eutrophic and mesotrophic coastal site. Continental Shelf Research 31, 1075-1086.

Chew LL & Chong VC (2011) Copepod community structure and abundance in a tropical mangrove estuary, with comparisons to coastal waters. Hydrobiologia, 666, 1, 127-143.

Christaki U, Giannakourou A, Van Wambeke F, Grégori G (2001) Nanoflagellate predation on auto-and heterotrophic picoplankton in the oligotrophic Mediterranean Sea. Journal of Plankton Research, 23, 11, 1297-1310.

Christou ED & Verriopoulos GC (1993). Length, weight and condition factor of *Acartia clausi* (Copepoda) in the Eastern Mediterranean. Journal of the marine Biological Association of the United Kingdom, 73, 2, 343-353.

Christou ED & Stergiou KI (1998) Modelling and forecasting the fortnightly cladoceran abundance in the Saronikos Gulf (Aegean Sea). Journal of Plankton Research, 20, 1313-1320.

Clarke KR & Warwick RM (1994) Similarity-based testing for community pattern: the twoway layout with no replication. Marine Biology, 118, 1, 167-176.

Colebrook JM (1982) Continuous plankton records: seasonal variations in the distribution and abundance of plankton in the North Atlantic Ocean and the North Sea. Journal of Plankton Research, 4, 3, 435-462.

Conversi A, Peluso T, & Fonda-Umani S (2009) Gulf of Trieste: a changing ecosystem. Journal of Geophysical Research: Oceans (1978–2012) 114, C3.

Cooley WW & Lohnes PH (1971) Multivariate data analysis. John Wiley. New York.

Cushing DH (1989) A difference in structure between ecosystems in strongly stratified waters and in those that are only weakly stratified. Journal of Plankton Research, 11, 1, 1-13.

Cushing DH (1990) Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the Match/Mismatch hypothesis. Advances in Marine Biology 26, 249-293).

Daewel U, Hjøllo SS, Huret M, Ji R, Maar M, Niiranen, S, Travers-Trolet M, Peck MA, Van de Wolfshaar KE (2014) Predation control of zooplankton dynamics: a review of observations and models. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 71, 2, 254-271.

Dahms HU & Hwang JS (2010) Perspectives of underwater optics in biological oceanography and plankton ecology studies. Journal of Marine Science and Technology, 18(1), 112-121.

Daly KL & Smith WO (1993) Physical-biological interactions influencing marine plankton production. Annual Review of Ecology and Systematics, 555-585.

Daufresne M, Lengfellner K, Sommer U (2009) Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences, 106, 31, 12788-12793.

Debenay JP, Millet B, Angelidis MO (2005) Relationships between foraminiferal assemblages and hydrodynamics in the Gulf of Kalloni, Greece. The Journal of Foraminiferal Research, 35, 4, 327-343.

Deibel D (1998) Feeding and metabolism of Appendicularia. The biology of pelagic tunicates. Oxford University Press, Oxford, 139-149.

De Puelles MLF, Pinot JM, and Valencia J (2003) Seasonal and interannual variability of zooplankton community in waters off Mallorca island (Balearic Sea, Western Mediterranean): 1994–1999, Oceanol. Acta, 26, 673–686.

De Puelles MLF, Lopéz-Urrutia A, Morillas A, Molinero JC (2009) Seasonal variability of copepod abundance in the Balearic region (Western Mediterranean) as an indicator of basin scale hydrological changes. Hydrobiologia, 617, 1, 3-16.

De Robertis A, Jaffe JS, Ohman MD (2000) Size-dependent visual predation risk and the timing of vertical migration in zooplankton. Limnology and Oceanography 45, 1838–1844.

De Robertis A (2002) Size-dependent visual predation risk and the timing of vertical migration: an optimization model. Limnology and Oceanography 47, 925–933.

Di Mauro RP (2011) Variación interanual del mesozooplancton de la plataforma bonaerense en primavera: Introducción de las nuevas metodologías para su análisis (Doctoral dissertation, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires).

Dimitriadis C, Evagelopoulos A, Koutsoubas D (2012) Functional diversity and redundancy of soft bottom communities in brackish waters areas: local vs regional effects. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 426, 53-59.

Drira Z, Belhassen M, Ayadi H, Hamza A, Zarrad R, Bouain A, Aleya L (2010) Copepod community structure related to environmental factors from a summer cruise in the Gulf of Gabes (Tunisia, eastern Mediterranean Sea). Marine Biological Association of the United Kingdom, 90, 145-157.

Duarte CM, Agustí S, Gasol JM, Vaqué D, Vazquez-Dominguez E (2000) Effect of nutrient supply on the biomass structure of planktonic communities: an experimental test on a Mediterranean coastal community. Marine Ecology-Progress Series, 206, 87-95.

Edwards M & Richardson AJ (2004) Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. Nature, 430, 881–884.

Eleftheriou A, Anagnostopoulou- V, Anastasopoulou E, Ates SA, Bachari N, El I, Cavas L, Cevik F, Ulhas M, Cevik F, Delos AL, Derici OB, Erguden D, Fragopoulu N, Giangrande A, Goksan T, Gravili C, Gurlek M, Hattour A, Kapiris K, Kouraklis P, Lamouti S, Prato E, Papa L, Papantoniou G, Parlapiano I, Poursanidis D, Turan C and Yaglioglou D (2012) New Mediterranean Biodiversity Records. Meditteranean Marine Sciences, Collective article.

El-Serehy H, Aboul-Ezz S, Samaan A (2001) On the ecological role of Copepoda in the Suez Canal marine ecosystem. Egypt. J. Biol., 3, 116–123.

Evagelopoulos 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, 5-8, 597-618.

Evans MS & Sell DW (1985) Mesh size and collection characteristics of 50-cm diameter conical plankton nets. Hydrobiologia, 122, 2, 97-104.

Falk-Petersen S, Pedersen G, Kwasniewski S, Hegseth EN, Hop H (1999) Spatial distribution and life-cycle timing of zooplankton in the marginal ice zone of the Barents Sea during the summer melt season in 1995. Journal of Plankton Research 21, 1249-1264.

Fennel W (2001) Modeling of copepods with links to circulation models. Journal of Plankton Research 23, 1217-1232.

Field J, Clarke KR, Warwick RM (1982) A practical strategy for analyzing multispecies distribution patterns. Marine ecology progress series, 8, 37-52.

Folt CL & Burns CW (1999) Biological drivers of zooplankton patchiness. Trends in Ecology & Evolution, 14, 8, 300-305.

Fortier L, Le Fèvre J, Legendre L (1994) Export of biogenic carbon to fish and to the deep ocean: the role of large planktonic microphages. Journal of Plankton Research, 16, 7, 809-839.

Fragopoulu N, Lykakis J (1990) Vertical distribution and nocturnal migration of zooplankton in relation to the development of seasonal thermocline in Patraikos Gulf. Mar Biol 104, 381–387.

Frangoulis C, Christou ED, Hecq JH (2004) Comparison of marine copepod outfluxes: Nature, rate, fate and role in the carbon and nitrogen cycles. Advances in marine biology, 47, 253-309.

Froneman PW (2001) Seasonal changes in zooplankton biomass and grazing in a temperate estuary, South Africa. Estuarine Coastal Shelf Science, 52, 543–553.

Frost B & Fleminger A (1968) A revision of the genus Clausocalanus (Copepoda: Calanoida) with remarks on distributional patterns in diagnostic characters. Bull. Scripps Inst. Oceanogr. 12, 1-235.

Fryer G (1985) Structure and habits of living branchiopod crustaceans and their bearing on the interpretation of fossil forms. Transactions of the Royal Society of Edinburgh: Earth Sciences, 76, 2-3, 103-113.

Fuchs HL & Franks PJ (2010) Plankton community properties determined by nutrients and size-selective feeding. Marine Ecology Progress Series, 413, 1-15.

Gallienne CP & Robins DB (2001) Is Oithona the most important copepod in the world's ocean? Journal of Plankton Research 23, 12, 1421-1432.

García-Comas C, Chang CY, Ye L, Sastri AR, Lee YC, Gong GC, Hsieh CH (2014). Mesozooplankton size structure in response to environmental conditions in the East China Sea: How much does size spectra theory fit empirical data of a dynamic coastal area? Progress in Oceanography, 121, 141-157.

Gasol JM, del Giorgio PA, & Duarte CM (1997) Biomass distribution in marine planktonic communities. Limnology and Oceanography 42, 6, 1353-1363.

Gaudy R (1989) The role of zooplankton in the nitrogen cycle of a Mediterranean brackish lagoon. Scientia Marina, 53, 2, 609-616.

Gaudy R & Champalbert G (1998) Space and time variations in zooplankton distribution south of Marseilles. Oceanologica Acta, 21, 6, 793-802.

Gaudy R, Cervetto G, Pagano M (2000) Comparison of the metabolism of *Acartia clausi* and A. tonsa: influence of temperature and salinity. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 247, 1, 51-65.

Gaudy R, Youssara F, Diaz F, Raimbault P (2003) Biomass, metabolism and nutrition of zooplankton in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). Oceanologica Acta, 26, 4, 357-372.

Gavriil AM & Angelidis MO (2005) Metal and organic carbon distribution in water column of a shallow enclosed Bay at the Aegean Sea Archipelago: Kalloni Bay, island of Lesvos, Greece Estuarine, Coastal and Shelf Science 64, 200-210.

Gavriil AM & Angelidis MO (2006) Metal diagenesis in a shallow semi-enclosed marine system in the Aegean Sea, Greece. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 70, 3, 487-498.

Glibert PM, Conley DJ, Fisher TR, Harding LW, Malone TC (1995) Dynamics of the 1990 winter/spring bloom in Chesapeake Bay. Marine Ecology Progress Series 122, 27-43.

Grange N, Whitfield AK, De Villiers CJ (2000) The response of two South African east coast estuaries to altered river flow regimes. Aquat Cons Mar Freshwater Ecosyst, 10, 155–177.

Greenberg AE, Jenkins D, Connors JJ, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation (1980) Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA-AWWA-WPCF, Washington DC.

Hall DJ & Threlkeld ST (1976) The size-efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 7, 177–208.

Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, Kappel CV, Micheli F, D'Agrosa C., Bruno JF, Kenneth SC, Ebert C, Fox HE, Fujita R, Heinemann D, Lenihan HS, Madin EMP, Perry MT, Selig ER, Spalding M, Steneck R, Watson R (2008) A global map of human impact on marine ecosystems. Science, 319, 5865, 948-952.

Hays GC, Richardson AJ, Robinson C (2005). Climate change and marine plankton. Trends in Ecology & Evolution, 20, 6, 337-344.

Henriksen CI, Saiz E, Calbet A, Hansen WB (2007) Feeding activity and swimming patterns of *Acartia grani* and *Oithona davisae* nauplii in the presence of motile and non-motile prey. Marine Ecology Progress Series, 331, 119-129.

Hensen V (1887) Über die Bestimmung des Planktons oder des im Meere treibenden Materials an Pflanzen und Thieren. Berichte der Kommission wissenschaftlichen Untersuchung der Deutschen Meere in Kiel 5, 1–107.

Hillebrand H, Dürselen CD, Kirschtel D, Pollingher U, Zohary T (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. Journal of phycology, 35, 2, 403-424.

Hopcroft RR & Roff JC (1995) Zooplankton growth-rates: extraordinary production by the larvacean *Oikopleura dioica* in tropical waters. J Plankton Res 17, 205–220.

Hopcroft RR, Roff JC, Lombard D (1998) Production of tropical copepods in Kingston Harbour, Jamaica: the importance of small species. Mar. Biol., 130, 593–604.

Hopcroft RR, Roff, JC, Chavez FP (2001) Size paradigms in copepod communities: a reexamination. Hydrobiologia, 453, 1, 133-141.

Hwang JS, Souissi S, Tseng LC, Seuront L, Schmitt FG, Fang LS, Peng SH, Wu CH, Hsiao SH, Twan WH, Wei TP, Kumar R, Fang TH, Chen QC, Wong CK (2006) A 5-year study of the influence of the northeast and southwest monsoons on copepod assemblages in the boundary coastal waters between the East China Sea and the Taiwan Strait. Journal of Plankton Research 28: 943–958.

Hwang JS, Kumar R, Dahms HU, Tseng LC, Chen QC (2007) Mesh size affects abundance estimates of *Oithona* spp.(Copepoda, Cyclopoida). Crustaceana, 80, 7, 827-837.

Irigoien X, Flynn KJ, Harris RP (2005) Phytoplankton blooms: a 'loophole' in microzooplankton grazing impact?. Journal of Plankton Research, 27(4), 313-321.

Irwin AJ, Finkel ZV, Schofield OME, Falkowski PG (2006) Scaling-up from nutrient physiology to the size-structure of phytoplankton communities. Journal of Plankton Research 28, 5, 459–471.

Isari S, Psarra S, Pitta P, Mara P, Tomprou MO, Ramfos A, Somarakis S, Tselepides A, Koutsikopoulos C, Franfopoulu N (2007) Differential patterns of mesozooplankters' distribution in relation to physical and biological variables of the NE Aegean (eastern Mediterranean). Marine Biology 151, 3, 1035-1050.

Isari S, Somarakis S, Christou ED, Fragopoulu N (2011) Summer mesozooplankton assemblages in the north-eastern Aegean Sea: the influence of Black Sea water and an associated anticyclonic eddy. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 91, 51-63.

Isinibilir M, Kideys AE, Tarkan AN, Yilmaz IN (2008) Annual cycle of zooplankton abundance and species composition in Izmit Bay (the northeastrn Marmara Sea). Estuarine, Coastal and Shelf Science 78, 739-747.

Jamet J, Boge G, Richard S, Geneys C, Jamet D (2001) The zooplankton community in bays of Toulon area (northwest Mediterranean Sea, France). Hydrobiologia 457:155-165.

Jiang X, Wang G, Li S (2004) Age, distribution and abundance of viable resting eggs of Acartia pacifica (Copepoda: Calanoida) in Xiamen Bay, China. Journal of experimental marine biology and ecology 312, 1, 89-100.

Kamburska L & Fonda-Umani S (2006) Long-term copepod dynamics in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea): recent changes and trends. Climate Research, 31 (2006), 195–203.

Karl DM, Bidigare RR, Letelier RM (2001) Long-term changes in plankton community structure and productivity in the North Pacific Subtropical Gyre: the domain shift hypothesis. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 48, 8, 1449-1470.

Karydis M & Tsirtsis G (1996) Ecological indices: a biometric approach for assessing eutrophication levels in the marine environment. Science of the Total Environment, 18, 3, 209-219.

Katechakis A, Stibor H, Sommer U, Hansen T (2004) Feeding selectivities and food niche separation of Acartia clausi, Penilia avirostris (Crustacea) and Doliolum denticulatum (Thaliacea) in Blanes Bay (Catalan Sea, NW Mediterranean). Journal of Plankton Research, 26, 6, 589-603.

Kefalas E, Castritsi-Catharios J, Miliou H (2003) The impacts of scallop dredging on sponge assemblages in th Gulf of Kalloni (Aegean Sea, northern Mediterranean). ICES Journal of Marine Science 60, 402-410.

Kimmel DG, Roman MR, Zhang X (2006) Spatial and temporal variability in factors affecting mesozooplankton dynamics in Chesapeake Bay: evidence from biomass size spectra. Limnology and Oceanography, 51, 1, 131-141.

Kiørboe T & Nielsen TG (1994) Regulation of zooplankton biomass and production in a temperate, coastal ecosystem I. Copepods. Limnology and Oceanography 39, 493–507.

Kiørboe T & Visser A (1999) Predator and prey perception in copepods due to hydromechanical signals. Marine Ecology-Progress Series, 179, 81-95.

Kiørboe T (1998) Population regulation and role of mesozooplankton in shaping marine pelagic food webs. Hydrobiologia 363, 13-27.

Kirchman DL (2008) Microbial ecology of the ocean. Wiley-Liss, Hoboken, NJ.

Kouwenberg JHM (1998) Shift in Copepod Populations and Long-term Changes in the Northwestern Mediterranean. An Overview. Final Report of SCOR/IOC Working Group 93 'Pelagic Biogeography', 142. Intergovernmental Oceanographic Commission. Paris, pp. 203–213.

Kršinić F & Grbec B (2002) Some distributional characteristics of small zooplankton at two stations in the Otranto Strait (Eastern Mediterranean). Hydrobiologia, 482, 1-3, 119-136.

Lampitt R S & Gamble JC (1982) Diet and respiration of the small planktonic marine copepod *Oithona nana*. Mar. Biol., 66, 185–190.

Landry MR & Calbet A (2004) Microzooplankton production in the oceans. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 61, 4, 501-507.

Laprise R & Dodson JJ (1994) Environmental variability as a factor controlling spatial patterns in distribution and species diversity of zooplankton in the St. Lawrence Estuary. Marine Ecology-Progress Series, 107, 67-67.

Lee S & Fuhrman JA (1987) Relationships between biovolume and biomass of naturally derived marine bacterioplankton. Applied and Environmental Microbiology, 53, 6, 1298-1303.

Lee K, Choi SD, Park GH, Wanninkhof R, Peng TH, Key RM, Kozyr A (2003) An updated anthropogenic CO2 inventory in the Atlantic Ocean. Global Biogeochemical Cycles, 17, 4, 1116.

Lee MT, Hwang JS, Hsu CY, Chang YC (2015) Combining a locomotion indicator and data mining to analyze the interactive patterns between copepods and ciliates. Ecological Informatics, 26, 27-35.

Legendre L & Demers S (1984) Towards dynamic biological oceanography and limnology. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 41, 1, 2-19.

Legendre L & Rivkin RB (2002) Fluxes of carbon in the upper ocean: regulation by food-web control nodes. Marine ecology Progress series, 242, 95-109.

Lindeman RL (1942) The trophic-dynamic aspect of ecology. Ecology, 23, 4, 399-417.

Ma YE, Ke Z, Huang L, & Tan Y (2014) Identification of human-induced perturbations in Daya Bay, China: Evidence from plankton size structure. Continental Shelf Research, 72, 10-20.

Mackas DL, & Coyle KO (2005) Shelf–offshore exchange processes, and their effects on mesozooplankton biomass and community composition patterns in the northeast Pacific. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 52, 5, 707-725.

Mageed AAA (2006) Spatio-temporal variations of zooplankton community in the hypersaline lagoon of Bardawil, North Sinai, Egypt. Egyptian journal of aquatic research 32, 1, 168-183.

Mann KH & Lazier JR (2005) Dynamics of Marine Ecosystems: Biological-Physical Interactions in the Oceans. Wiley-Blackwell, Cambridge, MA, USA.

Manriquez K, Escribano R, Riquelme-Buguepo R, 2012. Spatial structure of the zooplankton community in the coastal upwelling system off central-southern Chile in spring 2004 as assessed by automated image analysis. Progress in Oceanography 92–95, 121–133.

Marcus NH (1996) Ecological and evolutionary significance of resting eggs in marine copepods: past, present, and future studies. Hydrobiologia, 320, 1-3, 141-152.

Marcus NH & Boero F (1998) Production and plankton community dynamics in coastal aquatic systems: the importance of benthic-pelagic coupling and the forgotten role of life cycles. Limnol. Oceanogr, 43, 5, 763-768.

Marcus N (2004) An overview of the impacts of eutrophication and chemical pollutants on copepods of the coastal zone. Zool Stud 43, 211–217.

Margalef R (1984) Le plankton de le Mediterranee. La Recherche, Paris 158, 1082-1094.

Marquet PA, Quiñones RA, Abades S, Labra F, Tognelli M, Arim M, Rivadeneira M (2005) Scaling and power-laws in ecological systems. Journal of Experimental Biology, 208, 9, 1749-1769.

Martin D, Claret M, Pinedo S, Sardá R (1997) Vertical and spatial distribution of the nearshore littoral meroplankton off the Bay of Blanes (NW Mediterranean Sea). Journal of plankton research, 19, 12, 2079-2089.

Mazzocchi MG & Ribera d'Alcala M (1995) Recurrent patterns in zooplankton structure and succession in a variable coastal environment. ICES Journal of Marine Science 52, 679–691.

Mazzocchi MG, Dubroca L, García-Comas C, Di Capua I, & d'Alcalà MR (2012) Stability and resilience in coastal copepod assemblages: the case of the Mediterranean long-term ecological research at Station MC (LTER-MC). Progress in Oceanography, 97, 135-151.

McGill DA (1966) The relative supplies of phosphate, nitrate and silicate in the Mediterranean Sea (No. WHOI-Ref-66-35). Woods Hole Oceanographic Institution MA.

Menden-Deuer S & Lessard EJ (2000) Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. Limnology and oceanography, 45, 3, 569-579.

Mérigot B, Batjakas IE, Letourneur Y (2006) Fish community structure of two Greek close gulfs (Lesvos Island, Aegean Sea). Cybium, 30, 79-81.

Millet B and 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.

Molinero JC, Ibanez F, Nival P, Buecher E, Souissi S (2005) North Atlantic climate and northwestern Mediterranean plankton variability. Limnology and Oceanography, 50, 4, 1213-1220.

Mowitt WP, Houde ED, Hinkle DC, Sanford A, 2006. Growth of planktovirous bay anchovy Anchoa mitchilli, top down control, and scale-dependence in estuarine mesocosms. Mar Ecol Prog Ser 308, 255–269.

Naik RK, George JV, Soares MA, Devi A, Anilkumar N, Roy R, Bhaskara PV, Murukesh N, Achuthankutty CT (2015) Phytoplankton community structure at the juncture of the Agulhas Return Front and Subtropical Front in the Indian Ocean sector of Southern Ocean: Bottom-up and top-down control. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 118, 233–239.

Nishida S (1985) Pelagic copepods from Kabira Bay, Ishigaki Island, southwestern Japan, with the description of a new species of the genus Pseudodiaptomus. Publications of the Seto Marine Biological Laboratory 10, 1-3, 125-244.

Nogueira E, González-Nuevo G, Bode A, Varela M, Morán XAG, Valdés L (2004) Comparison of biomass and size spectra derived from optical plankton counter data and net samples: application to the assessment of mesoplankton distribution along the Northwest and North Iberian Shelf. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 61, 4, 508-517.

Omori M, Hamner WM (1982) Patchy distribution of zooplankton: Behavior, population assessment and sampling problems. Mar. Biol. 72, 193–200.

Paffenhöfer GA (1993) On the ecology of marine cyclopoid copepods (Crustacea, Copepods). Journal of Plankton Research 15, 37-55.

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.

Panayotidis P and Klaudatos S (1997) Study of the structure and function of the marine and coastal ecosystem of Kalloni Bay, Lesvos Island. Report, National Center of Marine Research (NCMR), Greece, 253 pp.

Papathanasiou E & Zenetos A (2005) State of the Hellenic Marine Environment. National Center of Marine Research (NCMR), Greece, 194-200.

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.

Park MG, Yih W, Coats DW (2004). Parasites and phytoplankton, with special emphasis on dinoflagellate infections. The Journal of Eukaryotic Microbiology 51, 145-155.

Parsons TR, Maita Y, Lalli CM, 1984. A manual of Chemicals and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, Oxford.

Pinel-Alloul P (1995) Spatial heterogeneity as a multiscale characteristic of zooplankton community. Hydrobiologia 300–301, 17–42.

Platt T & Denman K (1977) Organisation in the pelagic ecosystem. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, 30, 1-4, 575-581.

Pomeroy LR (1974) The ocean's food web, a changing paradigm. Bioscience, 24(9), 499-504.

Porter KG & Feig YS (1980). The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora 1. Limnology and oceanography, 25, 5, 943-948.

Primpas I, Tsirtsis G, Karydis M, & Kokkoris GD (2010) Principal component analysis: development of a multivariate index for assessing eutrophication according to the European water framework directive. Ecological Indicators, 10, 2, 178-183.

Proctor LM, Fuhrman JA (1990) Viral mortality of marine bacteria and cyanobacteria. Nature 343, 60-62.

Quiñones RA, Platt T, Rodriguez J (2003) Patterns of biomass-size spectra from oligotrophic waters of the Northwest Atlantic. Progress in Oceanography 57, 3–4, 405–427.

Ramfos A, Somarakis S, Koutsikopoulos C, Fragopoulu N (2005) Summer mesozooplankton distribution in coastal waters of central Greece (eastern Mediterranean). II. Species assemblages. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 85, 765–774.

Ramfos A, Somarakis S, Koutsikopoulos C, Fragopoulu N (2005) Summer mesozooplankton distribution in coastal waters of central Greece (eastern Mediterranenan). II. Species assemblages. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 85, 4, 765-774.

Razouls C, de Bovée F, Kouwenberg J, Desreumaux N, (2005-2011) Diversity and geographic distribution of marine planktonic copepods. http://copepodes.obs-banyuls.fr/en/index.php>.

Reynolds CS (2001) Emergence in pelagic communities. Scientia Marina 65, 5–30.

Riandey V, Champalbert G, Carlotti F, Taupier-Letage I, Thibault-Botha D (2005) Zooplankton distribution related to the hydrodynamic features in the Algerian Basin (western Mediterranean Sea) in summer 1997. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 52, 11, 2029-2048.

Ribera d'Alcalà M, Conversano F, Corato F, Licandro P, Mangoni O, Marino D, Mazzocchi MG, Modigh M, Montresor M, Nardella M, Saggiomo V, Sarno D, Zingone A (2004) Seasonal patterns in plankton communities in a pluriannual time series at a coastal Mediterranean site (Gulf of Naples): an attempt to discern recurrences and trends. Scientia Marina, 68(S1), 65-83.

Riccardi N (2010) Selectivity of plankton nets over mesozooplankton taxa: implications for abundance, biomass and diversity estimation. Journal of Limnology, 69, 2, 287-296.

Rodriguez J, Jiménez F, Bautista B, & Rodriguez V (1987) Planktonic biomass spectra dynamics during a winter production pulse in Mediterranean coastal waters. Journal of Plankton Research, 9, 6, 1183-1194.

Rodriguez J, Mullin MM (1986) Diel and interannual variation of size distribution of oceanic zooplanktonic biomass. Ecology 67, 1, 215–222.

Rodriguez J & Mullin MM (1986b) Relation between biomass and body weight of plankton in a steady state oceanic ecosystem. Limnology and Oceanography, 31, 2, 361-370.

Rodríguez J (1994) Some comments on the size-based structural analysis of the pelagic ecosystem. Scientia Marina (Barcelona), 58, 1, 1-10.

Roff^[2] JC, Turner JT, Webber MK, Hopcroft RR (1995) Bacterivory by tropical copepod nauplii: extent and possible significance. Aquat microb Ecol 9, 165-175

Rose K, Roff JC, Hopcroft RR (2004) Production of *Penilia avirostris* in Kingston Harbour, Jamaica. J Plankton Res 26, 605–615.

Rose M (1933) Copepods pelagique. Faune Fr. 26, 1-374.

Ruhl HA & Smith KL (2004) Shifts in deep-sea community structure linked to climate and food supply. Science, 305, 513–515.

Russell F (1935) On the value of certain plankton animals as indicators of water movements in the English Channel and North Sea. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 20, 02), 309-332.

Sabetta L, Vadrucci MR, Fiocca A, Stanca E, Mazziotti C, Ferrari C, Basset, A (2008). Phytoplankton size structure in transitional water ecosystems: a comparative analysis of descriptive tools. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 18, 76-87.

Saiz E, & Kiørboe T (1995) Predatory and suspension feeding of the copepod *Acartia tonsa* in turbulent environments. Marine Ecology-Progress Series, 122, 1-3, 147-158.

San Martin E, Harris RP, Irigoien X (2006) Latitudinal variation in plankton size spectra in the Atlantic Ocean. Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography 53, 14–16, 1560–1572.

Schlitzer R (2009) Ocean data view.

Shannon CE, & Weaver W (1963) University of Illinois Press. Urbana, IL.

Sheldon RW, Prakash A, Sutcliffe WH (1972) The size distribution of particles in the ocean. Limnology and Oceanography, 17, 3, 327-340.

Sherr BF, Sherr EB, Hopkinson C S (1988) Trophic interactions within pelagic microbial communities: indications of feedback regulation of carbon flow. Hydrobiologia, 159, 1, 19-26.

Sherr EB & Sherr BF (1994) Bacterivory and herbivory: key roles of phagotrophic protists in pelagic food webs. Microbial Ecology 28, 223-235.

Sherr EB & Sherr BF (2002) Significance of predation by protists in aquatic microbial food webs. Antonie van Leeuwenhoek 81, 293-308

Silvert W & Platt T (1978) Energy flux in pelagic ecosystem – time-dependent equation. Limnology and Oceanography 23, 4, 813–816.

Simboura N, Panayotidis P, Papathanassiou E (2005) A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European Water Framework Directive in the Mediterranean ecoregion: The case of Saronikos Gulf. *Ecological Indicators* 5, 3, 253-266.

Siokou-Frangou I. (1996). Zooplankton annual cycle in a Mediterranean coastal area. Journal of Plankton Research 18, 203–223.

Siokou-Frangou I. (1998) Zooplankton assemblage and influence of environmental parameters on them in a Mediterranean coastal area. Journal of Plankton Research 20, 847–870.

Siokou-Frangou I, Gotsis-Skretas O, Christou ED, Pagou K (1999) Plankton characteristics in the Aegean, Ionian and NW Levantine seas. In The Eastern Mediterranean as a laboratory basin for the assessment of contrasting ecosystems (pp. 205-223). Springer Netherlands.

Siokou-Frangou I, Zervoudaki S, Kambouroglou V, & Belmonte G (2005) Distribution of mesozooplankton resting eggs in seabottom sediments of Thermaikos Gulf (NW Aegean Sea, Greece) and possible effects of sediment resuspension. Continental shelf research, 25, 19, 2597-2608.

Siokou-Frangou I, Christaki U, Mazzochi M, Ribera d'Alcala M, Vaque D, Zingone A (2009) Plankton in the open Mediterranean Sea: a review. Diosciences Discuss., 6, 11187-111293.

Sourisseau M & Carlotti F (2006) Spatial distribution of zooplankton size spectra on the French continental shelf of the Bay of Biscay during spring 2000 and 2001. Journal of Geophysical Research: Oceans 111.

Spatharis S, Danielidis DB, Tsirtsis G (2007a) Recurrent Pseudo-nitzschia calliantha (Bacillariophyceae) and Alexandrium insuetum (Dinophyceae) winter blooms induced by agricultural runoff. Harmful Algae 6, 811–822.

Spatharis S, Tsirtsis G, Danielidis DB, Chi TD, Mouillot D (2007b) Effects of pulsed nutrient inputs on phytoplankton assemblage structure and blooms in an enclosed coastal area. Estuarine, Coastal and Shelf Science 73, 807–815.

Spatharis S, Mouillot D, Danielidis D B, Karydis M, Do Chi T, Tsirtsis G (2008) Influence of terrestrial runoff on phytoplankton species richness-biomass relationships: A double stress hypothesis. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 362, 1, 55-62.

Spatharis S, Dolapsakis NP, Economou-Amilli A, Tsirtsis G, Danielidis DB (2009) Dynamics of potentially harmful microalgae in a confined Mediterranean Gulf—Assessing the risk of bloom formation. Harmful Algae, 8, 5, 736-743.

Sprules WG & Munawar M (1986) Plankton size spectra in relation to ecosystem productivity, size, and perturbation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 43, 9, 1789-1794.

Sprules WG & Goyke AP (1994). Size-based structure and production in the pelagia of Lakes Ontario and Michigan. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 51, 11, 2603-2611.

Sprules WG Goyke AP (1994) Size-based structure and production in the pelagia of Lakes Ontario and Michigan. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 51, 11, 2603-2611.

Sprules WG & Stockwell JD (1995) Size-based biomass and production models in the St Lawrence Great Lakes. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 52, 3-4, 705-710.

Sprules WG (2008) Ecological change in Great Lakes communities —a matter of perspective. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65,1–9.

Spyropoulou A, Spatharis S, Papantoniou G, Tsirtsis G (2012) Potential response to climate change of a semi-arid coastal ecosystem in Eastern Mediterranean. Hydrobiologia 705, 87–99.

Stemmann L & Boss E (2012) Plankton and particle size and packaging: from determining optical properties to driving the biological pump. Marine Science, 4, 263-290.

Stouffer DB, Rezende EL, Amaral LAN (2011) The role of body mass in diet contiguity and food-web structure. Journal of Animal Ecology, 80, 3, 632-639.

Strom SL & Strom MW (1996) Microplankton growth, grazing, and community structure in the northern Gulf of Mexico. Marine Ecology Progress Series 130, 229-240.

Strom S (2002) Novel interactions between phytoplankton and microzooplankton: their influence on the coupling between growth and grazing rates in the sea. Hydrobiologia, 480, 1-3, 41-54.

Strom SL, Macri EL, Olson MB (2007) Microzooplankton grazing in the coastal Gulf of Alaska: Variations in top-down control of phytoplankton. Limnology and Oceanography, 52, 4, 1480-1494.

Sun XH, Sun S, LI CL, Zhang GT (2011) Seasonal and spatial variability in egg production, abundance and production f small copepods in and near Jiaozhou Bay, China J Plankton Res, 33, 5, 741-750.

Tamvakis A, Miritzis J, Tsirtsis G, Spyropoulou A, Spatharis S (2012) Effects of meteorological forcing on coastal eutrophication: Modeling with model trees. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 115, 210-217.

Temperoni B, Vinas MD, Diovisalvi N, Negri R (2011) Seasonal production of Oithona nana Giesbrecht, 1983 (Copepods:Cyclopoida) in temperate coastal waters off Argentina. Journal of Plankton Research 33, 5, 729-740.

Thiebaux ML & Dickie LM (1993) Structure of the body-size spectrum of the biomass in aquatic ecosystems: a consequence of allometry in predator-Prey. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 50, 1308–1317.

Titelman J & Kiørboe T (2004) Predator avoidance by nauplii. Mar Ecol Prog Ser 247, 137–149.

Tönnesson K & Tiselius P (2005) Diet of the chaetognaths Sagitta setosa and S. elegans in relation to prey abundance and vertical distribution. Marine Ecology Progress Series, 289, 177-190.

Trégouboff G & Rose M (1978) Manuel de planctonologie médierranéenne: tome II, planches.

Tseng LC, Dahms HU, Hung JJ, Chen QC, Hwang JS (2011) Can different mesh sizes affect the results of copepod community studies? Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 398, 1, 47-55.

Tsirtsis GE (1995) A simulation model for the description of a eutrophic system with emphasis on the microbial processes. Water Science and Technology, 32, 9, 189-196.

Tsirtsis G, Karadanelli M, Efstratiou MA, Aloupi M (2004) Monitoring of water and shellfish quality of Kalloni, Gera and Moudros Gulfs, of Lesvos Prefecture. Rep Technical Report, Prefecture of Lesvos, Mytilini, Greece (in Greek).

Tuorto SJ & Taghon GL (2014). Rates of benthic bacterivory of marine ciliates as a function of prey concentration. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 460, 129-134.

Turner JT (2004) The importance of small copepods and their roles in pelagic marine food webs. Zoological Studies 43, 2, 255-266.

Uchima M & Hirano R (1986) Predation and cannibalism in neritic copepods. Bulletin of Plankton Society of Japan (Japan).

Vadstein O, Andersen T, Reinertsen HR, Olsen Y (2012) Carbon, nitrogen and phosphorus resource supply and utilitsation for coastal planktonic heterotrophic bacteria in a gradient of nutrient loading. Merine Ecology Progress Series 447, 55-75.

Vannucci M (1968) Loss of organisms through the meshes. Monographs on oceanographic methodology, 2, 77-86.

Valiela I (1991) Ecology of coastal ecosystems. Pp. 57-76 in Fundamentals of Aquatic Ecology, 2nd ed., RSK Barnes and KH Mann, eds. Blackwell Scientific, Oxford, U.K.

Vargas CA, Martínez RA, Cuevas LA, Pavez MA, Cartes C, González HE, Escribano R, Daneri, G (2007) The relative importance of microbial and classical food webs in a highly productive coastal upwelling area. Limnology and Oceanography, 52, 4, 1495-1510.

Verity PG & Smetacek V (1996) Organism life cycles, predation and the structure of marine pelagic ecosystems. Marine Ecology Progress Series 130, 277–293.

Vidjak O, Bojanic N, Kuspilic G, Marasovic I, Gladan ZN, Brautovic I (2006) Annual variability and trophic relations of the mesozooplankton community in the eutrophicated coastal area (Vranjic Basin, eastern Adriatic Sea). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 86, 19–26.

Vidonto B, Praire YT, Blanvo JM, Duarte CM (1997) Some aspects of the anaysis of size spectra in aquatic ecology. Limnology and Oceanography 42, 184-192.

Viera L, Azeiteiro U, Re P, Pastorinho R, Marques JC, Morgado F, 2003. Zooplankton distribution in a temperate estuary (Mondego estuary southern arm: Western Portugal). Acta Oecologica, 163-173.

Wangersky P J (2005) Methods of sampling and analysis and our concepts of ocean dynamics. Scientia marina 69, 75-84.

Warwick PV (1975) Canonical correlation analysis: subprogram cancorr. In Statistical package for the social sciences (p. 675). McGraw-Hill New York, NY.

Wickham SA (1995) Trophic relations between cyclopoid copepods and ciliated protists: complex interactions link the microbial and classic food webs. Limnology and Oceanography, 40, 6, 1173-1181.

Williams JA and Muxagata E (2006) The seasonal abundance and production of *Oithona nana* (Copepoda: Cyclopoida) in Southampton Water. Journal of Plankton Research 28, 1055–1065.

Webber MK & Roff JC (1995) Annual structure of the copepod community and its associated pelagic environment off Discovery Bay, Jamaica. Marine Biology, 123, 3, 467-479.

Wong CK, Chan ALC, Chen QC (1993) Planktonic copepods of Tolo Harbour, Hong Kong. Crustaceana 64: 76–84.

Yahia MD, Souissi S, Yahia-Kéfi OD (2004) Spatial and temporal structure of planktonic copepods in the Bay of Tunis (southwestern Mediterranean Sea). Zoological Studies, 43, 2, 366-375.

Ye L, Chang CY, García-Comas C, Gong GC, Hsieh CH (2013) Increasing zooplankton size diversity enhances the strength of top-down control on phytoplankton through diet niche partitioning. Journal of Animal Ecology, 82, 5, 1052-1061.

Yilmaz AZ & Besiktepe S (2010) Annual variation in biochemical composition of size fractionated particulate matter and zooplankton abundance and biomass in Mersin Bay, NE Mediterranean Sea. Journal of Marine systems 81, 260-271.

Zervoudaki S, Christou ED, Nielsen TG, Siokou-Frangou I, Assimakopoulou G, Giannakourou A, Maar M, Pagou K, Krasopoulou E, Christaki U, Moraitou-Apostolopoulou M (2007) The importance of small-sized copepods in a frontal area of the Aegean. Journal of Plankton Research 29: 317-338.

Zervoudaki S, Christou ED, Assimakopoulou G, Orek H, Gucu AC, Gianakourou A, Pitta P, Terbiyik, Yucel N, Moutsopoulos T, Pagou K, Psarra S, Ozsoy E, Papathanasiou E (2011) Copepod communities, production and grazing in the Turkish Straits System and the adjacent northern Aegean Sea during spring. Journal of Marine Systems 86, 45-56.

Zhou M (2006) What determines the slope of a plankton biomass spectrum? Journal of Plankton Research, 28, 5, 437-448.

9 Παραρτημα Ι - Πίνακες

	Σταθμός	Θερμοκρασία	Αλατότητα	Πυκνότητα	SIO ₂	PO4	NO ₂	NO ₃	NH3	ТР	TN	Chl α	ΗΒ βιομάζα
		(C°)		(kg/m ³)	(µg L ⁻¹)	(µg C L ⁻¹)							
	S1	24,23	39,29	26,83	11,70	0,03	0,05	0,18	2,39	0,31	30,88	0,77	1,17
60	S2	25,96	39,55	26,48	9,72	0,02	0,06	0,21	3,19	0,38	14,61	0,57	13,26
20(S3	26,02	39,61	26,51	12,60	0,04	0,06	0,19	2,50	0,48	7,42	0,40	1,40
Š	S4	26,33	39,68	26,46	13,54	0,14	0,09	0,09	1,83	0,32	8,81	0,76	2,13
ųγ	S5	26,35	39,90	26,63	4,66	0,01	0,02	0,02	1,82	0,57	13,18	1,23	7,45
<u>o</u>	S6	27,05	39,97	26,45	15,16	0,04	0,03	0,01	2,33	0,54	10,96	1,37	9,04
	S7	26,13	39,84	26,65	16,24	0,00	0,03	0,03	2,32	0,45	10,54	1,98	5,96
6	S1	22,44	39,25	27,33	4,58	0,05	0,07	0,10	1,16	0,69	30,16	0,11	3,21
0	S2	22,38	39,63	27,63	9,57	0,07	0,10	0,15	1,10	0,95	13,23	0,25	2,91
۲ 2	S3	23,77	39,75	27,31	8,37	0,05	0,09	0,14	1,00	1,72	15,81	0,47	4,02
Ĕ	S4	24,07	40,59	27,86	4,46	0,12	0,10	0,53	1,16	0,71	21,07	0,88	3,48
0	S5	24,31	40,34	27,60	7,14	0,05	0,00	0,11	0,98	1,14	31,04	1,49	6,03
λý	S6	24,29	40,56	27,77	4,64	0,11	0,07	0,33	1,16	0,99	25,49	1,16	5,56
-	S7	24,26	40,60	27,81	7,14	0,04	0,00	0,28	0,98	0,91	24,83	1,08	4,82
6	S1	21,19	39,38	27,78	2,71	0,10	0,08	0,83	3,20	0,94	7,96	0,07	3,41
20(S2	21,44	39,79	28,02	2,79	0,11	0,12	0,39	3,15	0,50	6,03	0,55	4,16
Š	S3	22,31	40,41	28,25	3,18	0,18	0,12	0,64	3,29	0,22	9,87	1,13	4,61
βρι	S4	22,50	40,64	28,37	3,28	0,16	0,10	0,64	3,58	1,15	7,49	2,46	6,89
μŝ	S5	22,53	40,93	28,58	5,28	0,02	0,01	0,12	3,13	1,16	8,14	2,59	10,92
ШЗ	S6	22,35	40,84	28,56	5,62	0,25	0,08	0,99	3,02	1,03	7,77	2,02	9,49
Ä	S7	22,57	40,78	28,45	4,86	0,03	0,00	0,12	2,67	1,46	10,17	2,10	8,74
6	S1	20,94	38,94	27,51	4,41	0,22	0,01	0,80	2,41	0,43	28,87	0,25	2,21
8	S2	22,38	39,63	27,63	7,80	0,18	0,01	0,47	1,58	0,00	6,60	0,45	3,14
λ2	S3	20,75	39,96	28,35	5,34	0,12	0,01	0,68	2,81	0,13	6,45	0,76	3,59
pic	S4	21,00	40,26	28,50	11,41	0,06	0,01	0,43	3,06	0,17	5,70	0,22	2,18
ίų	S5	21,07	40,40	28,59	3,83	0,04	0,02	0,65	1,02	0,68	7,35	0,00	5,92
Ř	S6	21,24	40,38	28,53	9,40	0,10	0,03	0,43	1,97	1,11	8,08	0,44	6,70
•	S7	21,13	40,16	28,39	6,93	0,03	0,03	0,10	1,17	0,85	9,19	2,12	4,74
6	S1	19,01	38,89	28,00	4,43	0,05	0,08	0,42	1,41	0,31	30,34	0,09	2,55
8	S2	18,77	38,98	28,13	6,71	0,09	0,02	0,36	1,03	0,28	10,81	0,14	2,01
ζ 2	S3	17,66	39,76	29,01	5,99	0,10	0,03	0,76	1,16	0,13	11,87	0,72	2,87
bic	S4	17,26	39,98	29,28	6,28	0,07	0,02	0,78	1,07	0,76	18,57	0,78	5,52
έμβ	S5	17,18	40,00	29,31	9,62	0,00	0,02	0,62	0,95	0,74	20,11	1,45	8,99
No	S6	17,21	39,97	29,28	5,31	0,12	0,04	1,20	1,03	0,62	19,14	1,47	7,96
<u> </u>	S7	17,34	39,97	29,25	6,52	0,02	0,03	1,10	1,03	0,92	25,14	0,84	7,19

Πίνακας 1. Τιμές περιβαλλοντικών παραμέτρων κατά την διάρκεια του πρώτου υπό μελέτη έτους (Ιούλιος 2009-Ιούλιος 2010).

	Σταθμός	Θερμοκρασία	Αλατότητα	Πυκνότητα	SIO ₂	PO ₄	NO ₂	NO ₃	NH ₃	ТР	TN	Chl α	ΗΒ βιομάζα
		(C°)		(kg/m ³)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg C L ⁻¹)			
6	S1	18,77	39,27	28,35	8,98	0,11	0,05	1,01	1,39	2,33	16,68	0,07	2,00
00	S2	15,67	39,36	29,19	8,23	0,12	0,09	1,53	1,18	0,69	9,34	0,67	2,18
22	S 3	14,80	39,59	29,56	9,50	0,11	0,02	1,74	1,00	0,07	9,53	3,30	4,38
blic	S4	14,56	39,70	29,70	17,34	0,17	0,03	0,90	0,84	0,69	8,98	1,68	6,54
έμβ	S5	13,98	39,57	29,73	40,27	0,06	0,07	0,78	0,84	1,03	11,64	0,77	8,34
EK	S6	13,80	39,59	29,79	15,56	0,16	0,02	1,32	0,60	1,25	12,85	1,38	5,97
	S7	14,77	39,68	29,64	34,85	0,09	0,06	0,98	0,71	1,29	14,55	0,38	6,67
o	S1	16,45	39,24	28,91	12,21	0,09	0,23	0,94	1,27	0,52	11,23	0,17	5,44
201	S2	14,26	39,09	29,30	19,61	0,08	0,10	0,75	1,36	0,16	7,43	0,53	4,86
Š	S 3	9,93	38,36	29,59	18,83	0,11	0,01	0,39	1,84	0,04	6,78	1,55	13,10
ξbr	S4	9,13	37,63	29,15	27,16	0,17	0,02	0,46	2,26	0,58	18,15	1,73	28,44
ònc	S5	8,63	36,93	28,69	48,05	0,11	0,08	3,40	1,82	0,68	12,47	1,82	34,42
ğ	S6	9,35	37,39	28,94	23,60	0,11	0,11	1,14	1,58	0,69	5,24	1,60	23,19
_	S7	9,10	37,60	29,14	36,88	0,10	0,02	0,67	2,10	0,84	15,59	0,50	27,54
10	S1	14,83	38,12	28,42	6,50	0,04	0,19	1,00	2,50	1,10	8,33	0,87	3,86
50	S2	13,17	35,27	26,57	12,85	0,09	0,19	0,67	1,36	0,88	6,05	1,66	6,40
õ	S3	13,29	35,05	26,38	16,77	0,12	0,03	0,47	1,84	0,95	6,85	1,53	7,70
λάρ	S4	13,34	35,25	26,52	19,98	0,16	0,05	0,22	2,26	0,11	7,71	1,70	7,34
ър	S5	13,03	35,03	26,41	41,70	0,20	0,02	0,00	1,82	0,78	8,53	2,25	8,84
εB	S6	12,92	35,18	26,55	69,59	0,26	0,12	0,19	1,58	1,36	8,27	1,86	5,92
Ð	S7	13,36	34,55	25,97	45,72	0,08	0,03	0,88	2,10	0,98	10,66	3,09	7,07
_	S1	14,70	38,02	28,37	7,56	0,03	0,06	0,39	3,47	2,12	2,56	0,47	15,28
010	S2	13,47	36,92	27,78	8,10	0,04	0,06	0,57	3,34	1,13	3,11	0,29	25,33
ζ 5(S 3	13,47	36,80	27,69	7,60	0,04	0,04	0,41	4,44	1,50	3,29	0,45	22,21
Ő	S4	13,36	36,80	27,72	7,12	0,03	0,03	0,11	5,43	2,65	3,99	1,06	21,40
άρ	S5	13,31	36,65	27,61	3,77	0,02	0,00	0,07	4,40	2,53	3,83	0,61	31,56
Σ	S6	13,34	36,62	27,58	6,30	0,03	0,04	0,26	3,84	2,10	3,19	0,51	25,94
	S7	13,62	36,89	27,73	11,56	0,01	0,00	0,57	5,05	3,16	4,79	0,83	25,25
_	S1	16,94	38,12	27,92	5,40	0,01	0,03	0,21	1,40	0,25	6,97	0,07	2,73
010	S2	16,94	38,12	27,92	8,84	0,00	0,03	0,14	1,26	0,55	7,11	0,21	3,70
50	S3	16,90	37,92	27,78	18,09	0,00	0,01	0,22	1,06	0,32	8,79	0,21	5,04
ILOC	S4	17,03	37,94	27,77	19,46	0,06	0,01	0,38	1,41	0,26	8,38	0,43	8,05
ρ()	S5	16,98	37,94	27,78	22,54	0,01	0,03	0,00	1,72	0,27	8,52	0,00	12,49
Ч	S6	17,13	37,89	27,70	9,95	0,05	0,01	0,34	1,60	0,24	7,59	0,22	10,68
	S7	17,12	38,03	27,81	10,45	0,05	0,01	0,26	1,72	0,34	10,65	0,00	9,99

Πίνακας 1. Τιμές περιβαλλοντικών παραμέτρων κατά την διάρκεια του πρώτου υπό μελέτη έτους (Ιούλιος 2009-Ιούλιος 2010).

