ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΔΥΤΙΚΗΣ ΕΛΛΑΔΑΣ

ΤΜΗΜΑ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ ΚΑΙ ΦΥΣΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ

ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΟ ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΣΠΟΥΔΩΝ

«ΑΕΙΦΟΡΙΚΗ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΠΡΟΣΤΑΤΕΥΟΜΕΝΩΝ ΠΕΡΙΟΧΩΝ»

ΑΙΚΑΤΕΡΙΝΗ Β. ΧΑΛΚΙΑ

Περιβαλλοντολόγος

ΣΥΜΒΟΛΗ ΣΤΗ ΜΕΛΕΤΗ ΤΗΣ ΒΙΟΛΟΓΙΑΣ ΚΑΙ ΟΙΚΟΛΟΓΙΑΣ ΤΟΥ ΖΩΟΠΛΑΓΚΤΟΥ ΣΕ ΛΙΜΝΕΣ ΤΗΣ ΔΥΤΙΚΗΣ ΕΛΛΑΔΑΣ

ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

ΑΓΡΙΝΙΟ 2013

ΣΥΜΒΟΛΗ ΣΤΗ ΜΕΛΕΤΗ
ΤΗΣ ΒΙΟΛΟΓΙΑΣ ΚΑΙ ΟΙΚΟΛΟΓΙΑΣ ΤΟΥ ΖΩΟΠΛΑΓΚΤΟΥ
ΣΕ ΛΙΜΝΕΣ ΤΗΣ ΔΥΤΙΚΗΣ ΕΛΛΑΔΑΣ

Διδακτορική Διατριβή υποβληθείσα στο

Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων

του Πανεπιστημίου Δυτικής Ελλάδας

Υπό

ΑΙΚΑΤΕΡΙΝΗ Β. ΧΑΛΚΙΑ

Για την Απόκτηση του Τίτλου του Διδάκτορα του

του Πανεπιστημίου Δυτικής Ελλάδας

Αγρίνιο, Μάρτιος 2013

ΣΥΜΒΟΛΗ ΣΤΗ ΜΕΛΕΤΗ ΤΗΣ ΒΙΟΛΟΓΙΑΣ ΚΑΙ ΟΙΚΟΛΟΓΙΑΣ ΤΟΥ ΖΩΟΠΛΑΓΚΤΟΥ ΣΕ ΛΙΜΝΕΣ ΤΗΣ ΔΥΤΙΚΗΣ ΕΛΛΑΔΑΣ

Υπό

Αικατερίνη Β. Χαλκιά

Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων

Πανεπιστημίου Δυτικής Ελλάδας

ΜΕΛΗ ΕΞΕΤΑΣΤΙΚΗΣ ΕΠΙΤΡΟΠΗΣ

Κεχαγιάς Γεώργιος[1] (Επιβλέπων)
Επίκουρος Καθηγητής Πανεπιστημίου Δυτικής Ελλάδας
Μπούρτζης Κωνσταντίνος[1]
Καθηγητής Πανεπιστημίου Δυτικής Ελλάδας
Λεονάρδος Ιωάννης[1]
Καθηγητής Πανεπιστημίου Ιωαννίνων
Δημόπουλος Παναγιώτης[2]
Καθηγητής Πανεπιστημίου Δυτικής Ελλάδας
Ζαχαρίας Ιερόθεος[2]
Επίκουρος Καθηγητής Πανεπιστημίου Δυτικής Ελλάδας
Κατσέλης Γεώργιος[2]
Αναπληρωτής Καθηγητής ΤΕΙ Μεσολογγίου
Φραγκοπούλου Αικατερίνη[2]
Επίκουρη Καθηγήτρια Πανεπιστημίου Πατρών

[1]Μέλη της Τριμελούς Συμβουλευτικής Επιτροπής

[2]Μέλη της Επταμελούς Εξεταστικής Επιτροπής

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Η παρούσα διδακτορική διατριβή πραγματοποιήθηκε στο Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων του Πανεπιστημίου Δυτικής Ελλάδας. Αντικείμενο της έρευνας αυτής ήταν η μελέτη των σημαντικότερων οικολογικών και βιολογικών παραμέτρων του ζωοπλαγκτού, δεδομένης της μεγάλης σημασίας του και της έλλειψης πληροφόρησης για τα οικοσυστήματα των λιμνών Αμβρακίας, Λυσιμαχείας και Οζερός. Η παρούσα μελέτη αποτελεί μέρος μιας ευρύτερης προσπάθειας συνολικής διερεύνησης των λιμναίων οικοσυστημάτων στη Δυτική Ελλάδα με κεντρικό αντικείμενο το ζωοπλαγκτό. Ο απώτερος στόχος αυτής της προσπάθειας είναι η καλύτερη κατανόηση του οικολογικού ρόλου που διαδραματίζουν οι ζωοπλαγκτικές βιοκοινωνίες στα λιμναία οικοσυστήματα της περιοχής, καθώς και η αποτύπωση της σημερινής κατάστασης στην οποία βρίσκονται, συμβάλλοντας κατά αυτόν τον τρόπο στην πιο αποτελεσματική και ολοκληρωμένη προστασία και διαχείρισή τους.

Ολοκληρώνοντας την παρούσα διατριβή, θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά πρώτα από όλους τον επιβλέποντα Επίκουρο Καθηγητή κ. Κεχαγιά Γεώργιο τόσο για την εμπιστοσύνη που μου έδειξε με την ανάθεση αυτής της έρευνας, όσο και για τη συνεχή επιστημονική καθοδήγηση σε όλη τη διάρκειά της. Τον ευχαριστώ ιδιαίτερα για την πολύτιμη βοήθεια του στη συλλογή των δειγμάτων και για τις υποδείξεις κατά τη διάρκεια της συγγραφής του κειμένου, μα πάνω από όλα για την ουσιαστική συμπαράστασή του όλα αυτά τα χρόνια στην προσπάθειά μου να ολοκληρώσω τη διατριβή.

Θα ήθελα ακόμα να ευχαριστήσω τον Καθηγητή κ. Μπούρτζη Κωνσταντίνο, τον Καθηγητή κ. Λεονάρδο Ιωάννη, τον Καθηγητή κ. Δημόπουλο Παναγιώτη, τον Επίκουρο Καθηγητή κ. Ζαχαρία Ιερόθεο, τον Αναπληρωτή Καθηγητή κ. Κατσέλη Γεώργιο και την Επίκουρη Καθηγήτρια κ. Φραγκοπούλου Αικατερίνη που δέχθηκαν να συμμετάσχουν στην Εξεταστική Επιτροπή και για το χρόνο που αφιέρωσαν στη μελέτη της παρούσας διδακτορικής διατριβής.

Θα ήταν παράλειψή μου να μην ευχαριστήσω επίσης τους Καθηγητές του Τμήματος Δ.Π.Φ.Π. του Πανεπιστημίου Δυτικής Ελλάδας κ. Ματθόπουλο Δημήτριο και κ. Βαγενά Δημήτριο για τη φιλοξενία τους στα εργαστήρια Εφαρμοσμένης

Βιολογίας-Ηθικής και Περιβαλλοντικών Συστημάτων αντίστοιχα, καθώς και για την παραχώρηση εργαστηριακού εξοπλισμού για την ανάλυση και επεξεργασία των συλλεχθέντων δειγμάτων.

Ευχαριστώ επίσης τον Επίκουρο Καθηγητή κ. Ζαχαρία Ιερόθεο για την παραχώρηση του φορητού οργάνου καταγραφής των φυσικοχημικών χαρακτηριστικών των υδάτων και την Δρ. Γιάννη Αρετή για την προετοιμασία του οργάνου πριν από κάθε δειγματοληψία, αλλά και την εξαγωγή και αποστολή των δεδομένων αμέσως μετά.

Ένα μεγάλο ευχαριστώ θα ήθελα να πω στην φίλη και συνεργάτιδα Δρ. Ντούλκα Ευαγγελία για την πολύτιμη βοήθεια που μου προσέφερε όλα αυτά τα χρόνια σε θέματα επιστημονικά και τεχνικά. Οι εύστοχες υποδείξεις της και οι πολύτιμες συμβουλές της συνέβαλαν καθοριστικά στην υλοποίηση αυτής της έρευνας.

Ευχαριστίες οφείλω και σε όλους εκείνους, φίλους και συναδέλφους, που με συζητήσεις, γνώμες ή με οποιονδήποτε άλλο τρόπο βοήθησαν στην ολοκλήρωση αυτής της μελέτης.

Θα ήθελα επίσης να ευχαριστήσω το Βασίλη για την αγάπη του, τη συνεχή στήριξή του και κατανόηση που έδειξε όλα αυτά τα χρόνια, ενθαρρύνοντας με σε κάθε δύσκολη στιγμή. Το «ευχαριστώ» θα ήταν ίσως το λιγότερο που μπορώ να πω.

Τέλος, θα ήθελα ολόψυχα να ευχαριστήσω την οικογένειά μου για την οικονομική στήριξη που μου παρείχε όλα αυτά τα χρόνια, μα πάνω από όλα για την αγάπη, την περίσσεια υπομονή και την ηθική υποστήριξή τους, καθώς χωρίς τη δική τους συμβολή η ολοκλήρωση αυτής της προσπάθειας θα ήταν αδύνατη. Τους ευχαριστώ όλους και κάθε έναν χωριστά, γιατί ακόμα και στις δύσκολες μέρες που αντιμετωπίσαμε δεν έπαψαν ποτέ να με στηρίζουν και να είναι στο πλάι μου.

Αικατερίνη Β. Χαλκιά

Μάρτιος 2013

Στην οικογένειά μου

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1 Γενικά....9
1.2 Το ζωοπλαγκτό....10
1.2.1 Σύνθεση της λιμναίας ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας....12
1.2.2 Αναπαραγωγή και εποχική διακύμανση ζωοπλαγκτού....14
1.2.3 Χωρική κατανομή του ζωοπλαγκτού....17
1.3 Το αβιοτικό περιβάλλον....18
1.3.1 Φως....18
1.3.2 Διαφάνεια νερού....19
1.3.3 Θερμοκρασία....20
1.3.4 Διαλυμένο οξυγόνο....21
1.3.5 Ενεργός οξύτητα (pH)....22
1.3.6 Ηλεκτρική αγωγιμότητα....24
1.3.7 Θρεπτικά στοιχεία....25
1.3.7.1 Άζωτο....25
1.3.7.2 Φώσφορος....26
1.3.7.3 Πυρίτιο....28
1.3.8 Παραγωγικότητα λιμναίων οικοσυστημάτων....28
1.4 Οικοσυστήματα εσωτερικών υδάτων της Δυτικής Στερεάς Ελλάδας....30
1.4.1 Λίμνη Αμβρακία....32
1.4.2 Λίμνη Λυσιμαχεία....35
1.4.3 Λίμνη Οζερός....38
1.5 Σκοπός της διδακτορικής διατριβής....41

2. ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ

2.1 Εργασίες πεδίου....45
2.1.1 Συλλογή δειγμάτων ζωοπλαγκτού....46
2.1.2 Συλλογή δειγμάτων νερού - καταγραφή φυσικοχημικών παραμέτρων....49

2.2 Εργαστηριακές αναλύσεις....50
2.2.1 Προσδιορισμός συγκεντρώσεων θρεπτικών στοιχείων και χλωροφύλλης-α....50
2.2.2 Αναγνώριση και καταμέτρηση του ζωοπλαγκτού....53
2.3 Στατιστική επεξεργασία....56

3. ΑΒΙΟΤΙΚΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

3.1 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ....61
3.1.1 Λίμνη Αμβρακία....63
3.1.1.1 Μέγιστο βάθος....63
3.1.1.2 Διαφάνεια νερού....64
3.1.1.3 Θερμοκρασία....65
3.1.1.4 Διαλυμένο οξυγόνο....69
3.1.1.5 Χλωροφύλλη-α....70
3.1.1.6 Ενεργός οξύτητα (pH)....70
3.1.1.7 Ηλεκτρική αγωγιμότητα....71
3.1.1.8 Ολικός φώσφορος....74
3.1.1.9 Ορθοφωσφορικά ιόντα....76
3.1.1.10 Νιτρικά ιόντα....76
3.1.1.11 Αμμωνιακά ιόντα....77
3.1.1.12 Νιτρώδη ιόντα....79
3.1.1.13 Πυριτικά ιόντα....81
3.1.1.14 Προσδιορισμός τροφικής κατάστασης....81
3.1.2 Λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός....82
3.1.2.1 Μέγιστο βάθος....82
3.1.2.2 Διαφάνεια νερού....84
3.1.2.3 Θερμοκρασία....85
3.1.2.4 Διαλυμένο οξυγόνο....87
3.1.2.5 Ενεργός οξύτητα (pH)....89
3.1.2.6 Ηλεκτρική αγωγιμότητα....91
3.1.2.7 Χλωροφύλλη-α....93
3.1.2.8 Ολικός φώσφορος....95

3.1.2.9 Ορθοφωσφορικά ιόντα 96
3.1.2.10 Νιτρικά ιόντα 98
3.1.2.11 Αμμωνιακά ιόντα 99
3.1.2.12 Νιτρώδη ιόντα 100
3.1.2.13 Πυριτικά ιόντα 102
3.1.2.14 Προσδιορισμός τροφικής κατάστασης 103
3.2 ΣΥΖΗΤΗΣΗ 105
3.2.1 Διαφάνεια νερού 107
3.2.2 Θερμοκρασία 108
3.2.3 Διαλυμένο οξυγόνο 109
3.2.4 Ενεργός οξύτητα (pH) 111
3.2.5 Ηλεκτρική αγωγιμότητα 112
3.2.6 Συγκέντρωση χλωροφύλλης-α 113
3.2.7 Θρεπτικά στοιχεία – Τροφική κατάσταση των λιμνών 115

4. ΣΥΝΘΕΣΗ ΤΗΣ ΖΩΟΠΛΑΓΚΤΙΚΗΣ ΒΙΟΚΟΙΝΩΝΙΑΣ

4.1 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ 125
4.1.1 Η ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης Αμβρακίας 125
4.1.2 Η βιοκοινωνία του ζωοπλαγκτού στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός 127
4.1.3 Ποικιλότητα ζωοπλαγκτού στις τρεις λίμνες 130
4.2 ΣΥΖΗΤΗΣΗ 132

5. ΕΠΟΧΙΚΗ ΔΙΑΚΥΜΑΝΣΗ ΖΩΟΠΛΑΓΚΤΟΥ

5.1 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ 141
5.1.1 Εποχική διακύμανση του ζωοπλαγκτού στη λίμνη Αμβρακία 141
5.1.1.1 Σύνολο ζωοπλαγκτού 141
5.1.1.2 Κωπήποδα 143
5.1.1.3 Κλαδοκεραιωτά 152
5.1.1.4 Τροχόζωα 159
5.1.1.5 Προνύμφες δίθυρων μαλακίων 171