	Σταθμός	Θερμοκρασία	Αλατότητα	Πυκνότητα	SIO ₂	PO ₄	NO ₂	NO ₃	NH₃	ТР	TN	Chl α	ΗΒ βιομάζα
		(C°)		(kg/m ³)	(µg L ⁻¹)	(µg C L ⁻¹)							
	S1	20,09	39,05	27,83	5,91	0,01	0,03	1,15	3,51	0,53	9,70	0,14	2,73
o,	S2	20,68	38,74	27,43	17,63	0,02	0,06	0,97	2,14	0,56	7,36	0,10	8,02
201	S3	21,29	38,46	27,05	21,48	0,02	0,04	0,72	1,82	1,63	12,29	0,43	14,46
Š	S4	21,29	38,63	27,18	16,54	0,05	0,08	0,78	1,88	1,87	15,34	1,15	28,83
láu	S5	21,48	38,50	27,03	20,31	0,00	0,03	0,61	2,25	2,19	15,68	0,00	41,67
2	S6	21,68	38,47	26,95	25,84	0,03	0,09	0,33	2,25	2,24	14,06	0,66	33,67
	S7	21,51	38,55	27,06	21,62	0,00	0,02	0,53	2,25	2,74	19,60	0,16	33,33
	S1	23,73	39,25	26,95	3,09	0,03	0,00	0,86	1,09	1,99	7,31	0,15	2,52
10	S2	25,41	38,81	26,10	11,64	0,02	0,01	0,62	1,85	0,51	5,95	0,43	10,17
20:	S 3	25,58	39,12	26,28	12,88	0,00	0,00	0,31	3,91	2,39	11,83	0,40	13,58
ğ	S4	25,14	38,97	26,31	10,99	0,02	0,00	0,90	3,57	4,03	8,80	1,47	15,03
, Ņ	S5	25,35	39,08	26,32	19,83	0,00	0,00	0,58	5,43	5,08	9,54	0,89	23,75
<u>o</u>	S6	25,29	38,98	26,26	9,19	0,04	0,00	1,10	4,17	5,48	9,09	1,22	20,58
	S7	25,34	38,94	26,22	15,59	0,01	0,00	1,53	4,79	6,34	11,93	1,43	19,00
	S1	25,08	37,68	25,35	6,37	0,00	0,02	0,41	2,00	1,08	5,11	0,36	6,93
10	S2	25,91	31,08	20,15	10,85	0,00	0,04	0,55	1,61	1,18	4,75	0,52	7,43
20	S 3	25,93	39,54	26,49	10,15	0,02	0,05	2,95	1,71	1,04	3,91	0,31	4,32
Š	S4	25,94	39,56	26,50	8,85	0,05	0,07	0,58	1,65	1,47	5,54	0,47	7,16
úλι	S5	25,94	39,59	26,52	14,10	0,04	0,00	0,12	2,08	1,47	7,49	0,66	12,29
<u>o</u>	S6	26,17	39,60	26,46	13,29	0,08	0,07	0,59	1,55	1,30	8,50	1,25	11,27
	S7	26,58	39,53	26,27	22,16	0,03	0,00	0,21	1,63	1,84	9,36	0,85	9,83

Πίνακας 1. Τιμές περιβαλλοντικών παραμέτρων κατά την διάρκεια του πρώτου υπό μελέτη έτους (Ιούλιος 2009-Ιούλιος 2010).

	Σταθμό	Θερμοκρασία	Αλατότητα	Πυκνόητητα	SiO ₂		PO ₄		NO2		NO3		NH3		ТР		TN		SPM		Chl a	
		(°C)	-	(kg/m ³)	(µmol L ⁻¹)		(µmol L ⁻¹)		(µmol L ⁻¹)		(mg L ⁻¹)		(µgr L ⁻¹)									
					1m	5m	1m	5m	1m	5m	1m	5m	1m	5m								
10	S1	22,87	38,82	26,87	5,77	6,43	0,046	0,023	0,001	0,036	0,444	0,396	1,13	1,13	0,02	0,02	6,86	4,71	5,92	11,30	0,04	0,001
oç 20	S2	25,94	40,10	26,91	6,67	6,49	0,115	0,023	0,036	0,001	0,299	0,154	9,25	0,81	0,03	0,03	4,39	4,40	6,14	8,10	0,14	0,21
ουστ	S3	26,13	40,16	26,58	8,27	9,88	0,046	0,069	0,071	0,001	0,222	0,483	7,92	1,01	0,02	0,03	7,64	7,74	15,13	7,42	0,11	0,21
Αυγ	S4	26,79	40,17	26,69	6,96	7,14	0,092	0,092	0,001	0,001	0,338	0,280	0,85	2,23	0,04	0,04	5,34	4,44	12,70	12,52	0,32	0,49
	S6	26,41	40,51	27,07	6,13	6,85	0,023	0,023	0,001	0,001	0,212	0,328	0,81	1,68	0,07	0,13	6,03	6,88	12,82	12,10	0,49	0,53
10	S1	19,01	38,89	28,00	1,96	6,25	0,046	0,023	0,040	0,119	0,444	0,415	9,25	9,25	0,01	0,01	6,28	6,15	10,95	10,80	0,10	0,13
ος 20	S2	15,67	39,36	29,19	11,61	7,62	0,023	0,046	0,198	0,278	0,444	0,463	7,08	9,25	0,01	0,02	5,74	8,75	8,15	12,25	0,51	0,83
μβρι	S3	17,66	39,76	29,01	7,92	7,86	0,069	0,069	0,198	0,079	0,463	0,299	4,19	14,05	0,02	0,02	5,39	7,67	8,30	11,15	0,48	0,79
Noś	S4	17,26	39,98	29,28	22,68	24,35	0,092	0,092	0,079	0,198	0,492	0,338	1,01	10,63	0,02	0,01	8,00	10,40	9,05	9,45	0,62	0,63
	S6	17,21	39,97	29,28	13,94	21,43	0,115	0,092	0,079	0,119	0,425	0,415	14,05	14,05	0,01	0,02	9,70	14,39	10,85	11,25	1,01	0,85
011	S1	14,83	38,12	28,42	6,90	8,10	0,000	0,000	0,487	0,455	0,804	0,893	5,05	7,92	0,08	0,06	7,59	6,61	9,80	9,67	0,50	0,42
0105 2	S2	13,22	35,98	27,11	9,23	10,65	0,000	0,000	0,097	0,065	0,625	0,813	2,34	7,08	0,07	0,06	6,55	7,20	10,87	11,20	1,13	1,09
ουάρ	S3	13,29	35,05	26,38	11,31	10,83	0,081	0,054	0,260	0,292	0,377	0,437	2,23	5,05	0,14	0,09	7,05	7,45	11,53	12,80	0,99	0,64
Φεβρ	S4	13,34	35,25	26,52	19,94	13,21	0,215	0,188	0,260	0,195	0,466	0,744	10,63	4,03	0,11	0,04	8,27	7,45	12,13	12,67	1,30	1,27
•	S6	12,92	35,18	26,55	14,29	17,08	0,188	0,134	0,227	0,260	0,625	0,437	4,03	5,05	0,22	0,16	9,54	9,46	12,40	14,07	1,13	1,09
	S1	19,81	39,12	27,96	5,48	9,29	0,023	0,001	0,001	0,001	0,261	0,347	3,13	0,85	0,03	0,06	5,31	4,59	8,75	7,95	0,11	0,07
2011	S2	22,05	38,21	26,65	8,04	10,65	0,001	0,001	0,001	0,001	0,232	0,386	1,68	4,19	0,10	0,06	4,61	7,48	8,45	8,45	0,38	0,37
άιος	S 3	21,96	38,43	26,84	10,48	11,49	0,001	0,001	0,001	0,040	0,425	0,203	14,05	2,34	0,12	0,12	4,51	14,02	7,95	9,45	0,32	0,42
Σ	S4	21,75	38,55	26,99	13,33	10,83	0,069	0,276	0,001	0,040	0,261	0,183	5,05	3,13	0,12	0,07	4,41	8,23	10,35	8,15	0,48	0,41
	S6	21,95	38,65	27,01	14,35	12,68	0,184	0,092	0,278	0,000	0,347	0,270	4,19	4,19	0,14	0,17	12,16	7,76	9,00	8,70	0,45	0,60

Πίνακας 2. Τιμές περιβαλλοντικών παραμέτρων κατά την διάρκεια του δεύτερου υπό μελέτη έτους (2010 - 2011).

		СВ		HB		ANF		HNF		DIAT		DINO		CIL	
		1m	5m	1m	5m	1m	5m	1m	5m	1m	5m	1m	5m	1m	5m
10	S1	1070213	1223101	70634083	65252439	1850	1956	143129	188169	3900	3540	1620	1980	240	50
ς 20	S2	1375989	1999935	591980889	491075056	1895	1958	328149	361579	6540	10500	660	2040	240	480
010	S3	3899742	3995463	843124296	645797333	17031	16017	434278	408428	9540	8400	1620	900	300	420
ηγοι	S4	4821056	8172127	645797333	618889111	33635	32635	459682	437532	15060	19920	1380	2220	120	780
Ā	S6	5876508	19220159	515740926	531437389	149490	160646	523215	374841	17640	14400	1920	1740	300	420
10	S1	18163050	9417878	166158272	174230739	72725	52855	75322	43245	4320	5640	1500	1140	35	60
ς 20	S2	18835756	19508461	588617361	417077444	51747	68364	63246	43753	29520	40140	1320	2160	300	1680
βριο	S3	10763289	9763289	565072667	861063111	51747	87414	96101	64610	32880	36420	1860	3840	1080	840
οέμΙ	S4	672706	702706	696250250	632343222	60787	45762	101311	137287	35880	25800	3540	3120	480	420
z	S6	4036233	12781406	847609000	1062874778	80084	67271	80084	67271	21960	19800	1260	2520	300	120
011	S1	24890106	14126817	45071272	99560422	37373	50963	112118	84938	14700	8520	300	480	41	60
0 <u>5</u> 2	S2	99560422	121759706	306081028	484348000	347565	258733	100906	155240	10920	7380	2940	3060	2460	1980
υάρι	S3	108978300	37671511	1053905370	1134630037	255164	210727	220369	113468	2220	1320	4980	3720	4620	3060
βροι	S4	34980689	75343022	816216074	901425444	94481	106441	68026	63864	1440	1740	2160	1740	3120	4920
Φ	S6	35653394	39016922	1291594667	1042693611	143016	111430	68860	53651	4920	1620	900	1020	2040	2940
	S1	4708939	10763289	534800917	380078639	4530	16465	86070	65859	9720	8760	2340	3540	30	120
011	S2	18835756	19508461	501165639	427168028	136590	6033	133175	99548	79380	68820	7980	12660	720	60
105 2	S3	24217400	17041874	466409185	556103259	7475	2539	87203	101540	52620	44640	5820	10980	60	60
Má	S4	2690822	3587763	1089783000	713067889	6529	10804	147039	274574	52080	117720	6600	6600	80	420
	S6	3587763	6562981	1264686444	847609000	6829	22804	129760	148223	6120	3300	2940	3480	660	540

Πίνακας 3. Τιμές αφθονίας (άτομα L⁻¹) των συστατικών του πλαγκτικού τροφικού πλέγματος [ετερότεφα βακτήρια(HB), κυανοβακτήρια (CB), αυτότροφα και ετερότροφα νανομαστιγωτά (ANF και HNF), διάτομα (DIAT), δινομαστιγωτά (DINO) και βλεφαριδωτά (CIL)] κατά το δεύτερο μελετηθέν έτος (2010-2011).

Πίνακας 4. Τιμές αφθονίας ζωοπλαγκτικών ταξινομικών μονάδων (άτομα m⁻³) κατά τη διάρκεια του πρώτου υπό μελέτη έτους (2009-2010)

			le	ούλιος 'Ο	19					Αú	γουστος	'09		
	S1	S2	S3	S4	S6	S5	S7	S1	S2	S3	S4	S6	S5	S7
Πρ. Δεκαπόδων	12	0	14	67	0	0	588	0	20	0	0	159	0	1592
Πρ. Θυσανοπόδων	3	0	14	0	0	323	0	0	0	0	0	0	0	0
Πρ. Βρυοζώων	0	0	0	0	0	0	294	0	0	0	0	0	0	0
Πρ. Ελασματοβραγχίων	23	0	83	1070	18504	9514	8226	11	60	310	26274	7166	8280	2123
Πρ. Ι αστεροποδων	2	0	42	201	1558	1774	1763	0	40	34	265	159	0	531
Πρ. Πολυχαιτών	11	0	0	0	0	161	294	41	160	69	265	159	0	3185
Πρ. εχινοσερμων	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Αυνά Ιμαοιών	0	0	153	0	0	0	0	9	20	3/	265	478	0	0
Ινθυονύμφες	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	205	470	0	265
Τρηματοφόρα	2	0	0	0	0	0	0	2	300	138	0	318	0	0
Μέδουσες	3	0	195	134	2532	1129	2057	0	0	69	2919	159	1592	531
Σιφωνοφόρα	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Πτερόποδα	376	0	14	201	1363	1290	1763	41	160	69	3981	478	318	3185
Ισόποδα	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Κωπηλάτες	69	0	237	134	974	1290	1469	72	361	586	9023	6847	8917	15924
Βυτιοειδή	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Χαιτόγναθοι	12	0	125	401	195	806	2057	2	381	276	1858	2229	4140	2123
Penilia avirostris	8	0	125	2141	13440	6934	27910	2	0	517	20170	8917	9554	14862
Evaane spinifera	0	0	0	0	0	161	294	25	80	69	0	0	0	0
Pseudoevaane tergestina	0	0	0	268	584	101	0	0	0	0	0	318	0	1062
Ροαση μοιγμηειποιαes	244	0	2560	9835	37398	22091	39662	1974	11177	7307	52548	31529	53822	55998
Acartia clausi	244	0	2300	0	779	323	294	2	0	34	0	159	0	0
A. clausi κωπ.	0	0	0	67	2727	1290	2350	5	60	0	0	0	0	0
Clausocalanus furcatus	6	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
C. furcatus κωπ.	189	0	0	0	0	0	0	92	280	172	531	637	0	0
Calocalanus pavo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. pavo κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calocalanus pavoninus	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. pavoninus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calocalanus styliremis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. styliremis κωπ.	15	0	0	0	0	0	0	59	20	34	0	0	0	0
Mecynocera clausi	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
ΝΙ. CIOUSI Κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1502	0
P papus Kut	5 114	0	2050	20//	6917	2230	12046	74	200	270	1062	2195	2220	0
Paracalanus denudatus	0	0	2950	0	0817	0	12040	2	200	0	2919	0	0	5573
P. denudatus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paracalanus nanus	8	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0
P. nanus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parvocalanus crassirostris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P. crassirostris κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Centropages kroyeri	2	0	250	401	584	968	2057	2	120	103	4246	1911	1592	796
C. kroyeri κωπ.	6	0	515	2944	5649	2096	25560	65	681	620	6900	2548	4140	5573
Temora stylifera	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0
Τ. stylifera κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0
Coryceus limbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coryseus giesbrechti Coryceus ovalis (lattus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Faranulla rostrata	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corvcidae κωπ.	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 0	0	0
Oithona plumifera	3	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0
Ο. plumifera κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oithona tenuis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
O. tenuis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oithona similis	0	0	0	1472	0	0	3819	0	300	34	9554	3822	4459	1327
Ο. similis κωπ.	0	0	0	0	0	0	1469	0	0	0	0	0	0	0
Oithona nana	26	0	2824	8430	12856	9514	20565	356	4226	2895	21231	11146	30573	22558
Ο. nana κωπ.	64	0	8543	23082	36230	35637	49357	1067	19068	12718	91295	58121	109236	112527
Oncaea meaia	3	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	0
U. media Rovicornis	20	0	0	0	0	0	0	54	0	0	0	0	0	0
L. flavicornis κωπ	0	0	0	0	0	0	0	0	n	0	0	0	0	0
Calanus tenuicornis	0	0	Ő	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. tenuicornis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Candacia varicans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Candaciidae κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Labidocera kroyeri	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
L. kroyeri κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euterpina acutifrons	18	0	167	1806	24543	19189	29379	0	240	931	2654	3981	7643	2654
Microsetella rosea	110	0	0	0	0	0	0	5	40	69	0	0	0	0
Harpacticoids spp	2	0	0	67	195	1129	1469	54	40	69	0	0	0	0

Πίνακας 4. Τιμές αφθονίας ἰΠίνακας 4. Τιμές αφθονίας ζωοπλαγκτικών ταξινομικών μονάδων (άτομα m⁻³) κατά τη διάρκεια του πρώτου υπό μελέτη έτοτου πρώτου υπό μελέτη έτους (2009-2010)

			Σсп	τέμβοιος	- '09					Οκτώβριος '09					
	S1	S2	S3	S4	, 05 S6	S 5	S7	S1	S2	S3	S4	S6	S 5	S 7	
Πρ. Δεκαπόδων	0	66	170	86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Πρ. Θυσανοπόδων	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Πρ. Βρυοζώων	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	232	758	903	0	
Πρ. Ελασματοβραγχίων	155	594	16349	3938	24797	4753	15745	32	169	2333	465	50045	40656	2440	
Πρ. Γαστεροπόδων	0	0	341	0	243	0	119	11	56	0	0	0	0	0	
Πρ. Πολυχαίτων	0	99	852	86	1459	158	835	11	169	778	232	758	5421	305	
Πρ. Εχινοδέρμων	0	33	341	171	0	0	0	42	0	389	0	0	903	0	
Πρ. Ασκιδίων	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Αυγά ψαριών	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ιχθυονύμφες	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Τρηματοφόρα	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	379	0	0	
Μέδουσες	133	33	0	342	243	0	119	84	56	389	0	1517	0	305	
Σιφωνοφόρα	44	0	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0	0	
Πτερόποδα	332	165	10389	856	19935	792	10377	336	1182	2722	697	4929	26200	2745	
Ισόποδα	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Κωπηλάτες	597	165	4769	0	2431	475	1551	126	844	6999	1627	4550	1807	2440	
Βυτιοειδή	0	0	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0	0	
Χαιτόγναθοι	199	132	1022	770	1945	475	1312	63	225	6222	581	4550	903	5491	
Penilia avirostris	66	396	5109	3938	10211	5229	8946	42	506	12054	930	15544	20780	4271	
Evadne spinifera	44	33	1192	171	0	0	0	221	0	0	0	0	0	0	
Pseudoevadne tergestina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Podon polyphemoides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ναύπλιοι Κωπηπόδων	5861	495	18904	15324	27471	19172	27911	2764	3657	44329	31615	108053	121968	119884	
Acartia clausi	0	0	0	0	729	0	358	11	0	0	0	0	903	0	
A. clausi κωπ.	0	363	341	257	0	317	239	11	113	0	0	0	903	305	
Clausocalanus furcatus	22	0	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0	0	
C. furcatus κωπ.	442	66	1022	257	972	158	596	1020	0	0	0	0	0	0	
Calocalanus pavo	88	33	0	0	0	0	0	63	0	0	0	0	0	0	
С. раvo кωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Calocalanus pavoninus	66	0	0	0	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	
C. pavoninus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Calocalanus styliremis	44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
C. styliremis κωπ.	1791	132	0	0	0	0	0	347	0	0	0	379	0	0	
Mecynocera clausi	22	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	
M. clausi κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Paracalanus parvus	44	198	681	257	972	317	716	63	113	0	0	379	1807	1525	
P. parvus κωπ.	818	825	3747	1627	1945	2060	2505	746	225	5444	2325	3033	6324	3661	
Paracalanus denudatus	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
P. denudatus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Paracalanus nanus	111	0	0	0	0	0	0	42	0	0	0	0	0	0	
P. nanus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Parvocalanus crassirostris	0	0	0	0	0	0	0	21	338	1944	814	2275	5421	10067	
P. crassirostris κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	158	1744	10499	3952	13270	20780	13422	
Centropages kroyeri	22	528	852	2140	2431	0	1193	11	113	0	581	379	3614	1220	
C. kroyeri κωπ.	221	627	3236	3510	8995	0	4413	147	0	9721	1743	5308	11293	4881	
Temora stylifera	22	33	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	
Τ. stylifera κωπ.	22	33	0	0	0	0	0	21	0	0	0	0	0	0	
Coryceus limbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Coryseus giesbrechti	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	
Coryceus ovalis/lattus	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	
Faranulla rostrata	177	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Corycidae κωπ.	221	66	0	0	0	0	0	84	0	0	0	0	0	0	
Oithona plumifera	22	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0	0	0	0	
Ο. plumifera κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oithona tenuis	0	0	0	0	0	0	0	42	56	0	0	0	0	0	
Ο. tenuis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	
Oithona similis	487	1518	3065	2483	7050	951	4175	84	0	0	697	758	0	1830	
Ο. similis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oithona nana	796	2574	14646	6421	15073	8714	13955	137	5345	46274	9182	20094	26200	14947	
Ο. nana κωπ.	2964	14092	84982	27652	58103	61159	74549	946	27571	181984	50676	84167	97122	64670	
Oncaea media	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	
Ο. media κωπ.	66	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	
Lucicutia flavicornis	0	0	0	86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
L. flavicornis κωπ.	111	165	1362	856	0	0	0	0	56	0	0	758	4517	1220	
Calanus tenuicornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
C. tenuicornis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Candacia varicans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Candaciidae κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Labidocera kroyeri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
L. kroyeri κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Euterpina acutifrons	133	495	5790	2483	9238	2060	6083	11	338	0	0	23885	16714	10067	
Microsetella rosea	288	99	170	0	0	0	0	305	113	0	0	0	0	0	
Harpacticoids con	22	132	0	0	243	158	239	21	0	0	0	0	0	0	
			N	ດຮົບເຮັດແດດ '	09					٨٤	κέμβοιος	'09			
---	-----------	-----------	-------	---------------	--------	------------	-------	-----------	-----------	-------	----------	-------	-------	-------	
	S1	S2	53	S4	S6	S 5	S7	S1	S2	S3	S4	S6	S5	S7	
Πρ. Δεκαπόδων	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Πρ. Θυσανοπόδων	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Πρ. Βρυοζώων	0	97	0	0	1241	0	0	0	145	145	103	252	705	459	
Πρ. Ελασματοβραγχίων	277	1399	919	117462	26057	12739	2275	211	55588	72814	15200	20054	35652	25570	
Πρ. Γαστεροπόδων	0	0	184	827	2482	869	379	93	1592	1737	1034	505	705	306	
Πρ. Πολυχαίτων	87	241	184	11167	4963	2895	0	40	724	1303	620	252	423	612	
Πρ. Εχινοδερμων	87	531	184	21094	7858	4343	379	13	6659	8686	1758	757	1832	1837	
Πρ. Ασκισιών	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Αυγά ψαριων	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Τοπματοφόρα	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Μέδουσες	87	48	184	2482	1241	579	0	0	434	1013	414	126	282	459	
Σιφωνοφόρα	35	48	0	0	0	0	0	40	0	145	0	0	0	153	
Πτερόποδα	190	386	1379	3722	4963	290	569	436	1013	6225	1344	883	845	2756	
Ισόποδα	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Κωπηλάτες	346	1158	2849	9099	4963	2606	1517	317	5211	5646	2895	126	564	1378	
Βυτιοειδή	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Χαιτόγναθοι	17	48	919	7031	5377	3764	1327	93	1592	1737	3412	1135	986	1378	
Penilia avirostris	17	241	276	11167	21507	4632	1517	0	1158	3764	1654	1135	705	2297	
Evadne spinifera	138	145	184	0	827	290	0	0	0	290	0	0	141	306	
Pseudoevaane tergestina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	145	207	0	0	0	
Podon polypnemoldes	U 2122	U 5115	16094	414	0	U 22127	0	0	290	2027	414	126	141	306	
Acartia clausi	0	0	0	0	0	0	0	13	28085	1/15	310	631	10910	20794	
Α clausi κωπ	0	48	0	2895	414	0	0	0	434	434	0	126	0	0	
Clausocalanus furcatus	35	48	0	0	0	0	0	0	434 0	0	0	0	0	0	
C. furcatus κωπ.	1004	1158	919	1241	0	0	0	330	0	0	0	0	0	153	
Calocalanus pavo	17	48	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0	0	
C. pavo κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Calocalanus pavoninus	121	241	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	
C. pavoninus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Calocalanus styliremis	0	0	0	0	0	0	0	26	0	0	0	0	0	0	
C. styliremis κωπ.	381	386	0	0	0	0	0	489	0	145	103	0	0	0	
Mecynocera clausi	87	193	0	0	0	0	0	106	0	0	0	0	0	0	
M. clausi κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Paracalanus parvus	17	0	276	5377	414	290	190	26	724	579	724	1002	282	/66	
P. purvus kwn. Paracalanus denudatus	52	4053	1471	6204	11581	3474	0	1150	/238	3764	2378	1892	2396	5053	
P denudatus κωπ	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	
Paracalanus nanus	52	0	0	0	0	0	0	132	0	0	0	0	0	0	
P. nanus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Parvocalanus crassirostris	2094	4053	3768	3722	10754	6659	3791	0	3909	5646	3722	3405	5918	10565	
P. crassirostris κωπ.	2873	9120	3401	6618	3722	4632	3602	0	290	869	207	252	1409	1531	
Centropages kroyeri	0	0	827	1654	0	0	0	0	0	290	103	757	845	306	
C. kroyeri κωπ.	69	145	1103	4963	2895	2027	3412	0	869	434	620	252	845	306	
Temora stylifera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Τ. stylifera κωπ.	17	48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Coryceus limbatus	0	48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Coryseus giesbrechti	0	145	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	
Coryceus ovalis/lattus	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Γαταπαπατοςτατα Corveidae κωπ	52 87	40 97	0	0	0	0	0	40 93	0	0	0	0	0	0	
Oithona nlumifera	17	97	0	0	0	0	0	40	145	0	0	0	0	0	
O. plumifera κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oithona tenuis	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	
Ο. tenuis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oithona similis	0	0	460	0	0	0	0	66	0	0	0	0	0	766	
Ο. similis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oithona nana	225	4295	13787	49218	33502	27794	22938	159	29820	20122	15820	15009	15078	18373	
Ο. nana κωπ.	917	8348	35661	117462	149723	119861	67865	1269	51969	31847	27194	26234	16487	31082	
Oncaea media	17	48	0	0	0	0	0	185	0	145	0	0	0	153	
O. media κωπ.	138	193	0	0	0	0	0	1348	0	290	103	0	0	306	
Lucicutia flavicornis	0	0	0	0	0	0	0	26	145	0	0	0	0	0	
L. JIUVICOTTIIS KWIL.	0	0	0	0	0	0	0	211	0	0	0	0	0	0	
C tenuicornis KUT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Candacia varicans	0	n	n	0	n	0	n	0	0	n	n	n	n	n	
Candaciidae κωπ	0	0	n	0	0	0	0	0	n	0	0	0	0	0	
Labidocera kroveri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
L. kroyeri κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Euterpina acutifrons	17	724	1011	11581	0	5211	6445	0	4777	3909	3205	6432	6623	7502	
Microsetella rosea	69	48	0	0	0	0	0	410	290	0	0	0	0	0	
Harpacticoids spp	0	0	0	0	414	0	0	0	145	145	103	0	0	306	

			Ιαν	ουάριος	'10					Φε	βρουάριος	'10		
	S1	S2	S 3	S4	S6	S 5	S7	S1	S2	S3	54	S6	S5	S7
Πρ. Δεκαπόδων	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	190	272	0
Πρ. Θυσανοπόδων	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	190	0	0
Πρ. Βρυοζώων	0	37	0	244	419	138	277	54	2335	434	2123	1137	1905	13933
Πρ. Ελασματοβραγχίων	27	999	1349	793	4861	7616	2077	1034	16773	8830	21231	7962	32936	61704
Πρ. Γαστεροπόδων	63	37	0	0	251	0	69	48	637	145	1062	569	544	3317
Πρ. Πολυχαίτων	0	0	112	122	84	0	485	122	849	434	3185	1327	2450	1990
Πρ. Εχινοδέρμων	380	259	487	0	0	0	0	1116	12527	724	212	2275	4627	2654
Πρ. Ασκιοιων	0	0	/5	0	0	0	0	0	0	0	212	0	0	0
Αυγα ψαριων	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ταρματοφόρα	0	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Μέδουσες	0	37	75	0	8/	0	346	82	212	13/	637	1137	2450	3317
Σιφωνοφόρα	9	0	0	0	0	0	0	0	0	434	0	0	2450	0
Πτερόποδα	109	74	0	183	84	138	69	102	2123	579	1274	2275	3266	10616
Ισόποδα	0	0	0	0	0	0	138	0	0	0	0	0	0	0
Κωπηλάτες	118	111	0	0	0	277	0	48	212	0	0	569	272	663
Βυτιοειδή	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Χαιτόγναθοι	81	148	37	0	335	277	831	122	1699	724	1486	2464	817	3981
Penilia avirostris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Evadne spinifera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pseudoevadne tergestina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Podon polyphemoides	0	0	0	0	84	0	0	0	212	0	0	0	0	663
Ναύπλιοι Κωπηπόδων	3176	13242	19408	39046	40647	80864	29147	1449	102335	67169	141826	103314	102891	363588
Acartia clausi	0	555	337	122	503	138	3046	0	0	434	0	1517	1089	0
A. clausi κωπ.	0	925	225	122	1257	138	3185	14	8068	2027	6582	9478	10888	11943
Clausocalanus furcatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. furcatus κωπ.	9	0	0	0	0	0	0	0	1062	0	0	0	0	2654
Calocalanus pavo	36	0	37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. pavo κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calocalanus pavoninus	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. pavoninus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calocalanus styliremis	45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. styliremis κωπ.	226	74	3/	0	0	0	0	27	0	0	0	0	0	0
M clausi Kw	0	0	0	0	0	0	0	20	212	0	0	0	0	0
Paracalanus nanuus	0	1222	197	1027	225	1109	060	7	2122	2750	2022	1127	1099	6625
P narvus $r_{in}\pi$	1312	1072	150	183	1000	1108	1108	245	5096	1013	1274	758	1089	6635
Paracalanus denudatus	9	0	0	0	0	415	0	245	0	0	0	0	0	0
P. denudatus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paracalanus nanus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P. nanus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parvocalanus crassirostris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P. crassirostris κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Centropages kroyeri	0	0	262	976	168	692	1454	0	0	0	0	379	272	1327
C. kroyeri κωπ.	0	148	787	4088	2011	9416	1939	0	1062	1303	425	1327	1905	5971
Temora stylifera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Τ. stylifera κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coryceus limbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coryseus giesbrechti	18	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
Coryceus ovalis/lattus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Faranulla rostrata	0	0	37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corycidae κωπ.	36	0	37	0	0	0	0	0	212	0	0	0	0	0
Oithona plumifera	54	0	0	0	0	0	0	27	0	0	0	0	0	0
 D. plumijera κωπ. Dithena tenui- 	0	0	0	U	U	0	U	0	U	0	0	U	0	U
Oitnona tenuis	18	3/	0	0	0	0	0	0	0	145	0	0	0	0
O. Lenuis Kwil.	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2654
	27	0	0	0	0	0	09	0	0	0	0	0	0	2054
O. similis kun.	226	1265	074	2694	6286	2009	9516	20	21947	12607	10745	10525	28026	20102
O nana K $\omega\pi$	1176	4303	974 1983	2004	5448	2908	7754	20	24628	11870	19745 0070	25023	28030	26539
Oncaea media	11/0	37	4,505	0	0	0	0	252	4020	110/0	0	23023	20501	20555
O. media κωπ	2009	407	487	0	0	1108	0	, 367	1911	145	0	0	0	663
Lucicutia flavicornis	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
L. flavicornis κωπ.	81	0	0	0	0	0	0	34	0	0	0	0	0	0
Calanus tenuicornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. tenuicornis κωπ.	9	111	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Candacia varicans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Candaciidae κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Labidocera kroyeri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
L. kroyeri κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euterpina acutifrons	18	222	112	183	251	138	277	0	425	0	212	379	0	1327
Microsetella rosea	18	148	37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harpacticoids spp	154	148	0	0	168	0	69	41	0	0	0	0	544	0

			N	Ιάρτιος '1	LO					Απο	ίλιος '10			
	S1	S2	S3	S4	S6	S 5	S7	S1	S2	\$3	S4	S6	S 5	S7
Πρ. Δεκαπόδων	13	0	0	0	0	0	0	20	0	0	163	0	0	322
Πρ. Θυσανοπόδων	7	39	0	0	0	0	0	82	66	0	0	0	0	0
Πρ. Βρυοζώων	27	155	995	455	2212	708	1820	20	398	108	490	398	817	643
Πρ. Ελασματοβραγχίων	518	1864	5197	8341	43347	69356	42539	204	1592	217	6369	6568	1283	322
Πρ. Γαστεροπόδων	73	272	332	1441	3539	5308	3640	388	1261	4333	5390	2787	467	6595
Πρ. Πολυχαιτων	73	466	663	455	2212	1062	682	122	2787	2058	7023	2588	933	1608
Πρ. Εχινοοερμων	93	350	663	379	442	2123	455	82	3915	650	817	0	350	322
πρ. Ασκισιών	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	161
Αυγά φαριών Ινθυονύμφες	0	0	0	0	0	0	0	0	00	0	0	0	0	161
Τορματοφόρα	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	117	0
Μέδουσες	126	350	442	379	3981	1415	1137	41	332	0	0	1990	817	804
Σιφωνοφόρα	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0
Πτερόποδα	73	233	221	1820	9731	9908	6142	572	1062	1192	653	1592	0	322
Ισόποδα	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Κωπηλάτες	73	78	111	76	885	0	227	653	10815	2491	6696	5573	1400	1287
Βυτιοειδή	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Χαιτόγναθοι	153	544	1327	910	6192	2477	1365	204	199	1408	1797	2389	1400	483
Penilia avirostris	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Evadne spinifera	0	0	0	0	0	0	0	20	0	433	163	398	583	161
Pseudoevadne tergestina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Podon polyphemoides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ναυπλιοι Κωπηποδων	1208	8855	16476	18426	99080	70771	33667	11861	10218	11049	22538	30255	32897	23966
Acartia ciausi	7	427	0	1668	442	/08	11601	0	863	217	653	0	117	0
A. clausi κωπ.	0	194	U	607	885	U	10237	U 41	1062	650	19272	2/8/	350	962
Cigurodus vient	/ 22	0	0	0	0	0	0	41 07	0	0	327	0	0	0
Calocalanus navo	35 7	0	0	0	0	0	0	02	0	0	0	0	0	0
C ηανο κωπ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calocalanus pavoninus	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. pavoninus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calocalanus styliremis	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. styliremis κωπ.	27	0	0	0	0	0	0	82	66	0	0	0	0	0
Mecynocera clausi	20	39	0	0	0	0	0	41	0	0	0	0	0	0
M. clausi κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paracalanus parvus	159	3418	6524	2730	10616	5308	12511	0	1858	3033	3430	6369	4316	1448
P. parvus κωπ.	630	3728	14707	6142	25212	23708	20018	1123	3118	2600	5716	11943	5133	965
Paracalanus denudatus	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P. denudatus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paracalanus nanus	0	0	0	0	0	0	0	41	66	0	0	0	0	0
P. nanus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parvocalanus crassirostris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P. crassirostris κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Centropages kroyeri	0	0	221	152	885	354	1137	0	133	325	327	398	350	643
C. Kroyeri κωπ.	/	11/	885	607	4423	1769	1820	61	0	867	3103	3583	2450	1608
Temora stylifera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1. Stylijeru kwit.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coryceus ninbulus Coryceus aiesbrechti	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corveeus ovalis/lattus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Faranulla rostrata	0	0	0	0	0	0	0	0	66	0	0	0	0	0
Corycidae κωπ.	20	78	0	õ	0	0	0	184	0	0	0	0	0	0
Oithona plumifera	33	0	0	0	0	0	0	61	66	0	0	0	0	0
Ο. plumifera κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oithona tenuis	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0
O. tenuis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oithona similis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ο. similis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oithona nana	113	2020	7298	6294	25655	21939	13876	102	3782	8666	12739	18113	4900	13028
Ο. nana κωπ.	942	15574	40694	46027	173832	95188	67789	2327	11014	45279	63531	74841	43046	72541
Oncaea media	33	39	0	0	442	354	0	82	332	0	0	0	0	161
Ο. media κωπ.	1214	39	111	0	0	708	0	408	265	0	0	0	0	0
Lucicutia flavicornis	7	39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
L. JIAVICORNIS Kωπ.	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calanus tenuicornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
 c. tenuicornis κωπ. 	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	U
Candacia varicans	0	U	U	U	U	U	0	U	U	U	0	U	U	U
Lahidocera kroveri	33 0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E. Noyen Kurk.	20	29	0	0	2654	0	1820	41	265	542	490	1592	n	161
Microsetella rosea	13	0	0	0	0	0	0	41	133	0	0	0	0	0
Harpacticoids spn	106	0	0	0	0	0	0	20	66	0	163	199	0	õ
,,		v	5	5	2	-	-			-			2	

No.N					Μάιος '10							Ιούνιος '10			
DependenciesDescensibleDescensib		S1	S2	S 3	S4	S6	S 5	S7	S1	S2	S 3	S4	S6	S 5	S7
In a constrained by a set of a set	Πρ. Δεκαπόδων	22	0	253	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D D <thd< th=""> D <thd< th=""> <thd< th=""></thd<></thd<></thd<>	Πρ. Θυσανοπόδων	0	0	0	0	0	0	0	4	170	0	0	255	187	0
The Society So	Πρ. Βρυοζώων	7	0	126	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Interpretation Interpr	Πρ. Ελασματοβραγχίων	52	531	0	11301	154843	14476	2986	35	1019	910	33364	45096	31285	3868
mp mp<	Πρ. Γαστεροποοων	15	163	126	0	10433	4825	995	12	425	364	455	3312	/306	2579
Dep Andelian D <thd< th=""> D <thd< th=""> <thd< td=""><td>Πρ. Γιολυχατιών</td><td>0</td><td>82</td><td>126</td><td>0</td><td>0589</td><td>483</td><td>995</td><td>19</td><td>340</td><td>425</td><td>303</td><td>1019</td><td>197</td><td>3868</td></thd<></thd<></thd<>	Πρ. Γιολυχατιών	0	82	126	0	0589	483	995	19	340	425	303	1019	197	3868
nucl degalow 0 22 0 255 0 433 968 0 170 425 0 335 774 Final accord 0 0	Πρ. Εχινοσερμων Πρ. Δακιδίων	0	0	120	0	0	465	498	10	0	0	0	0	10/	0
nybonyubech texponent texponent texponent 	Αυνά ψαριών	0	82	0	205	0	483	498	0	170	425	152	0	375	774
Dipulsacionalization Dipulsaci	Ιχθυονύμφες	0	0	0	0	0	483	995	0	85	0	0	0	0	129
Médionocy 0 41 0 0 0 0	Τρηματοφόρα	22	0	0	0	0	0	498	8	0	0	0	255	0	0
Lise.and by matrixDD <td>Μέδουσες</td> <td>0</td> <td>41</td> <td>0</td>	Μέδουσες	0	41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Interphone37612113741121447.24124401.161.104180818.2810.76.0587.208Macmplace201.10200	Σιφωνοφόρα	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
biosteck 0 0 0 0 </td <td>Πτερόποδα</td> <td>37</td> <td>612</td> <td>1137</td> <td>4315</td> <td>21414</td> <td>7238</td> <td>12440</td> <td>116</td> <td>1104</td> <td>1880</td> <td>16833</td> <td>8917</td> <td>5058</td> <td>2708</td>	Πτερόποδα	37	612	1137	4315	21414	7238	12440	116	1104	1880	16833	8917	5058	2708
Kamplatter 22 1012 1012 10106 7.84 11.85 7.14 5807 Kamplatter 0 <td>Ισόποδα</td> <td>0</td>	Ισόποδα	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Under loss U U U U	Κωπηλάτες	22	10452	3918	2055	2745	8203	6967	310	10106	7583	3185	7134	5807	9670
Alling Matrix 1 <	Βυτιοειόη	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Partice projection 1.41 2005 7.54 1.900 2.90 1.900	Xαιτογναθοι Penilia avirostris	15	41	758	1027	3295	2413	995	35	U 1614	1213	/58	3567	2997	1934
Parta Grant Parta Service 122 20 113 <td>Fyadne sninifera</td> <td>141</td> <td>3675</td> <td>758</td> <td>10850</td> <td>3294J 0</td> <td>965</td> <td>1990</td> <td>74</td> <td>255</td> <td>2123</td> <td>4701</td> <td>25478</td> <td>1873</td> <td>1289</td>	Fyadne sninifera	141	3675	758	10850	3294J 0	965	1990	74	255	2123	4701	25478	1873	1289
Perior Deficie D <thd< th=""> D D <t< td=""><td>Pseudoevadne teraestina</td><td>22</td><td>204</td><td>1137</td><td>0</td><td>0</td><td>483</td><td>498</td><td>4</td><td>1019</td><td>425</td><td>455</td><td>3312</td><td>1873</td><td>258</td></t<></thd<>	Pseudoevadne teraestina	22	204	1137	0	0	483	498	4	1019	425	455	3312	1873	258
Nacha Langendow3333 100000011146018674018874018874018874018874018874018784018	Podon polyphemoides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Actaria clausi9916.300008500<	Ναύπλιοι Κωπηπόδων	3333	6206	32100	28765	111465	186740	138834	850	24798	15287	10767	28535	24916	16891
A. chusis hum,14120423123494200085000 <td>Acartia clausi</td> <td>59</td> <td>163</td> <td>0</td> <td>205</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>85</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td>	Acartia clausi	59	163	0	205	0	0	0	0	85	0	0	0	0	0
Classications functuries 0 <td>A. clausi κωπ.</td> <td>141</td> <td>204</td> <td>253</td> <td>1233</td> <td>4942</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>85</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td>	A. clausi κωπ.	141	204	253	1233	4942	0	0	0	85	0	0	0	0	0
C International and books D <thd< th=""> D <thd< th=""> <thd< th=""></thd<></thd<></thd<>	Clausocalanus furcatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calceclamis groom 0 0 0 4 0	C. furcatus κωπ.	0	0	0	0	0	0	498	0	0	0	0	0	0	0
C proventure. 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	Calocalanus pavo	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
Lance Lance D	C. pavo κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
L pursonna suni. 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	Calocalanus pavoninus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lackardmin stylinerins with a synthesis and set of the	C. puvoninus kwn. Calocalanus styliremis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mergenergenergenergenergenergenergenerge	C styliremis κωπ	0	41	0	0	0	0	0	27	85	0	0	0	0	0
M. clausi auri.000	Mecvnocera clausi	7	0	0	0	0	0 0	0	0	0	0	0	0	0	0 0
Paracalonus parvis126163124154542494253812440425560716882548187318771418Paracalonus denudatus000 <td>M. clausi κωπ.</td> <td>0</td>	M. clausi κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p. porvex kurin.67204204740220865675169917527182608212366437471418Parcaclanus demodatus kurin.000<	Paracalanus parvus	126	163	1264	5342	4942	5308	12440	4	255	607	1668	2548	1873	387
Paracalonus denudatus00	P. parvus κωπ.	67	204	2148	7602	20865	6755	16919	175	2718	2608	2123	6624	3747	1418
P. denulatus kunt. 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 P. nanus kunt. 0 <t< td=""><td>Paracalanus denudatus</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td></t<>	Paracalanus denudatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paracalonus nanus 7 0 0 0 1448 488 4 85 0 0 0 0 0 Pranus Rum. 0	P. denudatus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P. nonuskam. 0 <t< td=""><td>Paracalanus nanus</td><td>7</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>1448</td><td>498</td><td>4</td><td>85</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td></t<>	Paracalanus nanus	7	0	0	0	0	1448	498	4	85	0	0	0	0	0
Part vectorising surgers 0 <td>P. nanus κωπ.</td> <td>0</td>	P. nanus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
μ. chr. strostifis Kuht. 0 <td>Parvocalanus crassirostris</td> <td>0</td>	Parvocalanus crassirostris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leth Oppers Morein 1 4-30 4-31 4-33 4-33 1-30	P. Clussilostils kwit. Centronages kroveri	0	490	126	U 411	540	102	1402	0	0	202	152	510	197	0
Carron of Number Data Data <thdata< th=""> Data Data</thdata<>	Centropuges κτογετί C kroveri κωπ	615	1960	3159	411	549 17571	405 6755	1495	66	3142	2487	910	5096	1499	230
T. stylifera wart. 0 0 0 0 0 19 170 0 0 0 0 0 Coryceus linebatus 0 <td>Temora stylifera</td> <td>0</td>	Temora stylifera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caryceus limbatus 0	Τ. stylifera κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	19	170	0	0	0	0	0
Coryseus giesbrechti 0	Coryceus limbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coryceus ovalis/lattus 0	Coryseus giesbrechti	0	0	0	0	0	0	0	4	85	0	0	0	0	0
Faranulla rostrata 0	Coryceus ovalis/lattus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corycidae κωπ. 0 0 0 0 0 0 62 0 0 0 0 0 Oithona plumifera κωπ. 0	Faranulla rostrata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Othona plumifera 0 41 0 0 0 0 8 85 0	Corycidae κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	62	0	0	0	0	0	0
Or. plantferd Kurt. 0	Oithona plumifera	0	41	0	0	0	0	0	8	85	0	0	0	0	0
Orthonic terms 0	O: plutilijera kwr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orienta Kanto O	Ο tenuis κωπ	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
O. similis kum. 0	Oithona similis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Olthona nana1931184960557532251310133184121473482357913952150321180210702O. nana κωπ.63744102932098623142214106157168193114818174861414862351592810026690Oncaea media00000019000000O. media κωπ.59000000885000000Lucicutia flavicornis00 <td>Ο. similis κωπ.</td> <td>0</td>	Ο. similis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
O. nana κωπ.63744102932098623142214106157168193114818174861414862351592810026690Oncaea media000000019000000O. media κωπ.590000000885000000Lucicutia flavicornis00	Oithona nana	193	1184	9605	5753	22513	10133	18412	147	3482	3579	13952	15032	11802	10702
Oncaea media 0 0 0 0 0 0 19 0 0 0 0 0 0 O. media κωπ. 59 0 0 0 0 0 0 8 85 0 0 0 0 0 Lucicutia flavicornis 0	Ο. nana κωπ.	637	4410	29320	98623	142214	106157	168193	1148	18174	8614	14862	35159	28100	26690
O. media κωπ. 59 0 0 0 0 0 8 85 0 0 0 0 0 Lucicutia flavicornis 0	Oncaea media	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0
Lucicutia flavicornis 0 <td>Ο. media κωπ.</td> <td>59</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>8</td> <td>85</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td>	Ο. media κωπ.	59	0	0	0	0	0	0	8	85	0	0	0	0	0
L. flavicornis κωπ. 96 0	Lucicutia flavicornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calanus tenuicornis 0	L. flavicornis κωπ.	96	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
c. tenucornis κωπ. 0	Calanus tenuicornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Canaccia varicans 0	 tenuicornis κωπ. 	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cambridge Koyn. 0	Candacia varicans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	U
L. kroyeri κωπ. 0	Lahidocera kroveri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Line y = 1, min 0	Lubiuoceru κισγεπ L. kroveri κωπ	0	0	0	n	0	0	n	0	0	0	0	0	0	0
Microsetella rosea 0	Euterping acutifrons	44	41	0	2055	5491	483	0	19	2378	1274	14710	29809	23792	19211
Harpacticoids spp 0 41 0 0 0 498 0 85 0 0 0 0 0	Microsetella rosea	0	0	0	0	0	0	0	47	0	0	0	0	0	0
	Harpacticoids spp	0	41	0	0	0	0	498	0	85	0	0	0	0	0

Πίνακας 4. Τιμές αφθονίας iΠίνακας 4. Τιμές αφθονίας ζωοπλαγκτικών ταξινομικών μονάδων (άτομα m ⁻³) κατά τη διάρκει	α
του πρώτου υπό μελέτη έτοτου πρώτου υπό μελέτη έτους (2009-2010)	

				Ιούλιος '10			
	S1	S2	S 3	S 4	S6	S 5	S7
Πρ. Δεκαπόδων	0	0	0	149	708	379	0
Πρ. Θυσανοπόδων	0	0	0	0	0	0	0
Πρ. Βρυοζώων	0	30	0	0	0	0	0
Πρ. Ελασματοβρανχίων	58	30	30	893	20524	6824	5567
Πρ. Γαστεροπόδων	58	266	30	744	28309	1896	576
Πρ. Πολυχαίτων	0	0	0	1042	1415	1517	192
Πρ. Εχινοδέρμων	0	0	0	0	0	0	0
Πρ. Ασκιδίων	0	0	0	0	0	0	0
Αυχά ψαοιών	10	0	30	149	0	0	0
Ιχθυονύμφες	19	0	30	0	0	0	0
Τρηματοφόρα	48	0	0	0	0	0	0
Μέδουσες	0	0	0	0	2123	1137	384
Σιφωνοφόρα	0	0	0	0	0	0	0
Γτερόποδα	426	59	0	0	0	0	0
Ισόποδα	0	0	0	0	0	0	0
Κωπηλάτες	997	651	1236	4762	3539	2275	1152
Βυτιοειδή	0	0	0	0	0	0	0
Χαιτόνναθοι	19	30	30	149	1415	379	0
Penilia avirostris	3814	10241	362	22918	65817	68244	31866
Evadne sninifera	116	385	483	1191	0	0	192
Pseudoevadne teraestina	0	30	30	0	1415	379	0
Podon nolynhemoides	0	0	0	0	0	0	0
Ναύπλιοι Κωπηπόδων	620	1095	4192	16965	112527	28435	8638
Acartia clausi	0	0	0	0	0	0	0
Α clausi κωπ	0	0	30	298	2123	0	192
Clausocalanus furcatus	0	0	0	0	0	0	0
C furcatus κωπ	10	0	0	0	0	0	0
Calocalanus navo	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0
Calocalanus navoninus	0	0	0	0	0	0	0
C navoninus k $\omega\pi$	0	0	0	0	0	0	0
Calocalanus styliremis	0	0	0	0	0	0	0
C styliremis κωπ	29	0	0	0	0	0	0
Mecynocera clausi	0	0	0	0	0	0	0
Μ clausi κωπ	0	30	0	0	0	0	0
Paracalanus narvus	39	444	633	0	708	2275	1344
P parvus $r_{0}\pi$	126	326	1689	1935	6369	7204	1344
Paracalanus denudatus	0	0	1005	0	0305	0	4415
P depudatus $\kappa_{ij}\pi$	0	0	0	0	0	0	0
Paracalanus nanus	0	0	121	0	0	0	0
Ρ ησημεκώπ	19	30	30	0	0	0	0
Parvocalanus crassirostris	0	0	0	0	0	0	0
P crassinostris $\kappa_0\pi$	0	0	0	0	0	0	0
Centronages kroveri	0	30	0	595	2831	3791	192
C kroveri κωπ	39	148	905	6250	7077	11753	5567
Temora stylifera	0	0	0	0	0	0	0
T stylifera κωπ	29	59	0	0	0	379	0
Corveeus limbatus	0	0	0	0	0	0	0
Corvseus aiesbrechti	0	0	0	0	0	0	0
Corveeus ovalis/lattus	0	0	0	0	0	0	0
Earanulla rostrata	10	0	0	0	0	0	0
Corvcidae κωπ.	0	0	0	0	0	0	0
Oithong nlumiferg	0	0	0	0	0	0	0
O. plumifera $\kappa\omega\pi$.	0	0	0	0	0	0	0
Oithona tenuis	0	0	0	0	0	0	0
O. tenuis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0
Oithona similis	0	0	0	0	0	0	0
O similis κωπ	0	0	0	0	0	0	0
Oithong nang	862	7044	6544	13691	64402	65211	26491
Ο ησησικώπ	474	3019	5971	32145	129512	137625	42424
Oncaea media	10	0	0	0	0	0	0
O media κωπ	10	0	0	0	0	0	0
Lucicutia flavicornis	0	0	0	0	0	0	0
L flavicornis κωπ	0	0	0	0	0	0	0
Calanus tenuicornis	0 0	0	ñ	0	n	0	0
C tenuicornis κωπ	0	0	n	0	n	0	0
Candacia varicans	0 0	0	ñ	0	n	0	0
Candaciidae κωπ	ñ	0 0	n	ñ	0	0 0	ñ
Labidocera kroveri	0 0	0	ñ	0	n	0	0
L kroveri κωπ	0	0	30	0	n	0	0
Euterping acutifrons	68	740	181	1786	52371	30710	30331
Microsetella rosea	0	0	0	0	0	0	0
Harpacticoids snn	õ	0	0	0	1415	379	0

Πίνακας 5. Αφθονία ζωοπλαγκτικών ταξινομικών μονάδων (άτομα m³) στα εποχιακά οριζόντια δείγματα με το δίχτυ 90 μm κατά το δέυτερο υπό μελέτη έτος (2010-11).

		A	ύνουστος '	'10			N	οέμβριος '	10			Φεβ	ουάριος '	11				Μάιος '11		
	S1	S2	\$3	S4	S6	S1	S2	\$3	S4	S6	S1	S2	\$3	S4	S6	S1	S2	\$3	S 4	S6
Πρ. Δεκαπόδων	0	0	0	0	279	0	0	142	50	0	0	0	0	0	0	0	0	207	41	90
Πρ. Θυσανοπόδων	0	0	0	0	419	0	0	0	0	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0
Πρ. Βρυοζώων	0	0	0	0	0	36	0	0	0	0	0	0	0	Ō	0	212	0	207	0	0
Πρ. Ελασματοβραγχίων	0	425	131	5898	41764	0	951	10379	3234	3220	18	1318	451	1222	3928	212	147	1965	6830	9446
Πρ. Γαστεροπόδων	12	100	44	0	0	181	285	853	398	743	18	0	395	393	212	0	682	57594	4403	1349
Πρ. Πολυχαίτων	97	100	0	1311	978	398	475	1422	50	318	0	0	56	131	159	425	184	414	288	990
Πρ. Εχινοδέρμων	121	25	0	0	0	145	0	11374	448	35	0	0	0	0	0	0	92	0	206	180
Αυγά ψαριών	12	50	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	18	0	0	0
Ιχθυονύμφες	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	103	0	90
Τρηματοφόρα	36	0	0	0	140	36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0
Μέδουσες	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	113	44	53	425	92	310	288	1259
Σιφωνοφόρα	12	25	0	0	0	217	95	427	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Πτερόποδα	24	300	306	1245	16343	326	761	427	398	354	36	0	56	218	53	0	0	0	946	1170
Οστρακώδη	0	0	0	0	0	72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ισόποδα	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0
Κωπηλάτες	700	1274	437	393	978	579	285	2701	1045	672	0	0	0	0	0	425	0	0	0	0
Χαιτόγναθοι	72	150	656	786	1536	253	761	3981	597	142	72	659	225	218	1486	1274	18	0	206	270
Penilia avirostris	12	50	44	917	1397	0	380	4834	1045	495	0	0	0	0	0	0	37	0	206	810
Evadne spinifera	591	175	0	0	0	181	95	142	149	425	0	0	0	0	0	0	18	517	82	0
Pseudoevadne tergestina	0	175	131	197	978	36	0	284	597	460	0	0	0	0	0	0	0	0	123	90
Podon polyphemoides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	123	0
Ναύπλιοι Κωπηπόδων	2063	9592	12599	18741	39111	6768	30326	32700	15625	11748	7449	157918	39118	31454	37739	58811	3518	4446	1810	7467
Acartia clausi	0	0	0	0	0	36	95	2133	547	1805	378	5930	2931	2312	4246	743	18	103	247	540
A. clausi κωπ.	0	75	87	131	419	0	2187	13507	597	1380	918	10103	4678	1658	1964	531	129	1034	2633	10706
Clausocalanus furcatus	48	0	0	0	0	72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. furcatus κωπ.	1436	0	0	0	0	1701	5894	1422	249	35	180	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calocalanus pavo	0	0	0	0	0	109	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. pavo κωπ.	72	0	0	0	0	941	665	0	249	0	72	439	0	0	0	425	0	0	0	0
Calocalanus pavoninus	0	0	0	0	0	109	190	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. pavoninus κωπ.	60	0	0	0	0	507	380	142	0	0	72	0	0	0	0	212	0	0	0	0
Calocalanus styliremis	0	0	0	0	0	36	0	0	0	0	18	220	0	0	0	0	0	0	0	0
C. styliremis κωπ.	0	0	0	0	0	36	95	0	0	0	54	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mecynocera clausi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	54	0	0	0	0	106	0	0	0	0
Ν. cidusi κωπ.	48	0	0	1040	0	326	285	0	0	0	/20	220	0	0	0	106	18	0	0	0
Puruculullus purvus	424	500	2012	2556	10755	226	701	427	100	71	10	220	50	0	0	425	92	1961	41	1000
P. purvus kwn.	454	574	2012	2550	10755	520	/01	4654	0	/1	19	0	50	44	0	2355	0	1901	494	1009
Purucularius denudatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paracalanus nanus	0	125	44	393	0	326	475	0	0	0	54	0	0	0	0	106	18	0	0	0
	0	1200	787	1900	698	1448	475	1422	0	0	54	220	0	0	0	1486	18/	0	0	0
Paracalanus achladi	0	25	0	131	140	0	42/0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P. achladi κωπ	0	0	175	131	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parvocalanus crassirostris	0	175	219	1114	4470	507	2133	1564	100	849	0	0	56	0	0	0	0	0	0	0
P. crassirostris κωπ.	0	225	437	197	4330	724	10552	10379	149	212	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Centropages kroveri	12	50	656	655	1676	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	207	41	360
C. kroveri κωπ.	24	974	744	1311	1956	0	0	284	348	212	0	0	0	0	0	0	18	1241	411	90
Temora stylifera	12	0	44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
T. stylifera κωπ.	72	0	87	66	0	72	380	142	249	0	0	0	0	0	0	0	37	0	0	0
Corvceus limbatus	0	0	0	0	0	72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Faranulla rostrata	0	0	0	0	0	326	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corycidae κωπ.	0	25	0	0	0	181	0	0	0	0	36	0	0	0	0	106	0	0	0	0
Oithona plumifera	12	0	0	0	0	36	0	0	0	0	72	0	0	0	0	3185	0	0	0	0
Ο. plumifera κωπ.	591	0	44	66	0	181	380	0	0	0	252	220	56	0	0	5945	0	0	0	0
Oithona tenuis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	106	0	0	0	0
Ο. tenuis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1168	0	0	0	0
Oithona similis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	90
Ο. similis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oithona nana	314	1674	2756	3866	11593	543	10647	11801	4130	3468	828	9444	4058	5366	11040	2866	2045	8892	3868	10976
Ο. nana κωπ.	784	4246	5118	6422	16343	4198	7035	6256	3035	1238	792	5711	3495	1701	5998	8386	6963	26987	11891	32927
Oncaea media	36	0	0	0	0	36	380	0	0	35	126	0	0	44	106	0	0	0	0	0
Ο. media κωπ.	1122	100	0	66	0	869	2282	995	249	71	2231	1537	56	0	265	3185	350	0	0	0
Lucicutia flavicornis	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	36	0	0	0	0	0	0	0	0	0
L. flavicornis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	126	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Candacia varicans	0	0	0	0	0	36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Candaciidae κωπ.	0	0	0	0	0	145	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Labidocera kroyeri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N. minor κωπ.	0	0	0	0	0	290	0	0	0	0	378	0	0	0	0	7537	0	0	0	0
Pleuromama gracilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P. gracilis κωπ.	0	0	0	0	0	109	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euterpina acutifrons	72	350	1050	3080	13828	0	475	427	50	71	54	0	56	0	372	0	55	0	0	270
Microsetella rosea	422	0	0	0	0	217	570	0	0	0	36	0	0	0	0	637	0	0	0	0
Harpacticoids spp	36	350	262	66	559	0	0	0	149	566	270	439	0	0	159	212	0	0	0	90

Πίνακας 6. Αφθονία ζωοπλαγκτικών ταξινομικών μονάδων (άτομα m³) στα εποχιακά κάθετα δείγματα με το δίχτυ 90 μm στον Κόλπο της Καλλονής κατά τη διετή περίοδο μελέτης (2009-2011)

		Αύ	γουστο	ç '09	Né	μβριος	'09	Φεβ	ρουάρια	ος '10	1	Μάιος'1	0	Σεπτ	έμβριο	ς '10	Not	έμβριος	'10	Φεβ	ρουάριο	ς '11	1	Μάιος '11	
		S1	S2	\$3	S1	S2	\$3	S1	S2	S 3	\$1	S2	S3	S1	S2	S 3	S1	S2	S 3	S1	S2	S 3	S1	S2	S 3
Del normDel norm </td <td>Πρ. Δεκαπόδων</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>28</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>53</td> <td>38</td> <td>0</td> <td>22</td> <td>48</td> <td>0</td> <td>35</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>39</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>66</td>	Πρ. Δεκαπόδων	0	0	28	0	0	0	0	0	0	0	53	38	0	22	48	0	35	0	0	39	0	0	0	66
	Πρ. Θυσανοπόδων	0	0	0	0	0	53	0	0	21	0	106	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0
	Πρ. Βρυοζώων	23	0	0	15	0	159	5	0	105	0	53	0	10	0	0	0	0	0	0	0	64	0	97	0
Discrepande Pi Pi<	Πρ. Ελασματοβραγχίων	73	1137	3073	297	3355	9183	155	3822	1760	181	1327	1024	98	1401	2847	396	1840	5887	155	117	170	41	1978	1327
Deb	Πρ. Γαστεροπόδων	23	49	0	53	57	53	5	248	126	36	265	76	10	7	0	36	35	386	18	0	21	41	1062	9820
	Πρ. Πολυχαίτων	17	65	28	46	341	265	27	212	419	0	53	57	59	22	145	216	354	483	75	39	42	82	0	332
	Πρ. Εχινοδέρμων	6	0	28	30	171	1486	32	2583	440	0	0	66	10	7	0	168	1062	5694	0	0	0	20	434	1194
	Πρ. Ασκιδίων	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Αυγά ψαριών	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	48	0	0	0	0	0	0	0	0	0
impact bis and bis	Ιχθυονύμφες	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	9	10	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Τρηματοφόρα	6	0	0	0	0	0	3	35	21	0	0	0	0	0	0	12	71	0	0	0	0	0	0	0
	Μέδουσες	0	211	56	8	57	425	2	71	63	0	0	0	0	0	0	12	0	193	0	0	42	0	0	663
	Σιφωνοφόρα	0	0	0	23	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	579	48	531	290	4	0	0	0	0	332
	Πτερόποδα	23	114	1062	69	0	106	12	248	105	199	265	199	118	184	1351	168	248	386	62	156	85	122	145	464
	Οστρακωδη	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	9	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0
	κωπηλατες	260	861	2/9	221	1081	3132	2	0	0	1086	3875	502	59	147	917	216	500	6/6	252	/8	0	0	434	332
constrained constrained <thconstrained< th=""> <thconstrained< th=""> <</thconstrained<></thconstrained<>	Ranilia avisasteis	34	114	303	53	57	1752	,	/1	03	1150	106	133	49	90	1834	108	1//	483	13		127	01	48	100
matrix matrix<	Fundaa sainifara	1/5	202	2514	0	910	E2	0	0	0	100	106	2010	0	57	454	60	955	0	4	0	0	0	07	199
Concernancy C <thc< th=""> C C C C<td>Pseudoevadae teraestina</td><td>11</td><td>32</td><td>140</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>36</td><td>478</td><td>28</td><td>0</td><td>,</td><td>965</td><td>12</td><td>106</td><td>/83</td><td>1</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>/18</td><td>205</td></thc<>	Pseudoevadae teraestina	11	32	140	0	0	0	0	0	0	36	478	28	0	,	965	12	106	/83	1	0	0	0	/18	205
	Podon nolvnhemoides	0	0	0	0	57	0	0	35	0	0	53	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ναύπλιοι Κωπηπόδων	1429	3168	5280	1943	2900	5361	558	11394	8129	6948	10669	758	6782	2108	10037	3122	9377	34646	951	26461	21444	5716	7769	10483
	Acartia clausi	0	0	0	0	0	0	0	106	21	235	318	28	275	0	0	24	318	290	0	312	510	20	290	66
	A. clausi κωπ.	11	0	0	0	0	0	43	955	817	543	637	152	796	15	386	48	1699	3474	9	976	1125	41	676	1924
	Clausocalanus furcatus	0	0	0	107	114	0	5	0	0	18	0	0	10	0	0	48	0	0	88	0	0	0	0	0
	C. furcatus κωπ.	23	0	0	419	0	0	60	106	0	72	0	0	285	0	48	372	460	0	540	0	0	0	0	133
	Clausocalanus pergens	0	0	0	23	0	53	3	0	0	18	0	0	39	0	0	24	0	0	27	0	0	0	48	0
	C. pergens κωπ.	0	16	0	130	0	0	31	0	0	36	0	0	39	0	0	408	248	193	212	0	0	0	0	199
	Calocalanus pavo	0	49	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	20	7	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0
	C. pavo κωπ.	0	0	0	23	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	41	0	0
	Calocalanus pavoninus	0	0	0	46	0	0	3	0	0	0	0	9	29	0	0	36	0	97	27	0	0	0	0	0
Carbone N N N	C. pavoninus κωπ.	11	0	0	61	0	0	12	0	0	0	0	0	69	15	0	709	177	0	75	78	0	41	0	0
	Calocalanus styliremis	0	0	0	23	0	0	2	0	0	0	0	9	10	0	0	0	35	0	9	0	0	41	0	0
	C. styliremis κωπ.	0	0	0	38	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0
	Mecynocera clausi	0	0	0	53	0	0	5	0	0	0	0	0	39	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0
Parcelongeness 11 15 14 18 18 18 18 <	M. clausi κωπ.	0	0	0	282	0	0	61	71	0	18	0	0	187	0	0	120	142	0	22	78	0	20	97	0
paroakon: 9 9 9 </td <td>Paracalanus parvus</td> <td>11</td> <td>32</td> <td>112</td> <td>15</td> <td>341</td> <td>318</td> <td>2</td> <td>212</td> <td>42</td> <td>18</td> <td>531</td> <td>284</td> <td>10</td> <td>81</td> <td>4632</td> <td>36</td> <td>425</td> <td>386</td> <td>27</td> <td>39</td> <td>42</td> <td>61</td> <td>338</td> <td>863</td>	Paracalanus parvus	11	32	112	15	341	318	2	212	42	18	531	284	10	81	4632	36	425	386	27	39	42	61	338	863
Parcelone Parcelone <t< td=""><td>P. parvus κωπ.</td><td>232</td><td>309</td><td>168</td><td>274</td><td>4720</td><td>5998</td><td>24</td><td>1168</td><td>587</td><td>525</td><td>2389</td><td>739</td><td>29</td><td>487</td><td>3667</td><td>204</td><td>3397</td><td>10230</td><td>115</td><td>39</td><td>0</td><td>102</td><td>579</td><td>1526</td></t<>	P. parvus κωπ.	232	309	168	274	4720	5998	24	1168	587	525	2389	739	29	487	3667	204	3397	10230	115	39	0	102	579	1526
P. etheoded by and by P. P.	Paracalanus denudatus	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
percentage besize bes	P. denudatus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
P. nons.xtm. 1 15 0 0 0 0 0 0 0 0 0 12 48 0 Procedons action 0 0 0	Paracalanus nanus	6	0	0	61	0	0	0	0	0	54	0	0	10	0	0	84	142	193	62	0	21	82	97	0
Parcelange: Parcelange: <	P. nanus κωπ.	11	16	0	160	57	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	180	708	386	155	0	0	122	48	0
p. ach. dot. dot. 0 <	Paracalanus achladi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
provecenting b< b b <	P. achladi κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	48	0	0	0	4	0	0	0	0	0
r. crossess studies i. i	Parvocalanus crassirostris	0	0	0	846	7393	6529	0	0	0	0	0	0	0	133	1737	348	2689	5501	13	0	0	0	193	663
certic-page: krigher 1.3 2.4 3.2 1.7 0 1.4 0	P. crassirostris κωπ.	45	0	0	472	9042	9607	0	0	0	0	0	0	0	74	2268	/21	3539	5501	49	0	0	0	483	995
c. kr. yr. kr. ii iii iiii iiii iiiii iiiii iiiiiiiiiiiiiiiiiiiiiiiiiiiiiiiiiiii	Centropages kroyeri	23	32	196	0	0	955	0	100	42	226	531	1/1	0	15	145	0	0	0	0	0	0	0	0	133
Name Name <th< td=""><td>C. KTOYETT KWIL</td><td>101</td><td>211</td><td>/54</td><td>40</td><td>264</td><td>0</td><td>0</td><td>100</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>152</td><td>0</td><td>155</td><td>917</td><td>0</td><td>35</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>20</td><td>97</td><td>0</td></th<>	C. KTOYETT KWIL	101	211	/54	40	264	0	0	100	0	0	0	152	0	155	917	0	35	0	0	0	0	20	97	0
m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. m. <thm.< th=""> <thm.< th=""> <t< td=""><td>T stylifera κωπ</td><td>23</td><td>0</td><td>0</td><td>15</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>,</td><td>0</td><td>0</td><td>35</td><td>0</td><td>18</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td></t<></thm.<></thm.<>	T stylifera κωπ	23	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	,	0	0	35	0	18	0	0	0	0	0
Drive Drive <th< td=""><td>Corvceus limbatus</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>8</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td></th<>	Corvceus limbatus	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
International and a binometry of the binometry of t	Corvceus brehmi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0
Answer Answer<	Corvseus aiesbrechti	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0
Corycide kwir. 11 16 0 23 0 7 35 0 7 53 0 7 16 7 16 0 0 18 0 0 18 0 0 14 145 0 Olthona plumifera kur. 34 65 0 46 0 0 35 0 54 0 0 15 193 96 71 0 0 0 144 145 0 Othona plumifera kur. 34 65 0 </td <td>Faranulla rostrata</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>36</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>20</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>13</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>20</td> <td>0</td> <td>0</td>	Faranulla rostrata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	0	0	20	0	0	0	0	0	13	0	0	20	0	0
Norma Norma <th< td=""><td>Corycidae κωπ.</td><td>11</td><td>16</td><td>0</td><td>23</td><td>0</td><td>0</td><td>5</td><td>0</td><td>0</td><td>72</td><td>53</td><td>0</td><td>20</td><td>0</td><td>97</td><td>24</td><td>35</td><td>0</td><td>27</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td></th<>	Corycidae κωπ.	11	16	0	23	0	0	5	0	0	72	53	0	20	0	97	24	35	0	27	0	0	0	0	0
Oplimifiera ware 34 65 0 46 0 65 0 61 0 0 10 10 0 10	Oithona plumifera	0	0	0	8	0	0	7	35	0	54	0	0	69	0	0	24	35	0	18	0	0	184	145	0
Othona similis 0 <	Ο. plumifera κωπ.	34	65	0	46	0	0	63	0	0	199	0	0	354	15	193	96	71	0	265	117	21	959	290	0
0.5 0.5 <td>Oithona similis</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>8</td> <td>0</td>	Oithona similis	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Othona nana 440 1024 583 251 8189 1899 9 0 235 235 141 168 826 140 956 984 32 183 225 937 388 0. nana κωr. 97 596 986 67 72 1380 10 0 253 345 239 455 856 164 164 264 226 4825 165 166 0 0 0 0 0 0 0 0 165 16 16 0 0 0 0 0 0 0 0 16 16 0 0 0 16 16 0 0 0 16 16 0 0 16	Ο. similis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0. nana κun. 97 599 889 670 729 1380 10 0 203 345 239 455 86 100 64 220 850 102 4825 102 4825 102 4825 102 4825 102 4825 103 <	Oithona nana	440	1024	5839	251	8189	11890	29	0	2535	2352	11412	1687	826	1194	9313	456	5096	9844	332	1483	2251	939	5790	3848
Oncaea media 0 0 6 6 6 6 0 0 0 0 8 15 0 96 212 0 66 0 0 0 0 0 0. media κωπ. 124 32 0 213 0 0 80 212 0 326 0 28 187 52 145 84 318 290 71 117 0 429 0 0 Oncaea tenella 6 0 28 84 0 53 24 71 0	Ο. nana κωπ.	977	5996	9889	670	7279	13800	107	0	2053	3945	22399	4559	865	826	14042	564	2229	4825	787	859	1062	4961	17998	22691
0. media kum. 124 32 0 213 0 0 80 212 0 326 0 28 18 52 145 84 318 290 71 117 0 429 0 0 Oncace tenella 6 0 28 84 0 53 24 71 0 0 0 0 0 144 142 97 380 39 0 0 0 0 0. tenella kum. 6 0 0 61 0 0 17 71 0	Oncaea media	0	0	0	69	57	53	7	0	0	90	0	0	88	15	0	96	212	0	66	0	0	0	0	0
Oncase tenella 6 0 28 84 0 53 24 71 0 0 0 0 0 0 0 0 0 1 0 128 78 0 0 0 0 0. tenella κωπ. 6 0 0 61 0 0 187 71 0 0 68 0 0 144 142 97 380 39 0 0 0 0 Lucicuta flavicornis 0 <td>Ο. media κωπ.</td> <td>124</td> <td>32</td> <td>0</td> <td>213</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>80</td> <td>212</td> <td>0</td> <td>326</td> <td>0</td> <td>28</td> <td>187</td> <td>52</td> <td>145</td> <td>84</td> <td>318</td> <td>290</td> <td>71</td> <td>117</td> <td>0</td> <td>429</td> <td>0</td> <td>0</td>	Ο. media κωπ.	124	32	0	213	0	0	80	212	0	326	0	28	187	52	145	84	318	290	71	117	0	429	0	0
0. tenella kum. 6 0 61 0 01 18 71 0 0 0 184 144 142 97 380 39 0 0 0 0 Lucicuta flavicornis 0	Oncaea tenella	6	0	28	84	0	53	24	71	0	0	0	0	29	0	0	0	71	0	128	78	0	0	0	0
$ \begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	Ο. tenella κωπ.	6	0	0	61	0	0	187	71	0	0	0	0	688	0	0	144	142	97	380	39	0	0	0	0
$ \begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	Lucicutia flavicornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Candacia varicans 0	L. flavicornis κωπ.	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	29	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0	0
Candaciidae κωπ. 0 0 8 0	Candacia varicans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nannocalanus minor 0 0 0 0 0 12 0 0 0 0 12 0 0 12 0 0 12 0 0 12 0 0 12 0 0 0 0 12 0 0 0 0 12 0	Candaciidae κωπ.	0	0	0	8	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N. minor κωπ. 0	Nannocalanus minor	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0
Pleuronama gracilis 0	N. minor κωπ.	0	0	0	0	0	0	39	0	0	0	0	0	0	0	0	216	0	0	4	0	0	939	0	0
P. gracilis kwr. 0 16 0 0 0 27 0 0 0 0 29 0	Pleuromama gracilis	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euterpina acutifrons 79 211 503 23 455 1380 5 0 0 145 106 114 88 553 1110 12 35 193 62 0 64 0 0 Microsetella rosea 51 16 0 0 0 5 35 0 0 108 7 0 84 35 193 62 0 64 0 0 Microsetella rosea 51 16 0 0 0 5 35 0 0 108 7 0 84 35 193 420 39 0 0 48 0	P. gracilis κωπ.	0	16	0	0	0	0	27	0	0	0	0	0	29	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0
Microsetella rosea 51 16 0 0 0 535 0 0 0 108 7 0 84 35 193 420 39 0 48 0	Euterpina acutifrons	79 -	211	503	23	455	1380	5	0	0	145	106	114	88	553	1110	12	35	193	62	0	64	0	0	0
	wicrosetella rosea	51	16	0	0	0	0	5	35	0	0	0	0	108	7	0	84	35	193	420	39	0	0	48	0

Πίνακας 7. Αφθονία ζωοπλαγκτικών ταξινομικών μονάδων (άτομα m-3) στα εποχιακά οριζόντια δείγματα με το δίχτυ 200 μm κατά τη διετή περίοδο μελέτης (2009-2011).

		Αύγ	ουστος	; '09			No	μβριος	; ' 09			Φεβρ	ουάρια	ος '10			Ν	Λάιος '1	0	
	S1	S2	S 3	S4	S6	S1	S2	\$3	S 4	S6	S1	S2	S3	S4	S6	S1	S2	S3	S4	S6
Πρ. Δεκαπόδων	0	22	26	103	19	0	26	3	7	11	0	5	0	19	0	4	6	0	51	36
Πρ. Θυσανοποδων	0	7	0	0	0	0	0	0	0	23	0	0	0 32	6 356	0 137	0	0	20	25	36
Πρ. Ελασματοβραγχίων	4	15	166	514	136	16	573	18	364	160	9	93	47	521	563	16	34	99	406	16283
Πρ. Γαστεροπόδων	5	1	44	171	117	19	182	28	61	126	0	20	0	44	41	3	57	119	0	1422
Πρ. Πολυχαίτων	1	1	9	34	78	0	130	18	121	126	9	10	4	76	33	1	6	0	102	0
Πρ. Εχινοοερμων Πρ. Δακιδίων	0	0	0	0	0	3	182	21	101 20	115	0	2235	115	140 25	578	0	6	20	51	0
Αυγά ψαριών	1	10	288	240	447	1	0	0	20	11	0	0	8	6	0	5	34	40	381	36
Ιχθυονύμφες	0	0	0	34	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	11	119	0	142
Τρηματοφόρα	0	127	331	0	39	1	39	0	0	0	0	0	4	0	0	3	0	0	0	0
Μεδουσες Σιφωνοφόρα	0	5	192	549 0	622	49 31	195	89 9	94 34	137 11	17	74	75	349 13	474	0	6	0	25	36
Πτερόποδα	6	1	0	0	0	49	117	3	13	0	1	5	0	25	15	10	40	59	1955	1529
Οστρακώδη	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ισόποδα	0	0	0	0	0	0	39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
κωπηλατες Εμφασεώδη	0	39	288	274	680 0	67	339	126	182	0	0	5	0	0	0	38 0	348 0	632 0	229	/1
Βυτιοειδή	0	0	0	0	0	6	0	0	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Χαιτόγναθοι	1	47	0	754	758	60	417	279	1301	1340	0	54	71	356	137	0	69	237	457	498
Penilia avirostris	5	10	2309	19302	11404	15	1746	395	3028	5282	4	0	0	0	0	56	417	11298	15745	12657
Evaane spinifera Pseudoevadne teraestina	19	66 28	78 105	377 686	/8 117	134	391	12	34 13	80 23	1	0	0	0	0	372	1697 149	415 533	0 483	71 604
Podon polyphemoides	0	0	0	0	0	0	117	0	40	34	0	10	4	38	44	0	0	20	76	0
Ναύπλιοι Κωπηπόδων	5	16	139	137	78	9	52	12	47	46	96	29	16	184	52	9	17	99	203	711
Acartia clausi	0	1	44	0	0	4	39	3	13	0	1	162	289	25	111	29	189	40	152	0
A. Clausi κωπ. Clausocalanus furcatus	2	0	25	69 69	10	0	105	19	13	0	4	383	565	324	181	11	103	79 50	457	0
C. furcatus κωπ.	1	1	131	34	0	264	1577	175	61	80	0	0	0	0	0	7	6	99	0	0
Clausocalanus arcuicornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	20	0	0
C. arcuicornis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clausocalanus pergens	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calocalanus pavo	0	0	0	0	0	33	117	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. pavo κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calocalanus pavoninus	0	0	0	0	0	21	13	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. pavoninus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. styliremis κωπ.	0	0	0	0	0	87	443	12	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mecynocera clausi	1	1	0	0	0	34	78	0	0	0	4	0	0	0	0	0	11	0	0	0
M. clausi κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paracalanus parvus	1	11	331	274	155	12	208	190	40	115	13	309	787	2101	159	11	274	296	4927	4480
P. purvus kunt. Paracalanus denudatus	3	0	793	446	080	16	52	52 0	40	92	0	157	202	0	30 0	30 0	0	018	0	4231
P. denudatus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paracalanus nanus	0	0	0	0	0	28	195	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	178	71
P. nanus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P. crassirostris κωπ.	0	0	0	0	0	10	13	37	47	0	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Centropages kroyeri	1	49	749	2126	758	1	143	178	715	344	0	25	40	83	174	14	263	257	559	640
C. kroyeri κωπ.	7	60	793	2948	1146	3	287	288	587	848	6	10	154	184	33	37	691	435	2387	1209
Temora stylifera	0	1	17	34	0	6	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corvceus clausi	0	0	0	0	0	39 0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Coryceus typicus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coryceus limbatus	0	0	0	0	0	7	13	0	7	11	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Coryceus brehmi Coryceus giosbrochti	1	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corvceus ovalis/lattus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coryceus furcifer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Faranulla rostrata	0	0	0	0	0	3	143	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corycidae κωπ. Oithong plumiforg	1	10	87	34	0	0	13	0	7	23	0	0	0	6	0	2	0	0	0	0
O. plumifera κωπ.	0	0	0	240	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oithona tenuis	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
O. tenuis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthona similis	1	8 21	122	34	214	26	235	43	196	69 160	31	216	265	616 1002	356	3	29	79 40	711	604 427
Oithona nana	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Ο. nana κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oncaea media	0	0	0	0	0	0	326	0	0	0	1	5	0	0	0	3	0	0	0	0
Ο. media κωπ. Lucicutia flavicornis	0	0	0	0	0	0	65 0	0	0	0	1	314	206	0	0	1	0	0	0	0
L. flavicornis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calanus tenuicornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. tenuicornis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Candacia varicans Candaciidae κωπ	0	0	U N	U N	U O	U O	U O	U O	U N	U N	U N	U N	U D	U O	U O	U N	U O	U O	0	0
Labidocera kroyeri	0	0	9	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36
L. kroyeri κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nannocalanus minor	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N. MINOR Kωπ. Pleuromama aracilic	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P. gracilis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scolecithrix Bradyi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S. Bradyi κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anomalocera patersoni	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euterpina acutifrons	1	7	166	103	136	1	130	6	13	11	25	5	0	19	52	0	0	0	178	0
Microsetella rosea	0	0	17	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harpacticoids spp	0	1	26	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	2	0	0	0	0

Πίνακας 7. Αφθονία ζωοπΠίνακας 7. Αφθονία ζωοπλαγκτικών ταξινομικών μονάδων (άτομα m-3) στα εποχιακά οριζόντια δείγματα με το δίχτυ 200 μm κατά τη διετή περίοδο μελκατά τη διετή περίοδο μελέτης (2009-2011). Αύγουστος '10 Νοέμβοιος '10 Φεβοομάριος '11 Μάτος '11

		Αύ	ουστος	'10			No	έμβριος	'10			Φεβι	ρουάριο	ς '11			I	Μάιος '1	1	
	S1	S2	S 3	S 4	S6	S1	S2	S 3	S 4	S6	S1	S2	S 3	S4	S6	S1	S2	S 3	S4	S6
Πρ. Δεκαπόδων	14	13	60	125	190	2	0	0	0	28	3	0	40	57	0	6	67	44	71	98
Πρ. Θυσανοποοων Πρ. Βουοζώων	0	0	0	0	0	5	0	24	0	0	0	0	0	0	0 20	0	25 47	0	/1 71	12
Πρ. Ελασματοβραγχίων	4	11	19	27	79	14	178	665	747	1621	0	16	121	1273	878	6	326	247	2986	406
Πρ. Γαστεροπόδων	2	13	11	27	40	17	119	47	82	796	0	10	202	339	100	324	711	37792	4195	713
Πρ. Πολυχαίτων Πο. Εγινοδέομων	5	27	15 0	9	8 32	2 45	81 222	237 6840	152 374	398 85	0	3	40 0	57 0	40 0	0	17 134	0 15	0 71	12 258
Πρ. Ασκιδίων	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
Αυγά ψαριών	4	29	0	108	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	116	71	12
Ιχθυονύμφες Τορυστοφόρα	0	11	11	45	47	2	0	0	0	28	0	0	0	0	0	6	75	73	142	74
Μέδουσες	2/	2	4	9	40	14	7	47	12	0	3	0	363	424	140	18	335	160	1067	418
Σιφωνοφόρα	4	9	22	108	71	71	163	119	0	28	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0
Πτερόποδα Οστοσικύδη	1	9	15	143	87	38	133	0	175	142	10	0	0	141	0	0	8	15	2062	394
Ισόποδα	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3 0	3	0	0	0	0	0	0	0	12
Κωπηλάτες	119	289	221	27	47	47	156	332	374	740	68	0	0	0	0	12	25	0	0	25
Ευφασεώδη Βυσιασιδά	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Βυτισειση Χαιτόνναθοι	20	44	378	0 717	656	5 47	133	665	292	370	0 41	0 46	0 564	0 2489	0 3871	257	75	15	356	0 61
Penilia avirostris	1	36	26	1057	869	2	156	3562	1378	2162	0	0	0	0	0	0	33	29	995	369
Evadne spinifera	374	87	19	0	16	95	126	24	128	711	0	0	0	0	0	6	25	305	71	0
Pseudoevadne tergestina Podon polyphemoides	0	147	82	305	506	0	44	190	385	825	0	0	0	0	0	6	42	44 20	142	111
Ναύπλιοι Κωπηπόδων	8	9	11	27	16	5	111	1211	969	2247	10	3	0	57	0	0	218	44	71	25
Acartia clausi	0	0	0	36	16	26	333	475	490	4409	756	1185	9997	6647	6823	98	142	131	1493	369
A. clausi κωπ.	1	4	4	90	32	2	148	1805	12	5603	166	210	6974	3111	2973	31	201	44	9528	5830
Ciausocaianus jurcatus C. furcatus κωπ.	6 123	2	11	0	0	26 320	44 281	47	0	0	24	0	0	0	0	31	0	15	0	0
Clausocalanus arcuicornis	15	2	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0
C. arcuicornis κωπ.	158	22	0	0	0	85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	214	226	0	0	0
Clausocalanus pergens	1	7	0	0	0	14	30	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calocalanus pavo	4	0	0	0	0	21	67	0	0	0	27	0	0	0	0	12	8	0	0	0
C. pavo κωπ.	12	0	0	0	0	38	89	24	12	0	27	0	0	0	0	0	17	0	0	0
Calocalanus pavoninus	0	0	0	0	0	31	15	0	0	0	3	0	0	0	0	12	25	0	0	0
Calocalanus styliremis	1	0	0	0	0	2	89 15	0	0	0	34	7	0	0	0	18	0	0	0	0
C. styliremis κωπ.	0	0	0	0	0	9	37	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Mecynocera clausi	2	0	0	0	0	17	37	0	0	0	75	0	0	0	0	24	33	0	0	0
M. ciausi κωπ. Paracalanus narvus	4	0 136	0 509	986	0	1/	52 370	24	0 58	256	24	0 10	202	0 198	0	24 110	50 226	0 654	0 1493	0
P. parvus κωπ.	25	58	206	735	379	9	44	47	93	57	34	13	0	57	0	110	67	364	498	246
Paracalanus denudatus	2	0	0	0	0	5	15	0	0	0	10	0	0	0	0	12	17	0	0	0
P. denudatus κωπ. Paracalanus nanus	0	0	0 64	0	0	0 17	0	0	0	0 28	7	0	0	0	0 20	0 37	0	0 15	0	0
P. nanus κωπ.	6	2	19	0	0	2	15	0	0	0	17	0	0	0	0	0	8	0	0	0
Parvocalanus crassirostris	0	9	19	45	174	9	148	879	210	1707	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P. crassirostris κωπ.	0	0	0	9	24	2	15	807	70	142	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Centropages kroyeri C. kroveri κωπ.	0	209	337 198	591 582	363 379	0	0	0	12 82	57 171	0	0	0	0	0	6	0 25	247 538	569 1138	86 640
Temora stylifera	15	0	0	0	0	2	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Τ. stylifera κωπ.	21	13	4	0	0	31	67	0	47	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0
Coryceus clausi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coryceus limbatus	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coryceus brehmi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coryseus giesbrechti	0	2	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	20	24	0	0	0	0
Coryceus furcifer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Faranulla rostrata	0	0	0	0	0	12	30	24	0	0	20	7	40	0	0	6	0	0	0	0
Corycidae κωπ.	7	0	0	0	8	97	22	0	0	0	10	0	0	28	0	37	0	0	0	0
Olthona plumijera Ο. plumifera κωπ.	78	0	0	0 18	8	66	37 156	47	0	28 0	281	3 26	0	28	0 40	1069	17 92	0	0	0
Oithona tenuis	0	0	0	0	0	2	7	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0
O. tenuis κωπ.	0	0	0	0	0	5	30	0	0	0	0	0	0	0	0	49	8	0	0	0
Oithona similis Ο similis κωπ	6	40 4	86 0	233	166 16	2	1059	2897 285	2032	2901 57	51 0	49	1088	3988 0	2574	12	745	276	853 142	406 0
Oithona nana	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0
Ο. nana κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oncaea media	0	0	0	0	0	7	52	0	0	28	85	10	0	85	40	6	0	0	0	0
Lucicutia flavicornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	40	0	25	0	0	0
L. flavicornis κωπ.	0	0	4	0	0	2	15	0	0	0	112	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calanus tenuicornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	6	0	0	0	0
 c. tenuicornis κωπ. Candacia varicans 	U O	U O	U N	U N	U N	U N	U N	U N	U N	U N	14 0	U N	U O	U O	U N	U N	U N	U N	U O	U O
Candaciidae κωπ.	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	8	0	0	0
Labidocera kroyeri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	71	0
L. kroyeri κωπ. Nannocalanus minor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
N. minor κωπ.	19	0	0	0	0	2 5	, 141	0	0	0	3 0	0	0	0	0	446	276	0	0	0
Pleuromama gracilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P. gracilis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scolecithrix Bradyi S. Bradyi κωπ	0 4	0	0	0	0	0	0	0 24	0	0	0 129	0	0	0	0	0 18	0	0	0	0
Anomalocera patersoni	0	0	0	õ	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	õ	0	0	0
A. patersoni κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Euterpina acutifrons Microsotella ressa	4	51	49	125	348	7	7	47	12	0	10	7	161	57	20	0	8	0	0	25
Harpacticoids spp	0	7	11	0	24	0	0	0	12	0	5 0	0	0	0	0	0	17	15	0	0

Πίνακας 8. Αφθονία ζωοπλαγκτικών ταξινομικών μονάδων (άτομα m	⁻³) στα εποχιακά κάθετα δείγματα με το δίχτυ 200 μm
μός κατά τη διετή περίοδο μελέτης (2009-2011)	

νης κατα τη στετη περιοστ	ο μεκετης (μ	2009-2011) Δύνουστος '0	9		Νέμβοιος '0	9	Ø	εβοουάοιος '	10		Μάιος'10	
	S1	52	53	51	57	53	S1	52	53	51	52	53
Πρ. Δεκαπόδων	18	84	8	6	18	53	15	9	23	16	14	508
Πρ. Θυσανοπόδων	0	0	0	9	9	0	0	0	0	0	14	102
Πρ. Βρυοζώων	6	11	8	20	27	902	21	89	229	11	0	51
Πρ. Ελασματοβραγχιων	0	906 53	1199	31	297	5041 318	36	95	528	2032	0	3403
Πρ. Πολυχαίτων	24	32	4	23	105	796	9	59	206	0	0	102
Πρ. Εχινοδέρμων	0	11	4	6	50	955	302	1345	1399	0	14	152
Πρ. Ασκιδίων	0	32	0	0	0	0	21	12	57	0	0	0
Αυγά ψαριών	36	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	508
Ιχθυονυμφες Τορματοφόρα	0 78	32	0	0	0	0	0	0	0	0	56	152
Μέδουσες	36	653	57	17	9	2388	44	68	183	0	14	152
Σιφωνοφόρα	18	0	0	23	32	318	27	0	0	5	14	51
Πτερόποδα	60	21	61	51	32	0	21	33	57	74	113	1016
Οστρακώδη	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0
Ισοποδα Κυπηλάτος	0	0	4	0	0	0	0	0	11	0	14	0
Βυτιοειδή	0	0	49	0	133	0	0	0	0	280	0	0
Χαιτόγναθοι	54	253	37	54	256	3290	127	24	321	106	99	1270
Penilia avirostris	2090	3572	1435	114	941	14964	3	3	126	42	9199	38753
Evadne spinifera	113	105	4	17	27	0	0	0	0	376	212	914
Pseudoevadne tergestina	30	221	57	0	5	53	0	0	0	2423	367	1473
Ρομοπροιγρηεποίμες Ναύπλιοι Κωπρπόδων	185	179	61	6	9 27	55	56	18	23	0 16	14 28	102
Acartia clausi	0	11	0	9	5	0	0	21	218	238	282	305
A. clausi κωπ.	6	0	20	0	0	53	0	77	1055	159	169	508
Clausocalanus furcatus	6	0	0	23	18	53	12	3	0	0	0	0
C. furcatus κωπ.	24	0	0	162	55	212	50	3	11	0	0	0
Clausocalanus arcuicornis	0	0	0	3	5	0	47	0	0	16	0	0
Clausocalanus neraens	0	0	0	9 14	5	0	15	3	0	0	0	0
C. pergens κωπ.	6	0	0	51	18	0	41	3	11	5	0	0
Calocalanus pavo	0	0	0	31	9	53	18	3	0	0	0	0
C. pavo κωπ.	6	21	0	0	5	53	3	0	0	0	0	0
Calocalanus pavoninus	0	0	0	40	9	0	12	0	0	0	14	0
C. pavoninus kwit. Calocalanus styliremis	0	0	0	G G	0	0	15	3	0	0	0	0
C. styliremis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mecynocera clausi	0	0	0	17	5	0	18	3	0	5	0	0
M. clausi κωπ.	0	0	0	26	5	53	33	0	11	0	0	0
Paracalanus parvus	84	137	8	34	110	1114	18	127	1112	138	762	2997
P. parvus κωπ. Paracalanus depudatus	125	169	69	17	37	478	15	56	344	164	451	2438
P. denudatus κωπ.	0	0	0	43 0	0	0	33 0	3	0	5	0	0
Paracalanus nanus	12	32	Ö	14	14	53	21	0	Ö	26	0	102
P. nanus κωπ.	12	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parvocalanus crassirostris	0	0	0	103	356	1167	0	0	57	0	0	0
P. crassirostris κωπ.	0	0	0	11	46	106	0	0	11	0	0	0
Centropages kroyeri	78 209	169	12	14	82	/96 1220	2	12	92	26	282	356
Temora stylifera	209	0	0	0	5	0	0	0	250	0	035	0
Τ. stylifera κωπ.	54	84	16	23	23	0	0	0	0	0	0	0
Coryceus clausi	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Coryceus limbatus	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Coryceus brehmi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coryseus giesbrechti Coryceus ovalis/lattus	6	0	0	9	0	0	0	3	0	0	0	0
Coryceus furcifer	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Corycidae κωπ.	0	11	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
Faranulla rostrata	12	11	0	9	0	53	3	0	23	11	14	51
F. rostrata κωπ.	0	0	0	3	5	0	0	0	0	0	0	0
Ontrona plumifera	U 12	11 12	12	26	0	0	110	6	11	37 21	0	0
Oithona tenuis	0	42	4	40	0	0	24	0	0	5	20	0
Ο. tenuis κωπ.	0	0	0	0	0	0	30	0	0	21	0	0
Oithona similis	0	0	0	6	0	0	59	12	23	16	28	0
O. similis κωπ.	0	0	0	0	0	0	44	21	0	32	0	0
Orthona nana	137	211	139	28	425	2176	33	480	1583	26	113	356
Oncaea media	107	11	0	40	18	53	27	0	0	37	14	203
Ο. media κωπ.	24	0	Ö	14	0	0	21	6	23	5	0	0
Oncaea tenella	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0
Ο. tenella κωπ.	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
Lucicutia flavicornis	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0
L. JUVICOTTIIS Κωπ. Calanus tenuicornis	0	U O	0	U N	U N	U	2/	U O	U O	0	U N	U O
C. tenuicornis κωπ.	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
Candacia varicans	0	0	0	0	0	0	27	0	0	0	0	0
Candaciidae κωπ.	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
Nannocalanus minor	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
N. minor κωπ. Plauromama aracilia	0	0	0	9	0	0	9	0	0	0	0	0
P. aracilis κωπ	0	0	0	0	0	0	3 80	U 12	0	U 5	0	0
Scolecithrix Bradyi	0	õ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S. Bradyi κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anomalocera patersoni	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A. patersoni κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euterpina acutifrons Microsetella rosea	30 6	95	16	U	14	106	15	9	69	U	42	51
Harnacticoids snn	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	51

Πίνακας 8. Αφθονία ζωοΠίνακας 8. Αφθονία ζωοπλαγκτικών ταξινομικών μονάδων (άτομα m ⁻³) στα εποχιακά κάθετα δείγματα με το δίχτυ 200 μm
γής κατά τη διετή περίοδ στον Κόλπο της Καλλονής κατά τη διετή περίοδο μελέτης (2009-2011)	

νής κατά τη διετή περίοδ σ	πον Κόλπο	της Καλλονή	ις κατά τη διε	ετή περίοδο	μελέτης (200	9-2011).				P. 6 /				
	2	Ξεπτέμβριος '1	10		Νοέμβριος '10)	d d	Ϸεβρουάριος '	11		Μάιος '11			
	S1	S2	\$3	S1	S2	S3	S1	S2	\$3	S1	S2	\$3		
Πρ. Δεκαποδων	5	59	119	0	119	0	19	10	12	27	21	52		
Πρ. Βουοζώων	0	0	0	7	119	0	0	5 16	0	9	0	9		
Πρ. Ελασματοβραγχίων	6	12	83	211	2113	354	58	39	130	32	30	216		
Πρ. Γαστεροπόδων	4	12	12	46	178	295	0	10	59	684	767	0		
Πρ. Πολυχαίτων	1	50	36	46	612	649	10	0	0	9	0	26		
Πρ. Εχινοδέρμων	4	15	12	105	1936	19103	0	3	0	32	0	78		
Πρ. Ασκιδιων	3	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	13642		
Αυγά ψαριων Ινθυονύμφες	1	9	36	/	0	0	10	0	0	9	34	0		
Τοηματοφόρα	12	21	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Μέδουσες	0	6	0	0	0	0	0	16	177	73	0	467		
Σιφωνοφόρα	3	47	403	204	395	1120	0	0	0	0	0	0		
Πτερόποδα	3	12	95	132	40	236	388	16	35	32	0	225		
Οστρακώδη	0	0	0	26	0	0	10	0	0	0	2	0		
Ισοποοα Κωπηλάτες	0	0	0	0	0	0	0	0	0	U	0	0		
κωπηλατές Βυτιοειδή	02	278	0	0	0	1474	0	20	0	0	0	/8		
Χαιτόγναθοι	4	222	1730	99	277	590	97	226	566	91	0	69		
Penilia avirostris	14	196	628	145	3555	9080	0	0	12	9	0	69		
Evadne spinifera	492	39	71	277	59	59	0	0	0	0	5	199		
Pseudoevadne tergestina	9	116	3141	0	59	295	0	0	0	0	0	87		
Podon polyphemoides	0	0	0	0	0	0	0	3	12	0	0	112		
Ναυπλιοι κωπηποοων	9	6	0	20	/9	236	48	13	35	68	14	1/		
Α clausi κωπ	2	3	59	145	652	3538	126	187	2229	40	25	441		
Clausocalanus furcatus	18	3	0	99	20	0	0	0	0	0	0	0		
C. furcatus κωπ.	118	6	24	889	454	0	0	0	0	0	0	0		
Clausocalanus arcuicornis	1	0	0	79	0	0	0	0	0	9	0	0		
C. arcuicornis κωπ.	7	0	0	428	0	0	0	0	0	46	0	0		
Clausocalanus pergens	9	0	0	66	20	0	58	0	0	5	0	0		
C. pergens kwn.	211	0	0	296	59	0	10	26	0	68	0	0		
C. ρανο κωπ.	3	0	0	20	20	0	0	0	0	0	0	0		
Calocalanus pavoninus	2	0	0	66	0	0	10	0	0	14	0	0		
C. pavoninus κωπ.	3	0	0	26	0	0	19	3	24	9	0	0		
Calocalanus styliremis	5	0	0	33	20	0	58	16	0	0	0	0		
C. styliremis κωπ.	3	0	0	7	0	0	19	0	0	0	0	0		
Mecynocera clausi	2	0	0	26	20	0	39	10	0	18	0	0		
Paracalanus narvus	3 15	27	948	198	59 1067	59	39	79	153	114	99	865		
P. parvus κωπ.	48	0	924	138	474	118	29	13	12	55	11	640		
Paracalanus denudatus	0	0	0	13	0	0	19	7	0	0	7	0		
P. denudatus κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Paracalanus nanus	0	0	0	72	79	0	29	3	0	41	2	0		
P. nanus κωπ.	0	0	0	33	99	0	0	0	0	0	0	0		
P crassirostris $\kappa \omega \pi$	0	9	12	0	1365	5556	0	0	0	0	0	0		
Centropages kroyeri	3	15	225	0	0	0	0	0	0	9	30	216		
C. kroyeri κωπ.	3	62	107	13	20	0	0	0	0	14	14	571		
Temora stylifera	4	0	0	0	0	0	48	0	0	0	0	0		
T. stylifera κωπ.	34	18	36	79	40	118	0	0	0	0	0	0		
Coryceus clausi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Corveeus hrehmi	0	3	0	13	0	0	0	0	0	5	0	0		
Coryseus giesbrechti	0	0	0	40	0	0	10	7	0	0	0	0		
Coryceus ovalis/lattus	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0		
Coryceus furcifer	0	0	0	0	0	0	19	0	0	18	0	0		
Corycidae κωπ.	2	18	0	20	40	59	0	0	0	0	0	0		
Faranulla rostrata	0	0	0	99 7	40	0	0	13	12	5	2	0		
Aithona nlumifera	18	9	12	13	20	0	39	7	0	251	32	0		
Ο. plumifera κωπ.	38	30	12	40	138	0	262	33	0	684	11	0		
Oithona tenuis	0	0	0	20	0	0	0	0	0	5	2	0		
O. tenuis κωπ.	0	0	0	26	0	0	0	0	0	68	0	0		
Oithona similis	3	3	12	0	0	118	0	0	0	0	0	0		
O. similis κωπ. Oithong nang	1	0	0	/	1055	U 7783	300	340	0	0	0	220		
Ο. nana κωπ.	0	0	0	33	217	177	48	340	59	36	73	147		
Oncaea media	27	6	0	33	79	59	242	88	24	9	9	0		
Ο. media κωπ.	4	0	24	59	138	0	39	7	0	14	9	0		
Oncaea tenella	0	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0		
O. tenella κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Lucicutia flavicornis	2	3	0	20	20	0	0	7	0	0	0	0		
Calanus tenuicornis	0	0	0	0	0	0	59 0	0	0	0	0	0		
C. tenuicornis κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Candacia varicans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Candaciidae κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0		
Nannocalanus minor	2	0	0	7	0	0	0	10	0	0	0	0		
N. minor κωπ.	3	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0		
r ieuromuma gracilis P aracilis κωπ	U 7	0	U N	/ 53	0	0	U 29	3	U N	0	0	0		
Scolecithrix Bradyi	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0		
S. Bradyi κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0		
Anomalocera patersoni	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0		
A. patersoni κωπ.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Euterpina acutifrons	8	50	225	0	79	59	19	29	71	0	5	0		
Harnacticoids snn	1	0 6	U 12	13	0	0	10	0	0	0	0	0		

Πίνακας 9. Άθροισμα (άθρ.) μέσος όρος (μ.ο.) και τυπική απόκλιση (τ.α.) του βιοόγκου (mm3) των αναγνωρισθέντων ειδών κωπηπόδων ανά δείγμα από τις οριζόντιες σύρσεις με το δίχτυ 90 μm κατά το δεύτερο έτος δειγματοληψιών (2010-11).