5.1.2 Εποχική διακύμανση του ζωοπλαγκτού στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός....173
5.1.2.1 Σύνολο ζωοπλαγκτού....173
5.1.2.2 Κωπήποδα....175
5.1.2.3 Κλαδοκεραιωτά....186
5.1.2.4 Τροχόζωα....193
5.1.2.5 Προνύμφες δίθυρων μαλακίων....216
5.2 ΣΥΖΗΤΗΣΗ....218
5.2.1 Εποχική διακύμανση του ζωοπλαγκτού....218
5.2.2 Κωπήποδα....227
5.2.3 Τροχόζωα....229
5.2.4 Κλαδοκεραιωτά....236
5.2.5 Προνύμφες δίθυρων μαλακίων....241

6. ΚΑΤΑΚΟΡΥΦΗ ΚΑΤΑΝΟΜΗ ΖΩΟΠΛΑΓΚΤΟΥ ΣΤΗ ΛΙΜΝΗ ΑΜΒΡΑΚΙΑ

6.1 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ....249
6.1.1 Συνολικό ζωοπλαγκτό....249
6.1.2 Κωπήποδα....250
6.1.3 Κλαδοκεραιωτά....263
6.1.4 Τροχόζωα....271
6.1.5 Προνύμφες δίθυρων μαλακίων....282
6.1.6 Συγκρίσεις κατακόρυφων κατανομών με τη λίμνη Τριχωνίδα....283
6.2 ΣΥΖΗΤΗΣΗ....291

7. Η ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΤΟΥ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

7.1 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ....301
7.1.1 Λίμνη Αμβρακία....301
7.1.2 Λίμνη Λυσιμαχεία....306
7.1.3 Λίμνη Οζερός....309
7.2 ΣΥΖΗΤΗΣΗ....311

8. ΣΥΝΟΨΗ - ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

8.1 Το αβιοτικό περιβάλλον....317
8.1.1 Λίμνη Αμβρακία....318
8.1.2 Λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός....319
8.2 Το ζωοπλαγκτό....321
8.2.1 Σύνθεση της βιοκοινωνίας....321
8.2.2 Αφθονία και εποχική διακύμανση ζωοπλαγκτού....323
8.2.3 Κατακόρυφη κατανομή ζωοπλαγκτού στη λίμνη Αμβρακία....324
8.3 Περιβαλλοντικές επιδράσεις....326
8.4 Προτάσεις μελλοντικής έρευνας....326
8.5 Επίλογος....328

ΠΕΡΙΛΗΨΗ....331
SUMMARY....335
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ....339
ΒΙΟΓΡΑΦΙΚΟ ΣΗΜΕΙΩΜΑ....363

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1ο

ΕΙΣΑΓΩΓΗ



- Γενικά
- Το ζωοπλαγκτό
- Το αβιοτικό περιβάλλον
- Οικοσυστήματα εσωτερικών υδάτων της Δυτικής Στερεάς Ελλάδας
- Σκοπός της διδακτορικής διατριβής

1.1 Γενικά

Ένα βασικό χαρακτηριστικό της Γης είναι η παρουσία νερού η οποία εκτείνεται στο 71 % της γήινης επιφάνειας. Περισσότερο από το 99 % της υδρόσφαιρας αποτίθεται στις ωκεάνιες κοιλότητες, ενώ οι ποσότητες που αποτελούν τα εσωτερικά ύδατα καταλαμβάνουν μόλις ένα μικρό ποσοστό. Οι λίμνες αποτελούν μια από τις σημαντικότερες διαμορφώσεις των εσωτερικών υδάτων, οι οποίες διαθέτουν περίπου το 0,02 % του παγκόσμιου υδάτινου αποθέματος και παρουσιάζουν ιδιαίτερο ενδιαφέρον και ποικίλη λειτουργικότητα. Χαρακτηρίζονται ως μικρόκοσμοι οι οποίοι φιλοξενούν μια πληθώρα φυτικών και ζωικών οργανισμών, εξυπηρετούν σκοπούς όπως είναι η παροχή νερού για άρδευση ή ύδρευση, η μετακίνηση ανθρώπων και αγαθών, η αλιεία, η αναψυχή και ο τουρισμός. Παράλληλα αποτελούν σημαντικά πεδία για επιστημονικούς, εκπαιδευτικούς σκοπούς κ.ά. Η σπουδαιότητα των λιμνών στη διατήρηση και επιβίωση της χερσαίας ζωής είναι θεμελιώδης, ενώ κάθε προσπάθεια προστασίας και ολοκληρωμένης διαχείρισής τους πρέπει να στηρίζεται στην πλήρη γνώση όλων των λειτουργιών και χαρακτηριστικών τους (Wetzel, 2001).

Ολοένα και περισσότερο τα λιμναία οικοσυστήματα υπόκεινται συνολικά σε εμφανώς αυξανόμενους ρυθμούς ποιοτικής και ποσοτικής υποβάθμισης, τόσο εξαιτίας των επιπτώσεων που απορρέουν από τις κλιματικές αλλαγές, αλλά και λόγω της ανθρώπινης παρέμβασης. Ένα επαρκώς τεκμηριωμένο αποτέλεσμα της ανθρώπινης επίδρασης στα υδάτινα οικοσυστήματα είναι η πιο κοινή μορφή ρύπανσης, ο ευτροφισμός. Πρόκειται για έναν πολύπλευρο όρο ο οποίος σχετίζεται με την αυξημένη παραγωγικότητα, την απλούστευση των βιοκοινωνιών, και μια μεταβολή στην ισορροπία του μεταβολικού κύκλου της οργανικής ύλης (Wetzel, 2001). Η ανάπτυξη νέων δραστηριοτήτων, η ανάγκη αύξησης της παραγωγικότητας των υφιστάμενων, οι απαιτήσεις που προκύπτουν από την αύξηση του πληθυσμού και τη βελτίωση του βιοτικού επιπέδου, δημιουργούν ολοένα και μεγαλύτερη ζήτηση νερού κατάλληλης ποιότητας για κάθε χρήση. Η ανάγκη επομένως για κατανόηση των μεταβολικών χαρακτηριστικών και αποκρίσεων των υδάτινων οικοσυστημάτων είναι ουσιώδης για την αντιμετώπιση και την αντιστάθμιση των αποτελεσμάτων των αλλαγών αυτών και για την επίτευξη μιας αποτελεσματικής διαχείρισής τους.

Η λειτουργία των λιμναίων οικοσυστημάτων έχει μελετηθεί περισσότερο ως προς τα ανώτερα τροφικά επίπεδα (μελέτη της ιχθυοπανίδας), ενώ παράλληλα έντονο ερευνητικό ενδιαφέρον αποτελεί και η μελέτη της μικροχλωρίδας των λιμνών, καθώς οι οργανισμοί του φυτοπλαγκτού είναι οι κύριοι πρωτογενείς παραγωγοί στα υδάτινα οικοσυστήματα. Οι δύο αυτοί βιολογικοί παράγοντες αποτελούν άλλωστε και δείκτες ποιότητας των υδάτων όπως αναφέρεται στην Οδηγία Πλαίσιο της Ε.Ε. για τα νερά (2000/60/ΕΚ). Σύμφωνα με αυτή την οδηγία, η οικολογική κατάσταση των επιφανειακών υδάτων αξιολογείται από μια σειρά «βιολογικών ποιοτικών στοιχείων», όπως τα μακροασπόνδυλα, τα ψάρια, το φυτοπλαγκτό, τα μακρόφυτα και το φυτοβένθος, και υποστηρίζεται από ένα σύνολο χημικών και υδρομορφολογικών ποιοτικών δεδομένων. Ωστόσο, το ζωοπλαγκτό το οποίο αποτελεί σημαντικό στοιχείο της δομής και της λειτουργίας των υδάτινων οικοσυστημάτων, δεν περιλαμβάνεται ως ένα «βιολογικό ποιοτικό στοιχείο», παρότι πολλές μελέτες έχουν αποδείξει τη χρησιμότητά του ως δείκτη των αλλαγών τροφικότητας και της οικολογικής κατάστασης των λιμνών που σχετίζονται με την επιβάρυνση θρεπτικών στοιχείων, αλλά και με τις κλιματικές αλλαγές (π.χ. Jeppesen et al., 2005; Søndergaard et al., 2005; Jeppesen et al., 2011).

1.2 Το ζωοπλαγκτό

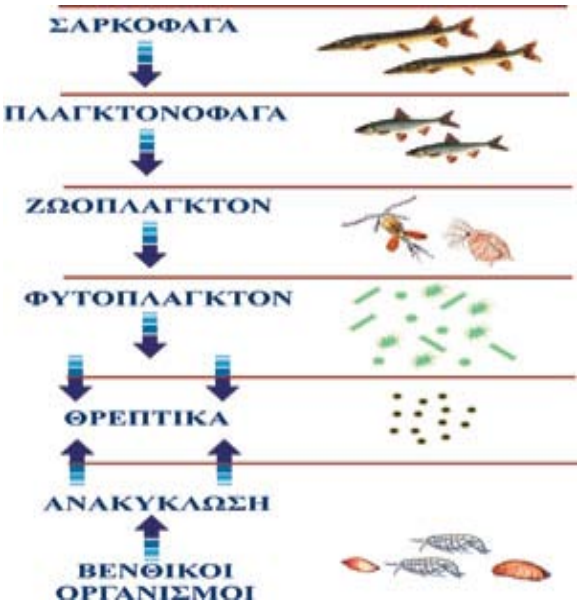
Στο ζωοπλαγκτό συμπεριλαμβάνονται όλοι εκείνοι οι μικροσκοπικοί ασπόνδυλοι οργανισμοί οι οποίοι έχουν μικρή ικανότητα ενεργητικής μετακίνησης. Οι οργανισμοί του ζωοπλαγκτού καταλαμβάνουν μια σημαντική και στρατηγική θέση εντός της τροφικής αλυσίδας του οικοσυστήματος μιας λίμνης και είναι ευαίσθητοι σε ανθρωπογενείς επιδράσεις (Caroni & Irvine, 2010; Jeppesen et al., 2011). Το ζωοπλαγκτό αποτελεί την κύρια πηγή τροφής των πλαγκτοφάγων ψαριών συντελώντας κατά αυτόν τον τρόπο στη μεταφορά ενός μεγάλου μέρους της ενέργειας από τους πρωτογενείς παραγωγούς στους ανώτερους οργανισμούς, ενώ παράλληλα συνεισφέρει σημαντικά στην ανακύκλωση των θρεπτικών αλάτων κατά την περίοδο της θερμικής

στρωμάτωσης μέσω βιολογικών εκκρίσεων και διαδικασιών αποσύνθεσης, τα οποία εισέρχονται ξανά στον κύκλο της πρωτογενούς παραγωγής (Hessen et al., 1992). Κάποιοι από τους ζωοπλαγκτικούς οργανισμούς είναι σε θέση να πραγματοποιούν μικρότερης ή μεγαλύτερης κλίμακας κατακόρυφες μεταναστεύσεις, εμπλουτίζοντας σε ένα ποσοστό τα βαθύτερα στρώματα με CO_2 το οποίο παράγεται κατά την αναπνοή και αποτελεί σημαντική πηγή για τις φωτοσυνθετικές ανάγκες του φυτοπλαγκτού (Longhurst & Williams, 1992). Οι περισσότεροι ζωοπλαγκτικοί οργανισμοί είναι φυτοφάγοι και τρέφονται με φυτοπλαγκτό. Έτσι, είναι σε θέση να επηρεάσουν σημαντικά την παραγωγικότητα σε ένα υδάτινο οικοσύστημα, καθώς η υψηλή διηθητική ικανότητα ορισμένων ειδών συντελεί στη διατήρηση της καλής οικολογικής ποιότητας του νερού, απομακρύνοντας μεγάλες ποσότητες φυτοπλαγκτού (Garnier & Mourelatos, 1991).

Η ηθμοφαγία (διήθηση νερού και συγκράτηση σωματιδίων) είναι ο κυρίαρχος τρόπος σύλληψης τροφής από αρκετούς ζωοπλαγκτικούς οργανισμούς, ενώ μερικοί από αυτούς διαθέτουν κάποια ικανότητα επιλεκτικής διατροφής. Οι ρυθμοί διήθησης συνήθως αυξάνουν με την αύξηση του σωματικού μεγέθους αλλά και με την άνοδο της θερμοκρασίας (Wetzel, 2001). Η ικανότητα καταναλωτικής δραστηριότητας (βόσκησης) του ζωοπλαγκτού ποικίλλει ευρέως κατά εποχή και μεταξύ των λιμνών. Κατά τη διάρκεια του μεγαλύτερου μέρους του έτους, το ζωοπλαγκτό διηθεί μόνο ένα μικρό μέρος του υδάτινου όγκου. Σε συγκεκριμένες στιγμές του έτους, η βόσκηση μπορεί να απομακρύνει μεγάλο μέρος του φυτοπλαγκτού και να προκαλέσει αξιοσημείωτη μείωση της παραγωγικότητας του. Η ικανότητα βόσκησης του ζωοπλαγκτού επί του φυτοπλαγκτού είναι μέγιστη σε λίμνες μέτριας παραγωγικότητας (μεσότροφες). Σε ολιγότροφες λίμνες, η διαθεσιμότητα θρεπτικών κυριαρχεί στη ρύθμιση του φυτοπλαγκτού, ενώ σε εύτροφες λίμνες πλούσιες σε θρεπτικά, η αύξηση του φυτοπλαγκτού υπερβαίνει κατά πολύ τις απώλειες λόγω θνησιμότητας από τη θηρευτική δραστηριότητα του ζωοπλαγκτού. Η διαδοχή ειδών των φυκών μπορεί επίσης να μεταβληθεί λόγω εντατικής, επιλεκτικής βόσκησης και συνακόλουθης αναγέννησης των θρεπτικών (Wetzel, 2001).

Η στρατηγική θέση του ζωοπλαγκτού, από την άποψη της διατροφής και της ροής της ενέργειας στο οικοσύστημα, καθώς και η ευαισθησία του σε τεχνητές και φυσικές μεταβολές του περιβάλλοντος, το κάνουν κατάλληλο για βιολογική παρακολούθηση

της ποιότητας των υδάτων (Gulati, 1983; Schindler, 1987). Η μελέτη επομένως του ζωοπλαγκτού σε ένα υδάτινο οικοσύστημα κρίνεται αναγκαία, καθώς οι γνώσεις για το σπουδαίο αυτό οικολογικό παράγοντα μπορούν να οδηγήσουν σε σημαντικά συμπεράσματα για τη βιολογική εκτίμηση της ποιότητας των υδάτινων λεκανών και τελικά την αποτελεσματικότερη διαχείρισή τους (Caroni & Irvine, 2010).



Εικόνα 1.1. Απλοποιημένη σχηματική απεικόνιση τροφικού πλέγματος λιμναίου οικοσυστήματος (πηγή: kpe-kastor.kas.sch.gr).