			Δύμουστος 10 Νούνθουος 10 Φαθοουνόριος 11 Μ						Μάιος '11												
		\$1	Αυγουο 52	53	54	56	\$1	Νυεμρμ 52	53	54	56	\$1	φερμοι 52	ς3 2	54	56	\$1	s2	53	54	56
Ναύπλιοι	άθρ.	0,0855	0,1509	0,0662	0,1416	0,1807	0,1569	0,2846	0,1641	0,2373	0,2645	0,3733	0,4832	0,4821	0,5869	0,4047	0,4444	0,1657	0,0190	0,0421	0,0520
	μ.ό.	0,0005	0,0004	0,0002	0,0005	0,0006	0,0008	0,0009	0,0007	0,0008	0,0008	0,0009	0,0010	0,0010	0,0011	0,0008	0,0009	0,0009	0,0004	0,0007	0,0006
	τ.α.	0,0006	0,0002	0,0001	0,0002	0,0028	0,0006	0,0006	0,0004	0,0004	0,0015	0,0005	0,0007	0,0020	0,0029	0,0004	0,0004	0,0004	0,0003	0,0003	0,0003
Acartia clausi	άθρ.	-	-	-	-	-	0,0259	0,0168	0,4272	0,2895	1,3624	0,9418	0,8819	1,8617	1,7556	2,5457	0,1866	0,0326	0,0208	0,1283	0,1335
	μ.o. τα	-	-	-	-	-	0,0259	0,0168	0,0285	0,0263	0,0267	0,0448	0,0327	0,0358	0,0331	0,0318	0,0267	0,0326	0,0208	0,0214	0,0223
Α clausi κωπ	άθο		0.0027	0 0040	- 0.0087	- 0.0102	-	- 0.0807	0,0048	0,0020	0,0018	0,0032	0,0031	0,0062	0,0052	0,0044	0,0021	- 0.0269	- 0.0605	0,0010	0,0015
A. Clubsi Kont.	μ.ό.	-	0.00027	0.0020	0.0044	0.0034	_	0.0035	0.0066	0.0074	0.0096	0.0078	0.0065	0.0079	0.0088	0.0086	0.0051	0.0038	0.0061	0.0050	0.0070
	τ.α.	-	0,0006	0,0021	0,0017	0,0020	-	0,0033	0,0040	0,0036	0,0049	0,0044	0,0090	0,0068	0,0070	0,0055	0,0031	0,0016	0,0023	0,0023	0,0041
Clausocalanus furcatus	άθρ.	0,0659	-	-	-	-	0,0523	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	μ.ó.	0,0165	-	-	-	-	0,0261	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	τ.α.	0,0034	-	-	-	-	0,0019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C. furcatus κωπ.	άθρ.	0,5729	-	-	-	-	0,3382	0,3667	0,0866	0,0411	0,0092	0,0699	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	μ.o.	0,0048	-	-	-	-	0,0072	0,0059	0,0087	0,0082	0,0092	0,0070	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Calocalanus navo	άθο	- 0,0028	-		-	-	0,0028	0,0028	0,0026	0,0027	-	0,0029	-	-	-	-	-	-	-	-	-
calocalarias paro	ц.ó.	-	-	-	-	-	0.0360	-	-	-	-	0.0113	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	τ.α.	-	-	-	-	-	0,0046	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C. pavo κωπ.	άθρ.	0,0144	-	-	-	-	0,0798	0,0177	-	0,0102	-	0,0133	0,0060	0,0211	-	-	0,0141	-	-	-	-
	μ.ó.	0,0024	-	-	-	-	0,0031	0,0025	-	0,0020	-	0,0033	0,0030	0,0211	-	-	0,0035	-	-	-	-
	τ.α.	0,0011	-	-	-	-	0,0024	0,0022	-	0,0005	-	0,0016	0,0001	-	-	-	0,0034	-	-	-	-
Calocalanus pavoninus	άθρ.	-	-	-	-	-	0,0156	0,0099	-	-	-	-	-	0,0049	-	-	-	-	-	-	-
	μ.o. τα	-	-	-	-	-	0,0052	0,0050	-	-	-	-	-	0,0049	-	-	-	-	-	-	-
C payoninus Kutt	άθο	0.0115			-		0,0007	0,0008	0 0044	-	-	0.0130	-		-	-	0.0058	-		-	
c. paroninas kan	μ.ό.	0,0023	-	-	-	-	0,0026	0,0037	0,0044	-	-	0,0033	-	-	-	-	0,0029	-	-	-	
	τ.α.	0,0010	-	-	-	-	0,0011	0,0019	-	-	-	0,0011	-	-	-	-	0,0015	-	-	-	-
Calocalanus styliremis	άθρ.	-	-	-	-	-	0,0119	-	-	-	-	0,0080	0,0098	-	-	-	-	-	-	-	-
	μ.ó.	-	-	-	-	-	0,0119	-	-	-	-	0,0080	0,0098	-	-	-	-	-	-	-	-
	τ.α.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C. styliremis κωπ.	άθρ.	-	-	-	-	-	0,0022	0,0033	-	-	-	0,0132	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	μ.o. τα	-	-	-	-	-	0,0022	0,0033	-	-	-	0,0044	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mecynocera clausi	άθο		-		-	-	-	-	-	-	-	0,0015	-	-	-	-	0.0317	-	-	-	
incegnocera cidasi	ц.ó.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0214	-	-	-	-	0.0317	-	-	-	-
	τ.α.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0005	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M. clausi κωπ.	άθρ.	0,0075	-	-	-	-	0,1216	0,0057	-	-	-	0,1782	-	-	-	-	0,0182	0,0044	-	-	-
	μ.ó.	0,0019	-	-	-	-	0,0135	0,0019	-	-	-	0,0045	-	-	-	-	0,0182	0,0044	-	-	-
	τ.α.	0,0015	-	-	-	-	0,0125	0,0008	-	-	-	0,0026	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paracalanus parvus	άθρ.	0,0139	0,1107	0,0739	0,1561	0,1213	0,0146	0,1088	0,0416	0,0321	-	0,0126	0,0155	-	-	-	0,0685	0,0635	0,0377	0,0144	0,0558
	μ.o. τα	0,0070	0,0092	0,0032	0,0087	0,0087	0,0073	0,0136	0,0139	0,0160	-	0,0126	0,0155	-	-	-	0,01/1	0,0127	0,0126	0,0144	0,0140
Ρ ραργις κωπ	άθο	0,0004	0,0019	0,0000	0,0021	0,0021	0,0008	0,0003	0,0010	0,0004	-	-	-		0 0048	-	0,0007	0,0010	0,0010	0.0478	0,0013
·· partas kara	μ.ό.	0,0026	0,0026	0,0022	0,0058	0,0046	0,0051	0,0046	0,0029	0,0024	0,0048	-	-	-	0,0048	-	0,0048	0,0045	0,0053	0,0040	0,0040
	τ.α.	0,0016	0,0019	0,0010	0,0031	0,0023	0,0015	0,0017	0,0012	0,0007	0,0006	-	-	-	-	-	0,0017	0,0023	0,0026	0,0016	0,0020
Paracalanus denudatus	άθρ.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0144	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	μ.ó.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0144	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	τ.α.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paracalanus nanus	αθρ.	-	0,0200	0,0007	0,0131	-	0,0425	0,0202	-	-	-	0,0076	-	-	-	-	0,0048	0,0047	-	-	-
	μ.ο. τα		0,0040	0,0007	0,0022	-	0,0047	0,0040	-	-	-	0,0025	-	-	-	-	0,0048	0,0047	-	-	
P. nanus κωπ.	άθρ.	-	0.0622	0.0082	0.0152	0.0027	0.0491	0.0582	0.0147	-	-	0.0044	0.0012	-	-	-	0.0534	0.0342	-	-	-
	μ.ό.	-	0,0012	0,0005	0,0005	0,0005	0,0012	0,0013	0,0015	-	-	0,0015	0,0012	-	-	-	0,0038	0,0034	-	-	-
	τ.α.	-	0,0005	0,0004	0,0002	0,0002	0,0010	0,0009	0,0012	-	-	0,0004	-	-	-	-	0,0009	0,0011	-	-	-
Parvocalanus crassirostris	άθρ.	-	0,0216	0,0051	0,0528	0,0962	0,0569	0,1165	0,0633	0,0085	0,1141	-	-	0,0045	-	-	-	-	-	-	-
	μ.ó.	-	0,0031	0,0010	0,0031	0,0031	0,0041	0,0045	0,0042	0,0043	0,0048	-	-	0,0045	-	-	-	-	-	-	-
D. crassirostris w w	τ.α. άθο	-	0,0005	0,0002	0,0003	0,0003	0,0008	0,0006	0,0006	0,0008	0,0007	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P. Classiostis kon.	μό		0.0015	0,0035	0,0033	0,0420	0,0381	0,2034	0,1313	0,0003	0,0133	-	-		-	-		-		-	
	τ.α.	-	0,0003	0,0002	0,0002	0,0004	0,0006	0,00015	0,0005	0,0003	0,00022	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Centropages ponticus	άθρ.	0,0317	0,0665	0,1703	0,3115	0,3311	-	-	-	0,0513	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0263	0,0308	0,1199
	μ.ó.	0,0317	0,0332	0,0114	0,0311	0,0276	-	-	-	0,0513	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0263	0,0308	0,0300
	τ.α.	-	0,0022	0,0023	0,0071	0,0045	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0012
C. ponticus κωπ.	άθρ.	0,0384	0,4355	0,1263	0,2370	0,1652	-	-	0,0224	0,0742	0,0415	-	-	-	-	-	0,0033	0,0033	0,0792	0,0778	0,0187
	μ.o. τα	0,0192	0,0112	0,0074	0,0118	0,0118	-	-	0,0112	0,0106	0,0069	-	-	-	-	-	0,0033	0,0033	0,0066	0,0078	0,0187
Temora stylifera	άθο	0,0132	-	0,0031	0,0182	-		-	- 0,0040	-	- 0,0039	-	-		-	-		-	-	- 0,0057	
i cinora stynyera	μ.ό.	0,1309	-	0,0417	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	τ.α.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Τ. stylifera κωπ.	άθρ.	0,1461	-	0,0023	0,0029	-	0,0381	0,0787	0,0144	0,0469	-	-	-	-	-	-	0,0048	0,0145	-	-	-
	μ.ó.	0,0209	-	0,0011	0,0029	-	0,0190	0,0157	0,0144	0,0094	-	-	-	-	-	-	0,0048	0,0072	-	-	-
C I I I I	τ.α.	0,0256	-	0,0003	-	-	0,0140	0,0105	-	0,0006	-	-	-	-	-	-	-	0,0016	-	-	-
coryceus limbatus	αθρ.	-	-	-	-	-	0,1542	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	μ.ο. τ ~	-	-	-	-	-	0,0760	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Faranulla rostrata	άθο	-			-		0.0200	0.0040				-						-		-	-
	μ.ό.	-	-	-	-	-	0,0089	0,0040	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	τ.α.	-	-	-	-	-	0,0018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Corycidae κωπ.	άθρ.	-	0,0003	-	-	-	0,8346	-		-	-	0,0055	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	μ.ó.	-	0,0003	-	-	-	0,1669	-	-	-	-	0,0027	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Others alwayifan	τ.α.	-	-	-	-	-	0,3619	-	-	-	-	0,0021	-	-	-	-	-	-	-	-	-
oitriona piumijera	αθρ.	0,0205	-	-	-	-	0,0126	-	-	-	-	0,0870	-	-	-	-	0,7551	-	-	-	-
	μ.υ. τα	0,0205	-	-	-	-	0,0126	-	-	-	-	0,0218	-	-	-	-	0,0252	-	-	-	-

Πίνακας 9. Άθροισμα (άθρ.) μέσος όρος (μ.ο.) και τυπική απόκλιση (τ.α.) του βιοόγκου (mm3) των αναγνωρισθέντων ειδών κωπηπόδων ανά δείγμα από τις οριζόντιες σύρσεις με το δίχτυ 90 μm
κατά το δεύτερο έτος δειγματοληψιών (2010-11).

		Αύγουστος '10				Νοέμβριος '10					Φεβρουάριος '11				Μάιος '11						
		S1	S2	S 3	S 4	S6	S1	S2	S 3	S 4	S6	S1	S2	S3	S 4	S6	S1	S2	S 3	S 4	S6
Ο. plumifera κωπ.	άθρ.	0,1258	-	0,0021	0,0065	-	0,0082	0,0134	-	-	-	0,0852	0,0073	0,0085	-	-	0,2767	-	-	-	-
	μ.ó.	0,0025	-	0,0021	0,0065	-	0,0016	0,0033	-	-	-	0,0061	0,0073	0,0085	-	-	0,0049	-	-	-	-
	τ.α.	0,0024	-	-	-	-	0,0004	0,0008	-	-	-	0,0052	-	-	-	-	0,0023	-	-	-	-
Oithona similis	άθρ.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0054	0,0054	-	-	0,0054
	μ.ó.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0054	0,0054	-	-	0,0054
	τ.α.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oithona nana	άθρ.	0,0754	0,2106	0,0600	0,1797	0,2516	0,0445	0,3699	0,2363	0,2846	0,3964	0,1669	0,1623	0,3210	0,4507	0,9912	0,0792	0,3343	0,2571	0,2740	0,3823
	μ.ó.	0,0029	0,0031	0,0010	0,0030	0,0031	0,0030	0,0033	0,0031	0,0034	0,0040	0,0036	0,0038	0,0038	0,0037	0,0047	0,0029	0,0030	0,0030	0,0029	0,0031
	τ.α.	0,0006	0,0005	0,0001	0,0006	0,0005	0,0002	0,0005	0,0003	0,0005	0,0004	0,0008	0,0005	0,0005	0,0007	0,0059	0,0003	0,0004	0,0003	0,0001	0,0005
Ο. nana κωπ.	άθρ.	0,0789	0,1938	0,0720	0,0951	0,1423	0,2260	0,0973	0,0539	0,0733	0,0532	0,0714	0,0410	0,1082	0,0651	0,1515	0,0680	0,3477	0,2249	0,2408	0,3046
	μ.ό.	0,0012	0,0011	0,0006	0,0010	0,0012	0,0019	0,0013	0,0012	0,0012	0,0015	0,0016	0,0016	0,0017	0,0017	0,0013	0,0009	0,0009	0,0009	0,0009	0,0008
	τ.α.	0.0009	0.0005	0.0008	0.0005	0.0016	0.0029	0.0005	0.0008	0.0007	0.0008	0.0003	0.0005	0.0006	0.0005	0.0007	0.0005	0.0005	0.0007	0.0005	0.0004
Oncaea media	άθρ.	0.0193	-	-	-	-	0.0196	0.0303	-	-	0.0181	0.0693	-	-	0.0061	0.0104	-	-	-	-	-
	u.ó.	0.0064	-	-	-	-	0.0196	0.0076	-	-	0.0181	0.0099	-	-	0.0061	0.0052	-		-		-
	τ.α.	0.0003	-	-	-	-	-	0.0059	-	-	-	0.0009	-	-	-	0.0013	-		-		-
Ο. media κωπ.	άθρ.	0.0777	0.0020	-	0.0029		0.1020	0.0766	0.0213	0.0164	0.0081	0.4603	0.0156	0.0029	-	0.0116	0.0462	0.0296	-		-
	u.ó.	0.0008	0.0005	-	0.0029	-	0.0043	0.0032	0.0030	0.0033	0.0041	0.0037	0.0022	0.0029	-	0.0023	0.0015	0.0016	-		-
	τ.α.	0.0011	0.0003	-	-	-	0.0021	0.0013	0.0013	0.0015	0.0001	0.0015	0.0012	-	-	0.0003	0.0006	0.0006	-		-
Lucicutia flavicornis	άθο.	-	0.0924	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1155	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ш.ó.	-	0.0924	-	-	-		-	-	-	-	0.0578	-	-	-	-		-	-	-	
	τ.α.	-	-	-	-	-		-	-	-	-	0.0047	-	-	-	-		-	-	-	
L. flavicornis κωπ.	άθο.	-		-	-	-		-	-	-	-	0.0997	-	-	-	-		-	-	-	
2. janeonis kana	μó			-	-					-		0.0142	-		-	-					-
	τ.α.	-		-	-	-		-	-	-	-	0.0098	-	-	-	-		-	-	-	
Candaciidae κωπ.	άθο.	-		-	-	-	0.0407	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-	-	-	
	ш.ó.	-		-	-	-	0.0102	-	-	-	-		-	-	-	-		-	-	-	
	τ.α.	-		-	-	-	0.0023	-	-	-	-		-	-	-	-		-	-	-	
Labidocera kroveri	άθο.	-		-	-	-	-	-	-	-	0.0860		-	-	-	-		-	-	-	
	ш.ó.	-		-	-	-		-	-	-	0.0860		-	-	-	-		-	-	-	
	τ.α.			-						-	-,		-		-	-					
Nannocalanus minor кол	άθο			-	-		0 1291		-	-		0 4506	-		-	-	0.0462				-
	μó			-	-		0.0161		-	-		0.0215	-		-	-	0.0015				-
	τ.α.	-		-	-	-	0.0035	-	-	-	-	0.0129	-	-	-	-	0.0006	-	-	-	
Pleuromama aracilis κωπ.	άθο.	-		-	-	-	0.0471	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
·····	ш.ó.	-		-	-	-	0.0161	-	-	-	-		-	-	-	-		-	-	-	
	τ.α.			-			0.0040			-			-		-	-					
Euterning acutifrons	άθο	0.0154	0.0508	0.0381	0 1503	0 3207	-	0.0159	0.0051	0 0027	0.0145	0.0161	-	0.0068	-	0 0264		0.0083			0.0083
2 accipina acacipions	μó	0.0026	0.0036	0.0016	0.0032	0.0032		0.0032	0.0051	0.0027	0.0072	0.0054	-	0.0068	-	0.0038		0.0028			0.0028
	μ.υ. τα	0.0012	0.0011	0,0010	0,0032	0,0032		0,0032	0,0051	0,0027	0,0072	0,0034	_	0,0000	_	0,0000		0.0011			0,0020
Microsetella rosea	άθο	0,0012	0,0011	0,0005	0,0017	0,0015	0.0138	0,0011	_	0.0000	0,0040	0,0012	_	_	_	0,0002	0.0096	0,0011			0,0011
wherosetena roseu	μό	0,0105	0,0000	0,0000	0,0000		0.0014	0,0001		0,0000	0,0000	0.0008	-		-		0.0016				
	μ.υ.	0,0005		-			0,0014	0,0008				0,0004	-		-	-	0.0005				
Harpacticoids spp	άθο	0,0005	0.0357	- 0.0071	0 0033	0.0161		-	-	0.0081	0.0458	0.00/1	0.0059			- 0 0033	0.0056		-		0.0026
na pacticolas spp	μó	0.0006	0.0026	0.0012	0.0032	0.0040		_	-	0.0027	0.0020	0.0003	0,0030		_	0.0011	0.0028		_		0.0026
	μ.υ. τα	0.0008	0.0007	0.0006	-	0.001		_	-	0.00027	0.0005	0.0003	0.0005		_	0.0003	0.0001		_		-
	u.	5,5000	0,0007	0,0000		5,001	-		-	0,0005	0,0000	5,5002	0,0005		-	5,5005	0,0001	-	-	-	

Πίνακας 10. Άθροισμα (άθρ.) μέσος όρος (μ.ο.) και τυπική απόκλιση (τ.α.) του βιοόγκου (mm3) των αναγνωρισθέντων ειδών κωπηπόδων ανά δείγμα από τις οριζόντιες σύρσεις με το δίχτυ 200 μm
κατά το δεύτερο έτος δειγματοληψιών (2010-11).

			А	ύγουστος '	10			N	οέμβριος '	10			Φε	βρουάριο	; '11				Μάιος '11		
		S1	S2	S3	S4	S6	S1	S2	\$3	S4	S6	\$1	S2	S 3	S4	S6	S1	S2	\$3	S4	S6
Ναύπλιοι	άθρ.	0,0016	0,0024	0,0016	0,0100	0,0012	0,0023	0,0135	0,0419	0,0936	0,0819	0,0028	0,0012		0,0024	-		0,0274	0,0030	0,0030	0,0021
	μ.ο. τ.α.	0.0002	0,0006	0,0005	0.0033	0,0006	0,0011	0,0009	0.0008	0,0011	0,0010	0,0009	0,0012		0,0012		-	0.00011	0,0010	0,0015	0,0010
Acartia clausi	άθρ.	-	-	-	0,1636	0,0532	0,2981	1,3479	0,5975	1,1798	4,2821	6,0401	6,0351	6,0364	6,0459	254,6002	2,8061	0,3663	0,2020	0,9133	0,6568
	μ.ó.	-	-	-	0,0273	0,0266	0,0271	0,0300	0,0299	0,0281	0,0276	0,0353	0,0353	0,0353	0,0354	1,4889	0,1754	0,0215	0,0224	0,0217	0,0219
A clausi www	τ.α. άθο	-	-	-	0,0021	0,0035	0,0021	0,0033	0,0032	0,0038	0,0049	0,0036	0,0037	0,0036	0,0035	19,0609	0,0207	0,0029	0,0027	0,0030	0,0031
A. CIUUSI KUIL	цор. ц.ó.	0.0075	0,0180	0.0070	0.0086	0.0082	0.0032	0,1214	0,5422	0.0021	0.0107	0,0101	0,0813	0.0122	0.0124	0.0125	0,2343	0,1651	0,0143	1.6001	0.0086
	τ.α.	-	0,0041	-	0,0038	0,0040	-	0,0027	0,0038	-	0,0058	0,0051	0,0042	0,0049	0,0051	0,0050	0,0209	0,0036	0,0015	9,0160	0,0035
Clausocalanus furcatus	άθρ.	0,1483	0,1483	0,0193	0,0466		0,2493	0,1322	0,0372		-	0,2454	-	-	-	-	0,3522	-	-	-	-
	μ.ό. τα	0,0297	0,0297	0,0193	0,0233	-	0,0227	0,0220	0,0186	-	-	0,0351	-	-	-	-	0,1761	-	-	-	-
C. furcatus κωπ.	άθρ.	0.6530	0.0830	0.0564	- 0,0051		1.9717	0,0022	0.0720		-	0,0027	-		-		0,0102	-	0.0034	-	-
	μ.ó.	0,0063	0,0092	0,0188	-	-	0,0146	0,0088	0,0103	-	-	0,0117	-	-	-	-	0,0813	-	0,0034	-	-
	τ.α.	0,0012	0,0030	0,0050	-	-	0,0062	0,0020	0,0018	-	-	0,0053	-	-	-	-	0,0163	-	-	-	-
Clausocalanus arcuicornis	άθρ.	0,7317	0,0593	-	-	-	0,2459	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,5123	-	-	-	-
	μ.ο. τ.α.	0.0021	0,0593	-	-		0,0492	-	-		-	-	-		-		0,3781		-	-	-
C. arcuicornis κωπ.	άθρ.	2,9412	0,2248	-	-	-	1,0715	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,2874	0,8340	-	-	-
	μ.ó.	0,0221	0,0225	-	-	-	0,0298	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1796	0,0309	-	-	-
<i>Clauserelanus</i>	τ.α. +0-	0,0097	0,0186	-	-	-	0,0111	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0834	0,0109	-	-	-
Clausocalanus pergens	αθρ. μ.ό	0,0072	0,0300	-	-		0,0726	0,0484				0,0662	-			-	-	-		-	
	τ.α.	-	0,0013	-	-	-	0,0006	0,0006	-	-	-	0,0011	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C. pergens κωπ.	άθρ.	0,0072	0,0238	-	-	-	0,1049	0,0752	-	-	-	0,0366	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	μ.ó.	0,0072	0,0079	-	-	-	0,0075	0,0038	-	-	-	0,0073	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Calocalanus navo	τ.α. άθο	-	0,0002	-	-		0,0006	0,0009				0,0015	-	-		-	- 0 2716	-		-	-
culoculullus puvo	μ.ό.	0,0016	0,0063		-		0,0299	0,0194	-		-	0,0171	-		-		0,1858	0,0166			-
	τ.α.	0,0005	0,0006	-	-		0,0053	0,0016	-		-	0,0020	-		-	-	0,0102	-	-	-	-
C. pavo κωπ.	άθρ.	0,0190	0,0263	-	-		0,2243	0,0633	0,0088	0,0044		0,0678	-	-	-	-	-	0,0060	-	-	-
	μ.ό. τα	0,0063	0,0026	-	-	-	0,0140	0,0053	0,0088	0,0044		0,0085	-	-	-	-	-	0,0030	-	-	-
Calocalanus pavoninus	άθρ.	0.0263		-	-		0,0059	0,0017	-		-	0.0015	-		-		- 0.1798	0.0330	-	-	-
	μ.ó.	0,0026		-	-		0,0112	0,0091				0,0075	-			-	0,0899	0,0110		-	
	τ.α.	0,0010	-	-	-	-	0,0013	0,0000	-	-	-	#DIV/0!	-	-	-	-	0,0087	0,0009	-	-	-
C. pavoninus κωπ.	άθρ.	0,0012	-	-	-		0,1017	0,0617	0,0086		-	-	-	-	-	-	0,1191	0,0068		-	-
	μ.ο. τα	0,0012					0,0078	0,0051	0,0029								0,0397	0,0068			
Calocalanus styliremis	άθρ.	0,0068			-		0,0085	0,0229			-	0,0974	0,0225		-	-	0,1374				
	μ.ό.	0,0068	-	-	-	-	0,0085	0,0115	-	-	-	0,0097	0,0113	-	-	-	0,0687	-	-	-	-
	τ.α.	-	-	-	-	-	-	0,0026	-	-	-	0,0017	0,0020	-	-	-	0,0024	-	-	-	-
C. styliremis κωπ.	άθρ. μ.ό		-	-	-		0,0163	0,0259					0,0030	-		-		-		-	
	μ.υ. τ.α.		-	-	-		0.0041	0.00052	-		-	-	- 0,0050		-		-	-	-	-	-
Mecynocera clausi	άθρ.	0,0169	-	-	-	-	0,1394	0,0916	-	-	-	0,3783	-	-	-	-	0,5667	0,0627	-	-	-
	μ.ó.	0,0084	-	-	-	-	0,0199	0,0183	-	-	-	0,0172	-	-	-	-	0,1417	0,0157	-	-	-
Ad almost use	τ.α. +0-	0,0002	-	-	-	-	0,0006	0,0022	-	-	-	0,0021	-	-	-	-	0,0164	0,0033	-	-	-
Μ. clausi κωπ.	αθρ. μ.ό	0,0131	-	-	-		0,0421	0,0433				0,0362	-			-	0,1915	0,0547		-	
	τ.α.	0,0014	-	-	-		0,0011	0,0013	-		-	0,0033	-		-	-	0,0115	0,0044		-	-
Paracalanus parvus	άθρ.	0,1380	0,8198	2,0621	1,5980	0,6502	0,0831	0,5580	0,0117	0,0665	0,1381	0,0373	0,0567	0,0810	0,1220	-	1,9206	0,3749	0,6529	0,5695	0,2585
	μ.ó.	0,0099	0,0124	0,0121	0,0140	0,0112	0,0138	0,0112	0,0117	0,0133	0,0153	0,0187	0,0189	0,0162	0,0174	-	0,1067	0,0139	0,0145	0,0136	0,0112
Ρ ραριμε κωπ	τ.α. άθο	0,0012	0,0032	0,0038	0,0155	0,0025	0,0009	0,0010	- 0.0126	0,0015	0,0016	0,0035	0,0051	0,0052	0,0053	-	0,0114	0,0022	0,0022	0,0028	0,0018
r. purvus kunt.	μ.ό.	0,0068	0,0074	0,0066	0,0047	0,0072	0,0056	0,0069	0,0063	0,0074	0,0073	0,01194	0,0071		0,0056		0,0559	0,0069	0,0058	0,0053	0,0071
	τ.α.	0,0009	0,0008	0,0010	0,0012	0,0010	0,0019	0,0010	0,0002	0,0017	0,0041	0,0061	0,0014	-	0,0012	-	0,0138	0,0018	0,0016	0,0016	0,0008
Paracalanus denudatus	άθρ.	0,0262	-	-	-	-	0,0235	-	-	-	-	0,0325	-	-	-	-	0,2230	0,0165	-	-	-
	μ.ό. τα	0,0131	-	-	-	-	0,0117	-	-	-	-	0,0108	-	-	-	-	0,1115	0,0083	-	-	-
P. denudatus κωπ.	άθρ.	- 0,0011	-	-	-		0,0008	- 0.0173	-		-	0,0012	-		-		0,0029	- 0,0008	-	-	-
	μ.ó.			-	-			0,0087				0,0056	-			-				-	
	τ.α.	-	-	-	-	-		0,0002	-	-	-	0,0012	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paracalanus nanus	άθρ.	0,0118	0,0913	0,0749	-	-	0,0316	0,0339	-	-	0,0043	0,0383	0,0059	-	0,0045	-	0,1280	-	0,0033	-	-
	μ.ο. τα	0,0039	0,0054	0,0044	-		0,0045	0,0057			0,0043	0,0048	0,0059		0,0045	-	0,0320	-	0,0033	-	
P. nanus κωπ.	άθρ.	0,0052	0,0021	0,0102	-		0,0029	0,0050			0,0000	0,0128	-		-	-	0,0327	0,0378			
	μ.ό.	0,0010	0,0021	0,0020	-	-	0,0029	0,0025	-	-	· -	0,0021	-	-	-	-	0,0163	0,0378	-	-	-
	τ.α.	0,0004	#DIV/0!	0,0007	-	-	-	0,0007	-	-	-	0,0008	-	-	-	-	0,0006	-	-	-	-
Parvocalanus crassirostris	άθρ. μ.ό		0,0276	0,0304	0,0201	0,0678	0,0183	0,0929	0,1500	0,0713	0,3088	-	-	-		-		-		-	-
	τ.α.	-	0,0083	0,0074	0,0040	0,0002	0,0008	0,0006	0,00041	0,0002	0,0001	-	-		-		-				-
P. crassirostris κωπ.	άθρ.	-		· -	0,0019	0,0042	0,0022	0,0034	0,0532	0,0127	0,0086	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	μ.ó.	-	-	-	0,0019	0,0014	0,0022	0,0017	0,0018	0,0021	0,0017	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Contronggos ponticus	τ.α. άθο	-	-	-	-	0,0006	-	0,0002	0,0004	0,0004	0,0005	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
centropages ponticas	μ.ό.	-	0.0371	0.0356	0.0330	0.0312		-	0.0117	0.0328	0.0415		-			-	0,2322		0,5015	0,4442	0.0294
	τ.α.		0,0044	0,0039	0,0051	0,0119			-	-	0,0026		-			-	-		0,0040	0,0026	0,0022
C. ponticus κωπ.	άθρ.	-	1,3841	0,8408	0,8944	0,5720	-	-	0,0126	0,0750	0,0535	-	-	-	-	-	-	0,0238	0,4849	0,3781	0,5983
	μ.ó.	-	0,0147	0,0159	0,0138	0,0119	-	-	0,0063	0,0107	0,0089	-	-	-	-	-	-	0,0079	0,0131	0,0118	0,0115
Temora stylifera	τ.α. άθο	- 1 4544	0,0052	0,0060	0,0054	0,0043	- 0.0584		0,0002	0,0040	0,0015	- 0.0357	-			-	-	0,0031	0,0048	0,0049	0,0043
remora stynjera	μ.ό.	0,1119			-		0,0584	-			-	0,0178	-		-	-	-				
	τ.α.	0,0151	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0015	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Τ. stylifera κωπ.	άθρ.	0,1816	0,0221	0,0591	-	-	0,1571	0,1654	-	0,0139	-	-	-	-	-	-	-	0,0164	-	-	-
	μ.ó.	0,0101	0,0037	0,0591	-	-	0,0121	0,0184	-	0,0035	-	-	-	-	-	-	-	0,0164	-	-	-
Corvceus limbatus	τ.α. άθο	0,0067	0,0004	#UIV/U!	-		0,0047	U,U148 -		u,u003 -			-			-					
,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,	μ.ó.	0,0339			-		0,0501	-					-			-	-				
	τ.α.	-			-		0,0059	-					-			-	-		-	-	
Coryseus giesbrechti	άθρ.	-		-	-			0,0064	-		-	-	-		0,0138	-	-				-
	μ.ό. τ~	-		-	-			0,0064	-			-	-		0,0138	-			-	-	-
Coryceus ovalis/lattus	άθρ.	- 0,0164														-					
	μ.ó.	0,0164			-			-					-			-	-		-	-	
	τ.α.	-		-	-			-	-		-	-	-		-	-	-				-
Coryceus furcifer	άθρ.	-		-	-			-				0,2413	-			-			·	-	
	μ.υ. τ.α.	-			-			-				u,2413 -	-			-					
Faranulla rostrata	άθρ.	-			-		- 0,3368	0,0211	- 0,0019			- 0,0603	0,0225	0,0105		-					
	μ.ό.	-			-		0,0674	0,0053	0,0019			0,0101	0,0112	0,0105		-	-		-	-	
	та						0.0059	0.0008				0.0005	0.0011								

Πίνακας 10. Άθροισμα (άθρ.) μέσος όρος (μ.ο.) και τυπική απόκλιση (τ.α.) του βιοόγκου (mm3) των αναγνωρισθέντων ειδών κωπηπόδων ανά δείγμα από τις οριζόντιες σύρσεις με το δίχτυ 200 μ
κατά το δεύτερο έτος δειγματοληψιών (2010-11).

				А	ύγουστος '	10			N	οέμβριος ':	10			Φε	βρουάριο	'11				Μάιος '11		
Grandser Bab Bab Bab Bab Bab<			S1	S2	\$3	S4	S6	S1	S2	\$3	S4	S6	S1	S2	\$3	S4	S6	S1	S2	\$3	S4	S6
Image Image <th< td=""><td>cidae κωπ.</td><td>άθρ.</td><td>0,0305</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>0,5401</td><td>0,0182</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>0,0056</td><td>-</td><td>-</td><td>0,0064</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td></th<>	cidae κωπ.	άθρ.	0,0305	-	-	-	-	0,5401	0,0182	-	-	-	0,0056	-	-	0,0064	-	-	-	-	-	-
One-set point Object Cond Cond Cond		μ.ο.	0,0051	-	-	-	-	0,0132	0,0061	-	-	-	0,0019	-		0,0064	-	-		-	-	-
Matrix Matrix<		t.a.	0,0019	-	-	-	-	0,0128	0,0021	-	-	-	0,0008	-	-	-	-	-	-	-	-	-
La Objective O <tho< th=""> O O O O<</tho<>	ona piumijera	ασρ.	0,1741	-	-	-	-	0,0203	0,0899	0,0264	-	0,0194	0,6563	0,0193	-	-	-	-	-	-	-	-
D D		μ.ο.	0,0193	-	-	-	-	0,0203	0,0180	0,0132	-	0,0194	0,0193	0,0193	-	-	-	-	-	-	-	-
D D	lumifora www	τ.α. άθο	0,0017	-	-	-	-	-	0,0017	0,0003	-	-	0,0017	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Note Note Note Note N	iunnjeru kwn.	ασμ. μ.ό	0,4710	-	-	0,0038	0,0021	0,1546	0,0961	0,0092			0,5665	0,0798		0,0040	0,0038	-			-	
Othere trans Othere of and set of a		μ.υ.	0,0048	-	-	0,0029	0,0021	0,0035	0,0031	0,0046			0,0071	0,0100		0,0040	0,0028	-			-	
bit bit <td>ona tenuis</td> <td>άθο</td> <td>0,0051</td> <td></td> <td></td> <td>0,0010</td> <td></td> <td>0,0041</td> <td>0,0020</td> <td>0,0018</td> <td></td> <td></td> <td>0,0020</td> <td>0,0005</td> <td></td> <td></td> <td>0,0017</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td>	ona tenuis	άθο	0,0051			0,0010		0,0041	0,0020	0,0018			0,0020	0,0005			0,0017					
Laming Laming <thlaming< th=""> <thlaming< th=""> <thlaming< td="" th<=""><td></td><td>ц<i>б</i></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>0,0002</td><td>0.0080</td><td>0,0076</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></thlaming<></thlaming<></thlaming<>		ц <i>б</i>						0,0002	0.0080	0,0076												
D. encode D. encode <thd. encode<="" th=""> <thd. encode<="" th=""> <thd.< td=""><td></td><td>τ.α.</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>0,0002</td><td>-</td><td>0,0070</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></thd.<></thd.></thd.>		τ.α.						0,0002	-	0,0070												
number number number<	enuis κωπ.	άθο.		-				0.0060	0.0102			-	-	-		-		-				-
Image Image <t< td=""><td></td><td>ц.о́.</td><td></td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>0.0030</td><td>0.0025</td><td></td><td></td><td></td><td>-</td><td></td><td></td><td>-</td><td></td><td>-</td><td></td><td></td><td>-</td><td></td></t<>		ц.о́.		-	-	-	-	0.0030	0.0025				-			-		-			-	
bitbi		τ.α.		-	-	-	-	0.0009	0.0008				-			-		-			-	
Image Image <t< td=""><td>ona similis</td><td>άθρ.</td><td></td><td></td><td>-</td><td>-</td><td></td><td>-</td><td>0.0281</td><td></td><td></td><td></td><td>-</td><td></td><td></td><td>-</td><td></td><td>-</td><td></td><td></td><td>-</td><td>-</td></t<>	ona similis	άθρ.			-	-		-	0.0281				-			-		-			-	-
rayr. <thr r.<="" th=""><thr r.<="" th="">r.r.r.r.<</thr></thr>		ц.о́.		-	-	-	-		0.0070				-			-		-			-	
bit bit< bit bit<		τ.α.	-	-			-		0,0007		-	-	-	-		-		-	-			
	ona nana	άθρ.	0,0180	0,0627	0,0755	0,0840	0,0641	0,0031	0,4910	0,4237	0,6414	0,3953	24,8242	0,3591	0,0900	0,4889	0,4447	0,0568	1,1802	0,0586	0,0699	0,1027
non-anal 100 0000 0000 0000 <th< td=""><td></td><td>μ.ó.</td><td>0,0036</td><td>0,0035</td><td>0,0033</td><td>0,0032</td><td>0,0031</td><td>0,0031</td><td>0,0035</td><td>0,0035</td><td>0,0038</td><td>0,0039</td><td>1,6549</td><td>0,0239</td><td>0,0033</td><td>0,0035</td><td>0,0034</td><td>0,0284</td><td>0,0133</td><td>0,0031</td><td>0,0029</td><td>0,0031</td></th<>		μ.ó.	0,0036	0,0035	0,0033	0,0032	0,0031	0,0031	0,0035	0,0035	0,0038	0,0039	1,6549	0,0239	0,0033	0,0035	0,0034	0,0284	0,0133	0,0031	0,0029	0,0031
D D		τ.α.	0,0006	0,0009	0,0004	0,0005	0,0003	-	0,0005	0,0004	0,0007	0,0008	6,3964	0,0102	0,0007	0,0007	0,0011	0,0053	0,0401	0,0005	0,0005	0,0006
ind ind <td>απα κωπ.</td> <td>άθρ.</td> <td>-</td> <td>0,0031</td> <td>-</td> <td>0,0046</td> <td>0,0031</td> <td></td> <td>-</td> <td>0,0213</td> <td>0,0426</td> <td>0,0035</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td></td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>0,0075</td> <td>-</td>	απα κωπ.	άθρ.	-	0,0031	-	0,0046	0,0031		-	0,0213	0,0426	0,0035	-	-	-	-		-	-	-	0,0075	-
near i< i< i< </td <td></td> <td>μ.ó.</td> <td>-</td> <td>0,0016</td> <td>-</td> <td>0,0015</td> <td>0,0016</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>0,0018</td> <td>0,0017</td> <td>0,0017</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td></td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>0,0019</td> <td></td>		μ.ó.	-	0,0016	-	0,0015	0,0016	-	-	0,0018	0,0017	0,0017	-	-	-	-		-	-	-	0,0019	
Dates Dates <th< td=""><td></td><td>τ.α.</td><td>-</td><td>0,0006</td><td></td><td>0,0004</td><td>0,0006</td><td></td><td>-</td><td>0,0002</td><td>0,0003</td><td>0,0003</td><td>-</td><td>-</td><td></td><td>-</td><td></td><td>-</td><td>-</td><td></td><td>0,0001</td><td></td></th<>		τ.α.	-	0,0006		0,0004	0,0006		-	0,0002	0,0003	0,0003	-	-		-		-	-		0,0001	
1. 0.0003 1 1 0.0013 0.014 0.0174 0.0014 <	a media	άθρ.	0,0056	-		-	-	0,0336	0,0900	0,0082	-	-	0,3747	0,0491		0,0244	0,0156	-	-		-	
n.endo aux n.endo		μ.ó.	0,0006	-		-	-	0,0112	0,0129	0,0027	-	-	0,0150	0,0164		0,0081	0,0078	-	-			-
λ. media sum. μb. . . 0.103 0.133 0.104 0.0058 0.0058 0.0058		τ.α.	0,0003	-		-	-	0,0024	0,0033	0,0011	-	-	0,0018	0,0006		0,0012	0,0014	-	-			-
μÅ ·	nedia κωπ.	άθρ.	-	-		-	-	0,1703	0,1391	-	0,0164	-	0,0815	0,0080		0,0065	0,0065	-	-			-
r.t.		μ.ó.	-	-			-	0,0057	0,0174		0,0164	-	0,0027	0,0080		0,0032	0,0032	-	-			-
ubic to flow cornisubic to flow		τ.α.	-	-			-	0,0021	0,0011		-	-	0,0012	-		0,0001	0,0001	-	-			
μ.Δ ·	utia flavicornis	άθρ.	-	-			-	-	-		-	-	0,7623	-		-	-	-	-			
fax i		μ.ó.	-	-		-	-		-		-	-	0,7623	-		-		-	-			-
Interconts sunt. θB ·		τ.α.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
μ.δ. </td <td>avicornis κωπ.</td> <td>άθρ.</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>0,0211</td> <td>0,0443</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>1,0899</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td>	avicornis κωπ.	άθρ.	-	-	-	-	-	0,0211	0,0443	-	-	-	1,0899	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		μ.ó.	-	-	-		-	0,0211	0,0221		-	-	0,0330	-		-		-	-	-	-	-
alama tenukornis άθρ. ·		τ.α.	-	-	-	-	-		0,0100		-	-	0,0217	-		-		-	-	-	-	-
μ.δ. . <td>nus tenuicornis</td> <td>άθρ.</td> <td>-</td> <td>0,1437</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>0,8579</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td>	nus tenuicornis	άθρ.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1437	-	-	-	-	0,8579	-	-	-	-
$ \begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$		μ.ó.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1437	-	-	-	-	0,8579	-	-	-	-
1 endicornis kunt. άθρ. - - - - - 0.0420 -		τ.α.	-	-		-	-		-		-	-	-	-		-		-	-			-
μ.δ.	enuicornis κωπ.	άθρ.	-	-		-	-		-		-	-	0,1679	-		-		-	-			-
t.a. t.a. <tht.a.< th=""> t.a. t.a. <th< td=""><td></td><td>μ.ó.</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td></td><td>-</td><td></td><td>-</td><td></td><td>-</td><td>-</td><td>0,0420</td><td>-</td><td></td><td>-</td><td></td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td></th<></tht.a.<>		μ.ó.	-	-	-		-		-		-	-	0,0420	-		-		-	-	-	-	-
âdp. · <td></td> <td>τ.α.</td> <td>-</td> <td>0,0086</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td></td>		τ.α.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0086	-	-	-	-	-	-	-	-	
μ.δ. ····································	lacia varicans	άθρ.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0760	-	-	-	-	-	0,0051	-	-	
tal. tal. <thtal.< th=""> tal. tal. <th< td=""><td></td><td>μ.ó.</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>0,0190</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>-</td><td>0,0051</td><td>-</td><td>-</td><td></td></th<></thtal.<>		μ.ó.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0190	-	-	-	-	-	0,0051	-	-	
andaciidae κωπ. άθρ. · · 0.0132 · </td <td></td> <td>τ.α.</td> <td>-</td> <td>0,0035</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td>		τ.α.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0035	-	-	-	-	-	-	-	-	-
μ.δ. ····································	laciidae κωπ.	άθρ.		-	-	-	-	0,0132	-				-			-		-		-	-	-
t.a.		μ.ό.	-	-	-		-	0,0066	-			-	-	-		-		-		-	-	-
άθρ. · <td></td> <td>τ.α.</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>0,0008</td> <td>-</td> <td></td>		τ.α.	-	-	-	-	-	0,0008	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
$ \begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$	docera kroyeri	άθρ.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9425	-
tal.		μ.ó.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4712	-
kroweri kunt. άθp. · <		τ.α.		-	-	-	-	-	-				-			-		-		-	-	-
$ \begin{array}{ccccc} \mu \dot{0}, & \dot{1}, & $	oyeri κωπ.	άθρ.	-	-	-		-	-	-			-	-	-		-		-		-	-	0,1272
$ \begin{array}{ccccccc} 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 $		μ.ό.		-	-	-	-	-	-				-			-		-		-	-	0,1272
$ \begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$		τ.α.		-	-	-	-	-	-				-			-		-		-	-	-
$ \begin{array}{cccccc} \mu \dot{0}, & 0.0061 & \cdot & \cdot & \cdot & 0.2443 & 0.2443 & 0.2443 & 0.2443 & 0.2443 & \cdot & \cdot & 0.1154 & \cdot & \cdot & \cdot & 0.152 & \cdot & 1 & 0.1523 & \cdot & 0.1523 & \cdot & 0.1533 & \cdot & 0$	nocalanus minor	άθρ.	0,1037	-	-	-	-	0,2443	0,2443	0,2443	-	-	0,1154	-	-	-	-	3,5057	-	-	-	
$ \begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$		μ.ó.	0,0061	-	-	-	-	0,2443	0,2443	0,2443	-	-	0,1154	-	-	-	-	1,7529	-	-	-	
$ \begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$		τ.α.	0,0047	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2333	-	-	-	-
$ \begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$	ninor κωπ.	άθρ.	-	-	-	-	-	0,3319	2,8167	2,8167	-	-	-	-	-	-	-	46,8920	4,3935	-	-	-
$ \begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$		μ.ó.	-	-	-	-	-	0,1659	0,1482	0,1482	-	-	-	-	-	-	-	0,6424	0,1331	-	-	-
dep. - - - - - - - 0,1568 - - 0,1568 - - 0,0456 - - 0,0456 - - 0,0456 - - 0,0456 - 0,0456 - 0,0456 - 0,0456 - 0,0456 - 0,0457 0,077		τ.α.		-	-	-	-	0,1044	0,0744	0,0744			-			-	-	0,3358	0,0706	-	-	-
$ \begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$	romama gracilis	άθρ.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1568	-	-	-	-	0,1368	-	-	-	-
$ \begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$		μ.ó.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1568	-	-	-	-	0,0456	-	-	-	-
1. gracilis κωπ. άθρ. 0,0192 - - 0,0877 0,0877 0,076 - 0,8493 -		τ.α.		-	-	-	-	-	-				-			-	-	0,0231		-	-	-
μ δ. 0.0064 - - 0.0439 0.0439 0.0076 - - 0.0223 - <	racilis κωπ.	άθρ.	0,0192	-	-	-	-	0,0877	0,0877	0,0076	-	-	0,8493	-	-	-	-	-	-	-	-	-
τ.a. 0.0006 · · 0.0047 0.0047 · · 0.0008 · · · · 0.0008 · · · · 0.0008 · · · · · 0.0008 · <td></td> <td>μ.ó.</td> <td>0,0064</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>0,0439</td> <td>0,0439</td> <td>0,0076</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>0,0223</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>-</td>		μ.ó.	0,0064	-	-	-	-	0,0439	0,0439	0,0076	-	-	0,0223	-	-	-	-	-	-	-	-	-
άθρ. άθρ. i<		τ.α.	0,0006	-	-	-	-	0,0047	0,0047	-	-	-	0,0095	-	-	-	-	-	-	-	-	-
μ.δ 0,053	cithrix Bradyi	άθρ.		-	-	-	-	-	-				0,1006			-	-	-			-	-
τ.a.		μ.ó.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0503	-	-	-	-	-	-	-	-	-
nomalacera patersoni άθρ		τ.α.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0464	-	-	-	-	-	-	-	-	-
μό	nalocera patersoni	άθρ.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,5679	-	-	-	-	-	-	-	-
τ.α 0,0933		μ.ó.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5226	-	-	-	-	-	-	-	-
L patersoni кил. dép		τ.α.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0933	-	-	-	-	-	-	-	-
uó 0.000 0.1760	atersoni κωπ.	άθρ.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0925	0,3527	-	-	-	-	-	-	-	
μ.σ U,U3U8 U,1/b3		μ.ó.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0308	0,1763	-	-	-	-	-	-	-	-
τ.α 0,0089 0,0372		τ.α.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0089	0,0372	-	-	-	-	-	-	-	
uterpina acutifrons άθρ. 0,0156 0,1204 0,0637 0,0768 0,2323 0,0247 0,0084 0,0038 0,0025 - 0,0232 0,0168 0,0296 0,0168 0,0084	rpina acutifrons	άθρ.	0,0156	0,1204	0,0637	0,0768	0,2323	0,0247	0,0084	0,0038	0,0025	-	0,0232	0,0168	0,0296	0,0168	0,0084	-	-	-	-	0,008
μ.ό. 0,0052 0,0052 0,0053 0,0055 0,0053 0,0082 0,0084 0,0019 0,0025 - 0,0077 0,0084 0,0074 0,0084		μ.ó.	0,0052	0,0052	0,0053	0,0055	0,0053	0,0082	0,0084	0,0019	0,0025	-	0,0077	0,0084	0,0074	0,0084	0,0084	-	-	-	-	0,004
τ.α. 0,0015 0,0016 0,0015 0,0019 0,0021 0,0002 0,0011 - 0,0011 0,0000		τ.α.	0,0015	0,0016	0,0015	0,0019	0,0021	0,0002	0,0002	-	-	-	0,0011	-	0,0011	0,0000	-	-	-	-	-	0,000
rrpacticoids spp άθρ 0,0192 0,0138 - 0,0172 0,0029 - 0,0034	acticoids spp	άθρ.	-	0,0192	0,0138	-	0,0172	-	-	-	0,0029	-	0,0034	-	-	-	-	-	-	-	-	-
μ.ό 0,0054 0,0046 - 0,0057 0,0029 - 0,0034		μ.ó.		0,0064	0,0046	-	0,0057	-	-		0,0029	-	0,0034	-		-	-	-	-		-	

Πίνακας 11. Μέση όρος (μ.ό.) του βιοόγκου (μm³) των αναγνωρισθέντων μικροπλαγκτικών ειδών στον κόλπο της Καλλονής κατά το δεύτερο έτος δειγματοληψιών (2010-11).