1.2.1 Σύνθεση της λιμναίας ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας

Παρά τη μεγάλη ζωική ποικιλότητα που διαπιστώνεται στα υδάτινα οικοσυστήματα, η εκπροσώπηση φύλων αλλά και η ποικιλία ειδών στις βιοκοινωνίες του ζωοπλαγκτού είναι πολύ μικρότερες στα γλυκά νερά έναντι των θαλάσσιων (Lehman, 1988), διαφορές που πιθανώς σχετίζονται με τη μεγάλη αρχαϊκότητα, το βάθος και την εξελικτική συνέχεια που διαπιστώνεται στους ωκεανούς (Wetzel, 2001). Το λιμναίο ζωοπλαγκτό χαρακτηρίζεται από μικρό αριθμό ειδών και υψηλές πυκνότητες σε σύντομες περιόδους. Στη σύνθεση της ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας των λιμνών συμμετέχουν τρεις κύριες ομάδες: η συνομοταξία των τροχοζώων (Rotifera), η

υπόταξη των κλαδοκεραιωτών ή κλαδόκερων (Cladocera) και η κλάση των κωπηπόδων (Copepoda), η οποία περιλαμβάνει τις τάξεις των καλανοειδών (Calanoida), των κυκλοποειδών (Cyclopoida) και των αρπακτικοειδών (Harpacticoida). Στο λιμναίο ζωοπλαγκτό συμμετέχουν επίσης τα πρώτιστα, που συμπεριλαμβάνουν πρωτόζωα και ετερότροφα μαστιγωτά, ενώ περιστασιακά συναντώνται προνύμφες κοιλεντερωτών, εντόμων, μαλακίων και ιχθύων.

Τα τροχόζωα αποτελούν μια σημαντική συνιστώσα του ζωοπλαγκτού και έχουν μεγάλη οικολογική σημασία στα υδάτινα οικοσυστήματα των εσωτερικών υδάτων, και κυρίως στις λίμνες, καθώς αποτελούν σημαντική πηγή τροφής για άλλους ζωοπλαγκτικούς οργανισμούς και για τις προνύμφες των πλαγκτοφάγων ιχθύων. Γενικά, η συνομοταξία των τροχοζώων περιλαμβάνει περίπου 2000 είδη οργανισμών από τα οποία μόλις το 10% είναι θαλάσσια. Τα τροχόζωα είναι προσαρμοσμένα σε διάφορες οικολογικές συνθήκες και παρουσιάζουν μεγάλη ποικιλία μορφολογικών τύπων και προσαρμογών. Τα 3/4 περίπου των τροχοζώων είναι εδραία και συνδέονται με υποστρώματα της παράλιας ζώνης, ενώ περίπου 100 είδη είναι απολύτως πλαγκτικά. Τα περισσότερα είδη τροχοζώων δεν είναι θηρευτές και ως παμφάγα τρέφονται με βακτήρια, μικρά φύκη και οργανικά θρύμματα (διαμέτρου < 12 μm). Ελάχιστα είδη είναι θηρευτές που τρέφονται με πρωτόζωα, με άλλα τροχόζωα, αλλά και με μικρά καρκινοειδή. Χαρακτηριστικά είναι τα τροχόζωα του γένους *Asplanchna*, τα οποία είναι μεγαλύτερου μεγέθους και συλλαμβάνουν την τροφή τους παγιδεύοντας ή αρπάζοντάς την.

Εκτός από τα τροχόζωα, μια εξίσου σημαντική ομάδα του ζωοπλαγκτού που απαντάται στα λιμναία οικοσυστήματα, είναι τα καρκινοειδή που διακρίνονται στα κλαδοκεραιωτά και στα κωπήποδα. Τα κλαδοκεραιωτά συγκροτούν μια μονοφυλετική ομάδα στην οποία περιλαμβάνονται περίπου 400 είδη. Λόγω της μικρής ποικιλομορφίας τους, οι οργανισμοί αυτοί δεν παρουσιάζουν πολύ μεγάλη δυσκολία στην αναγνώριση των ειδών τους. Τα κλαδοκεραιωτά έχουν μεγάλη σημασία στη τροφική αλυσίδα των λιμναίων οικοσυστημάτων καθώς αποτελούν τροφή για τα σαρκοφάγα είδη του ζωοπλαγκτού, ενώ φαίνεται πως αποτελούν εκλεκτή τροφή για τα ψάρια και τις προνύμφες τους (Wetzel, 2001). Τα περισσότερα είδη κλαδοκεραιωτών είναι φυτοφάγα και τρέφονται με φύκη, βακτήρια και οργανικά υπολείμματα. Ωστόσο κάποια από αυτά, όπως το *Leptodora kindtii*, είναι αρπακτικά είδη και κύρια πηγή

τροφής τους είναι μεγαλύτεροι σε μέγεθος οργανισμοί, όπως πρωτόζωα, τροχόζωα και μικρόσωμα καρκινοειδή.

Τα κωπήποδα αποτελούν τη δεύτερη μεγάλη ομάδα των καρκινοειδών, η οποία συνιστά την κυριότερη και πολυπληθέστερη ομάδα του μεσοζωοπλαγκτού. Οι τρεις ομάδες των κωπηπόδων (καλανοειδή, κυκλοποειδή, αρπακτικοειδή) αναγνωρίζονται από τη γενική δομή του σώματος, το μήκος των κεραιών και τα κολυμβητικά τους εξαρτήματα. Τα αρπακτικοειδή κωπήποδα είναι παράκτιοι οργανισμοί, ενώ τα καλανοειδή και τα κυκλοποειδή είναι κυρίως πλαγκτικοί. Αν και τα περισσότερα κυκλοποειδή κωπήποδα είναι κυρίως βενθικά, τα λίγα είδη τα οποία ζουν πλαγκτικά αποτελούν μια σημαντική συνιστώσα του ζωοπλαγκτού, ειδικά σε μικρές και ρηχές λίμνες. Τα περισσότερα είδη είναι φυτοφάγα και τρέφονται με ποικιλία μονοκύτταρων και νηματοειδών φυκών, υπάρχουν όμως και σαρκοφάγα είδη (κυρίως κυκλοποειδή κωπήποδα) που τρέφονται με τροχόζωα, πρωτόζωα, κλαδοκεραιωτά και μικρές προνύμφες, ενώ τα ίδια τα κωπήποδα αποτελούν τροφή για πολλά πλαγκτοφάγα ψάρια. Η μεγάλη αφθονία τους, σε συνδυασμό με το γεγονός ότι είναι κυρίως φυτοφάγοι οργανισμοί, τους δίνουν μια ξεχωριστή σημασία στις τροφικές αλυσίδες των περισσότερων υδάτινων οικοσυστημάτων.

1.2.2 Αναπαραγωγή και εποχική διακύμανση ζωοπλαγκτού

Οι ρυθμοί αναπαραγωγής και οι κύκλοι ζωής των ζωοπλαγκτικών οργανισμών ποικίλλουν. Τα είδη των τροχοζώων και τα περισσότερα είδη των κλαδοκεραιωτών έχουν σύντομους κύκλους ζωής και αναπαράγονται με διπλοειδή παρθενογένεση θηλυκών επί πολλές διαδοχικές γενιές κατά τη διάρκεια της κύριας αυξητικής περιόδου. Σε αυτά τα είδη, τα αρσενικά άτομα είναι σπάνια και εμφανίζονται υπό συγκεκριμένες δυσμενείς περιβαλλοντικές συνθήκες, όποτε και πραγματοποιείται εγγενής αναπαραγωγή. Τα γονιμοποιημένα αυγά εισέρχονται συχνά σε φάση διάπαυσης και η εκκόλαψη ενδέχεται να καθυστερήσει για μεγάλες χρονικές περιόδους, μέχρι να υπάρξουν και πάλι κατάλληλες συνθήκες. Ένας αριθμός περιβαλλοντικών παραμέτρων επηρεάζουν την παραγωγή εγγενών μικτικών θηλυκών. Η μείωση της θερμοκρασίας, η μειωμένη διαθεσιμότητα τροφής υπό συνθήκες συνωστισμού του πληθυσμού, καθώς

και η μειωμένη διαθεσιμότητα διαφόρων διαιτητικών χημικών ενώσεων επάγουν την εγγενή παραγωγή σε ορισμένα τροχόζωα. Οι ρυθμοί αύξησης και ανάπτυξης των προνυμφικών σταδίων στα κλαδοκεραιωτά γενικώς αυξάνουν συναρτήσει της θερμοκρασίας και συχνά συσχετίζονται με τη διαθεσιμότητα τροφής.

Τα κωπήποδα είναι γονοχωριστικά και έχουν μεγαλύτερους κύκλους ζωής με λιγότερες γενιές. Η θερμοκρασία καθορίζει τους ρυθμούς παραγωγής αυγών, ενώ η διαθεσιμότητα τροφής επηρεάζει ευθέως το μέγεθός τους. Μετά την εκκόλαψη των αυγών ακολουθούν έξι διαδοχικά ναυπλιακά στάδια. Οι ναύπλιοι κατόπιν μεγαλώνουν σε μέγεθος σχηματίζοντας τους κωπηποδίτες και εκδύονται μέσω πέντε επιπρόσθετων προνυμφικών σταδίων πριν σχηματίσουν ένα ενήλικο άτομο. Ο χρόνος ανάπτυξης των κωπηπόδων μέχρι την ολοκλήρωση όλων των ανώριμων σταδίων είναι πολύ πιο μεγάλος από τον αντίστοιχο των τροχοζώων και των κλαδοκεραιωτών και ποικίλλει ευρέως μεταξύ των ειδών και υπό διαφορετικές περιβαλλοντικές συνθήκες (Wetzel, 2001). Ένα χαρακτηριστικό στάδιο της ζωής των κωπηπόδων είναι αυτό της διάπαυσης, που είναι μια υποχρεωτική αναστολή της ανάπτυξης, η οποία επέρχεται λόγω της ανάγκης πραγματοποίησης φυσιολογικών αλλαγών στους οργανισμούς. Σε μη ευνοϊκές συνθήκες τα κωπήποδα περνούν σε μια ληθαργική κατάσταση, ενώ τα αυγά διάπαυσης που παράγουν είναι ικανά να επιβιώσουν για μεγάλο χρονικό διάστημα στα ιζήματα (Dussart & Defaye, 2001).

Οι ζωοπλαγκτικές βιοκοινωνίες είναι δυναμικά συστήματα στα οποία η σύνθεση των ειδών μεταβάλλεται με το χρόνο. Η χωρική και χρονική δυναμική αυτών των βιοκοινωνιών επηρεάζεται από μια ποικιλία φυσικών, χημικών και βιολογικών παραγόντων, των οποίων ο ρόλος μπορεί να ποικίλει μεταξύ των διαφόρων υδάτινων οικοσυστημάτων. Σε γενικές γραμμές, τόσο οι βιοτικοί όσο και οι αβιοτικοί παράγοντες καθορίζουν τα όρια των ενδιαιτημάτων των ζωοπλαγκτικών ειδών διαχωρίζοντας το περιβάλλον και ελαχιστοποιώντας τις ανταγωνιστικές αλληλεπιδράσεις. Οι βιοτικοί παράγοντες, όπως είναι η ποιότητα και η ποσότητα της τροφής, ο ανταγωνισμός, η θήρευση και ο παρασιτισμός, μεταξύ άλλων προκαλούν αλλαγές στις ζωοπλαγκτικές κοινότητες ευνοώντας κάποιο είδος έναντι κάποιου άλλου, ενώ παράλληλα παράγοντες όπως η θερμοκρασία, η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου, η ένταση του φωτός και το pH, μπορούν να επηρεάσουν τη δυναμική των φυσικών πληθυσμών. Επιπροσθέτως, μεταβλητές που σχετίζονται με την τροφική κατάσταση των υδάτινων

οικοσυστημάτων, όπως είναι η συγκέντρωση των θρεπτικών και της χλωροφύλλης και η αγωγιμότητα, καθορίζουν την παρουσία συγκεκριμένων ειδών και της εποχικής εναλλαγής τους.

Η εποχική διακύμανση των διάφορων πληθυσμών των τροχοζώων είναι αρκετά σύνθετη. Πολλά τροχόζωα είναι πολυετή είδη και παρουσιάζουν συνήθως τις μέγιστες πυκνότητες στις αρχές της θερινής περιόδου. Άλλα, όπως τα ψυχρά στενόθερμα είδη, παρουσιάζουν μέγιστες πυκνότητες κατά τη χειμερινή και αρχική εαρινή περίοδο, ενώ υπάρχουν είδη που παρουσιάζουν δύο ή περισσότερα μέγιστα κατά τη διάρκεια της θερινής περιόδου. Η μεγάλη διαθεσιμότητα τροφής ενισχύει την αύξηση, μειώνει τη διάρκεια των νεανικών σταδίων και επιταχύνει την αναπαραγωγή (Wetzel, 2001). Η θήρευση είναι επίσης ένας σημαντικός παράγοντας που επηρεάζει τη χωρική κατανομή των τροχοζώων. Γενικά, οι οργανισμοί αυτοί δεν έχουν τη δυνατότητα να διατηρούν υψηλή αφθονία παρουσία μεγαλόσωμων κλαδοκεραιωτών και κωπηπόδων, είτε λόγω ανταγωνισμού για την τροφή, είτε λόγω αυξημένης θνησιμότητας από αδυναμία πρόσληψης της τροφής (Wetzel, 2001).

Η εποχική διαδοχή και η δυναμική των πληθυσμών των κλαδοκεραιωτών ποικίλουν επίσης μεταξύ των ειδών και των διαφορετικών λιμναίων οικοσυστημάτων. Κάποια είδη κλαδοκεραιωτών είναι πολυετή και ενδέχεται να εμφανίσουν ένα, δύο ή περισσότερα ακανόνιστα μέγιστα, ενώ είδη που χαρακτηρίζονται ως θερινά έχουν μια ευδιάκριτη διάπαυση και συνήθως αναπτύσσουν ένα πληθυσμιακό μέγιστο κατά την εαρινή περίοδο, και περιστασιακά ένα δεύτερο μέγιστο στο τέλος της θερινής περιόδου, ή κατά το φθινόπωρο. Η άνοδος της θερμοκρασίας κατά την εαρινή περίοδο, καθώς επίσης και η αυξημένη παροχή τροφής, ενισχύουν τους αναπαραγωγικούς ρυθμούς και αυξάνουν τον αριθμό αυγών ανά επώαση. Οι μεταβολές στην ποιότητα και τη διαθεσιμότητα της τροφής και ειδικότερα η θηρευτική δραστηριότητα ασπόνδυλων και ιχθύων, είναι σε θέση να προκαλέσουν ταχείες μεταβολές στους πληθυσμούς των κλαδοκεραιωτών. Η θνησιμότητα λόγω θήρευσης είναι συνήθως μέγιστη κατά τη θερινή περίοδο.