	Βιοόγκος (μm³)		Βιοόγκος (μm³)		Βιοόγκος (μm³)
Alexandrium cf. insuetum	19809,90153	Dinophysis sacculus	5662,563678	Protozoo sp.19	904,7786842
Alexandrium insuetum	11160,5079	Dinophysis sp.02	16605,0344	Protozoo sp.20	321555,0981
Amphidinium carterae	5469,387146	Diplopsalis cf. lenticula	20368,40431	Protozoo sp.25	150532,5536
Amphidinium extensum	338,4299536	Ditylum brightwelli	36900	Protozoo sp.27	17180,58482
Amphidinium sphenoides	113,0973355	Eucampia cornuta	10807,07873	Protozoo sp.30	127875,3874
Asterionellopsis glacialis	2290,221044	Gonyaulax sp.02	6371,149901	Protozoo sp.34	7238,229474
Asteromphalus heptactis	29861,2721	Gonyaulax spinifera	9621,127502	Protozoo sp.35	12474,45721
Asterolampra grevillei	85117,52596	Guinardia striata	103000,2567	Protozoo sp.36	311807,2597
Bacteriastrum delicatulum	143,5632444	Gyrosigma balticum	153504	Protozoo sp.44	3159055,982
Bacteriastrum hyalinum	143,7376814	Gyrosigma sp.01	22215,6	Protozoo sp.52	12474,45721
Odontella mobiliensis	22608,24573	Gyrosigma sp.02	19933,2	Protozoo sp.53	51165,88909
Hemiaulus sinensis	9140,071127	Hemiaulus	3238,196628	Pseudonitzschia calliantha	2818,8
Cerataulina pelaaica	176799.4098	Hemiaulus sinensis	45945.79256	Pseudonitzschia cf. calliantha	486
Ceratium furca	30000	Hemiaulus sp.01	7498,981664	Pseudonitzschia sp.02	40.5
Ceratium fusus	8500	Hemiaulus sp 02	3238 196628	Pseudonitzschia sp.03	360
Ceratium lineatum	30000	Karlodinium	893.5160091	Pseudosolenia calcar-avis	463039.3412
Ceratium macroceros	50000	Lentocylindrus danica	6322 455215	Pseudosolenia cf. calcar-avis	90124 43925
Ceratium sn 05	20000	Leptocylindrus minimus	1865 320638	Rhizosolenia	93061 82838
Coratium on 11	20000	Lossardia	EEE 2624116	Rhizosolania imbricata	02061,02030
Coratium on 02	75000	Lithodosmium undulatum	20701	Rhizosolania robusta	1000262 622
Cerutium sp.03	25000		29/91	Rhizosolenia robusta	1000302,022
Ceratium tripos	150000	Mesoporos	2525,545969	Rhizosolenia setigera	310897,5068
Ceratium horridum	65000	Mycete spore		Rhizosolenia striata	33929,20066
Ceratoneis closterium	70,68583471	Nitzschia longissima	1724,734367	Rhizosolenia styliformis	282743,3388
Chaetoceros lorenzianus	1791,88591	Nitzschia sigma	5292	Scrippsiella trochoidea	992,895384
Chaetoceros affinis	1771,342839	Oxytoxum globosum	900,1228439	Scripsiella cf. trochoidea	2508,823533
Chaetoceros brevis	2309,0706	Oxytoxum scolopax	3345,330173	Skeletonemma costatum	485,9651136
Chaetoceros ceratosporus	428,8273972	Oxytoxum sp.02	672,9291464	Striatella	46307,07571
Chaetoceros compressus	1373,229419	Oxytoxum sp.03	30570,20979	Thalassionema	1512
Chaetoceros curvisetus	2434,734307	Oxytoxum sp.04	1857,898625	Thalassiosira	6625,995898
Chaetoceros debilis	2857,474868	Paralia sp.01	2194,512424	Thalassiosira cf. eccentrica	77952,1685
Chaetoceros decipiens	13877.98555	Paralia sp.02	552,920307	Thalassiosira eccentrica	215558.6206
Chaetoceros diversus	175 9291886	Paralia sp.03	1256 637061	Thalassiosira sp.02	4586 850938
Chaetoceros laciniosus	954 2587685	Paralia sulcata	8585 059697	Thalassiosira sp.02	5211 525221
Chaotocoros loronzignus	2552 544021	Plaurosiama sp.01	66001 21975	Thalassiosira sp.03	12252 24407
Chaptoceros pondulus	2332,344031	Pleurosigina sp.01	28220 04842	Thalassiosira sp.04	12333,24497
chaetoceros pendulus	3766,316934	Pleurosigniu sp.02	36220,94642		59502,52947
Chaetoceros peruvianus	4005,530633	Pleurosigma sp.03	44968,25291	Inalassiotnrix mediterranea	2007
Chaetoceros sp.01	175,9291886	Pleurosigma sp.06	7650,848586	Trymarophore	30171,85585
Chaetoceros sp.02	2552,544031	Pleurosigma sp.07	23114,80865		
Coscinodiscus concinnus	4890894,275	Pleurosigma sp.08	1673,91015		
Cryptophyte	204,6289465	Pleurosigma sp.09	6900,765391		
Cyanophyceae	11058,40614	Podolampas	4434,881629		
Cyclotella ocellata	2389,181213	Proboscia alata	22099,92622		
Cyclotella striata	24740,04215	Proboscia alata f. gracilis	16964,60033		
Dactyliosolen blavyanus	565000,7125	Proboscia cf. alata f. gracilis	17501,81267		
Dictyocha fibula	23856,46921	Proboscia truncata	721584,5626		
Dictyocha octonaria	4090,615434	Prorocentrum arcuatum	21576,33268		
Dictyocha sp.1	1466,076572	Prorocentrum lima	2185,040522		
Dictyocha sp.2	20814.88393	Prorocentrum minimum	29457.96818		
Dictyocha sp 3	27180 79784	Prorocentrum minimum 2	6988 355048		
Dino 01	1500 1/68//	Prorocentrum sigmoides	16964 60033		
Dino 01	120 571775	Prorocentrum cn 02	160/2/ 9992		
Dino 03	401 0127197	Brorocontrum cp.02	225662 7455		
Dino 15	451,5127107	Protocentrum sp.03	233003,7433		
Dino 15	255,9522017	Prorocentrum sp.04	26554,1791		
DINO 16	433,9848452	Prorocentrum sp.07	9424,777961		
Dino 17	932,1803535	Prorocentrum sp.09	14140,93685		
Dino 21	1655,639133	Prorocentrum sp.10	/3982,62204		
Dino 23	12770,05054	Prorocentrum sp.12	26295,13051		
Dino 26	6307,447405	Prorocentrum triestinum	24679,25233		
Dino 30	45804,42089	Protoperidinium cf. divergens	99264,05877		
Dino 32	3534,956182	Protoperidinium oceanicum	89586,93238		
Dino 36	453662,5792	Protoperidinium sp.02	75585,79422		
Dino 39	3907,924065	Protoperidinium sp.04	829664,5808		
Dino 50	3783,001154	Protoperidinium sp.06	78402,37166		
Dino 52	3026,400923	Protoperidinium sp.09	87270,14524		
Dino 53	6597,344573	Protoperidinium sp.11	141731,2247		
Dino 54	16257.20529	Protoperidinium sp.14	52115.25221		
Dino 55	1357.168026	Protoperidinium sp.16	58904.86225		
Dino 61	155140 378	Protoneridinium sp.10	30159 28947		
Dino 62	205240,378	Protoneridinium sp.15	190957 2117		
Dino 67	7874 021002	Protoperidinium op 21	100000 0101		
Dino 69	1024,9219UZ	Protozoo en 01	130003,9101		
	23145	Protozoo sp.01	/1994,83164		
	821,0028801	Protozoo sp.U2	13804,15812		
DINO /6	33373,69508	Protozoo sp.03	9028,151888		
Dino 97	14825,17573	Protozoo sp.14	135476,4708		
Dino 98	50384,86298	Protozoo sp.17	67428,00312		
Dino 99	70352 //16/	Protozoo en 18	E4720 1104		

10 Παράρτημα ΙΙ - Δημοσιεύσεις

ΔΗΜΟΣΙΕΥΣΕΙΣ

Eleftheriou A., Anagnostopoulou-Visilia, Anastasopoulou E, Ates SA, Bachari N El I, Cavas L, Cevik F, Ulhas M, Cevik F, Delos AL, Derici OB, Erguden D, Fragopoulu N, Giangrande A, Goksan T, Gravili C, Gurlek M, Hattour A, Kapiris K, Kouraklis P, Lamouti S, Prato E, Papa L, **Papantoniou G**, Parlapiano I, Poursanidis D, Turan C and Yaglioglou D (2011) New Mediterranean Biodiversity Records. Mediterranean Marine Sciences 12, 2, 491-508.

Spyropoulou A, Spatharis S, **Papantoniou G**, Tsirtsis G (2012) Potential response to climate change of a semi-arid coastal ecosystem in Eastern Mediterranean. Hydrobiologia 705, 87-99.

Papantoniou G, Danielidis DB, Spyropoulou A, Fragopoulu N (2015) Spatial and temporal variability of small-sized copepod assemblages in a shallow semi-enclosed embayment (Kalloni Gulf, NE Mediterranean Sea). Journal of the Marine Biological Association of the UK 94, 02, 349-360.

Isari S, Zervoudaki S, Peters J, **Papantoniou G**, Pelejero C, Saiz E (2015). Lack of evidence for elevated CO_2 -induced bottom-up effects on marine copepods. ICES Journal of Marine Science (doi: 10.1093/icesjms/fsv078)

<u>ΣΥΝΕΔΡΙΑ</u>

Παπαντωνίου Γ, Δανιηλίδης ΔΒ, Τσιρτσής Γ (2010) Χωρική και χρονική κατανομή του βακτηριοπλαγκτού στον Κόλπο της Καλλονής νήσου Λέσβου: Συσχέτιση με βιοτικούς και αβιοτικούς παράγοντες. 5ο Πανελλήνιο Συνέδριο Οικολογίας, 7-10 Οκτωβρίου, Πάτρα.

Papantoniou G, Danielidis DB, Tsirtsis G, Fragopoulou N (2011) Zooplankton spatial and temporal dynamics in a semi-enclosed gulf in Eastern Mediterranean.World Conference on Marine Biodiversity, 26-30 September, Aberdeeen, Scotland, UK.

Papantoniou G, Danielidis DB, Fragopoulu N (2012) *Parvocalanus crassirostris*: a new invasive copepod species in the Aegean Sea. 12th International congress on the zoogeorgraphy and ecology of Greece and adjacent regions, Athens, 18-22 June, Greece. Παπαντωνίου Γ, Δανιηλίδης ΔΒ, και Φραγκοπούλου N (2012) Εκτίμηση της βιοκοινότητας του μεσοζωοπλαγκτού στον κόλπο της Καλλονής με την παράλληλη χρήση δύο πλαγκτικών διχτυών με διαφορετικό άνοιγμα ματιού. 6ο Πανελλήνιο Συνέδριο Οικολογίας, 4-7 Οκτωβρίου, Αθήνα.

Παπαντωνίου Γ, Δανιηλίδης ΔΒ, Φραγκοπούλου Ν (2014) Κατανομή βιο-όγκου των Κωπηπόδων στον Κόλπο της Καλλονής: σύγκριση της Θεωρίας του Φάσματος Μεγεθών με δεδομένα πεδίου. 7ο Πανελλήνιο Συνέδριο Οικολογίας, 9-12 Οκτωβρίου 2014, Μυτιλήνη.

New Mediterranean Biodiversity Records (December 2011)

A. ELEFTHERIOU¹, E. ANAGNOSTOPOULOU – VISILIA², E. ANASTASOPOULOU³, S.A. ATEŞ⁴, N. EI I. BACHARI⁵, L. CAVAS⁶, C. CEVIK⁷, M. ÇULHA⁴, F. CEVIK⁷, A.-L. DELOS⁸, O.B. DERICI⁹, D. ERGUDEN¹⁰, N. FRAGOPOULU¹¹, A. GIANGRANDE⁸, T. GÖKSAN⁴, C. GRAVILI⁸, M. GURLEK¹⁰, A. HATTOUR¹², K. KAPIRIS¹³, P. KOURAKLIS³, S. LAMOUTI¹⁴, E. PRATO¹⁵, L. PAPA¹⁵, G. PAPANTONIOU¹⁶, I. PARLAPIANO¹⁵, D. POURSANIDIS¹⁷, C. TURAN¹⁰ and D. YAGLIOGLU¹⁰

¹ Department of Biology, University of Crete, Hellas ²51, Manousou Koundourou, 18533 Piraeus, Hellas ³Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Inland Waters, Aristomenus 33, Cultural Center, P.O. 24100, Kalamata, Hellas ⁴ Canakkale Onsekiz Mart University, Fisheries Faculty 17100 Canakkale, Turkey ⁵ Faculty of Biological Science, University of Science and Technology, Houari Boumediene, Algeri ⁶ Dokuz Eylül University, Faculty of Science, Department of Chemistry, Division of Biochemistry, 35160, Kaynaklar Campus, İzmir-Turkey ⁷Cukurova University, Faculty of Fisheries, Balcali Campus, 01330, Adana-Turkey ⁸ Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche ed Ambientali, Università del Salento 73100 Via Provinciale Lecce-Monteroni, 73100 Lecce, Italy ⁹Cukurova University, Faculty of Fisheries, Balcali Campus, 01330, Adana-Turkey ¹⁰ Fisheries Genetics Laboratory, Faculty of Fisheries, Mustafa Kemal University, 31220 Iskenderun, Hatay, Turkey ¹¹ Department of Biology, University of Patras, Hellas ¹²Institut National des Sciences et Technologie de la Mer (INSTM), 28, rue 2 mars 1934 - 2025- Salammbô ¹³Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Marine Biological Resources, 470 km Athens-Sounio, Mavro Lithari P.O. Box 712, 19013, Anavissos, Hellas ¹⁴National Center for the Development of Fisheries and Aquaculture. 11 bvd colonel Amirouche Bouismail Tipaza, Algeria ¹⁵ CNR-Institute for Coastal Marine Environment U.O.S. Taranto, Via Roma 3, 74100 Taranto, Italy ¹⁶ Department of Biology, University of Athens, Hellas

¹⁷ Department of Marine Sciences, University of the Aegean, 81100, Mytilene, Hellas

Abstract

The present work reports on recent biodiversity records of Mediterranean native species such as *Olindias phosphorica* in the Turkish Aegean Sea and extended distribution of ten alien species in the Mediterranean. These are: *Bursatella leachi* (Mollusca, Gastropoda: Algeria); *Callinectes sapidus* (Crustacea, Decapoda: Greek Ionian Sea); *Caprella scaura* (Crustacea, Amphipoda: Mar Piccolo of Taranto); *Fistularia commersonii* (Fish: Saronikos Gulf, Aegean Sea); *Sphoeroides pachygaster* (Fish: South Turkey); *Musculista perfragilis* (Mollusca, Bivalvia: South Turkey); *Sepioteuthis lessoniana* (Mollusca, Cephalopoda: central eastern coast of Tunisia); *Hesionura serrata* (Polychaeta: Apulian coast); *Stephanolepis diaspros* (Fish: Saronikos Gulf, Aegean Sea); and *Parvocalanus crassirostris* (Crustacea, Copepoda: Lesvos Island, Greek Aegean Sea).

Introduction

As part of the policy of our Journal, it is intended to publish in each issue a collective article with new records of marine species in the Mediterranean and/or information on the spatial distribution of already established alien species. All contributors are co-authors in this collective article, their names appearing in alphabetical order. The new findings are presented in the order of submission. The authors responsible for each record are listed at the end of each section.

A. Olindias phosphorica (Delle Chiaje, 1841) (Hydrozoa, Olindiidae) from the Turkish Aegean Sea

By S.A. Ateş, C. Gravili, T. Göksan & M. Çulha

Olindias phosphorica (Delle Chiaje, 1841), a jellyfish with tropical-Atlantic distribution, is the only species of the genus *Olindias* in the Mediterranean Sea (BOUILLON *et al.*, 2004).

A single specimen 32 mm wide was cap-

tured by hand at a depth of 1 m in Geyikli Harbour (39°4960 N 26°0943 E) located on the Aegean Sea coast of Turkey on 24.07.2010 (Fig. 1). The specimen was preserved in 4% formaldehyde and deposited at the Fisheries Faculty of Çanakkale Onsekiz Mart University.

It is possible that the species has recently been transported to the area by current systems and/or ballast waters may have been responsible for its dispersal to other locations. In past years, it was extremely abundant along the Tunisian coast, disturbing fisheries and tourism (YAHIA et al. 2003). In 2009-2010, the presence of O. phosphorica along the Italian coast was generally sporadic and no swarms were recorded (Watch for Jellies project, Università del Salento-CoNISMa, CIESM). O. phosphorica is a Mediterranean warm-water jellyfish species, and local warming plays an important role in facilitating the proliferation of this species throughout the entire Mediterranean Sea. Moreover, the effects of overfishing, amplified by climate warming, probably facilitated the spread of O. phosphorica (BOERO et al., 2008).



Fig. 1: Dorsal view of *Olindias phosphorica* (Delle Chiaje, 1841) captured on the Aegean Sea coast of Turkey (size: 32 mm wide).

B. The blunthead puffer *Sphoeroides pachygaster* (Müller & Troschel, 1848) in SE Turkey

By D. Erguden, D. Yaglioglu, M. Gurlek & C. Turan

Two specimens of the blunthead puffer, *S. pachygaster* were captured at Iskenderun Bay, northeastern Mediterranean Sea, by commercial trawler on sandy-muddy bottoms. One specimen was recorded at the Karatas coast (36° 14' 212" N, 35° 22' 600" E) at a depth of 305 m on 26.10.2010. Another specimen was found at a depth of approximately 200 m in Samandag coast (36° 01' 248" N, 35° 40' 515" E) on 28.10.2010 (Fig. 2). These specimens were preserved in 4% formalin and deposited at the Museum of the Faculty of Fisheries, Mustafa Kemal University, (MSM-PIS/2010-11).

All measurements, morphological description and colouration of the blunthead puffer agree with previous descriptions by TORTONESE (1986), GOLANI *et al.* (2002) and PSOMADAKIS *et al.* (2006). Total and standard length of the two specimens ranged from 450 to 187 mm, and 387-158 mm respectively. The colour pattern on the back and sides is grey with a bright yellowish patch at the base of the dorsa fin and extending downward to the caudal peduncle, belly whitish pale grey, caudal fin base dark. Dorsal finrays 9-8, anal finrays 9-8, pectoral finrays 14, caudal finrays 11-10. Head length 28.0%-30.5% of total length, predorsal length 62.8%-63.1%, preanal length 68.8%-66.8% of total length, in first and four specimens respectively. Eye diameter 19.0%-22.8%, postorbital length 65.9%-61.4%, interorbital distance 59.7%, 70.1%, of head length, in two specimens respectively.

In the Mediterranean Sea, *S. pachygaster* was reported for the first time in 1979 from the Balearic Island, in the western Mediterranean Sea (OLIVER, 1981), and since then several records of this species have been reported in the western and central Mediterranean Sea (reviewed by PSOMADAKIS *et al.* (2006)). Recently this species was reported from the Tyrrhenian Sea (LIGAS *et al.*, 2006), the Adriatic Sea, the Italian Seas (LIGAS *et al.*, 2007), the Algerian coast and the southern Tunisian coast (HEMIDA *et al.*, 2009).

The blunthead puffer, *S. pachygaster* was recorded for the first time in the Turkish Mediterranean Sea from Saros Bay and Bozcaada Island (northern Aegean Sea, Turkey) (ERYILMAZ *et al.*, 2003). A previous record of the species, from the Turkish Mediterranean coast (AVSAR & CICEK, 1999), is considered as a misidentification of the lessepsian Tetraodontid *Lagocephalus suezensis* (BILECENOGLU *et al.*, 2002).



Fig. 2: The blunthead puffer Sphoeroides pachygaster caught off the Iskenderun Bay, Northeastern Mediterranean Sea.

C. Musculista perfragilis (DUNKER, 1857) (Mollusca: Bivalvia) from SE Turkey

By C. Cevik, L. Cavas, O.B. Derici, & F. Cevik

The recent review of the alien species recorded along the Turkish shores, (C INAR et al., 2011) did not include M. perfragilis among the alien mollusca. We report here the first observation of this species from İskenderun bay (36°48'02N, 35°51'45E), where the macrobenthic assemblages have been investigated since 2009. A single specimen (Fig. 3A-B), currently deposited in the museum of Faculty of Fisheries at Cukurova University in Adana, Turkey (CSFM-BIV/10-08), was sampled from a sandy-muddy substrate in a Caulerpa taxifolia free station on the 30th of July 2010. The temperature, salinity, oxygen saturation and depth of the regions were determined as 26.30 ± 0.03 °C, 38.80 ± 0.02 ppt, 5.59 ± 0.02 ppm, and -10m, respectively.

The shell, of 22 mm total length, was equivalve, very fragile and had a bright periostracum. Its surface was smooth and consisted of radial lines. The specimen had dysodont teeth but their number was not counted because of their unclear appearance.

Within the same project, many juvenile specimens of Musculista senhousia were also observed on the Caulerpa taxifolia fronds in our stations (observation date: 2.07.2010, Fig. 4). Although *Musculista senhousia* was reported for the first time in a TÜBİTAK project, no detailed information about it was provided in the project report (UYSAL et al., 2008). From our observations, we surmise that Caulerpa taxifolia beds may favour the invasion of Musculista senhousia in the region, since invasive Caulerpa taxifolia was observed in 2007 for the first time for the Turkish coast (CEVIK et al., 2007). Similar observations of a Caulerpa racemosa-Musculista senhousia interaction were reported by MASTROTOTARO et al. (2003). Further monitoring studies are needed to establish the distribution and densities of M. perfragilis and of M. senhousia along the Turkish Levantine coastline. The region where M. perfragilis was observed is characterized by intense shipping (ZENETOS et al., 2010a) and, therefore, its vector of arrival could have been shipping via the Suez Canal.



Fig. 3A-B: The photos of the Musculista perfragilis observed (Photos: Cem ÇEVİK).



Fig. 4: The photo of the *Musculista senhousia* observed (Microscope: Olympus SZX 16, total length: 0.65 mm, Photo: Cem ÇEVİK).

D. Hesionura serrata along the Apulian Coast (Ionian Sea)

By A.L. Delos & A. Giangrande

In a review paper of alien marine species in the Mediterranean Sea (ZENETOS et al., 2010b) Hesionura serrata (Hartmann-Schroeder, 1960) is considered to be a casual taxon reported only for the Western basin. At present the species, described from the Red Sea by HARTMANN-SCHRÖDER (1960) was reported for the Suez Channel by BEN-ELIAHU (1972), and for the Western Mediterranean basin by CARDELL & MENDEZ (1996) along the coast of Barcelona. During a survey conducted in October 2010 along the cost of Apulia, two specimens belonging to this species were found, allowing its distributional pattern within the Mediterranean basin to be completed. Specimens were collected off Otranto (Ionian Sea) (40°8'55"68 N; 18°29'12"12 E) in shallow waters from 5 to 10 m depth, in sediments ranging from median to coarse sand.

The length of the collected specimens ranged from 4 to 5 mm, with a width of about 0.1 mm without parapodia. Specimens had about 60 setigers. Preserved animals did not have any special coloration pattern. Prostomium was about 1/3 longer than wide, anteriorly blunt and bearing four short antennae (Fig. 5A). Two small eyes were located near the posterior margin of the prostomium. There were two distinct tentacular segments lacking chaetae, each with one pair of tentacular cirri of similar length. The second segment had a short, thickened cirri. The third segment had chaetae and ventral cirri, but lacked dorsal cirri. Subsequent segments had chaetae, short ventral cirri and lanceolate dorsal cirri All chaetae are compound (Fig. 1B), numbering four per parapodium. All chaetae had two teeth on the tip of their shaft. Pygidium had two anal cirri.

Some features of our specimens are in accordance with the description of CARDELL & MENDEZ (1996) for the specimens collected in the Western Mediterranean, except for the shortness of antennae and tentacular cirri. *Hesionura serrata* could be confused with *Hesionura elongata* as they have very similar dorsal chaetae with bifid tip of the shaft as well, but in the latter species they are accompanied by simple chaetae, while our specimens have all the chaetae clearly compound. *Hesionura mystidoides* has the shaft of the second dorsal cheta with about ten teeth, while in *Hesionura coineaui*, the tip of shaft of the dorsalmost chaeta is trifid.

Hesionura serrata lives in sand and sometimes in coralligenous sand from eulittoral to superior sublittoral zones (HARTMANN-SCHRÖDER, 1960), but it also has been found in sand and shells from shallow waters (BEN-ELIAHU, 1972). These data, as well as the species distribution pattern along the coast of Barcelona (CARDELL & MENDEZ, 1996) and the present finding, suggest that it prefers shallow areas, in sandy sediments with particle size ranging from fine to coarse sand. The present finding can corroborate the hypothesis of introduction of *H. serrata* through the Suez Channel.

Fig. 5: Hesionura serrata A) anterior end dorsal view; B) chaetae from a median segment.

E. First occurrence of the bigfin reef squid *Sepioteuthis lessoniana* Lesson, 1830 in the Tunisian Sea

By A. Hattour

Sepioteuthis lessoniana Lesson, 1830 (Cephalopoda, Loliginidae) is a mollusc native of the tropical Indo-Pacific and the Red Sea. It is the most widely distributed species of the genus (ROPER *et al*, 1984; JEREB & ROPER, 2006). Its first occurrence in the Mediterranean Sea was reported by SALMAN in March 2002 from Iskenderun Bay (northeastern Levantine Sea, Turkey). The second record concerned a specimen filmed off the coast of Israel in the spring of 2004 (MIENIS, 2004). The third record of this species deals with twomale specimens collected in Hellenic waters (Aegean Sea), along the coasts of the island of Rhodes in 2009 (LEFKADITOU *et al*, 2009). This species is by now well established and has become of commercial importance for inshore fisheries, in the Eastern Mediterranean (ZENETOS *et al*, 2010b).

Sepioteuthis lessoniana is a demersal inshore species inhabiting a variety of habitats, generally between the depth range of 3-20 m. The bigfin reef squid reaches full maturity in Indian waters at around five months and with a length of 10 cm for males and 8 to 20 cm for females (SILAS *et al*, 1982).

The present work reports a finding of *Sepioteuthis* in Tunisian waters, and endeavours to trace the expansion and settlement of this alien Cephalopod in the Mediterranean Sea.

One specimen of *Sepioteuthis lessoniana* was collected on 10.08.2011 by a professional fisherman using trammel-nets for shrimps, red mullet and Sparidae near Salakta (Mahdia), along the central eastern coast of Tunisia, at 8-10 m of depth (Fig. 6a, b). The species was identified using the keys in

ROPER *et al.* (1984). In Tunisian water *S. lessoniana* could be sold mixed with native cuttlefish. T his species is already common in the east Mediterranean basin (around Rhodes) and has some commercial importance (EASTMED 2010).

The chronological stages of signalling this alien species in the Mediterranean Sea and its recent occurrence in Tunisian waters can be explained by its following the north pathway of the Mediterranean Asia Minor Current (AMC) as explained by MILLOT & TAUPIER-LETAGE (2005) who consider that, due to the Coriolis effect, Atlantic Water (AW) and Mid Atlantic Water (MWs)] that circulate at a basin scale tend to follow in a counter-clockwise sense, the isobaths at their own level. Thus, the squid is favoured by the prevailing currents, along the Asiatic coast northwards and then westwards toward the Aegean islands (PAPACONSTANTINOU 1990). This could probably explain why this species has not previously been reported from the gulf of Gabes, the Libyan and the Egyptian coasts. It is contemplated that this neritic squid could cross the central Mediterranean and reach the Tunisian coast by following the Atlantic Water current of the North West Ionian Sea.



Fig. 6a: Dorsal view of S. lessoniana.



Fig. 6b: Ventral view of S. lessoniana

F. Callinectes sapidus Rathbun in the Greek Ionian Sea

By K. Kapiris, E. Anastasopoulou & P. Kouraklis

The portunid blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896, a species originating from the western Atlantic, has been introduced into the Mediterranean through transport in ballast water. Several records have been published in recent years, with regard to the species' distribution in the Adriatic (FLORIO *et al.*, 2008) and other parts of the Mediterranean Sea, such as Spain (CABAL *et al.*, 2006), and Albania (BEQIRAJ & KASHTA, 2010).

A single female specimen of the estuarine blue crab, *Callinectes sapidus* (Rathburn, 1896) (Fig. 7) was collected on 5/10/2011, from a muddy bottom, downstream of the River Pamisos, 50 m from the estuaries, in Messinia, SW Greece, at a depth of 0,3 m. The carapace length (CL) was CL = 41,37mm and the carapace width (CW) (including lateral spines) was 161,12 mm. The crab under study can be considered as large, based on the HARDING (2003) classification which uses carapace width to classify blue crabs as small (CW<80 mm), medium (CW 80–120 mm) and large (CW>120 mm). The Greek specimen was smaller in comparison with others collected in France (CL=90 mm, VINCENT, 1986), in Albania (female CL=67-78,6 mm) (BEQIRAJ & KASHTA, 2010) or similar to that individual found in Spain (CL=45 mm, CABAL *et al.*, 2006). The present decapod was considered to be mature, as the carapace width for mature females is between 120-170 mm (CADMAN & WEINSTEIN, 1985).

In Greece the species has been recorded from the northern Aegean and from Rhodes (ELNAIS, 2011). This specimen is the first record of the species in the Greek Ionian Sea. Further studies on the potential dispersal of this species in adjacent areas would be of interest to provide better information on population structure and dynamics of the blue crab in the whole E. Mediterranean coasts.



Fig. 7: Callinectes sapidus from Messinia, SW Greece.

G. Fistularia commersonii and Stephanolepis diaspros in the Saronikos Gulf, Aegean Sea

By E. Anagnostopoulou - Visilia

One specimen of *Fistularia commersonii* Rüppell 1838 (bluespotted cornetfish) and two specimens of *Stephanolepis diaspros* Fraser-Brunner 1940 (reticulated leatherjacket) were sighted off the northern coast of Pothitos Island (N 37.45,522 E 23.52,220), Saronikos Gulf, Eastern Mediterranean. The specimens were recorded after personal underwater observations at depths of 15 m and 20 m, respectively, in September 2011 (Figs 8 and 9). These records contribute to the hypothesis that these species are at present successfully established in the area.

Both are benthopelagic species originating from the tropical and sub-tropical Indo-Pacific regions. *F. commersonii* is an active piscivorous species that is highly competitive with autochthonous teleost species (KALOGIROU *et al.*, 2007) associated with rocky reef assemblages and sandy bottom. *S. diaspros* is associated with coastal rocky substrates covered with vegetation, feeding on small invertebrates found at depths of up to 50 m (DULCIC & PALLAORO, 2003).

The first reports on the presence of F. commersonii in the Mediterranean Sea were made by GOLANI (2000), whereas S. diaspros was first recorded in the Palestine (STEINITZ, 1927). Reports from the Aegean Sea are becoming even more frequent and demonstrate a rapid expansion in the Mediterranean Sea (KARACHLE et al., 2004). In the Saronikos Gulf the scientific records are limited, although recreational fishermen report their occurrence occasionally. Several recent successive reports state the westward migration of both species within the waters of Malta (DEIDUN & GERMANA, 2011), Italy (OCCHIPINTI & GALIL, 2009) and France (BODILIS et al, 2011).



Fig. 8: Fistularia commersonii sighted off the northern coast of Pothitos Island on Give Date.



Fig. 9: Stephanolepis diaspros sighted off the northern coast of the Pothitos Island on Give Date.

H. Caprella scaura in the Mar Piccolo of Taranto (Ionian Sea)

By E. Prato, L. Papa & I. Parlapiano

Caprella scaura Templeton, 1836 is a crustacean amphipod of the Caprellidae family (Suborder Caprellidaea) distributed worldwide. It was originally described from Mauritius in the Indian Ocean (Templeton 1836). The first record of C. scaura in the Mediterranean Sea dates back to 1994 from the lagoon of Venice in the Northern Adriatic Sea (SCONFIETTI & DANESI, 1996). Further records were from the Gulf of Amvrakikos, Greece in 2002 (KRAPP et al., 2006); in Ravenna harbour, Italy in 2004 (SCONFIETTI et al., 2005); in the Tyrrhenian Sea at Livorno, in 2004 (GALIL, 2008), in Eastern Sicily in 2004 (KRAPP et al., 2006) and in the Iberian Peninsula in 2005 (MARTINEZ & ADARRAGA, 2008).

During a survey in Mar Piccolo of Taranto from October 2007 to September 2008, the presence of a population of *Caprella* scaura was documented. 442 specimens were collected in the basin, most of which were found among *Chaetomorpha linum* (Müller) Kützing 1845, *Gracilaria bursa-pastoris* (S.G. Gmelin) P.C.Silva 1952, *Hypnea cornuta* (Kützing) J.Agardh 1851. Together with *C. scaura*, the amphipods *Gammarus aequicauda* (Martynov 1931), *Elasmopus rapax* (Costa, 1853) *Gammarella fucicola* (Leach 1814), *Caprella equilibra* (Say 1818) and *Phtisica marina* (Slabber 1769), the isopods *Cymodoce truncata* Leach 1814, the molluscs *Gibbula adansoni* Payraudeau 1826, *Tricolia tenuis* (Michaud 1829), were the most abundant species.

Taking into account previous investigations, *Caprella scaura* can be considered as a recent introduction, as it was not recorded in the area before (PRATO & BIAN-DOLINO, 2005). The occurrence of *C. scaura* in the Mar Piccolo of Taranto extends its known distribution in the Mediterranean Sea and in particular in an unusual habitat such as a brackish lagoon, an elective habitat for introduced species. The species *C*. *scaura* seemed to be very well established. It was highly abundant, and represented by a noticeable number of ovigerous females and juveniles

The invasion is most probably due to human introduction via ship transport either as fouling or in ballast waters, because Mar Piccolo hosts the Italian Navy base. The presence of numerous commercial mussel farms indicates that aquaculture could also be among the likely vectors of introduction. Another plausible explanation is that this species has expanded its geographical distribution and therefore may have reached the lagoon through natural dispersion from nearby populations, either those in the Tyrrhenian Sea or those on the eastern coast of Adriatic Sea, or even from as yet unreported populations closer to the Gulf of Taranto.



Fig. 10: XXXXX

J. Bursatella leachii, De Blainville, 1817 in Algeria

By S. Lamouti & N. E.I. Bachari

Burstatella leachii De Blainville, 1817 is a circumtropical opistobranch considered as an established and locally invasive alien species in the Mediterranean (ZENETOS *et al.*, 2010b). It was reported in 1940 from the Palestine coast, then the species spread to the Levantine basin and later to the western Mediterranean (Sardinia and Spain) (ZENETOS *et al.*, 2004; 2010b) Although its original distribution includes both the Red Sea and the Atlantic, it is considered as one of the most widespread Lessepsian species as it is very common in the eastern Mediterranean (ZENETOS *et al.*, 2010).

Ten individuals were observed in the

region of Sidi Fredj (36F45'45'N; 2F50'20') between autumn and winter 2008 on soft bottom, covered by *Cymodocea nodosa*, *Nanozostera noltii* and *Caulera racemosa* var *cylindracea*, and neighbouring detritic infralittoral rocks, at a depth of less than one metre. In September 2011, two individuals were observed in the same area (Fig. 11). To date, the species does not seem to be invasive in the area, whereas other alien species such as *Caulerpa racemosa*, *Percnon gibessi* and *Oculina patagonica* have exhibited invasive behaviour (LAMOUTI, 2010). Future investigation is likely to reveal the occurrence of more invaders in the area.



Fig. 11: Burstaella leachii observed in Sidi Fredj, September 2011 (photo,_

K. Parvocalanus crassirostris in the Aegean Sea

By G. Papantoniou & N. Fragopoulu

The copepod *Parvocalanus crassirostris* (Dahl, 1894) was found in Kalloni Gulf a productive, semi-enclosed and shallow (depth < 20 m) ecosystem of Lesvos island in the NE Aegean Sea. It is the smallest of the six described species of the genus. The length of an adult female does not exceed 0.5 mm whereas adult males are about 0.35 mm long (Fig. 12). The copedod was collected with a zooplankton net using a 90?m mesh size from a network of six stations covering the

whole gulf area and a station outside the gulf in the Aegean Sea, on a monthly basis from July 2009 to June 2010.

P. crassirostris is a eurythermal and eurythaline species as it has been reported in very diverse and extreme environments. In the Mediterranean it has been reported from the Levantine Sea (DELALO 1966; UYSAL *et al.*, 2002), and from the NW Mediterranean (RAZOULS *et al.*, 2005-2011). This is the first record for the Aegean Sea.

The occurrence of *P. crassirostris* was highly variable during the year, being present in the gulf only during October, November and December (representing 5.59%, 14.3% and 3.7% of the total zooplankton abundance respectively). Its total abundance showed a progressively increasing trend from the open sea (S1) towards the interior part of the gulf, particularly in the stations located near the river mouths (Fig. 13). Its total mean abundance during these three months was 9906 ind.m⁻³, ranging between 0 and 28,007 ind.m⁻³, with the highest value being recorded in the gulf in October, and the lowest at the station located in the open sea in December. Its maximum contribution was recorded at the stations outside the gulf and at the inlet in November, composing 38.3% and 32.5% of the total zooplankton abundance.



Fig. 12: From left to right: a male and a female P. crassirostris.



Fig. 13: Spatiotemporal distribution of P. crassirostris (adults and copepodites) total abundance.

L. *Flabellina rubrolineata* (Mollusca, Gastropoda) reaches Kyklades, Aegean Sea

By D. Poursanidis

Flabellina rubrolineata (O'Donoghue, 1929) is an Indo-Pacific species that has entered the Mediterranean via the Suez Canal. Originally sighted in 1988 off Ashqelon (GAT, 1993), it was until recently considered rare in the Levantine basin.

The species has been recently estab-

lished in Turkey (YOKES & RUDMAN, 2004), Cyprus (TSIAKKIROS & ZENETOS, 2011).

A specimen of *Flabellina rubrolineata* was photographed from Syros isl, Kyklades, at a depth of 10 m by the underwater diver George Rigoutsos (Fig. 14). The location it was recorded is known as Gaidouronisi (Coordinates: 37.424444° N, 24.970556° E).

This is the first record of the species in Greek waters.



Fig. 14: Flabellina rubrolineata from Gaidouronisi (photo credit: George Rigoutsos).

Acknowledgements

The authors (Cem Cevik, Levent Cavas, Osman Baris Derici and Fatma Cevik) are grateful to the Scientific and Technical Research Council of Turkey (TÜBİTAK) for financial support of the study (Grant number 109Y284). Abdallah Hattour would like to thank the fishermen of Salakta who provided the examined specimen of *Sepioteuthis*.

References

- AVSAR, D. & CICEK, E., 1999. A new species record for the Central and Eastern Mediterranean: *Sphoeroides cutaneus* (Günther, 1870) (Pisces: Tetraodontidae). *Oebalia*, 25: 17-21.
- BEN-ELIAHU, M.N., 1972. Polychaeta Errantia of the Suez Canal. *Israel Journal of Zoology*. 21 (3-4): 189-237.

BEQIRAJ, S. & KASHTA, L., 2010. The

establishment of blue crab *Callinectes* sapidus Rathbun, 1896 in the Lagoon of Patok, Albania (south-east Adriatic Sea). *Aquatic Invasions*, 5 (2): 219-221.

- BILECENOGLU, M., TAŞKAVAK, E. & KUNT, B., 2002. Range extension of three lessepsian migrant fish (*Fistularia commersoni*, *Sphyraena lavicauda*, *Lagocephalus suezensis*) in the Mediterranean Sea. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 82: 525-526.
- BODILIS, P., ARCEO, H. & FRANCOUR, P., 2011. Further evidence of the establishment of *Fistularia commersonii* (Osteichthyes: Fistulariidae) in the north-western Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records*, 4 (e18): 1-4. (Published online)
- BOERO, F., FÉRAL, J.P., AZZURRO, E., CARDIN, V., RIEDEL, B., DESPALA-TOVIC, M., MUNDA, I., MOSCHELLA, P., ZAOUALI, J., FONDA UMANI, S., THECOCHARIS, A., WILSHIRE, K. & BRIAND, F., 2008. Climate warming and related changes in Mediterranean marine biota. p.5-21. In: *Climate warming and related changes in Mediterranean marine biota. CIESM Workshop Monographs NΓ 35.* F. Briand (Ed), Monaco.
- BOUILLON, J., MEDEL, M.D., PAGÉS, F., GILI, J.M., BOERO, F. & GRAVILI, C., 2004. Fauna of the Mediterranean Hydrozoa. *Scientia Marina*, 68 (Suppl. 2): 1-449.
- CABAL, J., MILLÁN, J.A.P. & ARRONTE, J.C., 2006. A new record of *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Brachyura) from the Cantabrian Sea, Bay of Biscay, Spain. *Aquatic Invasions*, 1 (3): 186-187.
- CADMAN, L.R. & WEINSTEIN, M.P., 1985. Size-weight relationship of postecdysial juvenile blue crabs (*Callinectes*

sapidus Rathbun) from the lower Cheasapeake Bay. *Journal of Crustacean Biology*, 5 (2): 306-310.

- CARDELL, M.J. & MENDEZ, N., 1996. First record of *Hesionura serrata* (Hartmann-Schroder, 1960) (Polychaeta, Phyllodocidae) in the Mediterranean Sea (littoral zone of Barcelona, NE Spain). *Scientia Marina*, 60 (2-3): 423-426.
- CEVIK, C., YOKES, B., CAVAS, L., ERKOL, L., DERICI, O.B. & VERLAQUE, M., 2007. First report of *Caulerpa taxifolia*, (Bryopsidales, Chlorophyta) on the Levantine Coast (Turkey, Eastern Mediterranean). *Estuarine*, *Coastal & Shelf Science*, 74 (3): 549-556.
- ÇINAR, M.E., BILECENOĞLU, M., ÖZTÜRK, B., KATAĞAN, T., YOKEŞ, M.B., AYSEL, V., DAĞLI, E., AÇIK, S., ÖZCAN, T. & ERDOĞAN, H., 2011. An updated review of alien species on the coasts of Turkey. *Mediterranean Marine Science*. 12 (2): 257-316.
- DEIDUN, A. & GERMANA, A., 2011. On the increasing occurrence of the bluespotted cornetfish *Fistularia cmmersonii* (Rüppel, 1838) in the central Mediterranean (Osteichthyes, Fistularidae). *Biodivesity Journal*, 2 (1): 19-26.
- DELALO, E.P., 1966. The zooplankton of the eastern Mediterranean (Levantine Sea and Gulf of Sirte). Issled. Plankt. Juzhn. Mor. Okeanogr. Kom. Akad. Nauk, 7: 62-81. (in Russian)
- DULCIC, J. & PALLAORO, A., 2003. First record of the filefish, *Stephanolepis diaspros* (Monacanthidae), in the Adriatic Sea. *Cybium*, 27 (4): 321-322.
- EASTMED, 2010. Report of the Sub-Regional Technical meeting on the Lessepsian migration and its impact on Eastern Mediterranean fishery. GCP/INT/041/EC – GRE – ITA/TD-04.

ELNAIS, 2011. Ellenic Network of Aquatic

Invasive Species. https://services.ath.hcmr.gr/visited on 6th October 2011.

- ERYILMAZ, L., OZULUG, M. & MERIC, N., 2003. The Smooth Pufferish, *Sphoeroides pachygaster* (Müller & Troschel, 1848) (Teleostei: Tetraodontidae), new to the Northern Aegean Sea. *Zoology in the Middle East*, 28: 125-126.
- FLORIO, M., BREBER, P., SCIROC-CO, T., SPECCHIULLI, A., CILEN-TI, L. & LUMARE, L., 2008. Exotic species in Lesina and Varano lakes new guest in Lesina and Varano lakes: Gargano National Park (Italy). *Transitional Waters Bulletin*, 2 (2): 69-79.
- GALIL, B., 2008. Project PORT Surveys of Alien organisms introduced by ships. CIESM – The Mediterranean Science Commission. Preliminary results. Accessed at: <u>www.ciesm.org/marine/programs/portal.htm</u>
- GAT, G., 1993. Flabellina rubrolineata (O'Donoghue) and Phidiana indica (Bergh) (Nudibranchia Aeolidioidea), two new Lessepsian immigrants in the Eastern Mediterranean. *Journal of Molluscan Studies*, 59: 120.
- GOLANI, D., 2000. First record of the bluespotted cornetfish from the Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology*, 56: 1545-1547.
- GOLANI, D., ORSI-RELINI, L., MASSUTI, E. & QUIGNARD, J.P., 2002. *CIESM Atlas of exotic species in the Mediterranean. Vol. 1. Fishes.* F. Briand (Ed), CIESM Publications, Monaco, 256 pp.
- GOLANI, D, ORSI-RELINI, L., MASSUTI, E. & QUIGNARD, J.P., 2011. Tetraodontidae. In: CIESM Atlas of Exotic Fishes in the Mediterranean. http://www.ciesm.org/atlas/ appendix1.html. HARDING, J.M., 2003. Predation by blue crabs, Callinectes sapidus, on rapa whelks, Rapana venosa: possi-

ble natural controls for an invasive species? Journal of Experimental Marine Biology & Ecology, 297 (2): 161-177.

- HARTMANN-SCHRÖDER, G., 1960. Polychaeten aus dem Roten Meer. *Kieler Meeresforschungen*, 16 (1): 69-125.
- HEMIDA, F., BEN AMOR, M.M. & CAPAPÉ, C., 2009. First confirmed record of the blunthead puffer, *Sphoeroides pachygaster* (Osteichthyes: Tetraodontidae) off the Algerian coast (south-western Mediterranean). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4 (2): 188-192.
- JEREB, P., & ROPER, C.F.E., 2006. Cephalopods of the Indian Ocean. A Review. Part I. Inshore squids (Loliginidae) collected during the International Indian Ocean Expedition. Proceedings of the Biological Society of Washington, 119 (1): 91-136.
- KALOGIROU, S., CORSINI, M., KONDILATOS, G. & WENNHAGE, H., 2007. Diet of the invasive piscivorous fish *Fistularia commersonii* in a recently colonized area of the eastern Mediterranean. *Biological Invasions*, 9: 887-896.
- KARACHLE, P.K., TRIANTAPHYLLIDIS, C. & STERGIOU, K.I., 2004. Fistularia commersonii Rüppell, 1838 a lessepsian sprinter. Acta Ichthyologica & Piscatoria, 34 (1): 103-108.
- KRAPP, T., LANG, C., LIBERTINI, A. & MELZER, R.R., 2006. Caprella scaura Templeton, 1836 sensu lato (Amphipoda: Caprellidae) in the Mediterranean. Organisms, Diversity & Evolution 6, Electronic Supplement 3: 1-18.
- LAMOUTI, S., 2010. Contribution au développement de cartes biocénotiques dans la région centre de la côte algérienne, par la combinaison de méthodes de télédétection et d'observation in situ. Mémoire de magister, USTH, 78 pp.

LEFKADITOU, E., CORSINI-FOKA, M.,

& KONDILATOS, G., 2009. Description of the first Lessepsian squid migrant, *Sepioteuthis lessoniana* (Cephalopoda: Loliginidae), in the Aegean Sea (Eastern Mediterranean). *Mediterranean Marine Science*, 10 (2): 87-97.