Τα κωπήποδα, σε αντίθεση με τα τροχόζωα και τα κλαδοκεραιωτά, έχουν πιο σταθερή παρουσία κατά τη διάρκεια του έτους. Η εποχική διακύμανση διαφέρει μεταξύ των ειδών και επηρεάζεται από ένα πλήθος περιβαλλοντικών συνθηκών και παραμέτρων, όπως τη θερμοκρασία του νερού, τη διαθεσιμότητα της τροφής και τη

θήρευση. Οι βιολογικοί κύκλοι των καλανοειδών κωπηπόδων είναι συνήθως πιο μακρόβιοι έναντι εκείνων των κυκλοποειδών, ενώ ο ανταγωνισμός μεταξύ τους μειώνεται από παραλλαγές ως προς το χρονισμό και τη διάρκεια διάπαυσης, από το χρονικό και χωρικό διαχωρισμό και από διαφορές στην αξιοποίηση της διαθέσιμης τροφής (Wetzel, 2001).

1.2.3 Χωρική κατανομή του ζωοπλαγκτού

Η οριζόντια και κατακόρυφη κατανομή του ζωοπλαγκτού στις λίμνες είναι συχνά ανομοιογενής και επηρεάζεται από τις επίσης ανομοιογενείς βιοτικές και αβιοτικές συνθήκες που επικρατούν. Η θερμοκρασία, η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου και η παρουσία τροφής αποτελούν τις βασικότερες παραμέτρους που επηρεάζουν την κατανομή των ζωοπλαγκτικών οργανισμών μέσα σε ένα υδάτινο οικοσύστημα (Pinel-Alloul et al., 2004).

Τα πελαγικά κλαδοκεραιωτά και κωπήποδα μεταναστεύουν από περιοχές της παράλιας ζώνης με αποκρίσεις κολυμβητικής συμπεριφοράς στη γωνιακή κατανομή του φωτός, ενώ σε πολλές περιπτώσεις η μη τυχαία διασπορά του ζωοπλαγκτού προκαλείται από τις κινήσεις των υδάτινων μαζών (Wetzel, 2001).

Ένας επίσης σημαντικός παράγοντας που επηρεάζει την κατανομή των ζωοπλαγκτικών οργανισμών σε μια λίμνη είναι η θηρευτική πίεση που ασκούν οι ασπόνδυλοι και οι ανώτεροι θηρευτές (Iglesias et al., 2007). Η πλαγκτοβόρος ιχθυοπανίδα ενδέχεται να είναι σημαντική στη ρύθμιση της αφθονίας και της δομής των ζωοπλαγκτικών βιοκοινωνιών. Μια από τις θεωρίες για την οριζόντια ανομοιογένεια στην κατανομή των ειδών είναι η «αποφυγή της ακτής» ως αποτέλεσμα της έντονης θηρευτικής πίεσης από τα ψάρια σε αυτό το τμήμα της λίμνης (Gliwicz & Rykowska, 1992). Στο κατακόρυφο επίπεδο, πολλοί οργανισμοί του ζωοπλαγκτού, ιδιαιτέρως τα κλαδοκεραιωτά και τα κωπήποδα, παρουσιάζουν αξιοσημείωτες ημερονύκτιες κατακόρυφες μεταναστεύσεις (ΗΚΜ) στην υδάτινη στήλη, αποφεύγοντας κατά αυτόν τον τρόπο τη θήρευση. Επειδή η θηρευτική δραστηριότητα των ιχθύων είναι μια οπτική διαδικασία, τέτοια φαινόμενα κατακόρυφης μετανάστευσης εμφανίζονται πρωτίστως

μεταξύ του ζωοπλαγκτού που είναι πιο ορατό στην ιχθυοπανίδα, και ιδιαιτέρως των ευμεγεθών ειδών και των θηλυκών ωοφόρων ατόμων.

1.3 Το αβιοτικό περιβάλλον

Οι αβιοτικοί παράγοντες καθορίζουν τα θεμελιώδη χαρακτηριστικά των οργανισμών αλλά και των πληθυσμών, των βιοκοινωνιών και των οικοσυστημάτων. Κάθε οικοσύστημα, χερσαίο ή υδάτινο, χαρακτηρίζεται ως μια λειτουργική ενότητα που συγκροτείται από οργανισμούς διαφόρων ειδών και από τις φυσικοχημικές συνθήκες οι οποίες συνιστούν το αβιοτικό περιβάλλον στο οποίο αναπτύσσονται οι οργανισμοί. Έτσι λοιπόν και σε μια λίμνη, οι υδρόβιοι οργανισμοί στο πλαίσιο μιας δυναμικής διαδικασίας αλληλεπιδράσεων, αναπτύσσουν ποικίλες και πολυσύνθετες σχέσεις μεταξύ τους, οι οποίες επηρεάζονται από το πλέγμα των φυσικοχημικών παραγόντων που συνιστούν το αβιοτικό περιβάλλον. Αυτό παρέχει στο οικοσύστημα την ενέργεια και τις πρώτες ύλες που είναι απαραίτητες για τη λειτουργία του. Κάθε λιμναίο οικοσύστημα χαρακτηρίζεται από ένα πλήθος αβιοτικών παραγόντων, οι σημαντικότεροι από τους οποίους περιγράφονται παρακάτω.

1.3.1 Φως

Η κύρια ενεργειακή πηγή για τη λειτουργία ενός υδάτινου οικοσυστήματος είναι η ηλιακή ακτινοβολία. Το σύνολο σχεδόν της ενέργειας που ελέγχει το μεταβολισμό των λιμνών προέρχεται ευθέως από την αξιοποιούμενη ηλιακή ενέργεια μέσω του φαινομένου της φωτοσύνθεσης, κατά το οποίο οι φυτικοί οργανισμοί απορροφούν μέρος της φωτεινής ενέργειας του ήλιου που διεισδύει στο νερό, μετατρέποντάς τη σε χημική ενέργεια. Παράλληλα, το φως αποτελεί μια σημαντική και ρυθμιστική παράμετρο της φυσιολογίας και της συμπεριφοράς των υδρόβιων οργανισμών και βοηθά τους ζωντανούς οργανισμούς να κινούνται και να εκτελούν τις λειτουργίες εκείνες που απαιτούν την όραση.

Η ποσότητα της ηλιακής ακτινοβολίας που φθάνει στην επιφάνεια μιας λίμνης εξαρτάται από το γεωγραφικό πλάτος και μήκος της περιοχής, την εποχή και την ώρα της ημέρας αλλά και τις ατμοσφαιρικές και μετεωρολογικές συνθήκες (Κουσσουρής, 1998). Η ποσότητα της ηλιακής ακτινοβολίας που εισχωρεί στη λίμνη ελαττώνεται με την αύξηση του βάθους της, γεγονός που οφείλεται τόσο στη διάχυση, όσο και στην απορρόφηση που προκαλείται από το ίδιο το νερό, από τις διαλυμένες ουσίες και από τα αιωρούμενα σωματίδια. Επιπλέον, καθώς διαδίδεται η ηλιακή ακτινοβολία στο νερό, η έντασή της μειώνεται καθώς κάποια μήκη κύματος απορροφούνται από τα μόρια του νερού και μετατρέπονται σε θερμότητα. Η απορρόφηση ηλιακής ενέργειας και οι απώλειές της υπό τη μορφή θερμότητας έχουν έντονη επίδραση στη θερμική δομή, τη διαστρωμάτωση των υδάτινων μαζών και τα πρότυπα κυκλοφορίας των λιμνών, τα οποία με τη σειρά τους καθορίζουν σε σημαντικό βαθμό την ανακύκλωση των θρεπτικών αλάτων, την κατανομή των διαλυμένων αερίων, καθώς και την κατανομή και τις ηθολογικές προσαρμογές των οργανισμών (Wetzel, 2001).

1.3.2 Διαφάνεια νερού

Η μέτρηση της διαφάνειας του νερού χρησιμοποιείται για την εκτίμηση του βάθους της εύφωτης ζώνης, της ζώνης δηλαδή εκείνης μέσα στην οποία μπορεί να χρησιμοποιηθεί το φως από τους φυτικούς οργανισμούς για να φωτοσυνθέσουν. Το βάθος στο οποίο εισέρχεται η ηλιακή ακτινοβολία μέσα σε έναν όγκο νερού, επηρεάζεται σε μεγάλο βαθμό από τα χαρακτηριστικά γνωρίσματα απορρόφησης τόσο του ίδιου του νερού όσο και της διαλυμένης και σωματιδιακής ύλης των υδάτων και, καθώς η φωτοσύνθεση σε μία λίμνη εξαρτάται από το φως, οτιδήποτε περιορίζει τη διεισδυτικότητά του θα επηρεάζει σημαντικά τις βιολογικές και χημικές διαδικασίες που συντελούνται στο νερό. Οι διαφορετικές εποχές, οι κλιματικές μεταβολές, τα εισρέοντα ύδατα στη λίμνη (χείμαρροι, ρυάκια, ποτάμια κ.ά.), καθώς επίσης και οι ανθρώπινες δραστηριότητες, μπορούν να επηρεάσουν τις τιμές της διαφάνειας. Συμπερασματικά, η μέτρηση της διαφάνειας του νερού αποτελεί μια χρήσιμη και σημαντική αβιοτική παράμετρο η οποία μπορεί να παράσχει ενδείξεις για την τροφική κατάσταση που επικρατεί σε ένα υδάτινο οικοσύστημα (Carlson, 1977).

1.3.3 Θερμοκρασία

Η θερμοκρασία είναι ένας καθοριστικός παράγοντας στη λειτουργία του οικοσυστήματος μιας λίμνης καθώς εμπλέκεται σε πολλές φυσικοχημικές και βιολογικές διεργασίες. Ελέγχει το ρυθμό κάποιων χημικών και βιοχημικών αντιδράσεων, επηρεάζει τη διαλυτότητα του οξυγόνου και άλλων συστατικών, καθώς και τη διαδικασία διάσπασης των οργανικών ουσιών που υπάρχουν στο νερό. Παράλληλα, επηρεάζει το μεταβολισμό και την κατανομή των υδρόβιων οργανισμών και διαμορφώνει τη σύνθεση των βιοκοινοτήτων, καθώς επιδρά στη συμπεριφορά και στο μέγεθος των πληθυσμών τους. Η θερμοκρασία του νερού μιας λίμνης μεταβάλλεται με το γεωγραφικό πλάτος, το υψόμετρο, την κυκλοφορία του αέρα, τη νεφοκάλυψη, το βάθος της υδατοσυλλογής, την εποχή και την ώρα της ημέρας.

Η θερμότητα σε ένα υδάτινο οικοσύστημα προκύπτει από αρκετές διαδικασίες όπως από την άμεση απορρόφηση της ηλιακής ενέργειας, η οποία αποτελεί και την κυριότερη πηγή, καθώς και από τη μεταφορά θερμότητας από την ατμόσφαιρα, τα ιζήματα και χερσαίες πηγές δια των ατμοσφαιρικών κατακρημνίσεων, των επιφανειακών απορροών και των εισροών υπόγειων υδάτων. Αντίθετα, απώλειες θερμότητας μπορούν να προκύψουν από την επίδραση του ανέμου, την εξάτμιση του νερού και την εκροή επιφανειακών κυρίως υδάτων (Wetzel, 2001).

Στα εύκρατα γεωγραφικά πλάτη και σε λίμνες συνήθως μεγάλου βάθους, σημειώνεται μια ιδιόρρυθμη ετήσια μεταβολή των υδάτινων μαζών. Κατά τη διάρκεια των θερμότερων περιόδων, τα επιφανειακά ύδατα θερμαίνονται και σαν ελαφρύτερα παραμένουν στην επιφάνεια, οπότε και διαχωρίζονται από τα βαθύτερα υδάτινα στρώματα έχοντας ως αποτέλεσμα την εμφάνιση του φαινομένου της θερμικής στρωμάτωσης. Τα δύο διακριτά στρώματα που δημιουργούνται καλούνται αντίστοιχα επιλίμνιο και υπολίμνιο. Κατά την περίοδο της θερμικής στρωμάτωσης δημιουργείται ένα μεταβατικό στρώμα νερού που χαρακτηρίζεται από σημαντική ελάττωση της θερμοκρασίας (θερμοκλινές ή μεταλίμνιο) και μπορεί να ποικίλλει τόσο το βάθος στο οποίο αναπτύσσεται, όσο και η κατά βάθος έκτασή του (το πάχος του). Το φαινόμενο της θερμικής στρωμάτωσης επηρεάζεται από διάφορους παράγοντες όπως ο άνεμος, το βάθος της λίμνης, η θερμική ακτινοβολία του ήλιου, αλλά και από το λόγο μεταξύ του βάθους του υδάτινου στρώματος που μπορεί να αναμιχθεί από τη δράση του ανέμου

προς το μέγιστο βάθος της λίμνης (Κουσσουρής, 1998). Η μεταβολή της πυκνότητας του νερού στο μεταλίμνιο λειτουργεί σαν ένας φυσικός φραγμός μεταξύ των ανώτερων και των βαθύτερων στρωμάτων για αρκετούς μήνες, εμποδίζοντας τη μεταφορά του διαλυμένου οξυγόνου και των θρεπτικών συστατικών σε όλη την υδάτινη στήλη. Η σταδιακή θέρμανση ή ψύξη των επιφανειακών στρωμάτων κατά την άνοιξη ή το φθινόπωρο αντίστοιχα (εαρινή ή φθινοπωρινή αναστροφή), οδηγεί στην καταβύθιση του επιφανειακού νερού και την κατακόρυφη ανάμιξη της υδάτινης στήλης, με αποτέλεσμα την εξομοίωση της πυκνότητας σε ολόκληρο τον όγκο της λίμνης. Το βάθος μέχρι το οποίο γίνεται η ανάμιξη του νερού εξαρτάται από την έκθεση της λίμνης στον άνεμο, καθώς και από το μέγεθός της. Η ανάμιξη των νερών έχει ως συνέπεια την κυκλοφορία των θρεπτικών στοιχείων που υπάρχουν στα βαθύτερα στρώματα της λίμνης (άλατα φωσφόρου, αζώτου και οργανικές ενώσεις) σε όλη τη στήλη του νερού και τον εμπλουτισμό του υπολιμνίου με οξυγόνο.

1.3.4 Διαλυμένο οξυγόνο

Η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου στο νερό αποτελεί έναν από τους σημαντικότερους δείκτες της οικολογικής κατάστασης ενός λιμναίου οικοσυστήματος. Δίνει σημαντικές πληροφορίες για το είδος των βιολογικών και χημικών αντιδράσεων που συμβαίνουν σε μια υδάτινη μάζα και αποτελεί ένα ουσιώδες στοιχείο για τις αναπνευστικές λειτουργίες των υδρόβιων οργανισμών. Η κυριότερη πηγή οξυγόνωσης του νερού είναι η ατμόσφαιρα από όπου μεταφέρεται με το φαινόμενο της διάχυσης, ενώ μια δεύτερη πηγή οξυγόνωσης, η οποία όμως περιορίζεται στην εύφωτη ζώνη, είναι η φωτοσυνθετική δραστηριότητα των φυτικών οργανισμών (Κεχαγιάς, 2003).

Η διαλυτότητα του οξυγόνου στο νερό και η κατανομή του σε μια λίμνη εξαρτώνται από ποικιλία παραγόντων, όπως οι μετεωρολογικές συνθήκες που επικρατούν στην περιοχή, η θερμοκρασία του νερού και η θερμική στρωμάτωση της υδάτινης στήλης, η ατμοσφαιρική πίεση, ο κυματισμός, η βιολογική δραστηριότητα, η περιεκτικότητα σε οξυγόνο των εισερχόμενων στη λίμνη νερών, καθώς και το σχήμα και μέγεθος της λεκάνης απορροής.

Η κατανομή του οξυγόνου σε μια λίμνη μπορεί να παρουσιάζει μεταβολές οι οποίες οφείλονται στη φωτοσυνθετική και αναπνευστική δραστηριότητα των υδρόβιων οργανισμών, καθώς και στις διαδικασίες διάσπασης - αποσύνθεσης των οργανικών συστατικών (Κουσσουρής, 1998). Κατά την περίοδο της ανάμιξης των υδάτων σε μια λίμνη, το διαλυμένο οξυγόνο κατανέμεται περισσότερο ομοιόμορφα στην υδάτινη στήλη, ενώ αντίθετα κατά την περίοδο δημιουργίας της θερμικής στρωμάτωσης η ζώνη διάσπασης των οργανικών συστατικών απομονώνεται στα βαθύτερα στρώματα του νερού και το οξυγόνο καταναλώνεται με ταχύτερους ρυθμούς (Wetzel, 2001). Όταν σε ένα υδάτινο οικοσύστημα η προσφορά θρεπτικών αλάτων και άρα και η οργανική παραγωγή κυμαίνεται σε χαμηλά επίπεδα (ολιγότροφες, μεσότροφες λίμνες), η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου είναι συνήθως υψηλή και ρυθμίζεται κυρίως από φυσικές διεργασίες όπως η κυκλοφορία του νερού, η ανάδευση λόγω κυματισμού, η θερμοκρασία της ατμόσφαιρας κ.ά. (Κουσσουρής, 1998). Σε αυτές τις περιπτώσεις, κατά τη θερινή στρωμάτωση, το οξυγόνο ελαττώνεται στο επιφανειακό στρώμα της υδάτινης μάζας λόγω αυξημένης θερμοκρασίας, ενώ παραμένει σε σταθερά επίπεδα στα ενδιάμεσα και βαθύτερα στρώματα με διαρκή ελάττωσή του όσο αυξάνεται το βάθος (ορθοκλινής κατανομή). Αντίθετα, σε πιο παραγωγικά οικοσυστήματα (εύτροφες λίμνες) η μεγάλη συσσώρευση φορτίων οργανικού υλικού στο υπολίμνιο και στα ιζήματα, αυξάνει την κατανάλωση του διαλυμένου οξυγόνου. Ως αποτέλεσμα, η περιεκτικότητα του υπολιμνίου σε οξυγόνο μειώνεται σταδιακά κατά τη φάση της θερινής στρωμάτωσης, συνήθως με ταχύτατους ρυθμούς στο βαθύτερο τμήμα της λεκάνης (κλινόβαθμη κατανομή) όπου υδάτινα στρώματα μικρότερου όγκου εκτίθενται στην εντονότερη αποικοδόμηση των επιφανειακών ιζημάτων (Wetzel, 2001).

1.3.5 Ενεργός οξύτητα (pH)

Η ενεργός οξύτητα (pH) εκφράζει την ενεργό συγκέντρωση των κατιόντων υδρογόνου ενός διαλύματος και η κλίμακα κυμαίνεται από 0 (πολύ όξινο) έως 14 (πολύ βασικό), ενώ η τιμή 7 αντιστοιχεί στην ουδέτερη κατάσταση. Τα φυσικά νερά έχουν τιμές pH που κυμαίνονται μεταξύ των 4 - 9 μονάδων, ενώ τιμές 6,5 - 8,5 είναι στις περισσότερες περιπτώσεις κατάλληλες για τους υδρόβιους οργανισμούς. Το pH των

φυσικών υδάτων καθορίζεται, κατά μεγάλο βαθμό, από την αλληλεπίδραση των ιόντων H^+ των προερχόμενων από τη διάσταση του H_2CO_3 και από τα ιόντα OH^-, τα παραγόμενα κατά την υδρόλυση των διττανθρακικών (Wetzel, 2001). Οι διαφορετικές τιμές pH επιδρούν στην παραγωγικότητα του φυτοπλαγκτού και στην κατανομή διαφόρων ζωικών ειδών, ενώ η μείωση των τιμών του έχει αρνητική επίδραση στην αναπαραγωγή πολλών οργανισμών, μειώνοντας την αφθονία τους (Κεχαγιάς, 2003). Η θερμοκρασία, οι συγκεντρώσεις του διοξειδίου του άνθρακα και του οξυγόνου, καθώς και η μεταβολική δραστηριότητα των υδρόβιων οργανισμών και η χημική αποσύνθεση των οργανικών ουσιών, μπορούν να επηρεάσουν τις τιμές της ενεργού οξύτητας (Κουσσουρής, 1998).

Κατά τις περιόδους θερμικής στρωμάτωσης στη λίμνη, η κατανομή του pH είναι κλινόβαθμη και αυτό οφείλεται κυρίως στην κατανάλωση του διοξειδίου του άνθρακα στο επιλίμνιο κατά τη φωτοσυνθετική δραστηριότητα των φυκών και στην απελευθέρωση του στο υπολίμνιο, κυρίως κατά την αποσύνθεση νεκρών οργανισμών και οργανικών υλικών του πυθμένα. Η διαδικασία της φωτοσύνθεσης προκαλεί αύξηση του pH καθώς δεσμεύει διοξείδιο του άνθρακα, ενώ με τη διαδικασία της αναπνοής και την αποσύνθεση οι τιμές του pH μειώνονται, καθώς ελευθερώνεται διοξείδιο του άνθρακα (Wetzel, 2001).

Η μέτρηση του pH είναι σημαντική κατά την αξιολόγηση της ποιότητας του νερού ενός λιμναίου οικοσυστήματος. Χαμηλές τιμές του pH οφείλονται συχνά σε εισαγωγή οξέων στη λίμνη (όξινη βροχή, αστικά και βιομηχανικά απόβλητα κ.ά.), στη σύσταση του υπεδάφους της λεκάνης απορροής, καθώς επίσης και στη χαμηλή συγκέντρωση θρεπτικών στοιχείων και στη μικρή βιολογική δραστηριότητα. Αλκαλικές τιμές pH συναντάμε σε περιπτώσεις έντονης φωτοσυνθετικής δραστηριότητας, σε περιπτώσεις ρύπανσης της λίμνης με αλκαλικές ουσίες (απορρυπαντικά κ.ά. από αστικά και βιομηχανικά απόβλητα) και σε αυξημένες συγκεντρώσεις ασβεστίου, νατρίου και μαγνησίου.

1.3.6 Ηλεκτρική αγωγιμότητα

Η ηλεκτρική αγωγιμότητα στα φυσικά νερά αναφέρεται στην ικανότητα του νερού να μεταφέρει ηλεκτρικά φορτία και αποτελεί ένδειξη του συνόλου των ηλεκτρολυτών. Η ικανότητα αυτή εξαρτάται από την παρουσία ιόντων, από τη συγκέντρωσή τους, την κινητικότητα, το σθένος και τη θερμοκρασία. Συνήθως στα φυσικά γλυκά νερά η ηλεκτρική αγωγιμότητα κυμαίνεται μεταξύ 50 και 1500 μS/cm.

Η τιμή της αγωγιμότητας είναι ενδεικτική για την ποιότητα του νερού της λίμνης και μια απότομη αύξησή της θα μπορούσε να αποτελεί ένδειξη ρύπανσης. Απόβλητα και ρύποι που εισέρχονται στη λίμνη τροποποιούν την αγωγιμότητα, ειδικότερα αν οι ρύποι περιλαμβάνουν ιόντα όπως ανθρακικά, θειϊκά, χλωρίου, μαγνησίου, νατρίου, καλίου και φωσφόρου. Όσο υψηλότερη είναι η συγκέντρωση των ιόντων, τόσο υψηλότερη είναι και η αγωγιμότητα (Wetzel, 2001).

Η αύξηση της αγωγιμότητας του νερού θα μπορούσε επίσης να συνδεθεί και με την ενηλικίωση μιας υδάτινης μάζας εξαιτίας της αύξησης των θρεπτικών συστατικών της. Όσο μεγαλύτερη είναι η αγωγιμότητα στα γλυκά νερά τόσο μεγαλύτερη είναι η βιολογική παραγωγικότητα (Κουσσουρής, 1998), όπως για παράδειγμα σε περιπτώσεις εύτροφων λιμνών όπου παρατηρούνται υψηλές τιμές (Boyd, 2000). Επιπλέον, η αύξηση της θερμοκρασίας επηρεάζει θετικά την τιμή της ηλεκτρικής αγωγιμότητας και αυτό συμβαίνει επειδή η αύξηση της θερμοκρασίας επιταχύνει τη διάσταση των ηλεκτρολυτών.

Η ηλεκτρική αγωγιμότητα αυξάνεται με το βάθος στη διάρκεια του καλοκαιριού σε λίμνες που εμφανίζουν στρωμάτωση, εξαιτίας της αναπνοής στο υπολίμνιο κατά την οποία παράγονται ανθρακικά ιόντα. Μετά το καλοκαίρι, όταν συμβεί αναστροφή στη λίμνη και το νερό της αναμιχθεί σε όλο τον όγκο του, η αγωγιμότητα των επιφανειακών νερών θα αυξηθεί συγκριτικά με το καλοκαίρι. Η αγωγιμότητα στο υπολίμνιο θα μειωθεί εξαιτίας της ανάμιξης του νερού του με το νερό της επιφάνειας. Στη διάρκεια του καλοκαιριού η αγωγιμότητα στο επιλίμνιο μπορεί να αυξηθεί εξαιτίας της εξάτμισης, αλλά μπορεί επίσης να επηρεαστεί και από την άμεση κατακρήμνιση νερού στη λίμνη, ή από υπόγειες εισροές.

1.3.7 Θρεπτικά στοιχεία

Στα θρεπτικά στοιχεία περιλαμβάνονται όλες οι απαραίτητες για την επιβίωση ουσίες που προσλαμβάνονται από τους οργανισμούς. Έχουν εξαιρετική σημασία για την αύξηση των υδρόβιων οργανισμών και την παραγωγικότητα των λιμναίων οικοσυστημάτων. Τα θρεπτικά στοιχεία είναι απαραίτητα στους φυτικούς οργανισμούς και υπάρχουν σε διαλυμένη ανόργανη ή οργανική μορφή. Το άζωτο και ο φώσφορος θεωρούνται ως οι πιο σημαντικοί παράγοντες για την ανάπτυξη των φυτικών οργανισμών, καθώς αποτελούν τους δομικούς λίθους για την κατασκευή των νουκλεϊκών οξέων και των πρωτεϊνών τους, ενώ παράλληλα ορισμένες βιταμίνες και ιχνοστοιχεία είναι απαραίτητα σε μικρές σχετικά ποσότητες (Wetzel, 2001). Η συγκέντρωση των θρεπτικών στοιχείων στο νερό διαδραματίζει καθοριστικό ρόλο στην ποιοτική και την ποσοτική παρουσία των οργανισμών και καθορίζεται από τα χαρακτηριστικά της λεκάνης απορροής και την ανθρώπινη δραστηριότητα εντός των ορίων της.

1.3.7.1 Άζωτο

Το άζωτο, ένα από τα κυριότερα συστατικά του κυτταρικού πρωτοπλάσματος των οργανισμών, αποτελεί ένα βασικό θρεπτικό στοιχείο που επηρεάζει σημαντικά την παραγωγικότητα των υδάτινων οικοσυστημάτων. Εμφανίζεται στα γλυκά νερά με διάφορες μορφές, όπως διαλυμένο μοριακό άζωτο, ως άζωτο δεσμευμένο σε οργανικές ενώσεις (πρωτεΐνες, αμινοξέα, ουρία κ.ά.), ως αμμωνία, ως νιτρώδη και ως νιτρικά ιόντα. Ο εμπλουτισμός των νερών με αζωτούχες ενώσεις μπορεί να προέρχεται από ατμοσφαιρικές κατακρημνίσεις που προσπίπτουν ευθέως στην επιφάνεια μιας λίμνης, από τη δέσμευση ατμοσφαιρικού αζώτου στο νερό αλλά και στα ιζήματα, καθώς και από την εισαγωγή ποσοτήτων από επιφανειακές και υπόγειες απορροές (Wetzel, 2001). Αντίθετα, οι απώλειες αζώτου από μια υδατοσυλλογή μπορεί να προέλθουν λόγω μαζικής εκροής νερού από τη λεκάνη, από την αναγωγή των NO_3^- σε N_2 μέσω βακτηριακής απονιτροποίησης με συνεπακόλουθη επιστροφή N_2 στην ατμόσφαιρα, και από καθίζηση των αζωτούχων ανόργανων και οργανικών ενώσεων στα ιζήματα του πυθμένα (Wetzel, 2001).

Ο κύκλος του αζώτου των λιμνών επιτελείται από τη βακτηριακή οξείδωση και αναγωγή των ενώσεων αζώτου που συνδέονται με τη φωτοσυνθετική αφομοίωση και χρήση εκ μέρους των φυκών, των φωτοσυνθετικών βακτηρίων και των ανώτερων υδρόβιων φυτών (Wetzel, 2001). Οι ρυθμοί παραγωγικότητας καθώς και διάφοροι παράγοντες όπως το pH του νερού, η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου, η θερμοκρασία κ.ά., που ελέγχουν μέχρι ένα βαθμό τις βακτηριακές δραστηριότητες, επηρεάζουν τις συγκεντρώσεις των ενώσεων του αζώτου.