- LIGAS, A., SARTOR, P., SBRANA, M., SIRNA, R. & DE RANIERI, S., 2007. New Findings of *Fistularia commersonii* Rüppell, 1835 and *Sphoeroides pachygaster* (Müller & Troschel, 1848) in the northern Tyrrhenian Sea. *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali Memorie, Serie B*, 114: 131-133.
- LIGAS, A., SIRNA, R. & SARTOR, P., 2006. Prima segnalazione di *Sphoeroides pachygaster* (Müller & Troschel, 1848) (Pisces, Tetraodontidae) nel Mar Tirreno Settentrionale. *Biologia Marina Mediterranea*, 13: 274-275.
- MARTINEZ, J. & ADARRAGA, I., 2008. First record of invasive caprellid *Caprella scaura* Templeton, 1836 sensu lato(Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) from the Iberian Peninsula. *Aquatic Invasions*, 3 (2): 165-171.
- MASTROTOTARO, F., MATARRESE, A. & D'ONGHIA, G., 2003. Occurrence of *Musculista senhousia* (Mollusca: Bivalvia) in the Taranto seas (eastern-central Mediterranean Sea). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 83: 1279-1280.
- MIENIS, H.K., 2004. New data concerning the presence of lessepsian and other Indo-Pacific migrants among the mollusks in the Mediterranean Sea with emphasis on the situation in Israel. *Turkish Journal of Aquatic Life*, 2 (2): 117-131.
- MILLOT, C., & TAUPIER-LETAGE, I., 2005. Circulation in the Mediterranean Sea. p.29-66. In: *The Handbook of Environmental Chemistry*, Volume 5K. Springer -Verlag, Berlin. (Published online)

- OCCHIPINTI-AMBROGI, A. & GALIL, B.S., 2009. The northernmost record of the blue-spotted cornetfish from the Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 9 (2): 125-127.
- OLIVER, P., 1981. Sobre la aparici¹/₂n de algunos peces raros en las islas Baleares. *Boletín del Instituto español de Oceanografía*, 6 (304): 59-64.
- PAPACONSTANTINOU, C., 1990. The spreading of Lessepsian fish migrant into the Aegean Sea (Greece). *Scientia Marina*, 54 (4): 313-316.
- PRATO, E. & BIANDOLINO, F., 2005. Amphipod biodiversity of shallow water in the Taranto seas (north-western Ionian Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85: 333-338.
- PSOMADAKIS, P.N., CEDDIA, P. & VACCHI, M., 2006. Additional record of *Sphoeroides pachygaster* (Pisces: Tetraodontidae) in the Tyrrhenian Sea and notes on the distribution of the species in the Mediterrranean. *Marine Biodiversity Records*, 1 (e18): 1-5. (Published online)
- RAZOULS, C., DE BOVEE, F., KOU-WENBERG, J. & DESREUMAUX, N., 2005-2011. *Diversity and geographic distribution of marine planktonic copepods*. Available at: http://copepodes.obsbanyuls.fr.
- ROPER, C.F.E., SWEENEY, M.J., NAUEN,
 C.E., 1984. FAO Species catalogue. Vol.
 3. Cephalopods of the World. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries. FAO Fisheries Synopsis, No. 125, 277 pp.
- SALMAN, A., 2002. New report of the loliginid squid *Sepioteuthis lessoniana* Lesson, 1830 in the Mediterranean. *Israel Journal of Zoology*, 48: 249-250.
- SCONFIETTI, R. & DANESI, P., 1996. Structural variations in Peracarids commu-

nities at the opposite extremes of the Malamocco basin (Lagoon of Venice). *Atti Società Italiana Ecologia*, 17: 407-410.

- SCONFIETTI, R., MANGILI, F., SAVI-NI, D. & OCCHIPINTI-AMBROGI, A., 2005. Diffusion of the alien species *Caprella scaura* Templeton, 1836 (Amphipoda: Caprellidae) in the Northern Adriatic Sea. *Biologia Marina Mediterranea*, 12 (1): 335-337.
- SILAS, E.G., RAO, K.S., SARVESAN, R., NAIR, K.P. & MEIYAPPAN, M.M., 1982. The exploited squid and cuttlefish resources of India: A review. *Marine Fisheries Information Service, Technical* & *Extension Series.* 34: 1-16.
- STEINITZ, W., 1927. Beiträge zur Kenntnis der Küstenfauna Palästinas. I. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli*, 8 (3-4): 311-353.
- TORTONESE, E., 1986. Tetraodontidae (including Canthigasteridae). p.1341-1347. In: Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean III. P.J.P. Whithead et al. (Eds). Paris, Unesco.
- TSIAKKIROS, L. & ZENETOS, A., 2011. Further additions to the alien mollusc fauna along the Cypriot coast: new opisthobranchia species. *Acta Adriatica*, 52(1): 115-124.
- VINCENT, T., 1986. Les captures de Callinectes sapidus Rathbun 1896 en baie de Seine, entre 1975 et 1984. Bulletin trimestriel de la Société géologique de Normandie et des Amis du Muséum du Havre, 73 (4): 13-14.
- UYSAL, Z., KIDEYS, A.E., SHMELEVA, A.A., ZAGORODNYAYA, J.A., & GUBANOVA, D., 2002. Checklist of copepods (*Calanoida* and *Podoplea*) from the northern Levantine basin shelf waters. *Hydrobiologia*, 482: 15-21
- UYSAL, Z., LATIF, M.A., ÖZSOY, E., TUĞRUL, S., KUBILAY, N., BEŞ

IKTEPE, Ş.T., YEMENICIOĞLU, S., MUTLU, E., EDIGER, D., BEŞI-KTEPE, Ş., EDIGER, V., AK-ÖREK, Y., ÖREK, H., DEMIREL, M., TUNÇ, Ş.Ç. & TERBIYIK, T., 2008. Kilikya baseni kıyısal ekosisteminde dolaşım, taşınım ve ötrofikasyon araştırmaları. The Scientific and Technical Research Council of Turkey (TÜBİTAK). Project no: 104Y277. <u>http://uvt.ulakbim.gov.tr</u> /uvt/index.php?cwid=9&vtadi=TPRJ&an 0=99278_85128686fe5fa0d06e733c6686d1 <u>2a66</u> retrieval date: 09.06.2011 (Turkish).

- YAHIA, M.N.D., GOY, J. & YAHIA KEFI, O.D., 2003. Distribution and ecology of Medusae and scyphomedusae (Cnidaria) in Tunis Gulf (SW Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 26 (5-6): 645-655.
- YOKES, B. & RUDMAN, W.B., 2004. Lessepsian opisthobranchs from southwestern coast of Turkey; five new records for Mediterranean. *Rapport de la Commission Internationale Exploration de la Mer Méditerranée*, 37: 557.
- ZENETOS, A., GOFAS, S. RUSSO, G. & TEMPLADO J., 2004. CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean Sea. Vol. 3 Molluscs. CIESM, Monaco, 376 pp.
- ZENETOS A., GOFAS, S., VERLAQUE M., ÇINAR, M. E., GARCIA RASO, J.E., et al., 2010a. Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of Union's Marine Strategy Framework directive Part I Spatial distribution. *Mediterranean Marine Science*, 11 (2): 318-493.
- ZENETOS, A., OVALIS, P. & ÇEVIKER, D., 2010b. On some Indo-Pacific boring endolithic Bivalvia species introduced into the Mediterranean Sea with their host – spread of Sphenia rueppelli A.Adams, 1850. *Mediterranean Marine Science*, 11 (1): 201-207.

PRIMARY RESEARCH PAPER

Potential response to climate change of a semi-arid coastal ecosystem in eastern Mediterranean

Alexandra Spyropoulou · Sofie Spatharis · Georgia Papantoniou · George Tsirtsis

Received: 15 September 2012/Revised: 29 October 2012/Accepted: 5 November 2012/Published online: 16 November 2012 © Springer Science+Business Media Dordrecht 2012

Abstract Eastern Mediterranean gulfs, adjacent to small semi-arid watersheds are particularly susceptible to climate changes. In this study, an analysis was performed for air temperature and rainfall during 1955-2010 over a coastal ecosystem in NE Aegean, and potential effects of recent changes on the physical setting and ecological status of the marine system were studied. A trend toward drier conditions was revealed. and in order to assess possible effects on the surrounding basin, a watershed model was applied. In addition, the hydrology and ecology of the marine ecosystem were studied using a water budget model along with available field data. Based on local climatological data, dryness may lead to a decrease of one to two orders of magnitude in the amount of runoff during a dry annual cycle, resulting to a fivefold increase in the residence time of the marine system. High residence time associated with terrestrial nutrient inputs and strong stratification result to phytoplankton blooms during winter, including harmful algal blooms.

Handling editor: Luigi Naselli-Flores

G. Papantoniou

Integrated approaches, modeling both the hydrology and ecology of watersheds and adjacent water bodies, are essential toward forecasting, understanding and management of potential alterations in functioning of coastal ecosystems due to recent climate changes.

Keywords Watershed modeling \cdot Water budget \cdot Residence time \cdot Stratification \cdot Eutrophication \cdot HABs

Introduction

Climate change is one of the great environmental concerns facing mankind in the twenty-first century (Beniston et al., 2007). The Mediterranean basin, which is among the most important geographical areas from both the scientific and socioeconomic view (Xoplaki et al., 2006), has shown large climate shifts in the past (Luterbacher et al., 2006) and is identified as one of the Earth's primary "hot-spots" in future climate change projections (Giorgi, 2006). Mediterranean lies in a transition zone between the arid North African and the wet-temperate climate of central Europe, thus affected by interactions between midlatitude and tropical processes. Due to these characteristics, it is a potentially vulnerable region to climate changes and relatively minor modifications of the general circulation may lead to substantial shifts (Giorgi & Lionello, 2008), particularly in precipitation patterns. Indeed, many regional station-based studies

A. Spyropoulou \cdot S. Spatharis (\boxtimes) \cdot G. Tsirtsis Department of Marine Sciences, University of the Aegean, University Hill, 81100 Mytilene, Greece e-mail: spathari@marine.aegean.gr

Department of Ecology and Systematics, Faculty of Biology, University of Athens, Panepistimiopolis, 15784 Athens, Greece
have already observed negative trends in precipitation over the Mediterranean land during the last decades (New et al., 2001; Folland et al., 2001; Giorgi, 2002; Xoplaki et al., 2004), although annual precipitation may vary strongly from region to region depending on local topography. It is anticipated that these shifts of precipitation patterns and overland flows will significantly affect the natural, social, and economic sectors (Kostopoulou & Jones, 2005). Furthermore, these impacts are expected to be more pronounced at the interface between land, water, and air, i.e., the coastal areas which provide food, security, commercial activity, industrial development and lately, leisure and conservation (Kontogianni et al., 2007).

The extended Mediterranean coastline (46,000 km) is characterized by a complex geomorphology, its most prominent features being islands (42% of the coastline), semi-enclosed gulfs, rivers, and estuaries. These formations are often influenced from adjacent watersheds by loadings from a variety of anthropogenic sources, including domestic wastes and agricultural runoff (Arhonditsis et al., 2002; Spatharis et al., 2007). Especially the small semi-arid watersheds and adjacent coastal areas, acting as buffering systems between land and open sea by retaining suspended materials and nutrients (Arhonditsis et al., 2000), are particularly vulnerable to climate changes. Such changes are anticipated to affect land uses, hydraulic flushing, water resources, renewal time, hydrodynamic circulation, salt content, and loading of nutrients and sediments. In addition, they may influence the form and functioning of ecosystems, including biodiversity maintenance and community structure, energy transfer to higher trophic levels, carbon sequestration, and the incidence of harmful algal blooms, HABs (Roelke et al., 2012). Considering the oligotrophic Eastern Mediterranean (Krom et al., 1991), increased occurrence of eutrophication phenomena and HABs have already been observed in coastal areas, related to nutrient enrichment from human activities (urbanization, tourism, agriculture, industry) in combination with low water renewal rates (Arhonditsis et al., 2002; Zaldivar et al., 2006, Spatharis et al., 2012).

Assessment of the potential effects of climate changes is crucial from both the economic and ecological perspective at local and global scales. Establishing cause and effect relationships between potential water budget changes due to climate change and the response in structure and functioning of coastal marine ecosystems will be invaluable for the implementation of important policies such as the US Federal Water Pollution Control Act (2008) and Oceans Act (2000). Knowledge on Mediterranean semi-arid ecosystems in particular would be crucial when proposing management plans trying to mitigate environmental quality for the implementation of the European Water Framework Directive 2000/60 (EC, 2000), and Marine Strategy (EC, 2008). Finally, the response of coastal ecosystems to terrestrial loading is an important factor that needs to be taken always into account by policy makers in the framework of integrated coastal zone management (Vollenweider, 1987). Considering all the above, quantifying and understanding climate changes in Mediterranean is regarded as one of the most important, but also uncertain issues within the global change debate (IPCC AR4, 2007).

The aim of this study is to investigate the effects of recent climate changes to the physical setting and ecology of the semi-enclosed Kalloni gulf in the oligotrophic Eastern Mediterranean (Lesvos Island, Greece). To this aim a number of steps were taken: (a) an analysis was performed to assess trends in climatological data (rainfall and air temperature) for the period 1955-2010 using a number of global change indices, (b) a watershed and a water budget model were applied for characteristic wet and dry annual cycles, trying to reveal changes in form and functioning of the coastal ecosystem due to recent climate changes, (c) the model outcome was compared with field data available for the study area and a synthesis of information was attempted in order to infer to potential effects of observed climate shifts on the functioning of the gulf.

Methodology

Analysis of climate trends

Climatological trend analysis was focused on precipitation and air temperature data collected from the National Hellenic Meteorological Society over a period of 55 years (1955–2010) at Mytilene airport, Lesvos Island, Greece. These analyses, performed at the regional or local scale, constitute essential tools since the implications of global warming are often characterized by strong latitudinal variations and are influenced by local conditions (Giannakopoulos et al., 2009). Assessment of possible changes was carried out through the calculation of seven temperature and ten precipitation indices proposed in recent studies (Frich et al., 2002; Kostopoulou & Jones, 2005; Bartholy & Pongracz, 2007). Indices definition and units of measurement are given in Table 1. The period 1961–1990 was used as base period for calculating the frequency distribution of each index (Kostopoulou & Jones, 2005).

Trying to simulate the effects of climate change in the coastal area under consideration, daily rainfall data are needed for model forcing. Moreover, availability of field data would permit to study the response of the receiving water body to terrestrial runoff and nutrient forcing. Consequently two characteristic annual cycles of the last decade (one dry and one wet) were identified, for which daily rainfall data from a local weather station and monthly field data for the receiving water body were available. For practical reasons (availability of field data) these annual cycles do not correspond to calendar years; the dry "annual cycle" was from August 2004 to July 2005 and the wet from August 2009 to July 2010, with total rainfall being 291 and 755 mm, respectively.

Study site and field data

The gulf of Kalloni is located in Lesvos Island, Greece, in North-Eastern Aegean (Fig. 1). It is connected to the open sea through a long, narrow, and shallow channel (25 m maximum depth). The mean depth of the gulf is

 Table 1 Definition, units, and linear regression coefficients with time for seven air temperature and ten precipitation indices during the period 1955–2010

Index	Definition	Units	Correlation coefficient
Temperature indices			
ETR: intra-annual extreme temperature range	Difference between annual max and min temperatures $(T_{\text{max}}-T_{\text{min}})$	°C	0.365
$T_{\rm max}$	Maximum annual temperature	°C	0.401
Fd: total number of frost days	days with $T_{\min} < 0^{\circ} C$	days	_
Tn10: number of cold nights	When $T_{\min} < 10$ th percentile of daily T_{\min} based on the base period 1961–1990	%	0.327
Tn90: number of warm nights	When $T_{\min} > 90$ th percentile of daily T_{\min} based on the base period 1961–1990	%	0.355
Tx10: number of cold days	When $T_{\text{max}} < 10$ th percentile of daily T_{max} based on the base period 1961–1990	%	-
Tx90: number of warm days	When $T_{\text{max}} > 90$ th percentile of daily T_{max} based on the base period 1961–1990	%	0.557
Precipitation indices			
Rannual	Annual precipitation	mm	-0.297
WD	Number of wet days per year	days	-0.296
SDII	Simple daily intensity index: annual total/number of wet days	mm/day	-
CWD	Maximum number of consecutive wet days	days	_
CDD	Maximum number of consecutive dry days	days	_
R90N	Number of events with precipitation >90th percentile of the base period 1961–90	%	-
R90P	Rainfall per day for R90N events	mm/day	_
R90T	Percentage of annual precipitation from R90N events	%	_
R10	Number of days with precipitation $\geq 10 \text{ mm}$	days	-0.293
SUMR10	Percentage of annual precipitation from R10 days	%	-0.304

Regression coefficients for statistically significant trends at P < 0.05 are only shown

about 11 m and the surface area is 110 km² (Panayotidis et al., 1999). The surrounding watershed has an area of 413 km², drained by a number of ephemeral rivers flowing from November to April. Main anthropogenic activities in the watershed include agriculture, mainly horticulture (18.4%) and olive trees (16.6%), animal farming and tourism (Spatharis et al., 2007). Agricultural runoff is considered as the main source of nitrogen for the gulf (59%) followed by untreated domestic sewage (37.5%) (Panayotidis & Klaudatos, 1997). Previous studies identified these activities as the primary cause for development of eutrophication phenomena in the gulf, mainly during winter (Spatharis et al., 2007; Tsirtsis et al., 2008).

Wet annual cycle (August 2009-July 2010) information on the water column was collected on a monthly basis from eight stations along a transect from the inner part of the gulf to the open sea (Fig. 1). Stations KA3 to KA7 were at the inner part of the gulf and affected by terrestrial runoff, stations KA2 and KA2-2 were located along the channel connecting the gulf to open sea, and finally KA1 served as a control station characteristic of the oligotrophic Aegean Sea. For the dry annual cycle (August 2004–July 2005) the data set was compiled by monthly samples available from a similar network of stations previously described in detail in Spatharis et al. (2007). At each station information on chl a, nutrients, and phytoplankton species-abundance was available for the depths of 1 and 5 m. Moreover, CTD profiles for temperature, salinity, and density, available for all stations, were used to investigate stratification and level of confinement of the gulf.

The watershed model

A watershed model already described in detail in previous papers (Arhonditsis et al., 2000, 2002), was applied to estimate surface runoff and input of dissolved nutrients to the sea from the surrounding basin after rainfall events. The model consists of two submodels, runs on a daily basis and is forced by daily rainfall and evapotranspiration. The first submodel estimates inputs from non-point sources (agricultural runoff) and the second from point and other sources, such as urban wastes, by-products from industry (olive-oil processing) and live-stock breeding activities. Surface runoff is calculated according to the curve number equation (Haith & Tubbs, 1981). The basin is divided, considering the geomorphology and land use, into homogenous subareas, each assigned a curve number (CN). The main land uses taken into account in the current application were olive groves, maquis, coniferous forests, urban areas, wetlands, grasslands, and horticulture. CN is usually in the range from 30 to 100, lower numbers indicating low and larger numbers high runoff potential. The amount of surface runoff Q is calculated by $Q = (P - 0.2S)^2/$ (P + 0.8S) (USDA-SCS, 1985), where P is rainfall (in cm), and S = (1000/CN) - 10 is the potential maximum soil moisture retention after runoff begins (in cm). The amounts of nutrients and organic matter depleted and transported into the gulf from each subarea are determined using a special function of the "loading functions" category (Haith & Shoenaker, 2007). These functions are models in which the calculated surface runoff is multiplied by transferred



Fig. 1 Map of Kalloni gulf, Lesvos Island, NE Aegean sea, showing the location of the eight stations sampled from August 2009 to July 2010 concentrations of nutrients or pollutants in dissolved phase (Arhonditsis et al., 2002). In the current application of the watershed model, concentrations of inorganic nitrogen and phosphorus were estimated. The second submodel, estimating nutrient inputs from other sources, takes into account socioeconomic data including human population, number of tourists, animals farmed, and tons of olive-oil processed. Nutrient amounts from each source were calculated by simple linear equations based on the "per capita" daily contribution (Gordon et al., 1996). Decomposition processes occurring along the route connecting various sources to the sea were also taken into consideration through a retention factor. Model parameters were calibrated using field data (nutrient concentrations and river flow rate) collected on a bimonthly basis at the mouth of Tsiknias River (the main river draining the watershed) for the period 2004-2005.

The water budget model

A water budget model was used to estimate residence time of the gulf and water exchange with open sea. The budget is based on the assumptions that for the studied time interval, total inflow of water is equal to outflow, and the same holds for the incoming and outcoming amount of salt (Pond & Pickard, 1983). Water inflow is due to freshwater inputs from surrounding land (T_{Ω}) and precipitation $(T_{\rm P})$, whereas outflow results from evaporation $(T_{\rm E})$. Exchange of water is also taking place between gulf and open sea (T_{in} the incoming and $T_{\rm out}$ the outcoming seawater volumes). The salt budget takes into account incoming salt from the open sea $(T_{\rm in} \times S_{\rm in})$ as well as outgoing $(T_{\rm out} \times S_{\rm out})$, and is based on the assumption that the total amount of salt does not change for the given period of time. Thus, a linear system of two equations is constructed ($\Sigma T = 0$ and $T_{\rm in} \times S_{\rm in} = T_{\rm out} \times S_{\rm out}$) that is solved for the unknowns T_{in} and T_{out} . Trying to arrive at a rough estimate of water residence time τ , the simple formula $\tau = V_{\text{gulf}} \times (1-1/e)/T_{\text{in}}$ was used, where V_{gulf} the water volume of the gulf and T_{in} the flow rate of incoming water from the open sea. This formula assumes that there is complete and instantaneous mixing of the incoming and gulf waters (Knauss, 1997). The water budget can be applied on a yearly, seasonal, or monthly basis. For the two characteristic annual cycles the water budget was run for two time periods during which the system is considered at "steady state": May to October, coinciding with the "dry" period of the year with almost no rainfall, and November to April, the "wet" period of the year in the study area.

Results

Climate trends

Climatological analysis was based on local observations in Lesvos Island, NE Aegean sea, E. Mediterranean for the period 1955-2010, collected by the National Hellenic Meteorological Society. Possible trends of the indices' yearly means with time were assessed by performing linear regression analysis (Kostopoulou & Jones, 2005). Statistically significant trends were observed for five temperature indices throughout the years (Table 1). Three of the indices showing positive trends express summer conditions, which are maximum temperature observed during the year (T_{max}) , number of warm days (Tx90), and number of warm nights (Tn90). Therefore, air temperature is increasing in summer, an increase expressed both for daily highs often measured early in the afternoon (indices T_{max} and Tx90), as well as for daily lows (Tn90 index) measured early in the morning. However, Tn10 index, expressing the number of cold nights, is also increasing, implying a trend of cooling during winter. Considering rainfall, a trend toward drier conditions is observed in NE Aegean (E. Mediterranean), mainly resulting from a decrease in annual rainfall height ($R^2 = 0.11$, P < 0.05), and in the number of wet days ($R^2 = 0.14$, P < 0.05), also shown in Fig. 2. This trend toward dryness from 1955 to 2010 is also expressed through the decrease in the number of days with heavy rainfall (above 10 mm) and the sum of rainfall height for those days. However, significant changes are not observed for extreme rainfall events expressed through R90P, R90N, and R90T indices, as well as, for the dry periods between rainfalls expressed through CDD index.

The two annual cycles studied, August 2004 to July 2005 and August 2009 to July 2010, were characterized as "dry" and "wet", respectively, according to their annual rainfall heights, being 291 and 755 mm. The former is far below the trend line of Fig. 2 characteristic of dry years observed during the last two



Fig. 2 Trends in a annual rainfall height (each *point* represents the mean annual value averaged over 365 days) and **b** number of wet days per year during 1955–2010 in the study area



Fig. 3 Monthly rainfall height during the wet (August 2009–July 2010) and dry (August 2004–July 2005) annual cycle in Kalloni gulf

decades, whereas the latter is close to the trend line characterizing the wet years of the 1960s. Monthly rainfall for the two characteristic annual cycles is shown in Fig. 3. Higher monthly rainfall is observed for most months for the wet annual cycle as expected. This difference between pairs of months of the 2 years, was found statistically significant (paired *t* test = 2.9, P < 0.01) and more pronounced during the rainfall period from November to April. The maximum amount of rain was observed in February

for both annual cycles, being together with December and January the months with the higher rainfall during the last decades (1955–2010).

Application of watershed and water budget models

A watershed model was applied for the two annual cycles, to estimate the effects of observed climate trends on the amount of runoff and nutrients leaching into Kalloni gulf from the surrounding watershed on a monthly basis. According to the model, a tenfold decrease in runoff is expected during the dry annual cycle for both the wet (November to April) and dry (May to October) periods of the year (Table 2). This decrease in runoff is due to both the decrease in the amount of rainfall and the increase of temperature affecting evaporation. For February in particular, that was accounted for separately being the month of highest rainfall, runoff, and eutrophication (Spatharis et al., 2009a, b), a decrease of more than two orders of magnitude is expected. Residence time is higher for the dry compared to the wet annual cycle, whereas during winter (wet period) including February, "drier" conditions seem to lead to a remarkable fivefold increase in residence time in the gulf (Table 2). Considering the amount of nutrients leaching into the gulf, the maximum loading for both total nitrogen-TN and total phosphorus-TP occurs in February during the wet annual cycle whereas a time lag is observed for the dry annual cycle, the maximum loading occurring in March (Fig. 4).

Field data

A short description of physical properties in Kalloni gulf is given hereafter based on field data collected in 2004–2005 (dry annual cycle) and 2009–2010 (wet

 Table 2 Results from the watershed and water budget models

 for the wet (November–April) and dry (May–October) periods
 of the characteristic dry and wet annual cycles

Parameter	Period	Wet 2009–2010	Dry 2004–2005
Runoff m ³ month ⁻¹	Dry	169,000	17,500
	Wet	14,311,800	1,409,900
	February	10,568,700	362,400
Residence time	Dry	0.04	0.20
(months)	Wet	0.4	1.9



Fig. 4 Nutrient loads per month from Kalloni watershed for **a** total nitrogen—TN and **b** total phosphorus—TP as predicted by the watershed model for the characteristic wet and dry annual cycle

annual cycle). Temperature ranges from 9.5°C in February to about 27°C in July. During winter, the gulf water is colder than the open sea by about 6°C, whereas this trend is reversed during summer, when the gulf water is warmer by approximately 4°C. For both dry and wet annual cycles, average salinity inside the gulf ranges from about 36 in February to 40.5 in September. Lower salinities are generally observed from November to April, mainly due to freshwater inputs from the surrounding watershed. The distributions of physical properties of Kalloni gulf seawater in February of the wet and dry annual cycles are shown in Fig. 5. Temperature and salinity are decreasing from the open sea to inner gulf toward river mouths, whereas density is increasing with depth. In February of the dry annual cycle a layer of very dense water is formed close to the bottom (sigma t above 29.25) due to the high salinity and low temperature. Moreover, a well-defined surface layer of low salinity and density is observed in February 2005 (dry annual cycle), a formation that was not observed in February 2010 (wet annual cycle).

Dissolved inorganic nitrogen (DIN) concentrations were generally below 5 μ M throughout the dry and wet annual cycles, not showing any particular trend (Fig. 6). For both cycles dissolved inorganic phosphorus (DIP) concentrations were generally higher from August to February. A marked peak for both DIN and DIP was observed in February 2005 of the dry annual cycle, their concentrations exceeding fourfold those of the annual mean. In the period from August to January, chl a concentrations were higher during the wet than the dry annual cycle whereas this trend was reversed from March to July, when chl a concentrations were generally low. As it was observed for DIN and DIP, a marked peak of chl a concentration was recorded in February of the dry annual cycle, almost four times higher than the annual mean. These peak concentrations (>3 μ g l⁻¹) are considerably higher than the typical values observed for the ultraoligotrophic E. Mediterranean (Thingstad et al., 2005) and characterize eutrophic conditions based on existing chl a scales developed for the Aegean sea (Simboura et al., 2005). During both annual cycles, variance within each month was low indicating negligible spatial variation of nutrients and chl a inside the gulf in agreement with previous works (Spatharis et al., 2009a, b). However, spatial variability becomes more important during February 2005 when there is maximal terrestrial runoff from the surrounding watershed.

Discussion

The Mediterranean climate, characterized by warm, dry summers and mild, humid winters, is so distinct that the generic term "Mediterranean climate" is used to characterize similar climate regimes elsewhere (Duarte et al., 1999). According to the Third Assessment Report of Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC AR4, 2007), climate over the Mediterranean basin may become warmer and drier during the twenty-first century (Giorgi, 2006), affecting mainly precipitation and air temperature, a trend also identified in other semi-arid areas of the world (Roelke et al., 2011). Recent findings seem to confirm these predictions although the possible effects of climate change are not always noticeable, being superimposed on the decadal and multidecadal variability that the Mediterranean climate is experiencing (Vargas-Yáñez et al., 2010; Marullo et al., 2011), possibly related to the North Atlantic Oscillation (Vignudelli et al., 1999; Mariotti & Arkin, 2007). During the last 50 years a long term increase has been observed for air temperature, not explained by this variability (Luterbacher et al., 2004), and for the Mediterranean seawater salt content mainly attributed to decreased precipitation over the region since the 1940s (Krahmann & Schott, 1998; Mariotti et al., 2002).

Fig. 5 Temperature, salinity, and density distributions along a transect connecting the inner Kalloni gulf (*right*) to open sea (*left*), during: **a** February 2010 of the wet annual cycle (transect stations: S1, S2a, S2b, S3, S4, S6) and **b** February 2005 of the dry annual cycle (transect stations: S1, S2b, S4, S6)





Fig. 6 Monthly variability (mean values with standard error bars of all stations and depths for each month) of **a** dissolved inorganic nitrogen (DIN), **b** dissolved inorganic phosphorus (DIP), and **c** chl *a* concentrations in Kalloni gulf during the wet (*white bars*) and dry (*gray bars*) annual cycles

These climatic trends were confirmed in this study for Lesvos Island in NE Aegean, by identifying statistically significant changes over time for a number of air temperature and precipitation indices. The rather low regression coefficients were due to the high inherent variability of the indices, a fact commonly observed in related studies for the Mediterranean (e.g., Kostopoulou & Jones, 2005). Annual precipitation in Lesvos has shown a decrease since 1955, associated with a corresponding decrease in the number of wet days. This confirms previous findings by Amanatidis et al. (1993) and Feidas et al. (2007) that annual precipitation exhibits a downward trend since 1984 over Greece. A similar trend was also found for Northern Italy where a systematic increase in winter droughts has been observed, mainly due to the very dry 1987–1993 period (Brunetti et al., 2002). However, the length of dry periods between rainfalls, as well as the number and amount of precipitation during extreme events, did not change in the last decades. These factors were proposed as the main reasons for annual rainfall decrease in recent studies for Mediterranean (Lionello et al., 2002; Raisanen et al., 2004; Sanchez et al., 2004; Good et al., 2006).

Considering air temperature in Lesvos Island, a general trend of warming was observed during summer for both days and nights. This finding is in agreement with the global trend (Karl et al., 1999), with recent studies for many regions of Eastern Mediterranean (Kostopoulou & Jones, 2005), as well as with previous studies on temperature over Greece (Feidas et al., 2004; Kioutsioukis et al., 2010). For winter, an increase in the number of cold nights was

observed. This finding is not in agreement with the global warming trend, however, similar mixed results (of cooling or warming during winter nights) were revealed for Eastern Mediterranean in a recent study (Kostopoulou & Jones, 2005).

Climate change is expected to strongly affect watershed systems including hydrological and ecological processes (IPCC AR4, 2007) as well as the related processes in the receiving water bodies. For the Mediterranean region lower rainfall is expected to reduce runoff rates, whereas temperature increase will in turn increase evapotranspiration (Nunes et al., 2008). Even if the relations between rainfall, evapotranspiration, and runoff are non-linear and therefore difficult to predict (Beven, 2000) further difficulties arise when the functioning of the receiving water body is considered. For the Kalloni watershed in Lesvos Island, NE Aegean, the recent climate changes (rainfall decrease and temperature increase affecting evapotranspiration) seem to lead to a remarkable decrease in the amount of runoff. This trend is in agreement with other semi-arid areas such as lakes in South-Central USA (Roelke et al., 2011). Moreover nutrient loading, being strongly dependent on the amount of runoff, is affected as it was observed in this study. These effects may be both on the total amount of nutrients depleted from the surrounding land, as well as on the distribution with time. Similar results were found when watershed models were applied in other Mediterranean watersheds (Nunes et al., 2008), however, the non-linear character of both natural and anthropogenic forcing often brings high uncertainties reducing the predictive power of the models (Giorgi, 2005). More sophisticated models taking into account the role of climate change on local vegetation, which is important for evapotranspiration, along with the socioeconomic trends and priorities in the area that also affect runoff and erosion processes, may be more appropriate to reduce uncertainty in future studies (Nunes et al., 2008).

Drier conditions leading to decrease in runoff affect residence time in the gulf under consideration, which becomes much higher. This increase is more pronounced during the rainfall period (from November to April) when residence time is approximately 2 months. The main factor that enhances renewal rate is probably the amount of freshwater input that leads to a rapid hydrological cycle, also affecting the hydrodynamic regime of the gulf (Millet & Lamy, 2002). The isolation of gulf water masses during "dry" winters is often combined with stratification due to cold freshwater inputs flowing from the surrounding land. High residence time and stratification may have important consequences for the ecology of the marine system, since they are crucial for many time-dependent processes affecting ecological pathways and water quality (McGuire et al., 2005). Eutrophication phenomena in coastal areas in particular are often related with low residence time and stratification, provided that an increase in organic matter is possible due to nutrient inputs (Dettmann, 2001).

The aforementioned differences in residence time and stratification between the wet and dry annual cycles seem to affect the variability of phytoplankton biomass (expressed as chl a) in the gulf, especially from autumn to spring when rainfall occurs. More particularly, during the wet annual cycle, high rainfall observed since the beginning of the wet period in September, led to increased chl a values on a monthly basis until February, however, blooms were not observed. On the other hand, dry conditions during 2004–2005 maintained biomass at much lower levels during most of the wet period whereas the episodic rainfall event observed in February resulted in a chl a peak which was significantly higher compared to the wet annual cycle. Previous studies have attributed this recurrent bloom to increased nutrient runoff and strong stratification occurring in February (Spatharis et al., 2007). However, apart from total phytoplankton biomass, striking differences in species composition were also observed. For instance, the February 2005 bloom was attributed to the dominance of the potentially harmful diatom Pseudo-nitzschia calliantha $(\sim 7 \times 10^7 \text{ cells } l^{-1})$, the dinoflagellate Alexandrium insuetum (~ 1.4×10^4 cells l⁻¹) (Spatharis et al., 2007), and many other HAB species also present at much lower densities (Spatharis et al., 2009a, b). Preliminary results from the 2009 to 2010 annual cycle show a totally different pattern in species composition. The high chl a assemblages of september and december were dominated by benign diatom species such as Thalassionema nitzschioides and Pleurosigma normannii whereas unlike 2005, in the January and February assemblages of 2010 Pseudo-nitzschia calliantha and Alexandrium insuetum were either rare or completely absent in the stations inside the gulf.

It seems therefore that an increased risk for ecosystem functioning and eutrophication phenomena is foreseen during dry years since episodic rainfall events that may occur, suddenly wash out the entire accumulated nutrient load from the watershed and create confined stratified conditions with low renewal time in the receiving water body. This situation results in abrupt biomass changes in the gulf and leads to the dominance of opportunistic HAB species which exploit the sudden nutrient loadings faster than other species (Sommer, 1985). This exploitation of incoming nutrients along with hydrodynamic phenomena (e.g., flushing and vertical mixing) may be the cause for the lack of correlation between terrestrial nutrient loading and nutrients in seawater or the development of phytoplankton biomass. This lack of correlation is indeed observed in March of the "dry" annual cycle in the study area. It seems therefore that high nutrient terrestrial inputs, mainly observed during wet years, are not necessarily linked with the formation of phytoplankton blooms or HABs, that may be prevented from high flushing rates and intense vertical mixing, a phenomenon also observed in South Central USA lakes (Roelke et al., 2011). A consistent trend of increase in episodic rainfall phenomena was not observed in the area under consideration. However, it must be emphasized that even a heavy rainfall, not necessarily characterized as episodic, after a long period of "dryness" that favors the accumulation of nutrients in the surrounding land, may support the formation of HABs in the coastal area (Spatharis et al., 2007).

Our ability to predict future changes in coastal ecosystems due to climate change greatly depends on the understanding of hydrological and ecological processes (Kjerfve & Magill, 1989). Changes in air temperature are related with heat balance, which in turn is linked to the water balance through several fluxes, including evaporation, rainfall, and groundwater exchanges (Martinez-Alvarez et al., 2011). To this aim watershed and water budget models simulating processes both in the surrounding basins and the receiving water bodies are invaluable tools to study the physical setting and ecology in coastal ecosystems. Moreover, in order to urgently stop and reverse the continuing degradation of coastal areas, sustainable coastal management scenarios, often called "alternative" scenarios, imply significant reinforcement of coastal policies. On the Mediterranean regional level, the riparian countries and the European Community have since 1976 a common legal framework, the Barcelona Convention for the Protection of the sea, extended in 1995 to coastal areas and watersheds. The adoption by EU countries to the Barcelona Convention of a Protocol on Sustainable Management of Mediterranean Coastal Areas, which is in the process of drafting, would provide a clear signal of change, and support countries to develop or strengthen their policies. Ample room for progress exists with regard to setting up regulatory and institutional tools: in 2004, only five countries (Algeria, France, Greece, Lebanon, and Spain) already had a legal framework on coastal zone management, and three countries (Algeria, France, and Tunisia) had coastal dedicated agencies. In order to confront land-based pollution, as part of the implementation of the specific protocol of the Barcelona Convention, a strategic action plan was adopted in 1997, detailed thereafter in National Action Plans, setting ambitious objectives for pollution reduction up to 2025: wastewater treatment of all coastal cities, reduction of industrial pollutants and dangerous waste. However, significant implementation difficulties persist in a context of increasing disparity of response capacity among the EU member countries or future members, and the other riparian countries that must be resolved in the near future.

References

- Amanatidis, G. T., A. G. Paliatsos, C. C. Repapis & J. G. Bartzis, 1993. Decreasing precipitation trend in the Marathon area, Greece. International Journal of Climatology 13: 191–201.
- Arhonditsis, G., G. Tsirtsis, M. O. Angelidis & M. Karydis, 2000. Quantification of the effects of nonpoint nutrient sources to coastal marine eutrophication: applications to a semi-enclosed gulf in the Mediterranean sea. Ecological Modelling 129: 209–227.
- Arhonditsis, G., G. Tsirtsis & M. Karydis, 2002. The effects of episodic rainfall events to the dynamics of coastal marine ecosystems: applications to a semi-enclosed gulf in the Mediterranean sea. Journal of Marine System 35: 183–205.
- Bartholy, J. & R. Pongracz, 2007. Regional analysis of extreme temperature and precipitation indices for the Carpathian Basin from 1946 to 2001. Global and Planetary Change 57: 83–95.
- Beniston, M., D. B. Stephenson, O. B. Christensen, C. A. T. Ferro, C. Frei, S. Goyette, K. Halsnaes, T. Holt, K. Jylha, B. Koffi, J. Palutikof, R. Scholl, T. Semmler & K. Woth, 2007. Future extreme events in European climate: an exploration of regional climate model projections. Climatic Change 81: 71–95.
- Beven, K., 2000. Rainfall-Runoff Modeling-the Primer. Wiley, Chichester.
- Brunetti, M., M. Maugeri, T. Nanni & A. Navarra, 2002. Droughts and extreme events in regional daily Italian

precipitation series. International Journal of Climatology 22: 543–558.

- Dettmann, E. U., 2001. Effect of water residence time on annual export and denitrification of nitrogen in estuaries: a model analysis. Estuaries 24: 481–490.
- Duarte, C. M., S. Agusti, H. Kennedy & V. Dolors, 1999. The Mediterranean climate as a template for Mediterranean marine ecosystems: the example of the northeast Spanish littoral. Progress in Oceanography 44: 245–270.
- EC, 2000. European Commission Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities 327: 1–72.
- EC, 2008. Directive 2008/56/EC of the European parliament and of the council of 17 June 2008, establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). Official Journal of the European Union L 164/19: 1–22.
- Federal Water Pollution Control Act, 2008. Federal water pollution control act as amended on July 29, 2008: L110–L288.
- Feidas, H., T. Makrogiannis & E. Bora-Senta, 2004. Trend analysis of air temperature time series in Greece and their relationship with circulation using surface and satellite data: 1955–2001. Theoretical and Applied Climatology 79: 185–208.
- Feidas, H., C. Noulopoulou, T. Makrogiannis & E. Bora-Senta, 2007. Trend analysis of precipitation time series in Greece and their relationship with circulation using surface and satellite data: 1955–2001. Theoretical and Applied Climatology 87: 155–177.
- Folland, C. K., N. A. Rayner, S. J. Brown, T. M. Smith, S. S. P. Shen, D. E. Parker, I. Macadam, P. D. Jones, R. N. Jones, N. Nicholls & D. M. H. Sexton, 2001. Global temperature change and its uncertainties since 1861. Geophysical Research Letters 28(13): 2621–2624.
- Frich, P., L. V. Alexander, P. Dela-Marta, B. Gleason, M. Haylock, A. M. G. K. Tank & T. Peterson, 2002. Observed coherent changes in climatic extremes during the second half of the twentieth century. Climate Research 19: 193–212.
- Giannakopoulos, C., P. Le Sager, M. Bindi, M. Moriondo, M. Kostopoulou & C. M. Goodess, 2009. Climatic changes and associated impacts in the Mediterranean resulting from a 2°C global warming. Global and Planetary Change 68: 209–224.
- Giorgi, F., 2002. Variability and trends of sub-continental scale surface climate in the twentieth century. Part I: observations. Climate Dynamics 18: 675–691.
- Giorgi, F., 2005. Climate change prediction. Climate Change 73: 239–265.
- Giorgi, F., 2006. Climate change hot-spots. Geophysical Research Letters 33: 4.
- Giorgi, F. & P. Lionello, 2008. Climate change projections for the Mediterranean region. Global and Planetary Change 63: 90–104.
- Good, P., L. Barring, C. Giannakopoulos, T. Holt & J. Palutikof, 2006. Non-linear regional relationships between climate extremes and annual mean temperatures in model projections for 1961–2099 over Europe. Climate Research 31(1): 19–34.

- Gordon, D. C. Jr., P. R. Boudreau, K. H. Mann, J. E. Ong, W. L. Silvert, S. V. Smith, G. Wattayakorn, F. Wulff & T. Yanagi, 1996. LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines, LOICZ Reports and Studies No. 5, 2nd edn. LOICZ: Texel.
- Haith, D. A. & L. L. Shoenaker, 2007. Generalized watershed loading functions for stream flow nutrients. Journal of American Water Resources Association 23: 471–478.
- Haith, D. A. & L. J. Tubbs, 1981. Watershed loading functions for nonpoint sources. Journal of Environmental Engineering 107: 121–137.
- IPCC AR4, 2007. Working Group I: The physical science basis. Chapter 5: observations: oceanic climate change and sea level. In Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor & H. L. Miller (eds), Contribution of Working Group I to fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK/New York, NY, USA: 996 pp.
- Karl, T. R., N. Nicholls & A. Ghazi, 1999. Clivar/GCOS/WMO workshop on indices and indicators for climate extremes workshop summary. Climate Change 42: 3–7.
- Knauss, J. A., 1997. Introduction to Physical Oceanography. Prentice Hall Inc., Upper Saddle River, NJ: 309 pp.
- Kioutsioukis, I., D. Melas & C. Zerefos, 2010. Statistical assessment of changes in climate extremes over Greece (1955–2002). International Journal of Climatology 30: 1723–1737.
- Kjerfve, B. & K. E. Magill, 1989. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow costal lagoons. Marine Geology 88: 187–199.
- Kontogianni, A., Z. Kavakli, E. Avagianou & G. Tsirtsis, 2007. Implementation of integrated scenario analysis and modelling for the sustainable development of a coastal area in Eastern Mediterranean. Transitional Waters Monographs 1: 93–105.
- Kostopoulou, E. & P. D. Jones, 2005. Assessment of climate extremes in the eastern Mediterranean. Meteorology and Atmospheric Physics 89: 69–85.
- Krahmann, G. & F. Schott, 1998. Longterm increases in Western Mediterranean salinities and temperatures: anthropogenic and climatic sources. Geophysical Research Letters 25(22): 4209–4212.
- Krom, M. D., N. Kress, S. Brenner & L. I. Gordon, 1991. Productivity in the eastern Mediterranean sea. Limnology and Oceanography 36(3): 424–432.
- Lionello, P., F. Dalan & E. Elvini, 2002. Cyclones in the Mediterranean region: the present and the doubled CO₂ climate scenarios. Climate Research 22(2): 147–159.
- Luterbacher, J., D. Dietrich, E. Xoplaki, M. Grosjean & H. Wanner, 2004. European seasonal and annual temperature variability, trends, and extremes since 1500. Science 303(5663): 1499–1503.
- Luterbacher, J., E. Xoplaki, C. Casty, H. Wanner, A. Pauling, M. Kóttel, T. Rutishauser, S. Brönnimann, E. Fischer, D. Fleitmann, F. J. Gonzalez-Rouco, R. Garcva-Herrera, M. Barriendos, F. Rodrigo, J. C. Gonzalez-Hidalgo, M. A. Saz, L. Gimeno, P. Ribera, M. Brunet, H. Paeth, N. Rimbu, T. Felis, J. Jacobeit, A. Dónkeloh, E. Zorita, J. Guiot, M. Tórkes, M. J. Alcoforado, R. Trigo, D. Wheeler, S. Tett, M. E. Mann, R. Touchan, D. T. Shindell, S. Silenzi, P. Montagna, D. Camuffo, A. Mariotti, T. Nanni, M. Brunetti, M. Maugeri, C. Zerefos, S. D. Zolt, P. Lionello,

M. F. Nunes, V. Rath, H. Beltrami, E. Garnier & E. L. R. Ladurie, 2006. Mediterranean climate variability over the last centuries: a review. In Lionello, P. (ed.), Developments in Earth and Environmental Sciences Mediterranean. Elsevier, Amsterdam: 27–148.

- Mariotti, A. & P. Arkin, 2007. The North Atlantic oscillation and oceanic precipitation variability. Climate Dynamics 28(1): 35–51.
- Mariotti, A., M. V. Struglia, N. Zeng & K. M. Lau, 2002. The hydrological cycle in the Mediterranean region and implications for the water budget of the Mediterranean sea. Journal of Climate 15(13): 1674–1690.
- Marullo, S., V. Artale & R. Santoleri, 2011. The SST multidecadal variability in the Atlantic mediterranean region and its relation to AMO. Journal of Climate 24: 4385–4401.
- Martinez-Alvarez, V., B. Gallego-Elvira, J. F. Maestre-Valero & M. Tanguy, 2011. Simultaneous solution for water, heat and salt balances in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). Estuarine, Coastal and Shelf Science 91: 250–261.
- McGuire, K. J., J. J. McDonnell, M. Weiler, C. Kendall, B. L. McGlynn, J. M. Welker & J. Seibert, 2005. The role of topography on catchment-scale water residence time. Water Resources Research 41: 5.
- Millet, B. & N. J. Lamy, 2002. Spatial patterns and seasonal strategy of macrobenthic species relating to hydrodynamics in a coastal bay. Journal of Research Oceanography 27: 30–42.
- New, M., M. Todd, M. Hulme & P. Jones, 2001. Precipitation measurements and the trends on the twentieth century. International Journal of Climatology 21: 1899–1922.
- Nunes, J. P., J. Seixas & N. R. Pacheco, 2008. Vulnerability of water resources, vegetation productivity and soil erosion to climate change in Mediterranean watersheds. Hydrological Processes 22: 3115–3134.
- Oceans Act, 2000. An act to establish a commission on ocean policy, and for other purposes. S. 2327, PL 106–256.
- Panayotidis, P. & S. Klaudatos, 1997. Study of the structure and function of the marine and coastal ecosystem of Kalloni Bay, Lesvos Island. Report, National Center of Marine Research (NCMR), Greece: 253 pp.
- Panayotidis, P., J. Feretopoulou & B. Montesanto, 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.
- Pond, S. & G. L. Pickard, 1983. Introductory Dynamical Oceanography, 2nd edn. Pergamon, Oxford: 329 pp.
- Raisanen, J., U. Hannson, A. Ullerstig, R. Doscher, L. P. Graham, C. Jones, H. E. M. Meier, P. Samuelsson & U. Willen, 2004. European climate in the late twenty-first century: regional simulations with two driving global models and two forcing scenarios. Climate Dynamics 22: 13–31.
- Roelke, D. L., J. P. Grover, B. W. Brooks, D. Buzan, G. M. Southard, L. Fries, G. M. Gable, L. Schwierzke-Wade, M. Byrd & J. Nelson, 2011. A decade of fish-killing *Prymnesium parvum* blooms in Texas: roles of inflow and salinity. Journal of Plankton Research 33: 243–253.

- Roelke, D. L., S. Spatharis & S. M. Mitrovic, 2012. A new hydrology: effects on ecosystem form and functioning. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69(8): 1377–1379.
- Sanchez, E., C. Gallardo, M. A. Gaertner, A. Arribas & M. Castro, 2004. Future climate extreme events in the Mediterranean simulated by a regional climate model: a first approach. Global Planetary Change 44: 163–180.
- Simboura, N., P. Panayotidis & E. Papathanassiou, 2005. A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European water framework directive in the Mediterranean ecoregion: the case of Saronikos Gulf. Ecological Indicators 5: 253–266.
- Sommer, U., 1985. Comparison between steady-state and nonsteady state competition: experiments with natural phytoplankton. Limnology and Oceanography 30: 335–346.
- Spatharis, S., D. B. Danielidis & G. Tsirtsis, 2007. Recurrent *Pseudo-nitzschia calliantha* (Bacillariophyceae) and *Alexandrium insuetum* (Dinophyceae) winter blooms induced by agricultural runoff. Harmful Algae 6: 811–822.
- Spatharis, S., N. P. Dolapsakis, A. Economou-Amilli, G. Tsirtsis & D. B. Danielidis, 2009a. Dynamics of potentially harmful microalgae in a confined Mediterranean Gulfassessing the risk of bloom formation. Harmful Algae 8: 736–743.
- Spatharis, S., D. Mouillot, T. Do Chi, D. B. Danielides & G. Tsirtsis, 2009b. A niche-based modeling approach to phytoplankton community assembly rules. Oecologia 159: 171–180.
- Spatharis, S., N. Skliris & A. Meziti, 2012. First record of a *Trichodesmium erythraeum* bloom in the Mediterranean sea. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69(8): 1444–1455.
- Thingstad, T. F., M. D. Krom, R. F. C. Mantoura, G. A. F. Flaten, S. Groom, B. Herut, N. Kress, C. S. Law, A. Pasternak, P. Pitta, S. Psarra, F. Rassoulzadegan, T. Tanaka, A. Tselepides, P. Wassmann, E. M. S. Woodward, C. Wexels Riser, S. Zodiatis & T. Zohary, 2005. Nature of phosphorus limitation in the ultraoligotrophic eastern Mediterranean. Science 309: 1068–1071.
- Tsirtsis, G., S. Spatharis, A. Sampatakaki & A. Spyropoulou, 2008. Thresholds of terrestrial nutrient loading for the development of eutrophication episodes in a coastal embayment in the Aegean sea. Transition Water Bulletin 3: 25–37.
- U.S. Dept. Agric., Soil Conservation Service, 1985. National Engineering Handbook, Section 4: Hydrology. U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- Vargas-Yáñez, M., P. Zunino, A. Benali, M. Delpy, F. Pastre, F. Moya, M. C. García-Martínez & E. Tel, 2010. How much is the western Mediterranean really warming and salting? Journal of Geophysical Research 115. doi:10.1029/2009JC 005816.
- Vignudelli, S., G. P. Gasparini, M. Astraldi & M. E. Schiano, 1999. A possible influence of the North Atlantic oscillation on the circulation of the Western Mediterranean sea. Geophysical Research Letters 26(5): 623–626.