Η κατανομή του αζώτου με την οξειδωμένη (νιτρικά ιόντα) και ανηγμένη του μορφή (αμμωνιακά ιόντα) διαφέρει σημαντικά μεταξύ εύτροφων και ολιγότροφων λιμνών. Σε λίμνες που καθίστανται πιο παραγωγικές από συσσώρευση φορτίων θρεπτικών, οι συγκεντρώσεις των νιτρικών και αμμωνιακών ιόντων στην εύφωτη ζώνη ελαττώνονται σημαντικά και εξαντλούνται λόγω της φωτοσυνθετικής αφομοίωσης. Τότε ενδέχεται να εγκατασταθούν και να επικρατήσουν κυανοβακτήρια με ικανότητα αζωτοδέσμευσης. Σε αναερόβια υπολίμνια τα νιτρικά ιόντα απονιτροποιούνται ταχέως προς μοριακό άζωτο το οποίο δεσμεύεται ή απομακρύνεται προς την ατμόσφαιρα, ενώ παρατηρούνται αυξημένες συγκεντρώσεις αμμωνιακών ιόντων, οι οποίες συσσωρεύονται λόγω της αποσύνθεσης της οργανικής ύλης και έκλυσής τους από ιζήματα. Σε λιγότερο παραγωγικές λίμνες, τα αμμωνιακά ιόντα βρίσκονται σε χαμηλές συγκεντρώσεις χωρίς να παρουσιάζουν έντονες διακυμάνσεις με το βάθος, εξαιτίας της παρουσίας οξυγόνου σε ολόκληρη την υδάτινη στήλη (Wetzel, 2001).

1.3.7.2 Φώσφορος

Ο φώσφορος, ένα βασικό θρεπτικό συστατικό τόσο των ζωικών όσο και των φυτικών οργανισμών, διαδραματίζει σημαντικό ρόλο στο βιολογικό μεταβολισμό, ενώ συγκρινόμενος με άλλα κύρια θρεπτικά στοιχεία, έχει τη μικρότερη αφθονία και συνήθως αποτελεί περιοριστικό παράγοντα της βιολογικής παραγωγικότητας στα οικοσυστήματα των εσωτερικών υδάτων. Η πιο σημαντική μορφή ανόργανου φωσφόρου στα λιμναία οικοσυστήματα είναι τα ορθοφωσφορικά ιόντα (PO_4^{-3}), ενώ ένα πολύ μεγάλο ποσοστό εμφανίζεται ως οργανικός φώσφορος και ως κυτταρικό συστατικό των οργανισμών, καθώς και ως προσροφημένος επί ανόργανου και νεκρού σωματιδιακού οργανικού υλικού (Wetzel, 2001).

Η παρουσία του φωσφόρου στα νερά των λιμνών μπορεί να προέρχεται από τη διάβρωση πετρωμάτων πλούσιων σε αυτό το στοιχείο, από τη βροχόπτωση που συμπαρασύρει φωσφορικές ενώσεις που βρίσκονται στην ατμόσφαιρα, από αστικά λύματα ή εκπλύσεις καλλιεργούμενων εδαφών και από την αποσύνθεση της οργανικής ύλης μέσα στην υδάτινη μάζα (Κεχαγιάς, 2003). Ο φώσφορος απελευθερώνεται από το επιλίμνιο κατά την αποσύνθεση οργανικών ουσιών και προσλαμβάνεται από το φυτοπλαγκτό και την υπόλοιπη υδρόβια βλάστηση. Ο θάνατος και η αποικοδόμηση των οργανισμών εμπλουτίζει το νερό με φωσφορικές ενώσεις που καθιζάνουν στον πυθμένα, ενώ παράλληλα συμβαίνει διάχυση και επανακυκλοφορία του φωσφόρου από το ίζημα στο νερό.

Κάποιοι από τους παράγοντες που επηρεάζουν τη συγκέντρωση του φωσφόρου σε μια λίμνη, είναι η θερμοκρασία, το pH και η συγκέντρωση των νιτρικών και των νιτρωδών ιόντων. Οι υψηλές θερμοκρασίες επιφέρουν αύξηση της συγκέντρωσης του φωσφόρου στο νερό, ενώ το pH σχετίζεται με την εσωτερική τροφοδοσία του νερού σε φώσφορο, την επαναιώρηση δηλαδή του φωσφόρου του πυθμένα. Σε υψηλές τιμές pH συμβαίνει ανταλλαγή των ιόντων υδροξυλίου με ορθοφωσφορικά ιόντα τα οποία καθίστανται διαλυτά στο νερό. Αυτό αποτελεί πιθανότατα ένα σημαντικό μέρος της τροφοδοσίας με φώσφορο των εύτροφων λιμνών με υψηλή πρωτογενή παραγωγικότητα, η οποία αυξάνει το pH του νερού και συνεπώς προάγει την απελευθέρωση ορθοφωσφορικών, που με τη σειρά τους ευνοούν την περαιτέρω αύξηση της πρωτογενούς παραγωγικότητας (Brönmark & Hansson, 2005). Αντίθετα, η αύξηση της συγκέντρωσης των νιτρικών και των νιτρωδών ιόντων μειώνει το ρυθμό απελευθέρωσης του φωσφόρου από τον πυθμένα εξαιτίας της οξειδωτικής τους δράσης.

Η κατανομή του ολικού και διαλυμένου φωσφόρου σε συνάρτηση με το βάθος σε μια λίμνη εξαρτάται από το επίπεδο τροφικότητας. Οι ολιγότροφες λίμνες παρουσιάζουν μικρές διακυμάνσεις αυξανόμενου του βάθους, ενώ οι εύτροφες λίμνες με έντονη κλινόβαθμη κατανομή διαλυμένου οξυγόνου, παρουσιάζουν μεγάλη συγκέντρωση φωσφόρου στο κατώτερο τμήμα του υπολιμνίου (Wetzel, 2001).

Στα περισσότερα φυσικά νερά οι συγκεντρώσεις του ολικού φωσφόρου κυμαίνονται συνήθως μεταξύ 10 και 50 μg/l. Ωστόσο, σε μη παραγωγικά ολιγότροφα νερά η συγκέντρωση του ολικού φωσφόρου μπορεί να είναι μικρότερη από 5 μg/l, ενώ σε πολύ εύτροφες συνθήκες μπορεί να υπερβαίνει τα 100 μg/l.

1.3.7.3 Πυρίτιο

Το πυρίτιο αποτελεί έναν καθοριστικό παράγοντα της φυτοπλαγκτικής παραγωγής σε πολλά υδάτινα οικοσυστήματα, καθώς η διαθεσιμότητά του μπορεί να έχει ισχυρή επίδραση στο συνολικό πρότυπο διαδοχής των φυκών και στην παραγωγικότητα των λιμνών. Εμφανίζεται συνήθως ως διαλυτό πυριτικό οξύ και ως σωματιδιακό πυρίτιο. Το διοξείδιο του πυριτίου (SiO_2) συνήθως είναι μετρίως άφθονο στα εσωτερικά ύδατα και μολονότι σχετικά αδρανές, έχει πρωτεύουσα σημασία για τα Διάτομα (τα οποία το αφομοιώνουν σε μεγάλες ποσότητες για τη σύνθεση των πυριτικών θηκών τους), τα χρυσοφύκη και ορισμένα ανώτερα υδρόβια φυτά. Το πυρίτιο είναι ο κύριος παράγοντας που επηρεάζει την παραγωγή φυκών σε πολλές λίμνες και η αφομοίωση του πυριτίου από τα Διάτομα τροποποιεί σε μεγάλο βαθμό τη συγκέντρωση του διοξειδίου του πυριτίου σε αυτές (Wetzel, 2001). Η τροφοδοσία μιας λίμνης σε πυρίτιο μπορεί να προέρχεται από ρέοντα ύδατα που καταλήγουν σε αυτή, καθώς και από το ίζημα του βυθού κάτω από την εύφωτη ζώνη.

Οι συγκεντρώσεις του διοξειδίου του πυριτίου παρουσιάζουν συχνά εποχικές και χωρικές μεταβολές. Σε ολιγότροφα υδάτινα οικοσυστήματα παρατηρούνται διαφορές συγκεντρώσεων ανάμεσα στο υπολίμνιο και στο επιλίμνιο κατά τη θερμική στρωμάτωση των υδάτων και σε εύτροφα οικοσυστήματα οι συγκεντρώσεις του διοξειδίου του πυριτίου στην εύφωτη ζώνη περιορίζονται συνήθως σε επίπεδα που δεν είναι ανιχνεύσιμα (Wetzel, 2001).

1.3.8 Παραγωγικότητα λιμναίων οικοσυστημάτων

Η παραγωγικότητα, η οποία εκφράζει το ρυθμό παραγωγής οργανικού υλικού, αποτελεί έναν από τους πιο βασικούς παράγοντες που καθορίζουν τη βιωσιμότητα και λειτουργία ενός υδάτινου οικοσυστήματος. Σε επίπεδο αυτότροφων φυτικών οργανισμών η παραγωγικότητα (πρωτογενής) εκφράζει το ρυθμό παραγωγής νέας οργανικής ύλης που εξασφαλίζει την αύξηση του μεγέθους τους, ενώ σε επίπεδο ετερότροφων ζωικών οργανισμών η παραγωγικότητα (δευτερογενής) εκφράζει το ρυθμό με τον οποίο οι ζωικοί οργανισμοί καταναλώνουν οργανική ύλη και αποθηκεύουν ενέργεια. Οι φυτοπλαγκτικοί οργανισμοί είναι οι κυριότεροι πρωτογενείς

παραγωγοί στα υδάτινα οικοσυστήματα, όπου με τη βοήθεια του φαινομένου της φωτοσύνθεσης μετατρέπουν ανόργανα συστατικά (CO_2, νιτρικά, φωσφορικά ιόντα κ.ά.) σε οργανικές ενώσεις (υδατάνθρακες, πρωτεΐνες κ.ά.). Η καθαρή πρωτογενής παραγωγικότητα εκφράζει το ρυθμό αποθήκευσης της οργανικής ύλης στους οργανισμούς ως φυτική βιομάζα.

Η γνώση του μεγέθους της καθαρής πρωτογενούς παραγωγικότητας, η οποία αποτελεί την αύξηση της φυτοπλαγκτικής βιομάζας, δηλαδή την παραγωγή τροφής στα υδάτινα οικοσυστήματα, είναι πολύ σημαντική. Για τον υπολογισμό της χρησιμοποιείται εκτεταμένα η συγκέντρωση των φωτοσυνθετικών χρωστικών οι οποίες αποτελούν θεμελιώδες γνώρισμα των φυκών. Συνήθως υπολογίζεται η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α που υπάρχει σε ένα συγκεκριμένο όγκο νερού, καθώς είναι η κύρια χρωστική όλων των φωτοσυνθετικών οργανισμών και είναι παρούσα σε όλα τα φύκη, τα κυανοβακτήρια καθώς και σε άλλες κατηγορίες φυκών. Η συγκέντρωσή της στα υδάτινα οικοσυστήματα παρουσιάζει εποχικές ή ακόμα και ημερήσιες διακυμάνσεις, ενώ παράλληλα μπορεί να μεταβάλλεται σε σχέση με το βάθος.

Παράγοντες που μπορούν να καθορίσουν την παραγωγικότητα σε μια υδάτινη μάζα είναι το κλίμα και τα μορφομετρικά χαρακτηριστικά της υδρολογικής λεκάνης. Ιδιαίτερη σημασία έχει επίσης η συσσώρευση θρεπτικών φορτίων, ιδιαίτερα σε φώσφορο, καθώς συνήθως είναι ο πρωταρχικός περιοριστικός παράγοντας για την ανάπτυξη των φυκών, αποτελώντας τις περισσότερες φορές τη βασική αιτία του φαινομένου του ευτροφισμού (Wetzel, 2001).

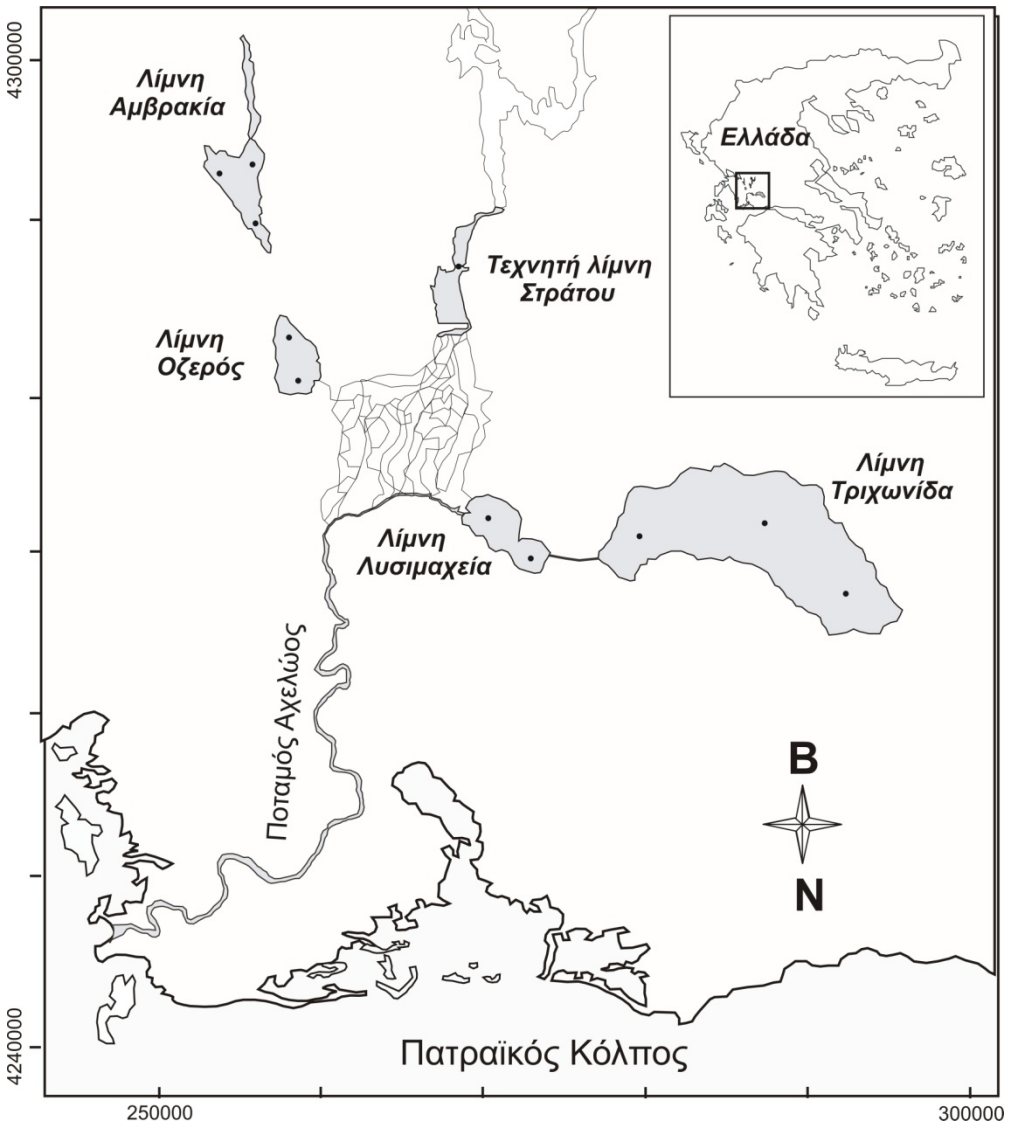
Η γνώση της συγκέντρωσης του ολικού φωσφόρου και της χλωροφύλλης-α σε ένα υδάτινο οικοσύστημα μπορεί να παράσχει πληροφορίες για το βαθμό της τροφικής του κατάστασης. Άλλωστε, ο χαρακτηρισμός και η ταξινόμηση της οικολογικής κατάστασης ενός υδάτινου οικοσυστήματος αποτελεί αναπόσπαστο στοιχείο της πολιτικής διαχείρισής του και αναφέρεται ρητά στην Οδηγία 2000/60 της Ε.Ε. Μια απλή μέθοδος για την εκτίμηση της ποιότητας του νερού είναι ο δείκτης τροφικής κατάστασης (Trophic State Index ή TSI) που προτάθηκε από τον Carlson (1977). Ο δείκτης αυτός βασίζεται στη φυτοπλαγκτική βιομάζα για τον προσδιορισμό της τροφικότητας του οικοσυστήματος, η οποία προσδιορίζεται ανεξάρτητα, από τρεις συνιστώσες: τη χλωροφύλλη-α, τη διαφάνεια του νερού και τη συγκέντρωση του ολικού φωσφόρου. Ο δείκτης TSI παίρνει τιμές από το 0 έως 100. Τιμές από 50-70

αντιστοιχούν σε τυπικές ευτροφικές συνθήκες, ενώ μικρότερες από 30 είναι χαρακτηριστικές ολιγότροφων οικοσυστημάτων. Υπερευτροφικές συνθήκες έχουν συνήθως τιμές μεγαλύτερες από 70. Οι τιμές του TSI μπορεί να μεταβάλλονται σε ορισμένες λίμνες κατά τη διάρκεια του έτους, όπως για παράδειγμα σε περιόδους έντονης καταναλωτικής δραστηριότητας (βόσκησης) του ζωοπλαγκτού, σε εποχές μείωσης της διαθεσιμότητας των θρεπτικών και σε περιόδους διαφοροποίησης της θολερότητας εκείνης που δεν οφείλεται στην ανάπτυξη φυκών (Wetzel, 2001).

1.4 Οικοσυστήματα εσωτερικών υδάτων της Δυτικής Στερεάς Ελλάδας

Η Ελλάδα κατατάσσεται μεταξύ των χωρών που διαθέτουν σχετικά μεγάλα αποθέματα υδάτινων πόρων. Ένα από τα πιο σημαντικά υδατικά διαμερίσματα (ΥΔ) της χώρας από πλευράς υδατικής οικονομίας και όγκων διαθέσιμου ύδατος είναι αυτό της Δυτικής Στερεάς Ελλάδας, με συνολική επιφάνεια 10400 km^2. Οι κυριότεροι λόγοι για το γεγονός αυτό, είναι η μεγάλη έκταση του διαμερίσματος, το μεγάλο ύψος των ατμοσφαιρικών κατακρημνισμάτων και η ίση ανάπτυξη υδροπερατών και αδιαπέραστων γεωλογικών σχηματισμών (Δασκαλάκη, 2002). Όλα αυτά συμβάλλουν στη διαμόρφωση μεγάλης επιφανειακής απορροής και αξιόλογων υδροφόρων οριζόντων.

Το ΥΔ της Δυτικής Στερεάς Ελλάδας περιλαμβάνει τις λεκάνες απορροής σημαντικών υδάτινων σωμάτων, όπως ο ποταμός Αχελώος (επιφάνεια λεκάνης απορροής 4970 km^2, μαζί με τους παραποτάμους του και τη λεκάνη απορροής του ταμιευτήρα Ταυρωπού), ο ποταμός Εύηνος (1164 km^2) και ο ποταμός Μόρνος (974 km^2). Επίσης χαρακτηρίζεται από την ύπαρξη του μεγαλύτερου αριθμού φυσικών και τεχνητών λιμνών από όλα τα άλλα υδατικά διαμερίσματα. Περιλαμβάνει τις φυσικές λίμνες Τριχωνίδα, Λυσιμαχεία, Αμβρακία, Οζερός και Βουλκαριά, και τους ταμιευτήρες Κρεμαστών, Καστρακίου, Στράτου, Ταυρωπού (ή Πλαστήρα), Μόρνου και Αγίου Δημητρίου (Ευήνου).



Εικόνα 1.2. Χάρτης της περιοχής μελέτης με τις φυσικές λίμνες Τριχωνίδα, Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός και την Τ/Λ Στράτου στη Δυτική Στερεά Ελλάδα.

Η μεγαλύτερη κατανάλωση νερού διοχετεύεται στην άρδευση μεγάλων γεωργικών εκτάσεων στα πεδινά του Νομού Αιτωλοακαρνανίας, ενώ σημαντικός χρήστης νερού στην περιοχή αποτελεί και η ΔΕΗ για την παραγωγή υδροηλεκτρικής ενέργειας μέσω των ΥΗΣ Κρεμαστών, Καστρακίου, Στράτος Ι, Στράτος ΙΙ και Πλαστήρα, συνολικής εγκατεστημένης ισχύος περίπου 1044 MW. Άλλες πολύ μικρότερες χρήσεις νερού καταγράφονται στην ύδρευση και στον τουρισμό, στη βιομηχανία και στην κτηνοτροφία. Ωστόσο, οι αυξημένες γεωργικές και κτηνοτροφικές δραστηριότητες

στην περιοχή αποτελούν την κύρια πηγή ρύπανσης αυτών των υδάτινων οικοσυστημάτων. Κατά συνέπεια, η έντονη οικονομική διάσταση των υδατικών πόρων σήμερα, η άμεση πολλές φορές σύνδεσή τους με τον προγραμματισμό ανάπτυξης, καθώς και η συνεχής παρουσία τους στην καθημερινή πρακτική, επιβάλλει τη μελέτη και παρακολούθησή τους με σκοπό την ανάδειξη και εφαρμογή σύγχρονης και συνεπούς πολιτικής διαχείρισης.

Την περιοχή μελέτης της παρούσας διδακτορικής διατριβής αποτελούν οι φυσικές λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός (Εικ. 1.2). Στη συνέχεια αναφέρονται συνοπτικά κάποια χαρακτηριστικά των τριών αυτών λιμνών.

1.4.1 Λίμνη Αμβρακία

Η λίμνη Αμβρακία (ή αλλιώς Ρίβιο, Λιμναία, Λίμνη Στάνου ή Βάλτος) (38^{o} 45΄ N, 21^{o}11΄ E), ανήκει στο Νομό Αιτωλοακαρνανίας και σχηματίζεται στη θέση που διχάζεται η τάφρος του Αγρινίου (Εικ. 1.3). Εκτείνεται βορειοδυτικά της λίμνης Οζερός σε απόσταση περίπου 1000 m και δυτικά του όρους Θύαμον. Είναι η δεύτερη σε μέγεθος λίμνη της περιοχής (μετά την Τριχωνίδα), και έχει σχήμα τριγωνικό με μια στενή επιμήκη βόρεια απόληξη. Η έκτασή της ανέρχεται σε 14,2 km^2, η λεκάνη απορροής της περίπου σε 177 km^2 και καταλαμβάνει όγκο νερού 62 x 10^6 m^3 (Zacharias et al., 2002). Στο ΒΔ τμήμα του τριγώνου αναπτύσσεται το μέγιστο βάθος, περίπου 50 m, ενώ το μέγιστο μήκος και πλάτος της λίμνης είναι αντίστοιχα 13,8 και 3,8 km. Τα αναφερόμενα ωστόσο σε σχετικές βιβλιογραφικές αναφορές μορφολογικά χαρακτηριστικά της έχουν αισθητά αλλοιωθεί τα τελευταία χρόνια, λόγω της αποξήρανσης του βόρειου αβαθούς τμήματος της λιμναίας λεκάνης.

Το βόρειο και ανατολικό τμήμα της λίμνης καταλαμβάνεται από μεσοζωικούς ασβεστόλιθους, ενώ το ανατολικό τμήμα σχηματίζεται από τριασικούς εβαπορίτες που αποτελούνται από γύψο και μεσοζωικούς ασβεστόλιθους. Στο νότιο τμήμα της λίμνης απαντώνται πλειοκαινικοί σχηματισμοί. Η λίμνη Αμβρακία χαρακτηρίζεται ως ημιπόλγη από τους Verginis & Leontaris (1978). Η γεωμορφολογική εξέλιξη της ευρύτερης περιοχής δεν οφείλεται μόνο σε τεκτονικά αίτια (τεκτονική λίμνη) αλλά και σε εξωγενείς παράγοντες, κυρίως δυνάμεις του ύδατος (καρστική λίμνη). Κατά το τέλος

του Πλειόκαινου ολόκληρη η Αιτωλοακαρνανική λεκάνη ήταν μια μεγάλη και ενιαία λίμνη που υδροδοτούσε ο ποταμός Αχελώος και οι χείμαρροι της περιοχής. Η έκταση της λίμνης αυτής («Αιτωλοακαρνανική λεκάνη») αργότερα περιορίσθηκε, εξαιτίας υπερχείλισης (δια μέσου της σημερινής διαβρωσιγενούς κοιλάδας της Κλεισούρας) και ενεργοποίησης των υπόγειων καρστικών διόδων. Με τη σταδιακή πτώση της στάθμης των υδάτων αποχωρίσθηκε πρώτα η λίμνη Αμβρακία, που έγινε ανεξάρτητη από την υπόλοιπη ενιαία λεκάνη. Μεταγενέστερα διαχωρίστηκε η λίμνη Τριχωνίδα από τη Λυσιμαχεία με τις αποθέσεις του ρέματος Ερμίτσας και η Λυσιμαχεία από τη λίμνη Οζερός με τις αποθέσεις του ποταμού Αχελώου (Λεονταρής, 1967; Λιάκουρης, 1971).



Εικόνα 1.3. Λίμνη Αμβρακία (πηγή: www.airphotos.gr).

Σύμφωνα με τη θερμική συμπεριφορά των υδάτων της η λίμνη Αμβρακία χαρακτηρίζεται ως θερμή μονομικτική, με στρωμάτωση που διαρκεί από τις αρχές του μήνα Απριλίου έως και το τέλος Νοεμβρίου, περίοδο κατά την οποία το υπολίμνιο

καθίσταται ανοξικό με έντονη την παρουσία H_2S (Overbeck et al., 1982). Κατατάσσεται στις θειικού τύπου λίμνες λόγω της μεγάλης συγκέντρωσης θειϊκών ανιόντων, προφανώς λόγω της παρουσίας γύψου στο καρστικό της περιβάλλον και θεωρείται μοναδική μεταξύ των λιμνών της Ελλάδας (Overbeck et al., 1982; Zacharias et al., 2002).

Το κύριο χαρακτηριστικό της λίμνης είναι η ευρεία εποχική διακύμανση της στάθμης των επιφανειακών υδάτων της που οφείλεται στην υδραυλική σχέση με τους καρστικούς υδροφόρους ορίζοντες και την εξάτμιση κατά τη διάρκεια του θερμού και ξηρού θέρους. Η λίμνη εφοδιάζεται με νερό από την αποστραγγιστική της λεκάνη, με περιορισμένο εντούτοις υδάτινο δυναμικό απορροής, καθώς και από τις βροχοπτώσεις, την τήξη του χιονιού και τα ύδατα χειμάρρων και πηγών. Τα υδατορρεύματα που εκβάλλουν στη λίμνη Αμβρακία δεν παρουσιάζουν ιδιαίτερο υδρολογικό ενδιαφέρον. Τα περισσότερα από αυτά βρίσκονται στην νοτιοανατολική πλευρά της λίμνης, με σημαντικότερο το υδατόρρευμα του Ρίβιου. Απώλειες των υδάτων της λίμνης πιθανόν να σημειώνονται κοντά στη δυτική όχθη απ' όπου διέρχεται μεγάλο ρήγμα της περιοχής (ρήγμα του Μαχαλά) (Καλλέργης και συν., 1993).

Η λίμνη ανήκει στο ευρωπαϊκό δίκτυο οικολογικής προστασίας Natura 2000 (Οδηγία Οικοτόπων 92/43/ΕΕ) με κωδικό GR2310007, και είναι ένας σημαντικός υδροβιότοπος για την ορνιθοπανίδα, καθώς φιλοξενεί μεγάλο αριθμό αποδημητικών πουλιών (υδρόβια και παρυδάτια είδη) πολλά από τα οποία είναι απειλούμενα. Όσον αφορά στην ιχθυοπανίδα, έχουν καταγραφεί δέκα είδη ψαριών (κυρίως κυπρινοειδή), έξι από τα οποία βρίσκονται στο Παράρτημα ΙΙ της οδηγίας 92/43/ΕΕ. Το γεγονός ότι εμφανίζει μεγάλες συγκεντρώσεις θειϊκών ανιόντων, καθώς επίσης και το ότι δεν επικοινωνεί με τις υπόλοιπες λίμνες της περιοχής, έχει οδηγήσει στην ύπαρξη μοναδικών συνθηκών, με αποτέλεσμα τη μεγάλη παρουσία ενδημικών ειδών μικροχλωρίδας (Σπαρτινού, 1992).

Τα νερά της λίμνης Αμβρακίας χρησιμοποιούνται για άρδευση των παρακείμενων γεωργικών εκτάσεων και είναι αλιευτικό πεδίο για τους κατοίκους κυρίως των γειτονικών κοινοτήτων, ενώ το νερό της είναι ακατάλληλο για ύδρευση λόγω των υψηλών συγκεντρώσεων θειϊκών ανιόντων. Το σοβαρότερο πρόβλημα που αντιμετωπίζει η λίμνη είναι η μείωση της επιφάνειας κάλυψης και η σχεδόν πλήρης εξαφάνιση του βόρειου τμήματός της, το οποίο τα τελευταία χρόνια έχει παραχωρηθεί

σε καλλιέργειες. Η περιβαλλοντική επιβάρυνση της λίμνης προέρχεται από τα αστικά λύματα των παρακείμενων κοινοτήτων, από την απόρριψη σκουπιδιών ως επί το πλείστον στους χείμαρρους, από τα αγροτικά απόβλητα και από την υποβάθμιση των δασικών οικοσυστημάτων. Είναι χαρακτηριστικό ότι στην παραλίμνια ζώνη, ιδιαίτερα στην ανατολική πλευρά, απουσιάζει κάθε μορφή υδρόφιλων δασικών δένδρων, αποτέλεσμα των διακυμάνσεων της στάθμης της λίμνης και των αντίστοιχων μεταβολών της στάθμης του υπόγειου νερού, καθώς και της ανθρώπινης επέμβασης.