- Vollenweider, R. A., 1987. Scientific concepts and methodologies pertinent to lake research and lake restoration. Schweizerische Zeitschrift fur Hydrologie-Swiss. Journal of Hydrology 49: 129–147.
- Xoplaki, E., J. F. Gonzalez-Rouco, J. Luterbacher & H. Wanner, 2004. Wet season Mediterranean precipitation variability: influence of large-scale dynamics and trends. Climate Dynamics 23: 63–78.
- Xoplaki, E., J. Luterbacher & J. F. Gonzalez-Rouco, 2006. Mediterranean summer temperature and winter precipitation, large-scale dynamics, trends. Nuovo Cimento 29: 45–54.
- Zaldivar, J. M., C. Solidoro, G. Tsirtsis & D. Mouillot, 2006. Special issue on southern European coastal lagoons preface. Ecological Modelling 193: 1–3.

Spatial and temporal variability of small-sized copepod assemblages in a shallow semi-enclosed embayment (Kalloni Gulf, NE Mediterranean Sea)

georgia papantoniou¹, daniel B. danielidis¹, alexandra spyropoulou² and nina fragopoulu³

¹Department of Ecology and Systematics, Faculty of Biology, University of Athens, Panepistimioupolis, Athens 15784, Greece, ²Department of Marine Sciences, University of the Aegean, University Hill, 81100 Mytilene, Greece, ³Department of Biology, University of Patras, Panepistimioupolis, Rio 26500, Greece

The small-sized copepod community structure (<1 mm) and its response to environmental variability was examined during an annual cycle in Kalloni Gulf, a semi-enclosed coastal system in the NE Aegean Sea. A 90 µm net was used in order to adequately sample the smaller copepod fractions. In the copepod ecology the spatial patterns dominated over the seasonal. Total copepod abundance increased towards the inner gulf area while diversity indices followed the opposite trend. The inner gulf copepod assemblage area was affected by the increasing magnitude of eutrophication, characterized by high abundance values, low species richness and dominance of a single species (e.g. Oithona nana). A clear seasonal succession of species was observed, ordered by temperature, salinity, chlorophyll a, heterotrophic bacterial biomass, organic and inorganic nutrients. Freshwater inputs and the subsequent nutrient inflow was a dominant phenomenon enhancing copepod production and negatively affecting the biodiversity of the assemblage. The great contribution of copepod larval stages in the total community and their year-round presence indicate the continuous production of copepods during the annual cycle, highlight the importance of the smaller size fraction and encourage the use of finer mesh-size nets when assessing the structure and dynamics of copepod communities.

Keywords: small-sized copepods, Oithona nana, environmental variability, eutrophication, coastal embayment

Submitted 21 March 2014; accepted 13 August 2014

INTRODUCTION

Coastal embayments are zones of high productivity and biodiversity which serve as spawning areas, refuges and nurseries, sustaining key populations of fish and benthic invertebrates (Valiela, 1991). The hydrographic regime within coastal embayments is complex (hence, difficult to model) and may include estuarine circulation, formation of fronts and internal waves, wind and tidal mixing and vertical density gradients (Cembella et al., 2005). These systems receive direct and often disruptive loading of dissolved and particulate material from land, including nutrients, suspended material and dissolved organics from both natural and anthropogenic sources. The geomorphological and hydrographic constraints in combination with their high water residence time make them particularly susceptible to eutrophication phenomena and harmful algal blooms (HABs) with extensive social and financial implications (Anderson et al., 2002; Cembella *et al.*, 2005).

Corresponding author: G. Papantoniou Email: georpapant@biol.uoa.gr

Kalloni Gulf, located in Lesvos Island (NE Aegean Sea), is an excellent example of a shallow semi-enclosed embayment. It is a highly productive water body, sustaining remarkable populations of planktivorous fish and shellfish that are exported nationally and internationally (Paspatis & Maragoudaki, 2005). The gulf itself and the surrounding area is considered an important habitat for biodiversity since it is largely covered by estuaries, streams, salt works, pine forests and reed beds. Consequently, Kalloni Gulf is included in the NATURA 2000 network as one of the 'special areas for nature conservation'. The ecosystem of the gulf is particularly susceptible to climate change, since the predicted drier conditions that are expected to prevail could increase water residence time up to five times (Spyropoulou et al., 2012). Additionally, during the last decade the gulf has been increasingly subjected to anthropogenic pressure e.g. fisheries and agriculture. A significant decrease of biological resources including fish and bivalves has already been reported by Kefalas et al. (2003), while agricultural runoff and untreated sewage are the main sources of nitrogen input in the gulf. The bay is characterized by higher primary production compared with the Aegean Sea, with significant temporal variability, particularly when nutrient inputs occur in winter. Such heavy nutrient enrichments after rainfall events in 2005 and 2006 led to the formation of massive 2

blooms of the potentially toxic species *Pseudo-nitzschia calliantha* and *Alexandrium insuetum* (Spatharis *et al.*, 2007a). These blooms were not associated with the presence of toxins but considering the enclosed morphology of Kalloni Gulf as well as the heavy nutrient loading, a risk of increasing blooms or potential HABs can be foreseen. Kalloni Gulf presents eutrophic characteristics especially at the inner part of the bay (water colouring, planktonic proliferation) and oxygen depletion during summer in deeper water (>10 m) (Panayotidis & Klaudatos, 1997). Although the effect of eutrophication on the phytoplankton community is well documented (Spatharis *et al.*, 2007a, b; Tsirtsis *et al.*, 2008), the subsequent response of zooplankton remains unknown.

Small planktonic copepods (<1 mm) are vital components of marine pelagic food webs, especially in productive coastal regions where they often comprise 80-90% of total zooplankton abundance (Turner, 2004; Rakhesh *et al.*, 2013). Small-sized species and copepod juvenile stages are critical intermediates between the classical and the microbial food web, constituting a major prey for small pelagic fish (Roff *et al.*, 1995; Hopcroft *et al.*, 2001; Calbet & Saiz, 2005). Despite their high abundance and central role in the energy transfer in coastal ecosystems there is less information on small copepods compared with their larger counterparts. Therefore it is essential to consider how small-sized copepods are affected by stressors in the coastal environment, since shifts in the planktonic copepod community structure could have major impacts on fish populations.

We describe the copepod community in the semi-enclosed Kalloni Gulf, placing the focus on the dominating yet little known smaller (<1 mm) fraction. The aim of the present study was to examine the community structure of small-sized copepods during an annual cycle, and to relate their spatial and temporal variability to the environmental fluctuations, contributing an insight into the function of shallow embayments in the Mediterranean Sea.



Fig. 1. Kalloni Gulf and the sampling stations' locations.

MATERIALS AND METHODS

Study site

Kalloni Gulf has a prolate round shape, covering an area of approximately 110 km² (Figure 1). The widest (10 km) and shallowest (10 m) northern part of the gulf receives considerable quantities of imported material through intermittent river runoff. The southern part is narrower (4 km) and deeper (20 m), with a more uneven bottom and is connected to the Aegean Sea through a narrow (2 km), long (4 km) and deep inlet (25 m). The low altitude of the surrounding land renders the gulf susceptible to strong winds, which in addition to the water's shallow depth results in a well-mixed system, with no thermocline formation during summer and increased water turbulence throughout the year. A low temperature and salinity surface layer is formed from freshwater inputs in winter, and lasts until early spring. Water exchange with the open sea depends on tidal movements and surface water circulation induced by wind-forced currents (Lefebvre et al., 1997; Millet & Lamy, 2002). For the most part of the year the exchange of water masses is mainly limited to the deeper layer (>5 m), however, during autumn the formation of a high density front prevents this from happening in the entire water column (Panayotidis & Klaudatos, 1997). The climate is characterized by a hot and dry period (May-September) with strong N-NE winds and a cold and humid period (October-April) when wind conditions are unstable. Freshwater inputs are very weak during the dry period and together with the enhanced evaporation by the strong winds lead to slightly hypersaline conditions (\sim 40 psu) in the inner part of the bay. During the rainy period (November-May) the freshwater input through intermittent streams and land runoff increases, leading to significant salinity differences among seasons (minimum salinity values \sim 35 psu) (Lefebvre *et al.*, 1997).

Sampling and sample analysis

Sampling was conducted monthly in Kalloni Gulf from July 2009 to July 2010 from a grid of seven stations covering the whole study area (Figure 1): the open Aegean Sea (S1), the inlet (S2), the southern part of the gulf (S3), the northern part of the gulf (S4) and the main river estuaries (S5–S7). Temperature and salinity throughout the water column were recorded using a SEABIRD SBE 9 profiler. Concurrent meteorological data were collected from the meteorological station of the Laboratory of Geography and Natural Disasters, operated by the Department of Geography, University of the Aegean.

Subsurface water samples (1 m depth) were collected using a Van Dorn sampler for the determination of total organic nitrogen (TON) and phosphorus (TOP), inorganic nutrients (TIP, NO₂-N, NO₃-N, NH₃-N, SiO₂-Si), chlorophyll α (Chl *a*) and heterotrophic bacteria (HB). Chl *a* was measured by filtering 1–2 l of seawater onto GF/C Whatman filters and further fluorometric analysis of the acetone extracts according to Parsons *et al.* (1984). The filtrate as well as unfiltered water was subsequently frozen at -20° C for the determination of organic and inorganic nutrients respectively (Parsons *et al.*, 1984). Samples for heterotrophic bacteria enumeration were preserved with borax-buffered formalin (final concentration 2%). Subsamples were stained with DAPI, filtered on black polycarbonate filters of porosity 0.2 μ m and counted using epifluorescence microscopy (Porter & Feig, 1980). Abundance data were converted into carbon biomass using a conversion factor of 20 fg C cell⁻¹ (Lee & Fuhrman, 1987).

In order to adequately sample the smaller-size copepod fraction but at the same time avoid clogging due to large phytoplankton cells, quantitative zooplankton sampling was performed using a 90 µm net equipped with a flow meter. Subsurface layer (1 m) was sampled monthly by horizontal, 3-min tows at a speed of 2 knots. To avoid any bias from zooplankton vertical nycthemeral migrations, all sampling trips were conducted in the same order during daytime. Collected samples were immediately preserved in borax-buffered formaldehyde to a final concentration of 4%. In each sample at least 500 copepods were counted and identified to the lowest possible taxonomic level. All calanoid and cyclopoid copepods, the poecilostomatoid Oncaea media and the harpacticoids Euterpina acutifrons and Microsetella rosea adult and copepodite stages were identified to species level, while the rest of the poecilostomatoid copepodites were grouped together. Copepod nauplii were treated as an independent group.

Statistical analysis

The spatio-temporal patterns of all environmental parameters and copepod abundance were investigated by Kruskal–Wallis test. Diversity shifts were examined with species richness (*S*) and the (\log_2) Shannon–Wiener information index of diversity (*H'*) calculated on adult copepod abundance and compared with ANOVA (after normality testing). Statistically significant differences were further examined through Least Significant Differences (LSD) multiple range test. Correlations of biodiversity indices to environmental parameters were assessed with the Spearman Rank Correlation index. Preliminary analysis revealed no significant spatial differences for any of the aforementioned parameters at the inner gulf area (S₃-S₇) so values were averaged and treated as an independent group.

To describe the copepod community structure during the annual cycle a species by sample matrix, expressed as abundance values (individuals per m³), was analysed using both cluster analysis and non-metric multidimensional scaling ordination (NMDS) based on square root transformed data and the Bray–Curtis similarity index (Primer v. 6.12, see also Clarke & Warwick, 1994). The effect of sampling time and location of stations on the copepod assemblage structure was investigated by a two-way permutational multivariate analysis of variance known as PERMANOVA (Primer v. 6.12).

Canonical correspondence analysis (CCA), a unimodal based species-response model, was applied on copepod abundance data in order to identify relevant biotic and abiotic parameters that best explain the distribution of the community. Taxa with frequency of occurrence less than 1% were arbitrarily excluded from the CCA analysis. The analysis was performed using CANOCO software package (v. 4.5). Significance of CCA axes were evaluated by a Monte-Carlo test (1999 permutations under a reduced model).

RESULTS

Environmental variability

The range of all environmental variables at the inner gulf was much wider than in the open sea apart from NO_2 and TON (Table 1). Surface temperature among sub-regions was similar throughout the year, except in winter when the inner part of the gulf (S₃-S₇) was significantly colder compared with the open sea (S1), with intermediate values observed at the inlet (S2) (Figure 2B). This difference was particularly evident at the inner gulf in January due to a cooling (drop of 5°C). Surface salinity spatial differentiation

Table 1. Mean annual values and standard deviation (SD) of temperature (°C), salinity, sigma t (kg m⁻³), inorganic and organic nutrient concentrations (μ mol l⁻¹), chlorophyll α concentration (μ g l⁻¹) and heterotrophic bacterial biomass (mg C l⁻¹) at the open sea (S1), the inlet (S2) and the inner gulf (S3-S7). The results of a Kruskal–Wallis comparison test among the three sub-regions are included.

	S1		S2	<u>§2</u>		83-87	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	P value
Physical parameters							
Temperature	19.87	3.47	19.72	4.69	19.34	5.63	-
Salinity	38.88	0.49	38.68	1.28	38.85	1.64	-
Sigma t	27.76	0.74	27.70	1.03	27.64	1.17	-
Chemical parameters							
NO ₃ -N	0.63	0.36	0.56	0.37	0.59	0.36	*
NO ₂ -N	0.07	0.06	0.07	0.05	0.05	0.04	-
NH ₄ -N	2.09	0.89	1.90	0.83	2.18	1.19	-
TIP	0.06	0.05	0.06	0.05	0.07	0.05	-
SiO ₂	6.44	2.98	10.33	4.44	15.75	10.43	**
TON	15.08	10.89	7.90	3.29	10.08	4.16	-
TOP	0.96	0.72	0.59	0.35	1.13	1.02	-
Biological parameters							
Chl α	0.27	0.22	0.48	0.39	1.13	0.61	***
HB	4.15	3.66	6.40	6.19	12.35	9.12	***

*Significance level = 0.05.

**Significance level = 0.005.

***Significance level = 0.0005.

4

was significant on a seasonal basis; significantly higher values were recorded at the inner gulf $(S_3 - S_7)$ when compared with the open sea (S_1) and the inlet (S_2) in summer (P < 0.005) and autumn (P < 0.005) (Figure 2C). This spatial pattern was reversed during winter when significantly lower salinity values (P < 0.05) were observed at the inner part of the gulf $(S_3 - S_7)$ in relation to the open sea (S_1) (Figure 3B), coinciding with the annual maximum precipitation events and freshwater inputs (Figure 2A).

In summer the formation of a rather homogeneous layer of warm, low density water in the inner shallow area seems to restrict mixing with Aegean waters, which enter the gulf at depths greater than 10 m (Figure 3). Water exchange with the open sea is limited throughout the water column in autumn when the gulf has higher water density, also observed in previous studies (Panayotidis & Klaudatos, 1997; Spatharis *et al.*, 2007b) (Figure 3F). During winter the formation of a dilute, cold surface layer covering the whole area restricts an exchange of water masses between the gulf and the Aegean at greater depths (Figure 2G–I). The exchange of water masses between the gulf and the open sea is thus restricted to the deeper layer for most of the year.

No significant annual spatial differences were recorded for any organic and inorganic nutrients, apart from silicates which were significantly higher (P < 0.005) and nitrites that were significant lower (P < 0.05) in the inner gulf area at the inlet and the open sea (Table 1). In all sub-regions high concentrations of TON were observed during autumn, while



Fig. 2. Annual fluctuation of (A) precipitation (mm) and number of rainy days (B) temperature, (C) salinity, (D) chlorophyll α (Chl α), (E) heterotrophic bacterial biomass (HB), (F) silicates (SiO₂), (G) total inorganic carbon (TIP), (H) nitrates (NO₃), (I) nitrites (NO₂), (J) ammonia (NH₃), (K) total organic nitrogen (TON) and (L) total organic phosphorus (TOP) at the open sea (S1), at the inlet (S2) and at the inner area (S3–S7) of Kalloni Gulf from July 2009 to July 2010. Error bars represent individual standard errors (SE).



Fig. 3. Mean water temperature (°C), salinity and density (kg m⁻³) in (A-C) summer, (D-F) autumn, (G-I) winter and (J-L) spring in Kalloni Gulf.

TOP and NH_3 -N peaked in early spring and summer (Figure 2J-L). Maximum concentrations for SiO₂-Si, TIP, NO₂-N and NO₃-N were observed in winter coinciding with maximum participation events (Figure 2F-I).

Mean annual Chl α and heterotrophic bacterial (HB) biomass were significantly higher at the inner gulf area (P < 0.0001 and P < 0.0001 respectively) than the open sea and the inlet (Table 1). At the inner gulf area, the September and February samples yielded significantly higher Chl α concentrations (2.05 and 2.08 µg l⁻¹ respectively) (P < 0.0005) (Figure 2D). In the same sub-region HB biomass was higher (P < 0.0001) in January (25.4 µg C l⁻¹), March (26 µg C l⁻¹) and May (33 µg C l⁻¹) (Figure 2E). The January and March HB biomass peaks follow phytoplankton blooms.

Copepod community structure and diversity

Total copepod abundance was highly variable throughout the study area and period ranging between 854 ind. m⁻³ in July 2009 in the open sea and 468,418 ind. m⁻³ in February 2010 in the inner gulf (Figure 4A–C). Copepods were statistically more abundant in the inner gulf (S₃–S₇) than in the open sea (S₁) and the inlet (S₂) (P < 0.001). Total copepod abundance peaked at S₁ in September and April, at S₂ in December and February, while at S₃ to S₇ did not present any clear seasonal pattern. A drop in copepod abundance was recorded at the inlet and inner gulf area during January (Figure 4B, C).

Among copepod developmental stages, adults and copepodites accounted numerically for 20% (range: 3-63%) and 47% (10-74%) of the copepod community respectively, while copepod nauplii represented 33% (2–81%). In January and February the nauplii to late copepodite ratio was higher (P < 0.0001) than in other months within the gulf (Figure 4C) whereas in the open sea it peaked in April. Adult copepod abundance was positively correlated with Chl α , copepodites with HB while nauplii and nauplii to late copepodite ratio with SiO₂, Chl α and HB and negatively with temperature and salinity (Table 2).

Twenty-six copepod species belonging to 15 genera were identified in 91 samples (Table 3). All species over 1% were small-sized copepods (<1 mm). Cyclopoids were represented by *Oithona nana* which dominated the copepod community and accounted alone for 74% of total copepodite and adult abundance. Calanoids mainly consisted of *Paracalanus parvus* (7.7%), *Centropages ponticus* (4.7%), *Parvocalanus crassirostris* (2.7%) and *Acartia clausi* (2%) and harpacticoids of *Euterpina acutifrons* (6.5%). All these species were abundant throughout the annual cycle apart from *P. crassirostris* which was present in the water column only during autumn (Figure 5).

Copepod species richness (*S*) and Shannon's diversity index (*H'*) followed an opposite spatial trend to that of abundance, with decreasing values from the open sea towards the inner part of the gulf (Figure 4G–L). The open sea copepod assemblage presented significantly higher species richness (P < 0.001) and diversity values (P < 0.001) than the other subregions, with species which did not colonize the inner gulf area. At the open sea the diversity indices followed a similar temporal trend to abundance. Conversely in the inner bay diversity indices fluctuated disproportionally to abundance, suggesting the dominance of only a few species. At the inlet the lowest biodiversity occurred in February, but was 5



Fig. 4. Annual fluctuation of (A - C) total copepod and developmental stages abundance (ind. m⁻³), (D - F) relative species abundance, (G - I) species richness and (J - L) Shannon's index (H') at the open sea (S1), at the inlet (S2) and at the inner area (S3–S7) of Kalloni Gulf from July 2009 to July 2010. The error bars represent standard errors in (C) and least significant differences (LSD) intervals in (I) and (L).

Table 2. Spearman rank correlation of copepod abundance (adults, copepodites and nauplii), species richness and diversity (Shannon's index), in relation to temperature (T), salinity (S), chlorophyll α (Chl α), heterotrophic bacterial biomass (HB), silicates (SiO₂), total organic nitrogen (TON).

	Т	S	Chl a	HB	SiO ₂	TON
Adults	0.1784	0.1505	0.3109**	0.0658	0.0607	0.0110
Copepodites	0.3774	0.1518	0.0070	0.3018**	-0.0974	0.0836
Nauplii	-0.2148*	-0.4082***	0.3678***	0.2817*	0.4259***	0.0023
Nauplii: older	-0.5291***	-0.0037***	0.3131**	0.298**	0.5205***	0.0232
Species richness	-0.0377	0.1050	-0.3137**	-0.3206**	-0.2423*	0.2821*
Shannon's index	-0.0386	0.2356*	-0.1724	-0.1490	-0.2310*	0.1817

*Significance level = 0.05.

**Significance level = 0.005.

***Significance level = 0.0005.

Table 3.	Mean annual abundance (ind. m^{-3}), standard deviation (SD) and frequency of occurrence (% F) of the identified copepod species in the three
	sub-regions (S1, S2 and S3-S7) of the Kalloni Gulf during July 2009 to July 2010.

	S1			S2			<u>83-87</u>		
	Mean	SD	% F	Mean	SD	% F	Mean	SD	% F
Acartia clausi	20	54	54	1051	2189	100	2012	4318	68
Calanus tenuicornis	1	3	8	5	30	8	-	-	-
Calocalanus pavo	20	29	54	6	15	15	1	5	2
Calocalanus pavoninus	20	35	54	15	66	8	-	-	-
Calocalanus styliremis	278	498	92	61	106	54	11	51	8
Candacia varicans	3	10	8	-	-	-	-	-	-
Centropages ponticus	103	171	77	800	979	100	4916	5019	98
Clausocalanus furcatus	259	380	77	201	422	100	155	421	22
Labidocera kroyeri	1	4	8	-	-	-	1	4	
Lucicutia flavicornis	46	70	46	31	57	31	135	612	8
Mecynocera clausi	31	37	77	36	74	31	-	-	-
Paracalanus parvus	641	488	100	3285	2806	100	7573	8071	100
Paracalanus denudatus	10	17	100	2	6	8	130	775	3
Paracalanus nanus	32	44	69	17	28	38	32	189	5
Parvocalanus crassirostris	395	1374	15	1496	3723	31	2563	5661	23
Temora stylifera	11	16	38	29	49	38	6	47	2
Oithona nana	1349	922	100	24,099	21,841	100	75,701	55,629	100
Oithona plumifera	22	20	69	35	48	46	-	-	-
Oithona similis	51	133	31	139	422	15	783	1827	29
Oithona tenuis	8	15	38	7	17	15	2	18	2
Corycaeus giesbrechti	4	6	38	18	45	15	-	-	-
Corycaeus ovalis	1	3	8	4	13	8	-	-	-
Faranulla rostrata	83	112	77	34	48	38	1	9	2
Oncaea media	468	679	100	290	644	46	79	226	17
Euterpina acutifrons	29	36	77	870	1317	100	6823	10,524	83
Microsetella rosea	100	139	77	67	87	54	4	23	5
Harpacticoid spp.	32	47	62	51	59	54	122	299	31

highest in November and April when open sea species were recorded. Species richness was negatively correlated with Chl α and HB biomass (P < 0.005 and P < 0.01) whereas Shannon's index correlated negatively only with Chl α (P < 0.05) (Table 2).

Non-metric multidimensional scaling was applied on abundance data in order to detect affinities between stations and seasons (Figure 6). Total copepod assemblage exhibited spatial heterogeneity ordered by each station's relative position in respect to their distance from the open sea. Station S1 was clearly separated from the rest of the stations, while stations S2, and S3 in July, August, January and July 2010, constituted an intermediate assembly. Finally, the copepods of the innermost stations, together with those of S2 in December, February and June formed the inner gulf assemblage. The two-way multivariate analyses of variance (PERMANOVA) applied on species abundance data revealed that the effect of sampling stations was more important in the grouping of similar samples than the effect of sampling months (Table 4). However, further pairwise comparisons revealed that in the inner gulf temporal differences were more important than spatial ones. In contrast to the physicochemical environment, copepod abundance was mostly affected by space rather than seasonality (Table 4).

The effect of environmental variability on assemblage composition

The relationship between copepod species and environmental parameters was assessed by CCA ordination (Figure 7). The

first two axes explained 72.1% of the variance in the correlation of species-environmental parameters. Temperature, salinity, Chl α , SiO₂, TOP, HB, TON and NH₃ were the environmental variables affecting the distribution and community structure of the dominant taxa (>1%) at Kalloni Gulf. Oithona nana abundance was positively correlated with high temperature values and organic nutrients, and its copepodites with high salinity values. Nevertheless, it dominated the copepod community throughout the annual cycle (Figure 4E, F). The main contributor of the summer copepod assemblage which was correlated with high temperature, salinity and TOP values was Euterpina acutifrons, a typical coastal thermophilic species (Figure 5E, F). Paracalanus crassirostris, characteristic of the autumn copepod assembly (Figure 5G, H), was positively correlated with TON and salinity. Low temperature and salinity in combination with increased Chl α and SiO₂ were the main drivers of the winter assembly which was co-dominated by nauplii and Acartia clausi copepodites. Paracalanus parvus abundance and adult A. clausi correlated with high HB biomass values which were the most important contributors in the early spring assemblage, while Centropages ponticus proliferated due to higher temperature and salinity values in late spring and summer (Figure 5I, J).

DISCUSSION

Kalloni Gulf presented considerable temporal and spatial variability for temperature, salinity and density during the study period. Density differences between the water masses of the



Fig. 5. Annual fluctuation of adult and copepodite abundance (ind. m^{-3}) of the dominant copepod species (>1%) in the open sea (S1), at the inlet (S2) and at the inner Kalloni Gulf (S3-S7) from July 2009 to July 2010. Error bars represent individual standard errors (SE).



Fig. 6. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) of species abundance data (square root transformed) collected from the network of seven stations. Numbers indicate the sampling station and shapes the season. sum, summer; aut, autumn; win, winter; spr, spring.

gulf and the open sea directly affected the hydrodynamic regime, controlling the water exchange, which in turn has a major ecological importance. Mean total copepod abundance of the inner gulf area $(S_3 - S_7)$ was found to be 20 times higher than that of the open sea (S1). Water circulation constraints in coastal embayments imposed by extended water residence time, eddies and fronts, may temporally entrap and retain elevated zooplankton abundances (Laprise & Dodson, 1994; Archambault *et al.*, 1998).

A reproduction hypothesis could also be made to explain the higher copepod abundance inside than outside embayments. In Kalloni Gulf the great contribution of larval stages in the total community and their year-round presence indicates the continuous reproduction of copepods (Raymont, 1983) during the annual cycle. However, there is no clear evidence that the inner gulf serves as ground for copepod reproduction since no spatial differences in the nauplii to late copepodite ratio were recorded. The ratio followed primary production fluctuations both in the open sea and the inner gulf. Chen *et al.* (2011) also reported an increase in copepod nauplii with a concurrent decrease in adult abundance

Table 4. Results of PERMANOVA regarding the effect of time/location on copepod abundance (square root transformed), and on environmental parameters (T, S, Chl α , HB, TON, TOP, NO₂, NO₃, NH₃, TIP, SiO₂). (a) entire gulf (S1–S7), (b) inner gulf (S3–S7).

Stations	Factor	Copepod abundance (F value)	Environmental parameters (F value)
(a) S1-S7	Time	8.142**	11.561**
	Location	13.683**	1.875*
(b) S3-S7	Time	7.670*	9.232*
	Location	1.227	0.933

*Significance level = 0.001.

**Significance level = 0.0001.

when river discharge reached its peak. Steep increases in copepod nauplii when freshwater input reaches its maximum suggests that copepod production is enhanced by nutrient enrichments.

Interestingly the permanova analysis showed that in opposition to the environmental parameters, for copepod ecology the spatial structure is more important than the seasonal patterns. There was a clear separation between the open sea and the inner gulf copepod assemblage, the first consisting of estuarine and marine copepods whereas the second consisted only of estuarine species. Unlike oceanic waters, where the peaks of copepod abundance are well defined and easily recognized (Fernández de Puelles *et al.*, 2003), bays and other coastal areas lack any clear seasonal pattern in total copepod abundance fluctuations (Calbet *et al.*, 2001). The interaction of seawater and river flow can mask the seasonal copepod pattern by introducing a superimposed variability. However, in the inner bay the species of the copepod assemblage displayed a clear seasonal succession.

In January a steep drop in the total copepod abundance was observed throughout the study area. This could be attributed to a combination of water column instability, low food quality and increased predation. Prior to our sampling date strong NE winds were prevailing in the area. Wind-induced physical processes in combination with increased freshwater inputs led to a major hydrographical event that increased water column instability which in turn could have contributed to the decreased copepod abundance. High Chl α and SiO₂ concentrations are indicative of diatom proliferation which are the most important phytoplankton group in the area during winter (Spatharis et al., 2007a). Copepod feeding could be negatively affected as the dominant copepod Oithona is not an active diatom grazer. On the other hand, a similar steep decrease in zooplankton abundance reported from a coastal site in the Gulf of Blanes (Calbet et al., 2001) was attributed to sardine larvae predation. Kalloni Gulf constitutes an



Fig. 7. CCA ordination diagram showing the biplot of environmental parameters and zooplankton taxa (>1%) in Kalloni Gulf from July 2009 to July 2010. T, temperature; Sal, salinity; Chla, chlorophyll α ; HB, heterotrophic bacterial biomass; TON, total organic nitrogen; TOP, total organic phosphorus; NH3, ammonia concentration; SiO₂, silicate concentration; P.cras and cP.cras, *Parvocalanus crassirostris* adults and copepodites; P.par and cP.par, *Paracalanus parvus* adults and copepodites; C. pon, CC.pon, *Centropages ponticus* adults and copepodites; E.acut, *Euterpina acutifrons*; A.clau, cA.clau, *Acartia clausi* adults and copepodites; O.nan and cO.nan, *Oithona nana* adults and copepodites.

important fishing ground for sardines (Paspatis & Maragoudaki, 2005) and their larvae population peaks in Aegean coastal waters in winter (Koutrakis *et al.*, 2004). Sardine larvae are active predators of copepods (Turner, 2004) and their role as a potential control of zooplankton abundance should not be ignored (Mowitt *et al.*, 2006).

The copepod species that seemed to favour the eutrophic, dynamic and enclosed nature of Kalloni Gulf were Oithona nana, Paracalanus parvus, Euterpina acutifrons, Centropages ponticus, Parvocalanus crassirostris and Acartia clausi which formed a resident neritic copepod assemblage. These small (<1 mm) eurythermal and eurysaline copepods are commonly found in coastal waters of the Mediterranean (Ramfos et al., 2005; Yilmaz & Besiktepe, 2010). Copepod biodiversity was found to be low inside the embayment in comparison to its adjacent N Aegean Sea (Isari et al., 2011), and its temporal variability concerned mostly the dominance of the aforementioned species rather than the presence of different sets of species. Low biodiversity and dominance of small-sized copepods in coastal ecosystems under the influence of anthropogenic activities are reported as effects of increasing eutrophication (El-Serehy et al., 2001; Jamet et al., 2001; Vidjak et al., 2006; Isinibilir et al., 2008). The simplified faunistic composition of small copepods observed in the most productive part of the study area (Chl α values were four times higher than the open sea) could be an effect of eutrophication but may also reflect extreme environmental fluctuation.

Oithona nana was by far the dominant species of the copepod community in Kalloni Gulf. Eutrophic environments favour the proliferation of *O. nana* which has been proposed as a biological indicator of increasingly human-perturbed systems (Jamet *et al.*, 2001). This species showed a wide tolerance to the environmental variability, occurring throughout the year, in agreement with studies in marine and coastal waters around the world (Hwang *et al.*, 2006; Williams & Muxagata, 2006; Temperoni *et al.*, 2011). In the present study *O. nana*'s abundance peaks were correlated with primary production and

bacterial biomass which is usually associated with a productive microbial loop, revealing its wide-ranging dietary preferences (Paffenhöfer, 1993). *Oithona nana* as a raptorial feeder, with an opportunistic diet, is able to consume particulates from detritus to phytoplankton, including earlier stages of calanoid nauplii and even copepodite stages (Lampitt & Gamble, 1982). In particular their nauplii represent an important trophic link between the classical and microbial food webs as they exert a significant control on the abundances of nanoplankton assemblages (Bottger *et al.*, 2010). Furthermore, *O. nana* is a major prey for small pelagic fish including sardines (Turner, 2004), the most important commercial fish species in the area (Paspatis & Maragoudaki, 2005).

The appropriate mesh size for the adequate sampling of nauplii is 45 µm, but its use was avoided since the presence of large phytoplankton species and high levels of suspended particulate matter (SPM) in Kalloni Gulf would cause clogging of the nets. Although the use of a 90 µm net most likely has underestimated the contribution of nauplii in the total community, the numerical dominance of copepod larval stages in the community indicates the significance of the small-size fraction in Kalloni Gulf. The importance of small-sized copepods in zooplankton abundance was pointed out by Calbet et al. (2001) in NW Mediterranean, by Zervoudaki et al. (2007) in the northern Aegean Sea and by Krsinic & Grbec (2002) in the South Adriatic. Although the zooplankton community of the northern Aegean has been intensively studied during the last decade (Isari et al., 2007, 2011; Zervoudaki et al., 2007, 2011; Siokou-Frangou et al., 2009) the small calanoid Parvocalanus crassirostris was first recorded during the annual cycle presented herein (Eleftheriou et al., 2011). Our findings confirm that the use of coarse nets alone is inappropriate to assess copepod communities since they inadequately describe the smaller size fraction (Gallienne & Robins, 2001; Tseng et al., 2011).

In Kalloni Gulf freshwater inputs in winter, when minimum diversity values were met, were a dominant phenomenon controlling the biological processes within the planktonic food web by altering the main drivers of species succession, causing nauplii proliferation. Temperature and salinity were the main factors regulating the seasonal and spatial distribution of copepods in accordance to other coastal areas (Siokou-Frangou, 1998; Badylak & Phlips, 2008; Sun et al., 2011). Changes in autotrophic biomass seem to play little role in determining the seasonal succession of copepods in Mediterranean coastal waters (Mazzochi & Ribera d'Alcala, 1995; Christou, 1998). However, in Kalloni Gulf the winter copepod peak, mainly consisting of copepod nauplii and Acartia clausi, was related to the corresponding Chl a. Additionally, the increasing bacterial biomass and organic nutrients during the dry period highlight the importance of the heterotrophic processes in structuring the copepod community. The significance of heterotrophic bacteria for the regeneration of nutrients in the water column has been revealed in several studies (Kirchman, 2008; Vadstein et al., 2012). Indeed, the high levels of organic nutrients, heterotrophic bacteria and the associated microbial food web constitute an important alternative pathway in the pelagic food web, when precipitation events decrease and land-originated nutrient loads are consumed and depleted.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors wish to thank Associate Professor George Tsirtsis as well as all participant scientists for their support at sea. Thanks are also due to Dr Sofie Spatharis and anonymous referees for their advice and suggestions in the improvement of the manuscript.

REFERENCES

- Anderson D.M., Gilbert P.M. and Burkholder J.M. (2002) Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries* 25, 704–726.
- Archambault P., Roff J.C., Bourget E., Bang B. and Ingram G.R. (1998) Nearshore abundance of zooplankton in relation to shoreline configuration and mechanisms involved. *Journal of Plankton Research* 20, 671–690.
- Badylak S. and Phlips E.J. (2008) Spatial and temporal distributions of zooplankton in Tampa Bay, Florida, including observations during a HAB event. *Journal of Plankton Research* 30, 449–465.
- Bottger D., Morales C.E. and Bathmann U. (2010) Trophic role of small cyclopoid copepod nauplii in the microbial food web: a case study in the coastal upwelling system off central Chile. *Marine Biology* 157, 689–705.
- **Calbet A., Garrido S., Saiz E., Alcaraz M. and Duarte C.M.** (2001) Annual zooplankton succession in coastal NW Mediterranean waters: the importance of the smaller size fractions. *Journal of Plankton Research* 23, 319–331.
- **Calbet A. and Saiz E.** (2005) The ciliate-copepod link in marine ecosystems. *Aquatic Microbial Ecology* 38, 157–167.
- **Cembella A.D., Ibarra I.A., Diogene J. and Dahl E.** (2005) Harmful algal blooms and their assessment in fjords and coastal embayments. *Oceanography* 18, 158–171.
- **Chen M., Chen B., Harrison P. and Liu H.** (2011) Dynamics of mesozooplankton assemblages in subtropical coastal waters of Hong Kong: a comparative study between a eutrophic and mesotrophic coastal site. *Continental Shelf Research* 31, 1075–1086.

11

- Christou E.D. (1998) Interannual variability in a Mediterranean coastal area (Saronikos Gulf, Aegean Sea). Journal of Marine Systems 15, 523–532.
- Clarke K.R. and Warwick R.M. (1994) *Change in marine communities*, Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 144pp.
- Eleftheriou A., Anagnostopoulou-Visilia E., Anastasopoulou E., Ates S.A., Bachari N. El I., Cavas L., Cevik F., Ulhas M., Cevik F., Delos A.-L., Derici O.B., Erguden D., Fragopoulu N., Giangrande A., Goksan T., Gravili C., Gurlek M., Hattour A., Kapiris K., Kouraklis P., Lamouti S., Prato E., Papa L., Papantoniou G., Parlapiano I., Poursanidis D., Turan C. and Yaglioglou D. (2011) New Mediterranean biodiversity records (December 2011). Mediterranean Marine Sciences 12, 491–508.
- El-Serehy H., Aboul-Ezz S. and Samaan A. (2001) On the ecological role of Copepoda in the Suez Canal marine ecosystem. *Egyptian Journal of Biology* 3, 116–123.
- Fernández de Puelles M.L., Pinot J.M. and Valencia J. (2003) Seasonal and interannual variability of zooplankton community in waters off Mallorca island (Balearic Sea, Western Mediterranean): 1994–1999 *Oceanologica Acta* 26, 673–686.
- Gallienne C.P. and Robins D.B. (2001) Is Oithona the most important copepod in the world's ocean? *Journal of Plankton Research* 23, 1421-1432.
- Hopcroft R.R., Roff J.C. and Chavez F.P. (2001) Size paradigms in copepod communities: a re-examination. *Hydrobiologia* 453/454, 133-141.
- Hwang J.S., Souissi S., Tseng L.C., Seuront L., Schmitt F.G., Fang L.S., Peng S.H., Wu C.H., Hsiao S.H., Twan W.H., Wei T.P., Kumar R., Fang T.H., Chen Q.C. and Wong C. K. (2006) A 5-year study of the influence of the northeast and southwest monsoons on copepod assemblages in the boundary coastal waters between the East China Sea and the Taiwan Strait. *Journal of Plankton Research* 28, 943–958.
- Isari S., Psarra P., Pitta P., Mara P., Tomprou M.O., Ramfos A., Somarakis S., Tselepides A., Koutsikopoulos C. and Fragopoulu N. (2007) Differential patterns of mesozooplankters' distribution in relation to physical and biological variables of the northeastern Aegean Sea (eastern Mediterranean). *Marine Biology* 151, 1035–1050.
- Isari S., Somarakis S., Christou E.D. and Fragopoulu N. (2011) Summer mesozooplankton assemblages in the north-eastern Aegean Sea: the influence of Black Sea water and an associated anticyclonic eddy. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 91, 51–63.
- **Isinibilir M., Kideys A.E., Tarkan A.N. and Yilmaz I.N.** (2008) Annual cycle of zooplankton abundance and species composition in Izmit Bay (the northeastern Marmara Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78, 739–747.
- Jamet J., Boge G., Richard S., Geneys C. and Jamet D. (2001) The zooplankton community in bays of Toulon area (northwest Mediterranean Sea, France). *Hydrobiologia* 457, 155–165.
- Kefalas E., Castritsi-Catharios J. and Miliou H. (2003) The impacts of scallop dredging on sponge assemblages in the Gulf of Kalloni (Aegean, northeastern Mediterranean). *ICES Journal of Marine Science* 60, 402-410.
- Kirchman D.L. (2008) Microbial ecology of the ocean. Hoboken, NJ: Wiley-Liss.
- Koutrakis E.T., Kallianiotis A.A. and Tsikliras A.C. (2004) Temporal patterns of larval fish distribution and abundance in a coastal area of northern Greece. *Scientia Marina* 68, 585–595.
- Krsinic F. and Grbec B. (2002) Some distributional characteristics of small zooplankton at two stations in the Otranto Strait (Eastern Mediterranean). *Hydrobiologia* 482, 119-136.
- Lampitt R.S. and Gamble J.C. (1982) Diet and respiration of the small planktonic marine copepod Oithona nana. Marine Biology 66, 185 – 190.

- Laprise R. and Dodson J.J. (1994) Environmental variability as a factor controlling spatial patterns in distribution and species diversity of zooplankton in the St. Lawrence Estuary. *Marine Ecology Progress Series* 107, 67–81.
- Lee A. and Fuhrman J.A. (1987) Relationships between biovolume and biomass of naturally derived marine bacterioplankton. *Applied and Environmental Microbiology* 53, 1298–1303.
- Lefebvre A., Guelorget O., Perthuisot J.P., Courties C. and Millet B. (1997) L'Organisation hydrologique d'un basin paralique de type bahira: la baie de Kalloni (Lesbos, Greece). *Oceanologica Acta* 20, 757-768.
- Mazzochi M.G. and Ribera d'Alcala M. (1995) Recurrent patterns in zooplankton structure and -succession on a variable coastal environment. *ICES Journal of Marine Science* 52, 679–691.
- Millet B. and 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.
- Mowitt W.P., Houde E.D., Hinkle D.C. and Sanford A. (2006) Growth of planktivorous bay anchovy *Anchoa mitchilli*, top down control, and scale-dependence in estuarine mesocosms. *Marine Ecology Progress Series* 308, 255–269.
- Paffenhöfer G.A. (1993) On the ecology of marine cyclopoid copepods (Crustacea, Copepods). *Journal of Plankton Research* 15, 37–55.
- Panayotidis P. and Klaudatos S. (1997) Study of the structure and function of the marine and coastal ecosystem of Kalloni Bay, Lesvos Island. *Report, National Center of Marine Research (NCMR), Greece*, 253 pp.
- Parsons T.R., Malta Y. and Lalli C.M. (1984) A manual of chemical and biological methods for sea water analysis. Oxford: Pergamon Press.
- Paspatis M. and Maragoudaki D. (2005) Shellfish fishery at the Kalloni Gulf, Lesvos: present state. In *Proceedings of the 12th Hellenic Conference of Ichthyologists*, Drama, Greece, pp. 103–106.
- **Porter K.G. and Feig Y.S.** (1980) The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnology and Oceanography* 25, 943–948.
- Rakhesh M., Raman A.V., Ganesh T., Chandramohan P. and Dehairs F. (2013) Small copepods structuring mesozooplankton community dynamics in an estuary-coastal system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 126, 7–22.
- Ramfos A., Somarakis S., Koutsikopoulos C. and Fragopoulu N. (2005) Summer mesozooplankton distribution in coastal waters of central Greece (eastern Mediterranean). II. Species assemblages. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 85, 765–774.
- Raymont J.E. (1983) *Plankton and productivity of the ocean.* 2nd edition. Oxford: Pergamon Press.
- Roff J.C., Turner J.T., Webber M.K. and Hopcroft R.R. (1995) Bacterivory by tropical copepod nauplii: extent and possible significance. *Aquatic Microbial Ecology* 9, 165–175.
- Siokou-Frangou I. (1998) Zooplankton assemblage and influence of environmental parameters on them in a Mediterranean coastal area. *Journal of Plankton Research* 20, 847–870.
- Siokou-Frangou I., Zervoudaki S., Christou E.D., Zervakis V. and Georgopoulos D. (2009) Variability of mesozooplankton spatial distribution in the North Aegean Sea as influenced by the Black Sea waters outflow. *Journal of Marine Systems* 78, 557–575.
- Spatharis S., Danielidis D.B. and Tsirtsis G. (2007a) Recurrent Pseudo-nitzschia calliantha (Bacillariophyceae) and Alexandrium insuetum (Dinophyceae) winter blooms induced by agricultural runoff. Harmful Algae 6, 811–822.
- Spatharis S., Tsirtsis G., Danielidis D.B., Chi T.D. and Mouillot D. (2007b) Effects of pulsed nutrient inputs on phytoplankton assemblage

structure and blooms in an enclosed coastal area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 73, 807–815.

- **Spyropoulou A., Spatharis S., Papantoniou G. and Tsirtsis G.** (2012) Potential response to climate change of a semi-arid coastal ecosystem in Eastern Mediterranean. *Hydrobiologia* 705, 87–99.
- Sun X.H., Sun S., Li C.L. and Zhang G.T. (2011) Seasonal and spatial variability in egg production, abundance and production of small copepods in and near Jiaozhou Bay, China. *Journal of Plankton Research* 33, 741–750.
- Temperoni B., Vinas M.D., Diovisalvi N. and Negri R. (2011) Seasonal production of *Oithona nana* Giesbrecht, 1983 (Copepods: Cyclopoida) in temperate coastal waters off Argentina. *Journal of Plankton Research* 33, 729–740.
- **Tseng L.C., Dahms H.U., Hung J.J., Chen Q.C. and Hwang J.S.** (2011) Can different mesh size affect the results of copepod community studies? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 398, 47–55.
- **Tsirtsis G., Spatharis S., Sampatakaki A. and Spyropoulou A.** (2008) Thresholds of terrestrial nutrient loading for the development of eutrophication episodes in a coastal embayment in the Aegean sea. *Transition Water Bulletin* 3, 25–37.
- **Turner J.T.** (2004) The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. *Zoological Studies* 43, 255–266.
- Vadstein O., Andersen T., Reinertsen H.R. and Olsen Y. (2012) Carbon, nitrogen and phosphorus resource supply and utilisation for coastal planktonic heterotrophic bacteria in a gradient of nutrient loading. *Marine Ecology Progress Series* 447, 55–75.
- Valiela I. (1991) Ecology of coastal ecosystems. In Barnes R.S.K. and Mann K.H. (eds) *Fundamentals of aquatic ecology*. 2nd edition. Oxford: Blackwell Scientific, pp. 57–76.
- Vidjak O., Bojanic N., Kušpilic G., Marasovic I., Gladan Z.N. and Brautovic I. (2006) Annual variability and trophic relations of the mesozooplankton community in the eutrophicated coastal area (Vranjic Basin, eastern Adriatic Sea). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 86, 19–26.
- Williams J.A. and Muxagata E. (2006) The seasonal abundance and production of Oithona nana (Copepoda: Cyclopoida) in Southampton Water. Journal of Plankton Research 28, 1055–1065.
- Yilmaz A.Z. and Besiktepe S. (2010) Annual variations in biochemical composition of size fractionated particulate matter and zooplankton abundance and biomass in Mersin Bay, NE Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems* 81, 260–271.
- Zervoudaki S., Christou E.D., Assimakopoulou G., Örek H., Gucu A.C., Giannakourou A., Pitta P., Terbiyik T., Yacel N., Moutsopoulos T., Pagou K., Psarra S., Özsoy E. and Papathanassiou E. (2011) Copepod communities, production and grazing in the Turkish Straits System and the adjacent northern Aegean Sea during spring. *Journal of Marine Systems* 86, 45–56.

and

Zervoudaki S., Christou E.D., Nielsen T.G., Siokou-Frangou I., Assimakopoulou G., Giannakourou A., Maar M., Pagou K., Krasopoulou E., Christaki U. and Moraitou-Apostolopoulou M. (2007) The importance of small-sized copepods in a frontal area of the Aegean. Journal of Plankton Research 29, 317–338.

Correspondence should be addressed to: G. Papantoniou

Department of Ecology and Systematics, Faculty of Biology, University of Athens, Panepistimioupolis, Athens 15784, Greece email: georpapant@biol.uoa.gr

ICES Journal of **Marine Science**



the Exploration of the Sea

ICES Journal of Marine Science; doi:10.1093/icesjms/fsv078

Lack of evidence for elevated CO₂-induced bottom-up effects on marine copepods: a dinoflagellate – calanoid prey – predator pair

Stamatina Isari^{1,2*}, Soultana Zervoudaki¹, Janna Peters³, Georgia Papantoniou⁴, Carles Pelejero^{2,5}, and Enric Saiz²

¹Institute of Oceanography, Hellenic Centre for Marine Research, PO 712, 46.7 km Avenue Athens-Sounio, 19013 Anavyssos, Athens, Greece

²Institut de Ciències del Mar (CSIC), Pg. Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona, Catalonia, Spain

³Institute for Hydrobiology and Fisheries Science, Hamburg University, Grosse Elbstrasse 133, 22767 Hamburg, Germany

⁴Department of Biology, University of Athens, Panepistimioupoli, Ilisia, 15701 Athens, Greece

⁵Institució Catalana de Recerca i Estudis Avançats (ICREA), Pg. Lluís Companys 23, 08010 Barcelona, Catalonia, Spain

*Corresponding author: tel: +30 2291076374; fax: +30 2291076347; e-mail: misari@hcmr.gr.

Isari, S., Zervoudaki, S., Peters, J., Papantoniou, G., Pelejero, C., and Saiz, E. Lack of evidence for elevated CO2-induced bottom-up effects on marine copepods: a dinoflagellate - calanoid prey - predator pair. - ICES Journal of Marine Science, doi: 10.1093/icesjms/fsv078.

Received 16 January 2015; revised 8 April 2015; accepted 9 April 2015.

Rising levels of atmospheric CO₂ are responsible for a change in the carbonate chemistry of seawater with associated pH drops (acidification) projected to reach 0.4 units from 1950 to 2100. We investigated possible indirect effects of seawater acidification on the feeding, fecundity, and hatching success of the calanoid copepod Acartia grani, mediated by potential CO2-induced changes in the nutritional characteristics of their prey. We used as prey the autotrophic dinoflagellate Heterocapsa sp., cultured at three distinct pH levels (control: 8.17, medium: 7.96, and low: 7.75) by bubbling pure CO₂ via a computer automated system. Acartia grani adults collected from a laboratory culture were acclimatized for 3 d at food suspensions of Heterocapsa from each pH treatment (ca. 500 cells ml⁻¹; 300 μ g C l⁻¹). Feeding and egg production rates of the preconditioned females did not differ significantly among the three Heterocapsa diets. Egg hatching success, monitored once per day for the 72 h, did not reveal significant difference among treatments. These results are in agreement with the lack of difference in the cellular stoichiometry (C: N, C: P, and N: P ratios) and fatty acid concentration and composition encountered between the three tested Heterocapsa treatments. Our findings disagree with those of other studies using distinct types of prey, suggesting that this kind of indirect influence of acidification on copepods may be largely associated with interspecific differences among prey items with regard to their sensitivity to elevated CO₂ levels.

Keywords: Acartia grani, bottom-up, copepods, dinoflagellates, food quality, Heterocapsa, ocean acidification, pH.

Introduction

Climate-driven changes in the marine environment have been largely associated with the anthropogenic rise of the atmospheric CO_2 concentration, projected to increase by a factor of 1.1–2.4 by the end of the century (IPCC, 2013; levels in 2011: 391 ppm). Elevated CO_2 in the atmosphere is driving, in addition to global warming, a concurrent change in the seawater carbonate chemistry and an associated pH drop that could reach up to 0.4 pH units from years 1950 to 2100 (IPCC, 2013), widely known as ocean acidification (OA).

A significant amount of data have been obtained in the last decade related to the OA impact on several groups of marine organisms [as reviewed by Fabry et al. (2008); Doney et al. (2009); Dupont et al. (2010); Hofmann et al. (2010); Koch et al. (2013)]. Among plankton, research interest has mainly focused on calcifying primary producers, given the anticipated impact of high CO₂/ low pH on the processes of photosynthesis and calcification (e.g. Riebesell et al., 2000; Van de Waal et al., 2013). Copepods, comprising the major group of secondary producers in the planktonic foodweb, have been typically considered relatively tolerant of a

© International Council for the Exploration of the Sea 2015. All rights reserved. For Permissions, please email: journals.permissions@oup.com

lowering in seawater pH due to the lack of calcite/aragonite formations in their exoskeleton. This has been verified in several occasions, in studies where the copepod physiological performance was tested at CO₂ levels projected at the end of the century (Zhang et al., 2011; Mayor et al., 2012; Weydmann et al., 2012; McConville et al., 2013; Zervoudaki et al., 2014) or even in long-time exposures at CO₂ levels rising far beyond the near-future projections (Kurihara and Ishimatsu, 2008; Hildebrandt et al., 2014). Sublethal effects may be of relevance under extreme acidification regimes related with deep ocean CO₂ sequestration (e.g. Kurihara et al., 2004; Mayor et al., 2007; Zhang et al., 2011; Cripps et al., 2014a). Some recent studies, however, report a high sensitivity of copepods even at near-future OA levels (Lewis et al., 2013; Thor and Dupont, 2015), and others suggest that the most experimental works might have underestimated the actual direct effect of OA on copepods due to the inadequacy of the experimental approaches used (Cripps et al., 2014a, b).

In addition to reconsidering potential biases in the estimation of the direct OA effects on copepods, future research should also take into deeper account the fact that CO2-induced changes in seawater chemistry may influence copepod performance not only in a direct way (i.e. by changing the acid-base regulation of their physiological and metabolic functions), but also indirectly through foodweb "bottom-up" effects. Climate-related changes in the quantitative and qualitative properties of lower trophic level organisms may be transferred to upper trophic levels through the food chain, but this indirect OA effect has been only poorly investigated for copepods. Food quality is a determinant factor for copepod performance (e.g. Jónasdóttir, 1994; Koski et al., 1998; Jones et al., 2002; Klein Breteler et al., 2005; Isari et al., 2013) and interestingly, a couple of recent works have emphasized a negative indirect OA effect on copepods (e.g. a decrease in egg production or/and growth and development) through a deterioration of the nutritional quality of their prey when grown under high CO₂ (Rossoll *et al.*, 2012; Schoo *et al.*, 2013).

There are several evidences for CO₂-induced changes in algal quality (Burkhardt and Riebesell, 1997; Burkhardt et al., 1999; Urabe et al., 2003; Rossoll et al., 2012; Schoo et al., 2013), but the response patterns show a profound species/strain-dependence. The underlying physiological mechanisms and metabolic pathways for this variability are not yet well understood, but the exposure of algae to high CO₂ levels is often accompanied by a downregulation of the genes associated with cellular CO2-concentrating mechanisms (CCMs; e.g. Ratti et al., 2007; Crawfurd et al., 2011; Van de Waal et al., 2013, 2014); the CCMs are responsible for the increase of free CO_2 concentration near the RuBisCO (ribulose1,5-bisphosphate carboxylase/oxygenase) enzyme, involved in the carbon fixation (Giordano et al., 2005; Hopkinson et al., 2011). Such shifts in gene expression and protein production are assumed to save energy and elemental resources and can be further expressed through changes in algal physiology and elemental and biochemical properties (Giordano et al., 2005). Ultimately, the final outcome will depend on the efficiency of RuBisCO and CCMs in each species (Reinfelder, 2011).

In this study, in contrast to the flagellate and diatom preys used by Schoo *et al.* (2013) and Rossoll *et al.* (2012), respectively, we assess the bottom-up effects of OA on copepods offering as a prey a dinoflagellate species. Dinoflagellates constitute a major prey for copepods in most of the oceans (Saiz and Calbet, 2011); in addition, this group is expected to particularly benefit under increased CO_2 levels, due to their less efficient RuBisCO (form II) and their high dependence on CCMs (Reinfelder, 2011). Our hypothesis is that a higher CO_2 supply under OA conditions could facilitate the growth and improve the nutritional quality of dinoflagellates, and therefore enhance copepod productivity. To test our hypothesis, we cultured the armored dinoflagellate *Heterocapsa* sp. at three p CO_2 /pH levels representative of the projected values at the end of the century (IPCC, 2013), then examined the response of the copepod *Acartia grani* in terms of feeding on dinoflagellate and reproduction.

Methods

Target copepod species

Eggs from a culture of the calanoid copepod *A. grani* maintained at the Institut de Ciències del Mar (CSIC) were collected, hatched, and reared to adulthood at 18 \pm 1°C and a salinity of 37.4. Throughout their development, the copepods were fed *ad libitum* a suspension of the Cryptophyte alga *Rhodomonas salina* grown exponentially in f/2 medium. Only adult female copepods that had matured within the previous week were used in the experiments.

Dinoflagellate culture conditions

The marine autotrophic dinoflagellate Heterocapsa sp. was grown in batch culture amended with nutrients (f/2 medium; Guillard, 1975), and 250-ml aliquots of exponentially growing cells (ca. 60 000 cells ml⁻¹) were inoculated into 13-l Nalgene polycarbonate bottles containing 5 l of autoclaved 0.2-µm filtered seawater (salinity 37.4). These algal cultures were exposed to three distinct pH_{NBS} (National Bureau of Standards pH scale) levels (control: 8.17, medium: 7.96, and low: 7.75 pH units), adjusted by injections of pure CO₂ through a solenoid valve controlled automatically by an Aqua-medicTM computer automated system with a plastic shafted pH electrode. During the night-time, CO₂-free air was bubbled in the cultures (using a home-made filter filled with soda lime, Sigma Aldrich) to compensate for the decrease of pH due to algal respiration. The small number and size of the bubbles produced by the gas/air injections precluded any harmful mechanical effect on the algae. Algal cultures were maintained for a period of 16 days under these conditions in a cold room (18 \pm 1°C) with 18: 6 h light : dark cycle (150 μ mol m⁻² s⁻¹), and cell number and volume were daily monitored in vivo with an Multisizer III Coulter Counter. Growth rate (μ, d^{-1}) was calculated as the slope of the least-squares linear regression of ln(Ni) vs. time, where Ni was the cell concentration at time i. The division rate (k, doublings d⁻¹) was calculated as $k = \mu/\ln 2$. For the first 6 d, the algal cultures were grown exponentially until reaching a concentration of 10 000 cells ml⁻¹, sufficient to provide enough algae for the experiments with copepods. Thereafter, and based on the estimated algal growth rate, the cultures were kept in a semi-continuous phase at a stable culture biomass of ca. 10 000 cells ml^{-1} by daily removing a certain volume of culture and its replacement with f/2medium.

Seawater chemistry

Throughout the experiment, we took the seawater pH readings of our computer automated system in our experimental treatments every 30 min. The accuracy of the pH measurements performed by the electrodes connected to the automated system (which we never removed from the closed culture bottles to avoid contamination) was daily verified, immediately after culture sampling, with an Metrohm 826 pH meter fitted with a glass electrode (6.0257.600, Aquatrode plus, Metrohm), equipped with temperature sensor, and previously calibrated with buffer solutions of pH_{NBS} 7 and 9. Salinity was measured daily using an YSI-30 M/10FT probe, and total alkalinity (TA) was analysed on day 13 by potentiometric titration (Perez and Fraga, 1987; Perez *et al.*, 2000). Calculations of the other parameters of the carbonate system were performed from TA and pH using the CO_2SYS program (Pierrot *et al.*, 2006), with dissociation constants for carbonate determined by Mehrbach *et al.* (1973) and refit by Dickson and Millero (1987), whereas the dissociation constants of sulphuric acid were taken from Dickson (1990) and total boron from Lee *et al.* (2010).

Algal elemental (C:N:P) and fatty acid compositions

We assessed the elemental (C, N, and P) and fatty acid (FA) compositions of the algae grown under the different CO₂/pH conditions on the 15th day of growth of the algal culture. Triplicate (30 ml for C-N analysis, 20 ml for P analysis) and tetraplicate (40 ml for FAs) aliquots of known cell concentration were filtered onto precombusted 25-mm Whatman GF/C filters (450°C, 6 h). Samples for C and N analysis were dried for 24 h at 60°C and kept in a desiccator until analysis (FLASH 2000 Thermo Scientific CHNS analyser). Filters for particulate phosphorus and FAs were frozen at -80° C immediately after filtration. For phosphorus determination, filters were subjected to orthophosphate acid persulphate oxidation and posterior analysis as inorganic phosphorus (Grasshoff et al., 1999). For the FA analysis, lipid extraction and conversion of acyl groups into fatty acid methyl ester derivatives (FAMES) were performed after Peters et al. (2013) using modified protocols of Folch et al. (1957) and Kattner and Fricke (1986). Total lipids were extracted using ultrasonic disruption of the cells in dichloromethane : methanol (2:1, v/v) and a washing procedure with aqueous KCl solution (0.88%). For quantification of FAMES, tricosanoic acid was added as an internal standard before extraction. Acyl groups were converted into FAMEs using methanolic sulphuric acid (3%) at 80°C for 4 h. After adding Milli-Q water, FAMEs were extracted by washing the polar phase three times with hexane. FAMES and fatty alcohols were separated by gas chromatography (column DB-FFAP, programmable temperature vaporizer injector, and solvent vent mode), detected by flame ionization, and identified by comparing retention times with those derived from standards of known composition. Only compounds with >0.2% of total FAs and alcohols were included in the dataset. Statistical data analyses of FAs were performed with the 12 most important FAs (defined as those with values >1% of tFA), either as absolute or relative content (in the latter case, after arcsine square root transformation).

Copepod experiments

The impact of the three different diets (algae grown at the respective CO_2/pH treatments) on the feeding and reproductive output of the copepod *A. grani* was assessed after a 3-d preconditioning period at the specific diets. Food suspensions at 500 cells ml⁻¹ (ca. 300 µg C l⁻¹) at each CO_2/pH level were prepared by diluting the respective algal stock cultures with filtered seawater (FSW) pre-equilibrated at the respective pH, either by bubbling CO_2 (medium and low pH treatments) or CO_2 -free air (control treatment). Pyrex screw-cap bottles (2300 ml) were filled with the suspensions and groups of 20 females and 12 males (to ensure fertilization) were added for preconditioning. During this period, the copepods were daily transferred to fresh suspensions (discarding dead animals if present). After the conditioning period, four replicated groups (4 × Cop) of five females were placed in 625 ml Pyrex screw-cap bottles filled with the respective food suspensions; five additional

bottles with food suspensions but without the addition of copepods served as initial $(1 \times \text{Init})$ and control $(4 \times \text{Contr})$ bottles. Initial bottles were sacrificed immediately at the beginning of the incubation, and subsamples withdrawn and preserved with 2% Lugol's acetic solution; the remaining bottles were incubated for 24 h at 18°C under the light conditions where the algae had been growing to determine the copepod feeding and egg production rates on each respective diet. After the incubation time, the pH of the bottle contents was first checked (no substantial change was observed), then they were carefully poured onto a 200- and 20-µm meshes to collect the females and the eggs, respectively. The number and condition of the copepods were checked (mortality was negligible), and subsamples of the food suspensions were preserved as described above. A proportion (40%) of the eggs laid in each bottle was transferred into Petri dishes filled with FSW equilibrated at the parental incubation pH, sealed with plastic covers (no bubbles left), and left undisturbed to determine hatching success; the rest of the eggs for each bottle were preserved in Lugol's acetic solution for posterior counting. The number of unhatched eggs was monitored daily for 3 d, and the hatching rate was calculated. To follow the pH throughout the hatching incubation, pH measurements were taken every 24 h in separate Petri dishes filled with pCO₂ equilibrated FSW (but no eggs), sealed similarly to the ones used for the hatching test.

Algal concentration in the feeding experiment samples was determined microscopically, and clearance and ingestion rates were computed according to Frost (1972). Assuming that C and N content of eggs were 0.046 and 0.0091 μ g egg⁻¹, respectively (Kiørboe *et al.*, 1985), and calculating the egg phosphorus content applying the Redfield N : P ratio (16:1 similar to 16.5:1 of *A. grani* females from our culture), we estimated the respective elemental copepod gross-growth efficiencies (GGEs; %) for each treatment by dividing the egg production and ingestion rates expressed at the respective elemental units (carbon: GGE_N; phosphorus: GGE_P).

Results

Seawater carbonate chemistry

Overall, the level of pH in the algal cultures was maintained rather stable throughout the entire period (Figure 1), except for the medium pH treatment that exhibited larger deviations (control: 8.17 ± 0.02 ; medium pH: 7.93 ± 0.07 ; low pH: 7.75 ± 0.02 ; n =16 d; NBS scale). Alkalinity, which was measured only on the 13th day of the experiment, was found similar between treatments (Table 1). The corresponding pCO₂ calculated from pH and



Figure 1. Daily average pH in the three *Heterocapsa* sp. cultures during the experimental period. The error bars indicate the SD in each 24 h period (n = 48 pH readings).

pH treatment pН_т TA pCO₂ χCO₂ DIC HCO, CO_2^2 Ω_{A} **pH**_{NBS} Control 8.05 (0.02) 2454 (0.73) 2174 (0.67) 1962 (0.60) 3.025 (0.001) 8.17 (0.02) 414 (0.60) 423 (0.13) 199 (0.06) Medium 2487 (0.80) 814 (0.27) 2328 (0.77) 2175 (0.72) 127 (0.04) 1.930 (0.001) 7.93 (0.04) 7.81 (0.04) 798 (0.26) low 7.74 (0.03) 7.62 (0.03) 2492 (0.19) 1296 (0.10) 1323 (0.11) 2410 (0.19) 2281 (0.18) 86 (0.01) 1.307 (0.000)

Table 1. Parameters of the seawater carbonate system in each pH treatment of the Heterocapsa sp. cultures on the 13th day of the

experiment, the only day in which alkalinity was measured (averaged values with SD in parenthesis).

Total alkalinity (TA, μ mol kg ⁻¹ -SW; n = 3), pH _{NBS} (n = 48), salinity (37.4), and temperature (18.5°C) were used to calculate the rest of the parameters using the
CO ₂ SYS program (Pierrot et al., 2006): pCO ₂ , partial pressure of CO ₂ (µatm, n = 3); χ CO ₂ , mole fraction of CO ₂ in dry air (ppm, n = 3); DIC, dissolved inorganic
carbon (μ mol kg ⁻¹ -SW; $n = 3$); HCO ₃ ⁻ , bicarbonate ion concentration (μ mol kg ⁻¹ -SW; $n = 3$); CO ₃ ⁻² , carbonate ion concentration (μ mol kg ⁻¹ -SW; $n = 3$),
Ω_{A} , saturation state of seawater with respect to aragonite ($n = 3$). pH ₁ , pH in the total scale ($n = 48$) is also reported for better comparison with other studies,
and it was calculated using the SWCO ₂ package (Hunter, 2007).



Figure 2. Cell concentration (circles) and ESD (crosses and dotted lines) of *Heterocapsa* sp. cultures grown at the three selected pCO_2/pH conditions. The slope of regression line corresponds to the growth rate for each treatment.

alkalinity reached 798 and 1296 μ atm in the medium and low pH treatments, respectively, fitting well possible values projected for the end of the century (IPCC, 2013).

Algal growth, and elemental and FA composition

The growth rates (d⁻¹) of *Heterocapsa* sp. were similar among the pH treatments (control: 0.36, medium pH: 0.36, and low pH: 0.38; Figure 2), with no signs of cell damaging due to the CO₂/air bubbling. Given a ca. 2-d generation time, the total experimental period of 16 d corresponded to eight cell generations, which should be sufficient to condition the organisms to the experimental conditions. Throughout the algal growth period, the cell size varied similarly among the pH treatments (Figure 2). During the copepod incubation, which corresponded to the last 4 d of algal culture, the average equivalent spherical diameter (ESD, μ m) of the cells was similar (control: 16.6 ± 0.24, medium pH: 16.9 ± 0.24, and low pH: 16.7 ± 0.36).

The elemental characteristics of the cells grown at the different pH treatments are summarized in Table 2. Cells cultured in the medium pH conditions had slightly higher biovolume (9%) and elemental content (carbon: 8%, nitrogen: 10%, and phosphorus: 3%) compared with the control treatment, whereas the molar elemental ratios (C: N, C: P, and N: P) did not differ significantly. Cells grown at the low pH conditions presented similar elemental composition characteristics to those of the control treatment. The comparison between the cells grown in medium and low pH conditions revealed that the former had slightly higher biovolume, nitrogen content, and lower C: N than the latter (Table 2). Regarding the FA composition of Heterocapsa sp., the saturated 16:0 and polyunsaturated FAs (PUFAs) were the main contributors, accounting for 18 and 63% of total FAs, respectively. Among PUFAs, the 18:4(n-3) (12% of total FA, 7–8 pg cell⁻¹), 18:5(n-3) (18–19% of total FA, 11-12 pg cell⁻¹), as well as 22:6(n-3) (20% of total FA, 12-13 pg cell⁻¹) isomers comprised together ca. 61–62% of the total FA (Table 3). The overall variation in FA composition between treatments was very small. Low but significant differences occurred in the relative amount as well as content of monounsaturated FAs (MUFAs) in the low pH treatment, caused by lower 16:1(n-7) and 18:1(n-9) isomer levels. The total FA content as well as the 18:3(n-3) and 22:6(n-3) isomer contents were significantly higher in the medium pH treatment, but the differences were, however, of low magnitude (\sim 10% of the respective value).

Copepod feeding, reproduction, and egg hatching success The average food concentration was ca. 500 cells ml⁻¹ in all treatments (F = 0.95, p > 0.05; control: 512 ± 22 , medium pH: 531 ± 18 , and low pH: 532 ± 29). Neither feeding rates nor egg production rates of the copepod *A. grani* presented any significant differences among the three pH treatments (clearance rates 28-30 ml cop⁻¹ d⁻¹: F = 0.29, p = 0.76; ingestion rates 15 895–15 812 cells cop⁻¹ d⁻¹: F = 0.31, p > 0.05; egg production rates 49-54 eggs cop⁻¹ d⁻¹: F = 1.81, p > 0.05; Figure 3). Although ingestion rates in terms of elemental

Table 2. Cell biovolume, elemental composition (C: carbon, N: nitrogen, and P: phosphorus), and molar elemental ratios of the distinct *Heterocapsa* sp. cultures grown at the three selected pH levels (control: 8.17, medium: 7.96, and low: 7.75).

					t-test		
	Control	Medium	Low	F	Control vs. medium	Control vs. low	Medium vs. low
Biovolume (µm ³)	2468.3 ^a (65.6)	2678.5 ^b (2.4)	2528.7 ^a (39.9)	19.2***			
pg C cell ^{-1}	581.7 ^a (24.7)	626.6 ^b (13.8)	592.7 ^{a,b} (8.4)	5.6*			
pg N cell ^{-1}	82.1 ^a (2.5)	90.1 ^b (0.8)	80.2 ^a (1.3)	29.0**			
pg P cell ^{-1}	17.8 ^a (1.0)	18.4 ^b (0.9)	16.2 ^{a,b} (0.7)	5.3 ^{ns}			
C : N (molar)	8.3 (0.2)	8.1 (0.1)	8.6 (0.1)		0.99 ^{n.s.}	-2.24 ^{n.s.}	-5.73**
C : P (molar)	84.3 (5.0)	87.8 (4.6)	94.4 (4.0)		-0.89 ^{n.s.}	-2.73 ^{n.s.}	- 1.88 ^{n.s.}
N : P (molar)	10.2 (0.6)	10.8 (0.6)	11.0 (0.5)		-1.36 ^{n.s.}	- 1.76 ^{n.s.}	-0.31 ^{n.s.}

Differences among treatments were assessed with one-way ANOVA and Tukey *post hoc* tests (*F*: ANOVA statistics, *p < 0.05, **p < 0.01, ***p < 0.001, n.s.: not significant) as well as Student's *t*-test. Numbers in parentheses correspond to the SD and superscripts indicate the homogenous groups according to the Tukey *post hoc* test.

Table 3. FA content (pg cell⁻¹) and relative FA composition (% of total FA) for *Heterocapsa* sp. cultures grown at the three selected pH levels (control: 8.17, medium: 7.96, and low: 7.75).

	Control	Medium pH	Low pH	F
pg cell ⁻¹		-	-	
14:0	2.5 (0.4)	3.1 (0.4)	3.1 (0.9)	1.3 ^{n.s.}
16:0	10.6 (0.8)	11.9 (0.5)	10.8 (0.9)	3.7 ^{n.s.}
18:0	1.3 (0.1)	1.4 (0.2)	1.2 (0.1)	2.6 ^{n.s.}
16:1(n-7)	0.9 ^{a,b} (0.1)	1.1 ^b (0.3)	0.6 ^a (0.1)	8.4**
16:1(n-9)	0.8 (0.1)	0.8 (0.0)	0.7 (0.1)	1.4 ^{n.s.}
18:1(n-7)	1.3 ^a (0.0)	1.4 ^a (0.1)	1.0 ^b (0.0)	146.6***
18:1(n-9)	1.9 ^a (0.1)	2.0 ^a (0.1)	1.6 ^b (0.1)	35.8***
18:2(n-6)	4.0 ^{a,b} (0.2)	4.3 ^b (0.3)	3.8 ^a (0.1)	8.2**
18:3(n-3)	2.2 ^a (0.1)	2.5 ^b (0.1)	2.1 ^a (0.1)	20.3***
18:4(n-3)	7.2 ^a (0.3)	8.0 ^b (0.5)	7.2 ^a (0.4)	6.1*
18:5(n-3)	11.1 (0.5)	12.3 (0.7)	11.1 (0.6)	4.9 ^{n.s.}
22:6(n-3)	11.6 ^a (0.3)	13.2 ^b (0.5)	11.9 ^a (0.6)	77.7**
tFA	58.2 ^a (2.9)	64.9 ^b (2.6)	57.6 ^a (3.3)	7.6*
MUFAs	4.9 ^a (0.3)	5.3 ^a (0.2)	3.9 ^b (0.2)	44.3***
PUFAs	36.8 ^a (1.3)	41.0 ^b (2.1)	36.7 ^a (1.8)	7.9*
% of total F	A			
14:0	4.3 (0.5)	4.7 (0.5)	5.3 (1.2)	1.8 ^{n.s.}
16:0	18.2 (0.6)	18.4 (0.2)	18.8 (0.6)	1.6 ^{n.s.}
18:0	2.2 (0.1)	2.2 (0.2)	2.1 (0.2)	0.1 ^{n.s.}
16:1(n-7)	1.5 ^{a,b} (0.1)	1.7 ^a (0.5)	1.1 ^b (0.1)	7.2*
16:1(n-9)	1.3 (0.1)	1.2 (0.1)	1.2 (0.1)	1.4 ^{n.s.}
18:1(n-7)	2.3 ^a (0.1)	2.1 ^b (0.0)	1.7c (0.1)	79.1***
18:1(n-9)	3.3 ^a (0.1)	3.1 ^a (0.1)	2.8 ^b (0.2)	13.3**
18:2(n-6)	7.0 ^a (0.1)	6.6 ^b (0.2)	6.5 ^b (0.2)	7.9*
18:3(n-3)	3.7 ^{a,b} (0.1)	3.8 ^a (0.1)	3.6 ^b (0.1)	6.6*
18:4(n-3)	12.4 (0.3)	12.3 (0.3)	12.4 (0.2)	0.2 ^{n.s.}
18:5(n-3)	19.1 (0.6)	18.9 (0.5)	19.3 (0.5)	0.7 ^{n.s.}
22:6(n-3)	19.9 (0.6)	20.3 (0.2)	20.6 (0.9)	1.2 ^{n.s.}
MUFAs	9.1 ^a (0.4)	8.7 ^a (0.7)	7.2 ^b (0.3)	17.2***
PUFAs	63.3 (1.1)	63.1 (1.2)	63.6 (1.7)	0.2 ^{n.s.}

FA >1% of total FA (tFA) as well as values for tFA, total MUFAs, and total PUFAs are presented. Differences among treatments were assessed with one-way ANOVA and Tukey *post hoc* tests (F: ANOVA statistics, *p < 0.05, **p < 0.01, ***p < 0.001, n.s.: not significant). Numbers in parentheses correspond to the SD and superscripts indicate the homogenous groups according to the Tukey *post hoc* test.

units (C, N, and P) were slightly higher for the medium pH treatment (6–13%), those differences were not statistically significant neither in terms of carbon (F = 1.48, p > 0.05) and nitrogen (F = 2.83, p > 0.05) nor in terms of phosphorus (F = 1.29, p > 0.05; Figure 4). GGEs for each element were generally lower in the



Figure 3. (a) Copepod feeding rates (clearance: black squares, ingestion: white squares) and egg production rates (b) in the different CO_2/pH treatments. Error bars indicate the SD.

medium treatment (Figure 4). Those differences were more profound for GGE_N (F = 5.72, p < 0.05; 17–21% reduction compared with control and low pH treatments), whereas they were of marginal statistical significance for GGE_C and GGE_P (F = 4.56, p = 0.043 and F = 4.44, p = 0.045, respectively). Egg hatching increased with time in all treatments approaching ca. 95% of hatching success after 72 h. No significant differences among pH treatments were found in the cumulative hatching success percentage at the end of the incubation time (F = 1.30, p > 0.05).

Discussion

Until recently, the study of the impact of OA on planktonic copepods has mainly focused on assessing potential direct effects,



Figure 4. Ingestion rates (white bars) in the different CO_2/pH treatments in terms of (a) carbon, (b) nitrogen, and (c) phosphorus. Corresponding GGE for its element are given in black circles. Error bars indicate the SD.

often revealing the high tolerance of this group of organisms even under pCO_2 levels falling beyond near-future projections (e.g. Kurihara and Ishimatsu, 2008; Hildebrandt *et al.*, 2014). Interestingly, Rossoll *et al.* (2012) and Schoo *et al.* (2013) pointed out the possibility of "bottom-up" indirect effects on copepods at realistic acidification scenarios projected by the end of the century. On the one hand, Rossoll *et al.* (2012) observed a significant reduction in egg production and somatic growth of *Acartia tonsa* associated with a decrease in both the total FA concentration and the relative amount of PUFAs of the diatom *Thalassiosira pseudonana* grown under acidified conditions. On the other hand, and also for *A. tonsa*, Schoo *et al.* (2013) reported delayed development and a stage-dependent impact on respiration and excretion rates of the copepod associated with a decrease in the nutritional quality (expressed as higher C: N and C: P ratios) of its prey, the flagellate *R. salina*, grown under increased pCO₂ levels.

Although the algae used for the copepod experiments in our study were cultured at pCO_2 levels comparable or even higher to those of the two above-mentioned studies, we did not find any clear evidence of a change in the cell nutritional characteristics among experimental treatments (at least in terms of elemental and FA composition; other biochemical compounds, e.g. proteins and vitamins, have not been measured). In instances in which we detected statistically significant differences, the extent of such dissimilarity was very small, and most likely it would not affect substantially the nutritional quality of the copepod diet. In fact, drastic changes in the elemental ratios or FA content of prey seem to be required to detect considerable impacts in the reproductive output (Rossoll *et al.*, 2012; Isari *et al.*, 2013) and development (Rossoll *et al.*, 2012; Schoo *et al.*, 2013) of copepods.

Indeed, the slight and mostly insignificant variation in the elemental and biochemical properties of the prey offered in our experiments did not seem to have any statistically significant impact in the copepod feeding and egg production rates and hatching success. Nevertheless, the estimated GGEs for the distinct elements were generally lower (12-21%) in the medium pH treatment. However, those differences were most likely associated with the divergences in Heterocapsa sp. size among pH treatments and not with nutritionally mediated effects per se. During the copepod experiments, the biovolume of the cells grown at medium pH increased 10% compared with the others; given the similarity in copepod daily food consumptions on a cell basis (cells $cop^{-1} d^{-1}$) among treatments, this biovolume variation resulted in a higher elemental intake for the medium pH treatment (μg element cop⁻¹ d^{-1}), which was not accompanied by an increase in the egg production output. The reason for such biovolume difference remains uncertain, but could be associated with the relatively higher pH variation observed in the medium pH culture. It has been documented that distinct environmental stressors may have an impact in the cell wall structure of algae and further impair their digestibility by predators (Van Donk and Hessen, 1995; Van Donk et al., 1997). Cell material and related structures in algae have been also argued to constrain digestion and assimilation efficiency of copepods, decreasing their reproductive success (Dutz et al., 2008). Therefore, it could be hypothesized that a larger variability in the pH growth conditions may induce changes in the morphological cell wall properties and affect digestibility and assimilation by copepods. And in fact, larger variability in pH is expected, in the future, not only in seawater from its decrease in buffering capacity but also at the exterior surface of marine organisms (Flynn et al., 2012).

Since the exact elemental content of the eggs was not measured, a slightly higher C, N, and P content of the eggs produced in the medium pH treatment due to the higher copepod dietary elemental intake could be also possible. Although this may compensate for the calculated lower GGE in that treatment, the similarity observed in the egg hatching success among treatments can be most likely interpreted as indicating the lack of any quality difference (e.g. elemental difference) in the eggs laid.

Based on previous knowledge of the lack of direct OA effect on congeneric species even during multigenerational experiments (Kurihara and Ishimatsu, 2008), *a priori* our study assumed that no direct effect on the vital rates of *A. grani* would be imposed under our experimental pCO₂/pH levels. Some recent studies by Cripps *et al.* (2014a, b), however, have reported a reduction in the reproductive output of *A. tonsa* at acidification levels and duration of exposure comparable to ours. Given the similarity in nutritional quality among the prey offered to *A. grani* in our experiments, the results we obtained (lack of any effects) can nevertheless be interpreted as further experimental evidence about the lack of direct impact of OA on our target copepod species, thus supporting our initial assumption. However, the observed absence of OA bottomup effects on copepod performance under the dinoflagellate diet offered here did not lend support to our initial hypothesis.

Changes in seawater pCO₂ concentration may greatly impact several algal physiological processes and biochemical synthetic pathways; however, the final impact seems to be highly dependent on the algal group and may also vary even on a species basis (Riebesell, 2004). Dinoflagellate physiology is considered particularly sensitive, due to the low CO₂ affinity of their form II-RuBisCO and, therefore, the high dependence on the enzymatic machinery involved in maximizing CO₂ acquisition [the CCMs and also the carbonic anhydrases (CAs), which catalyse the interconversion of HCO_2^- and CO_2]. It could thus be argued that an increased CO₂ supply would lead to a beneficial downregulation in the expression of CCMs/ CAs-related genes and might be positively reflected in the cellular physiology and biochemical composition of the dinoflagellate group (Giordano et al., 2005), therefore ending up in positive bottom-up impact under OA conditions. Our findings, however, did not confirm this expectation since growth and cellular characteristics of Heterocapsa sp. under the pCO₂/pH scenarios tested were similar, although other dinoflagellate studies have indeed showed that elevated pCO₂ availability may result in a decreased activity of the CCM and CA activities (Ratti et al., 2007; Van de Waal et al., 2013; Van de Waal et al., 2014) and an increase in the growth rates (Ratti et al., 2007). Unfortunately, our planned experiment did not include the determination of CCM and CA activities of Heterocapsa sp., something that may have shed some light onto the physiological mechanisms behind the pattern found. It is noticeable, however, that a recent study by Van de Waal et al. (2014), carried out under elevated pCO₂ scenarios comparable to ours, indeed reported a downscaling of CCMs in the dinoflagellate Alexandrium tamarense, but such physiological change actually did not translate into changes in the algal growth and elemental composition, in line with the lack of effects found in our study. It seems likely that shifts in the gene expression and suppression of the enzymatic systems may be often associated with only subtle elemental and energy gain, insufficient to be reflected to growth, elemental, and biochemical composition.

An additional point to be considered regarding the effects of OA on algal physiology is that the sensitivity to changes in CO₂ supply may be also dependent in the ability for active uptake of bicarbonate (HCO_3^-) for a particular algal species. In this sense, Rost *et al.* (2006) reported a lesser dependence on CO2 uptake for algae which were able to directly uptake bicarbonate. In that particular case, elemental ratios of algal cells might be less sensitive to changes in CO₂ supply, whereas a higher sensitivity would be expected for groups that predominantly use CO₂ (Burkhardt et al., 1999; Fu et al., 2008). Species-specific variability in CCM capabilities have been recorded in the genus Heterocapsa, with H. oceanica depicting a high dependence on free CO2 and limited capacity for direct bicarbonate uptake (Dason et al., 2004), whereas H. triquetra relies not only on diffusive CO_2 supply, but may also acquire HCO_3^- (Rost *et al.*, 2006). Therefore, it is uncertain if the lack of relevant effects of OA on Heterocapsa sp. in our experiments are the result of either the capability of this species to directly uptake bicarbonate (i.e. less dependence on CO_2 uptake) or that the pH levels in our experiments, within realistic predictions, were not sufficiently low to provide energy and elemental benefits that could influence other physiological processes.

The underlying algal physiological mechanisms and metabolic pathways that lead to the deterioration of the prey nutritional quality in the previous copepod studies (Rossoll et al., 2012; Schoo et al., 2013) seem unclear. The diatom cultured by Rossoll et al. (2012), T. pseudonana, showed a distinct FA profile when grown under elevated pCO2 but, unfortunately, no further information was provided about the culture conditions (growth rates and cell size) and the elemental ratios under the different treatments. Remarkably, Crawfurd et al. (2011) found that the same diatom species, when subjected to a 3-month continuous culture at increased CO2, showed a suppression of the genes involved with the CO₂ acquisition and had cellular C:N ratios closer to the Redfield ratio (i.e. better nutritional quality), which would be contradictory with the hypothesis of negative bottom-up effects. On the other hand, Schoo et al. (2013) reported that the cryptophyte R. salina maintained under elevated pCO₂ either in continuous chemostat or batch cultures had lower nutritional quality (higher molar ratios) that negatively affected copepod development. These authors, however, based on previous findings by Malzahn et al. (2007), made the assumption that algal cells with higher molar elemental ratios (high pCO2 grown-Rhodomonas) would be a prey of better quality from a biochemical perspective (i.e. increased FA concentration and relative contribution of unsaturated FAs). Thus, one may wonder what would be the actual impact of a high pCO₂-Rhodomonas diet on other biological processes of copepods, i.e. reproductive success, and whether the stoichiometric characteristics or the FA properties of the prey would be the main nutritional drivers. It also remains unclear how the combined bottom-up effect on distinct copepod vital rates (e.g. development and reproduction) would ultimately influence copepod populations in nature.

The present study clearly points towards a lack of bottom-up effects mediated by OA in our particular predator-prey pair under realistic future scenarios, questioning the generalization of the results reported in previous copepod studies on this topic (Rossoll et al., 2012; Schoo et al., 2013). The physiological response of algae under OA conditions (combined with other climate change and human-related pressures, e.g. changes in inorganic nutrient supply) will not be uniform among taxa (Flynn et al., 2015). Changes in phytoplankton competitive interactions and species succession are also anticipated (Flynn et al., 2015), and it is thus evident that any potential indirect bottom-up effect on copepods in nature will be highly dependent on their prey-specific characteristics. To extrapolate laboratory results to nature and evaluate the OA foodweb implications, future research should integrate algal physiological approaches, describing the modes of carbon acquisition mechanisms of key algal species to better delimit their physiology, biochemistry, and their interactions.

Acknowledgements

The authors thank Kaiene Griffell and Àngel López-Sanz for assistance in the experimental work, Afrodite Adroni for the C–N analysis, Joachim Lütke for the support with the lipid analyses, and Xavier Leal for his technical help. Special thanks go to Jörg Dutz for his guidance on the experimental set-up and discussion on the topic as well as on three anonymous reviewers who helped in the improvement of the manuscript with their constructive comments. The participation of ES and CP was helped from funding by the Spanish Ministry of Economy and Competitivity through projects CTM2011-23480 and CTM2012-32017, respectively. This work was supported by the project CROA (LS8-1893), implemented within the framework of the Action "Supporting Postdoctoral Researchers" of the Operational Program "Education and Lifelong Learning" (Action's Beneficiary: General Secretariat for Research and Technology), and is co-financed by the European Social Fund (ESF) and the Greek State.

References

- Burkhardt, S., and Riebesell, U. 1997. CO₂ availability affects elemental composition (C:N:P) of the marine diatom *Skeletonema costatum*. Marine Ecology Progress Series, 155: 67–76.
- Burkhardt, S., Zondervan, I., and Riebesell, U. 1999. Effect of CO₂ concentration on C:N:P ratio in marine phytoplankton: A species comparison. Limnology and Oceanography, 44: 683–690.
- Crawfurd, K. J., Raven, J. A., Wheeler, G. L., Baxter, E. J., and Joint, I. 2011. The response of *Thalassiosira pseudonana* to long-term exposure to increased CO_2 and decreased pH. PLoS ONE, 6: e26695.
- Cripps, G., Lindeque, P., and Flynn, K. 2014a. Have we been underestimating the effects of ocean acidification in zooplankton? Global Change Biology, 20: 3377–3385.
- Cripps, G., Lindeque, P., and Flynn, K. 2014b. Parental exposure to elevated pCO_2 influences the reproductive success of copepods. Journal of Plankton Research, 36: 1165–1174.
- Dason, J. S., Huertas, I. E., and Colman, B. 2004. Source of inorganic carbon for photosynthesis in two marine dinoflagellates. Journal of Phycology, 40: 285–292.
- Dickson, A. G. 1990. Standard potential of the reaction: AgCl(s) + 1/2 $H_2(g) = Ag(s) + HCl(aq)$, and the standard acidity constant of the ion HSO_4^- in synthetic seawater from 273.15 to 318.15 K. Journal of Chemical Thermodynamics, 22: 113–127.
- Dickson, A. G., and Millero, F. J. 1987. A comparison of the equilibrium constants for the dissociation of carbonic acid in seawater media. Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers, 34: 1733–1743.
- Doney, S. C., Fabry, V. J., Feely, R. A., and Kleypas, J. A. 2009. Ocean acidification: The other CO₂ problem. Annual Review of Marine Science, 1: 169–192.
- Dupont, S., Ortega-Martínez, O., and Thorndyke, M. 2010. Impact of near-future ocean acidification on echinoderms. Ecotoxicology, 19: 449–462.
- Dutz, J., Koski, M., and Jónasdóttir, S. H. 2008. Copepod reproduction is unaffected by diatom aldehydes or lipid composition. Limnology and Oceanography, 53: 225–235.
- Fabry, V. J., Seibel, B. A., Feely, R. A., and Orr, J. C. 2008. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. ICES Journal of Marine Science, 65: 414–432.
- Flynn, K. J., Blackford, J. C., Baird, M. E., Raven, J. A., Clark, D. R., Beardall, J., Brownlee, C., *et al.* 2012. Changes in pH at the exterior surface of plankton with ocean acidification. Nature Climate Change, 2: 510–513.
- Flynn, K. J., Clark, D. R., Mitra, A., Fabian, H., Hansen, P. J., Glibert, P. M., Wheeler, G. L., *et al.* 2015. Ocean acidification with (de)eutrophication will alter future phytoplankton growth and succession. Proceedings of the Royal Society B, 282: 20142604.
- Folch, J., Lees, M., and Sloane-Stanley, G. H. 1957. A simple method for isolation and purification of total lipids from animal tissues. Journal of Biological Chemistry, 226: 497–509.
- Frost, B. W. 1972. Effects of size and concentration of food particles on the feeding behavior of the marine planktonic copepod *Calanus pacificus*. Limnology and Oceanography, 17: 805–815.
- Fu, F. X., Zhang, Y., Warner, M. E., Feng, Y., Sun, J., and Hutchins, D. A. 2008. A comparison of future increased CO₂ and temperature effects

- Giordano, M., Beardall, J., and Raven, J. A. 2005. CO2 concentrating mechanisms in algae: Mechanisms, environmental modulation, and evolution. Annual Review of Plant Biology, 56: 99–131.
- Grasshoff, K., Kremling, K., and Ehrhardt, M. 1999. Methods of seawater analysis. Wiley-VCH, Weinheim, New York, Chiester, Brisbane, Singopore, Toronto.
- Guillard, R. 1975. Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates. *In* Culture of Phytoplankton for Feeding Marine Invertebrates, pp. 26–60. Ed. by W. L. Smith, and M. H. Chanley. Plenum Press, New York, USA.
- Hildebrandt, N., Niehoff, B., and Sartoris, F. J. 2014. Long-term effects of elevated CO₂ and temperature on the Arctic calanoid copepods *Calanus glacialis* and *Calanus hyperboreus*. Marine Pollution Bulletin, 80: 59–70.
- Hofmann, G. E., Barry, J. P., Edmunds, P. J., Gates, R. D., Hutchins, D. A., Klinger, T., and Sewell, M. A. 2010. The effect of ocean acidification on calcifying organisms in marine ecosystems: An organism-to-ecosystem perspective. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 41: 127–147.
- Hopkinson, B. M., Dupont, C. L., Allen, A. E., and Morela, F. M. M. 2011. Efficiency of the CO₂-concentrating mechanism of diatoms. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 108: 3830–3837.
- Hunter, K. A. 2007. XLCO₂–Seawater CO₂ Equilibrium Calculations Using Excel Version 2. University of Otago, New Zealand. http:// neon.otago.ac.nz/research/mfc/people/keith_hunter/software/ swco2/.
- IPCC 2013. Summary for policymakers. In Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, pp. 3–29. Ed. by T. F. Stocker, D. Qin, G. K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, and P. M. Midgley. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom; New York, NY, USA.
- Isari, S., Antó, M., and Saiz, E. 2013. Copepod foraging on the basis of food nutritional quality: Can copepods really choose? PLoS ONE, 8: e84742.
- Jónasdóttir, S. 1994. Effects of food quality on the reproductive success of *Acartia tonsa* and *Acartia hudsonica*: laboratory observations. Marine Biology, 121: 67–81.
- Jones, R. H., Flynn, K. J., and Anderson, T. R. 2002. Effect of food quality on carbon and nitrogen growth efficiency in the copepod Acartia tonsa. Marine Ecology Progress Series, 235: 147–156.
- Kattner, G., and Fricke, H. S. G. 1986. Simple gas-liquid chromatography method for simultaneous determination of fatty acids and alcohols in wax esters of marine organisms. Journal of Chromatography A, 361: 263–268.
- Kiørboe, T., Mshlenberg, F., and Hamburgefl, K. 1985. Bioenergetics of the planktonic copepods *Acartia tonsa*: relation between feeding, egg production and respiration, and composition of specific dynamic action. Marine Ecology Progress Series, 26: 85–97.
- Klein Breteler, W. C. M., Schogt, N., and Rampen, S. 2005. Effect of diatom nutrient limitation on copepod development: Role of essential lipids. Marine Ecology Progress Series, 291: 125–133.
- Koch, M., Bowes, G., Ross, C., and Zhang, X. H. 2013. Climate change and ocean acidification effects on seagrasses and marine macroalgae. Global Change Biology, 19: 103–132.
- Koski, M., Breteler, W. K., and Schogt, N. 1998. Effect of food quality on rate of growth and development of the pelagic copepod *Pseudocalanus elongatus* (Copepoda, Calanoida). Marine Ecology Progress Series, 170: 169–187.
- Kurihara, H., and Ishimatsu, A. 2008. Effects of high CO₂ seawater on the copepod (*Acartia tsuensis*) through all life stages and subsequent generations. Marine Pollution Bulletin, 56: 1086–1090.

- Kurihara, H., Shimode, S., and Shirayama, Y. 2004. Effects of raised CO₂ concentration on the egg production rate and early development of two marine copepods (*Acartia steueri* and *Acartia erythraea*). Marine Pollution Bulletin, 49: 721–727.
- Lee, K., Kim, T. W., Byrne, R. H., Millero, F. J., Feely, R. A., and Liu, Y. M. 2010. The universal ratio of boron to chlorinity for the North Pacific and North Atlantic oceans. Geochimica et Cosmochimica Acta, 74: 1801–1811.
- Lewis, C. N., Brown, K. A., Edwards, L. A., Cooper, G., and Findlay, H. S. 2013. Sensitivity to ocean acidification parallels natural pCO₂ gradients experienced by Arctic copepods under winter sea ice. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 110: E4960–E4967.
- Malzahn, A. M., Aberle, N., Clemmesen, C., and Boersma, M. 2007. Nutrient limitation of primary producers affects planktivorous fish condition. Limnology and Oceanography, 52: 2062–2071.
- Mayor, D. J., Everett, N. R., and Cook, K. B. 2012. End of century ocean warming and acidification effects on reproductive success in a temperate marine copepod. Journal of Plankton Research, 34: 258–262.
- Mayor, D. J., Matthews, C., Cook, K., Zuur, A. F., and Hay, S. 2007. CO₂-induced acidification affects hatching success in *Calanus fin-marchicus*. Marine Ecology Progress Series, 350: 91–97.
- McConville, K., Halsband, C., Fileman, E. S., Somerfield, P. J., Findlay, H. S., and Spicer, J. I. 2013. Effects of elevated CO₂ on the reproduction of two calanoid copepods. Marine Pollution Bulletin, 73: 428–434.
- Mehrbach, C., Culberson, C. H., Hawley, J. E., and Pytkowicz, R. M. 1973. Measurement of the apparent dissociation constants of carbonic acid in seawater at atmospheric pressure. Limnology and Oceanography, 18: 897–907.
- Perez, F. F., and Fraga, F. 1987. A precise and analytical procedure for alkalinity determination. Marine Chemistry, 21: 169–182.
- Perez, F. F., Rios, A. F., Rellan, T., and Alvarez, M. 2000. Improvements in a fast potentiometric seawater alkalinity determination. Ciencias Marinas, 26: 463–478.
- Peters, J., Dutz, J., and Hagen, W. 2013. Trophodynamics and life-cycle strategies of the copepods *Temora longicornis* and *Acartia longiremis* in the Central Baltic Sea. Journal of Plankton Research, 35: 595–609.
- Pierrot, D., Lewis, E., and Wallace, D. W. R. 2006. MS Excel Program Developed for CO₂ System Calculations. ORNL/CDIAC-105, Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, US Department of Energy, Oak Ridge, TN.
- Ratti, S., Giordano, M., and Morse, D. 2007. CO₂-concentrating mechanisms of the potentially toxic dinoflagellate *Protoceratium reticulatum* (Dinophyceae, Gonyaulacales). Journal of Phycology, 43: 693–701.
- Reinfelder, J. R. 2011. Carbon concentrating mechanisms in eukaryotic marine phytoplankton. Annual Review of Marine Science, 3: 291–315.
- Riebesell, U. 2004. Effects of CO₂ enrichment on marine phytoplankton. Journal of Oceanography, 60: 719–729.

- Riebesell, U., Zondervan, I., Rost, B., Tortell, P. D., Zeebe, R. E., and Morel, F. M. M. 2000. Reduced calcification of marine plankton in response to increased atmospheric CO₂. Nature, 407: 364–366.
- Rossoll, D., Bermúdez, R., Hauss, H., Schulz, K. G., Riebesell, U., Sommer, U., and Winder, M. 2012. Ocean acidification-induced food quality deterioration constrains trophic transfer. PLoS ONE, 7: e34737.
- Rost, B., Riebesell, U., and Sültemeyer, D. 2006. Carbon acquisition of marine phytoplankton: Effect of photoperiod length. Limnology and Oceanography, 51: 12–20.
- Saiz, E., and Calbet, A. 2011. Copepod feeding in the ocean: Scaling patterns, composition of their diet and the bias of estimates due to microzooplankton grazing during incubations. Hydrobiologia, 666: 181–196.
- Schoo, K. L., Malzahn, A. M., Krause, E., and Boersma, M. 2013. Increased carbon dioxide availability alters phytoplankton stoichiometry and affects carbon cycling and growth of a marine planktonic herbivore. Marine Biology, 160: 2145–2155.
- Thor, P., and Dupont, S. 2015. Transgenerational effects alleviate severe fecundity loss during ocean acidification in a ubiquitous planktonic copepod. Global Change Biology, in press; doi:10.1111/gcb.12815.
- Urabe, J., Togari, J., and Elser, J. J. 2003. Stoichiometric impacts of increased carbon dioxide on a planktonic herbivore. Global Change Biology, 9: 818–825.
- Van de Waal, D. B., Eberlein, T., John, U., Wohlrab, S., and Rost, B. 2014. Impact of elevated pCO₂ on paralytic shellfish poisoning toxin content and composition in *Alexandrium tamarense*. Toxicon, 78: 58–67.
- Van de Waal, D. B., John, U., Ziveri, P., Reichart, G. J., Hoins, M., Sluijs, A., and Rost, B. 2013. Ocean acidification reduces growth and calcification in a marine dinoflagellate. PLoS ONE, 8: e65987.
- Van Donk, E., and Hessen, D. O. 1995. Reduced digestibility of UV-B stressed and nutrient-limited algae by *Daphnia magna*. Hydrobiologia, 307: 147–151.
- Van Donk, E., Lürling, M., Hessen, D. O., and Lokhorst, G. M. 1997. Altered cell wall morphology in nutrient-deficient phytoplankton and its impact on grazers. Limnology and Oceanography, 42: 357–364.
- Weydmann, A., Søreide, J. E., Kwasniewski, S., and Widdicombe, S. 2012. Influence of CO₂-induced acidification on the reproduction of a key Arctic copepod *Calanus glacialis*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 428: 39–42.
- Zervoudaki, S., Frangoulis, C., Giannoudi, L., and Krasakopoulou, E. 2014. Effects of low pH and raised temperature on egg production, hatching and metabolic rates of a Mediterranean copepod species (*Acartia clausi*) under oligotrophic conditions. Mediterranean Marine Science, 15: 74–83.
- Zhang, D., Li, S., Wang, G., and Guo, D. 2011. Impacts of CO₂-driven seawater acidification on survival, egg production rate and hatching success of four marine copepods. Acta Oceanologica Sinica, 30: 86–94.

Handling editor: Stéphane Plourde