1.4.2 Λίμνη Λυσιμαχεία

Η λίμνη Λυσιμαχεία (αλλιώς Αγγελοκάστρου, Κονώπι ή Υδρία) βρίσκεται νότια του νομού Αιτωλοακαρνανίας στη Δυτική Στερεά Ελλάδα και απέχει 5 km από την πόλη του Αγρινίου (38^o 36΄ N, 21^o 22΄ E) (Εικ. 1.4). Έχει ελλειψοειδές σχήμα με προσανατολισμό ΒΔ-ΝΑ και η έκτασή της ανέρχεται σε 13,5 km^2 (Zacharias et al., 2002). Το μέγιστο μήκος και πλάτος της λίμνης είναι περίπου 6 και 3 km αντίστοιχα. Ο πυθμένας της είναι ομαλός και ρηχός με μικρές κλίσεις και στην ανατολική πλευρά σημειώνεται το μεγαλύτερο βάθος, περίπου 8 m. Είναι μια θερμή μονομικτική λίμνη και από χημική άποψη ανήκει στις ανθρακικού τύπου λίμνες (Overbeck et al., 1982).

Η λίμνη Λυσιμαχεία είναι τεκτονικής προέλευσης, βρίσκεται κατά μήκος της τεκτονικής τάφρου του Αγρινίου και σχηματίζεται μεταξύ των όρων Παναιτωλικού και Αράκυνθου. Είναι η μόνη από τις λίμνες όπου το σύνολο της ακτογραμμής της διαμορφώνεται από τεταρτογενή ιζήματα. Οι γύρω από τη λίμνη εκτάσεις είναι ομαλές, πεδινές και προσχωσιγενείς με αναμεμειγμένο υλικό άμμου και αργιλο-ιλύος.

Με όγκο νερού 53 x 10^6 m^3 (Zacharias et al., 2002) η λίμνη παρουσιάζει θετικό ισοζύγιο νερού λόγω της υψηλής εισροής από ρέματα και υπόγεια καρστικά ύδατα, αλλά και των υπερχειλίσεων της λίμνης Τριχωνίδας. Έχει σχετικά μεγάλη λεκάνη απορροής με έκταση 246 km^2 (Zacharias et al., 2002) και δέχεται νερά από τους χείμαρρους Ερμίτσα (Β), Κατουρλή (Β), Κολοσύρτη (Β), Λυκόρρεμα (Ν), Παλιά Βρύση (Ν) και Κλεισόρρεμα (Ν). Από τα ανατολικά δέχεται νερό από την Τριχωνίδα μέσω ενός καναλιού (τάφρος Αλάμπεη) μήκους 2,8 km, του οποίου η απορροή ελέγχεται με θυρόφραγμα. Η Λυσιμαχεία είναι προσωρινός αποδέκτης μεγάλων όγκων

νερού που στη συνέχεια παροχετεύονται είτε προς τον Αχελώο μέσω του ποταμού Δίμηκου, είτε προς τις δελταϊκές πεδιάδες του Μεσολογγίου μέσω της σήραγγας Λυσιμαχείας.



Εικόνα 1.4. Λίμνη Λυσιμαχεία (πηγή: www.airphotos.gr).

Από τη λίμνη Λυσιμαχεία ξεκινά το αρδευτικό σύστημα του νομού, μέσω ρυθμιστικού τεχνικού έργου εισόδου στην κεφαλή της σήραγγας Λυσιμαχείας (μήκος σήραγγας 6450 m). Η φορά των υδάτων είναι από τη λίμνη προς τη λιμνοθάλασσα του Αιτωλικού. Η σήραγγα Λυσιμαχείας έχει ως κύριο σκοπό τη ρύθμιση της στάθμης της λίμνης στο επιθυμητό εύρος των +12,5 m έως +14,5 m και η είσοδός της βρίσκεται στο νοτιοδυτικό άκρο της λίμνης. Τα πλεονάζοντα νερά διοχετεύονται με τη διώρυγα του Δίμηκου στον ποταμό Αχελώο, δυτικά του Αγγελόκαστρου. Η τάφρος αυτή κατασκευάστηκε το 1961 και αποτελεί το τελευταίο κομμάτι του υδρολογικού κύκλου που κάνει ένα μέρος των υδάτων του Αχελώου. Η φορά των υδάτων στην τάφρο

Δίμηκου είναι από τη Λυσιμαχεία προς τον Αχελώο. Από όλα τα παραπάνω προκύπτει ότι τόσο υδρογραφικά όσο και υδρολογικά η λεκάνη της Λυσιμαχείας δεν είναι αυτόνομη αφού συνδέεται και με τη λίμνη Τριχωνίδα από ανατολικά και με τον ποταμό Αχελώο από δυτικά.

Η λίμνη Λυσιμαχεία ανήκει στο ευρωπαϊκό δίκτυο οικολογικής προστασίας Natura 2000 (Οδηγία Οικοτόπων 92/43/ΕΕ) με κωδικό GR2310013, και αποτελεί ιδιαίτερο ενδιαφέρον από άποψη ορνιθοπανίδας, καθώς είναι σημαντικός τόπος ανάπαυσης των αποδημητικών υδρόβιων και παρυδάτιων πουλιών, πολλά από τα οποία θεωρούνται σπάνια. Οι εκτεταμένες κοινωνίες καλαμώνων που αναπτύσσονται, προσφέρουν πολύτιμο καταφύγιο στην άγρια πανίδα. Επίσης, έχουν καταγραφεί 16 είδη ψαριών (κυρίως κυπρινοειδή), κάποια από τα οποία είναι ενδημικά της Αιτωλοακαρνανίας.

Ένα σημαντικό πρόβλημα στη λίμνη Λυσιμαχεία, η οποία έχει περιορισμένη έκταση και μικρό βάθος, είναι ότι δέχεται την αμφίπλευρη τροφοδοσία του υδρογραφικού δικτύου σε νερό και φερτά υλικά, με συνέπεια να συρρικνώνεται και να απειλείται να μετατραπεί σε έλος. Κατά τη θερινή περίοδο αναπτύσσονται εκτεταμένες ζώνες καλαμώνων που κάνουν τις ακτές της λίμνης μη προσπελάσιμες. Οι ακτές της είναι γενικά ομαλές και γραμμικές με εξαίρεση τις δελταϊκές ακτές του ρέματος Ερμίτσα. Ο Ερμίτσας και οι χείμαρροι Παλιάς Βρύσης και Φραγκουλέϊκων που σχηματίζουν δέλτα στη λίμνη, παροχετεύουν τα φερτά υλικά τους κατ' ευθείαν στη Λυσιμαχεία. Τη μεγαλύτερη απειλή αποτελεί ο Ερμίτσας, καθώς με ταχύτατους ρυθμούς την προσχώνει με φερτά υλικά και το δέλτα που αναπτύσσεται με δυο κοίτες μέσα στη λίμνη έχει την τάση να τη διχοτομήσει (Εικ. 1.4).

Η λίμνη παρουσιάζει έντονες εποχικές διακυμάνσεις της στάθμης του νερού, που οφείλονται στον υψηλό βαθμό εξάτμισης κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού και στην αποστράγγιση προς τον Αχελώο. Κατά τη διάρκεια του χειμώνα η λίμνη Λυσιμαχεία συχνά υπερχειλίζει λόγω της κακής συντήρησης της τάφρου του Δίμηκου μέσω της οποίας γίνεται η παροχέτευση των νερών της λίμνης στη μη αρδευτική περίοδο, με αποτέλεσμα πολλά στρέμματα καλλιεργήσιμης γης γύρω από αυτή να πλημμυρίζουν.

Κατά το παρελθόν η λίμνη ήταν αποδέκτης των ανεπεξέργαστων λυμάτων της πόλης του Αγρινίου που συγκεντρώνονταν στα καλυμμένα ρέματα και από εκεί μέσω του χειμάρρου Κατουρλή διοχετεύονταν ανεπεξέργαστα στη λίμνη Λυσιμαχεία, με δυσμενείς επιπτώσεις όχι μόνο στην ίδια τη λίμνη αλλά και για ολόκληρη την περιοχή.

Για το λόγο αυτό κατασκευάστηκε βιολογικός σταθμός επεξεργασίας των αστικών λυμάτων ο οποίος λειτουργεί από το 2000 και δέχεται τα λύματα της πόλης του Αγρινίου. Ωστόσο, η λίμνη συνεχίζει να ρυπαίνεται με απόβλητα που προέρχονται από τα γύρω χωριά, καθώς και από τα λύματα των ελαιοτριβείων και των κτηνοτροφικών μονάδων που δραστηριοποιούνται κοντά σε αυτή. Επιπρόσθετα, η εντατικοποίηση της γεωργίας (εκπλύσεις λιπασμάτων και φυτοφαρμάκων) και η λήψη υπογείων και επιφανειακών υδάτων αποτελούν σοβαρές απειλές για το οικοσύστημα.

1.4.3 Λίμνη Οζερός

Η λίμνη Οζερός (ή Γαλίτσα) βρίσκεται στο νομό Αιτωλοακαρνανίας (38^{o} 39΄ N, 21^{o} 13΄ E), νότια της λίμνης Αμβρακίας (Εικ. 1.5). Έχει σχήμα τραπεζοειδές με τη μεγάλη βάση του προσανατολισμένη στη διεύθυνση B-N κατά μήκος του απότομου-ρηξιγενούς πρανούς των ασβεστολιθικών λατυποπαγών της Λυγκοβίτσας και καταλαμβάνει όγκο νερού 13 x 10^{6} m^{3} (Zacharias et al., 2002). Η μικρή βάση βρίσκεται στις απέναντι προσχωσιγενείς, χαμηλές ακτές της λίμνης προς τη δυτική όχθη του Αχελώου. Η επιφάνεια της λίμνης είναι 10,1 km^{2} (Zacharias et al., 2002), το μέγιστο βάθος της είναι 5,6 m, ενώ το μέγιστο μήκος και πλάτος της λίμνης είναι περίπου 5 και 2,6 km αντίστοιχα. Η λεκάνη απορροής της έχει έκταση 59 km^{2} (Zacharias et al., 2002) και περικλείει στο δυτικό τμήμα το μικρό όρος Λυγκοβίτσι, ενώ στο ανατολικό μία εκτεταμένη περιοχή καλλιεργειών. Η λίμνη Οζερός είναι μια θερμή, μονομικτική λίμνη και ανήκει στον ανθρακικό τύπο λιμνών (Overbeck et al., 1982).

Πρόκειται για μια καρστική λίμνη τεκτονικής προέλευσης και τη γένεσή της την οφείλει στην ύπαρξη της μεγάλης ρηξιγενούς ζώνης από τον Αμβρακικό Κόλπο ως τη λιμνοθάλασσα του Μεσολογγίου. Πρόκειται για μια φραγματογενή λίμνη που δημιουργήθηκε από τον εγκλωβισμό των υδάτων από τις προσχώσεις του ποταμού Αχελώου και βρίσκεται κατά μήκος της τεκτονικής τάφρου του Αγρινίου (Λεονταρής, 1970). Χαρακτηριστικό της περιοχής είναι η παρουσία απότομων πλαγιών στα δυτικά και νοτιοδυτικά, καθώς και καρστικών σχηματισμών όπως δολίνων, λατυποπαγών ασβεστόλιθων κ.λπ. Όλες οι άλλες πλευρές έχουν ομαλό ανάγλυφο με κλίση προς τη λίμνη. Στα βορειοδυτικά κράσπεδα της λίμνης υπάρχει μια αξιόλογη εμφάνιση γύψων.

Στο βόρειο και νότιο τμήμα της συναντώνται εναλλαγές στρωμάτων του Νεογενούς και Πλειστοκαίνου, ενώ το υπόλοιπο τμήμα της πεδινής περιοχής προς τον ποταμό Αχελώο καλύπτεται από προσχώσεις αργίλου και ιλύος που μεταφέρονται από τη ροή του ποταμού.



Εικόνα 1.5. Λίμνη Οζερός (πηγή: www.airphotos.gr).

Από υδρολογικής-υδραυλικής άποψης, η λίμνη αποτελεί μια κλειστή υδρολογική λεκάνη με μικρές επιφανειακές απορροές και το μεγαλύτερο ενδιαφέρον παρουσιάζει η σύνδεση και η εξάρτησή της από τον ποταμό Αχελώο. Η τροφοδότηση από τον Αχελώο γίνεται με τη βοήθεια της διώρυγας ΔVII που παίρνει νερό από τη δεξιά υδροληψία του φράγματος της Σπολάϊτας. Η ενωτική τάφρος, με ελαφρά σιγμοειδή μορφή και μήκος 3 km περίπου, έχει αφετηρία στις ΝΑ ακτές της λίμνης, ενώ το τέρμα της βρίσκεται στην κοίτη του Αχελώου. Η τάφρος παροχετεύει τα πλεονάζοντα νερά της λίμνης κατά τις περιόδους υψηλής στάθμης και είναι γεμάτη από καλαμώνες. Η λίμνη εφοδιάζεται

επίσης με νερό από την αποστραγγιστική λεκάνη της ίδιας, που σχηματίζει χείμαρρους εποχικής ροής με σημαντικότερους το Κακό Λαγκάδι (ΒΔ), το Ρέμα Κουβαρά (ΒΔ) και το Βαγένι (ΒΑ). Η λίμνη Οζερός δεν επηρεάζεται από τα φερτά υλικά των χειμάρρων, καθώς είναι αμελητέα η ποσότητά τους σε σχέση με τον όγκο του νερού της λίμνης. Ένα σημαντικό χαρακτηριστικό της είναι ότι παρουσιάζει έντονες μεταβολές της στάθμης του νερού, που οφείλονται κυρίως στην υπόγεια απορροή.

Η λίμνη Οζερός ανήκει στο ευρωπαϊκό δίκτυο οικολογικής προστασίας Natura 2000 (Οδηγία Οικοτόπων 92/43/ΕΕ) με κωδικό GR2310008, και διατηρεί ενδιαφέρουσα χλωρίδα και πανίδα. Στις όχθες της αναπτύσσονται εκτεταμένοι καλαμώνες που προσφέρουν καταφύγιο στην άγρια πανίδα και παράλληλα αποτελεί σημαντικό πέρασμα για διάφορα αποδημητικά πουλιά. Στη λίμνη συναντώνται οχτώ είδη ψαριών (κυρίως κυπρινοειδή), μερικά από τα οποία είναι ενδημικά της Αιτωλοακαρνανίας (Τριχωνίδα, Λυσιμαχεία, Οζερός, Αμβρακία και Αχελώος) και βρίσκονται στο Παράρτημα ΙΙ της οδηγίας 92/43/ΕΕ.

Τα νερά της λίμνης χρησιμοποιούνται ως αλιευτικό πεδίο από τους κατοίκους της περιοχής, ενώ παράλληλα μεγάλες ποσότητες νερού αξιοποιούνται στην άρδευση παρακείμενων καλλιεργειών. Το νερό ωστόσο θεωρείται ακατάλληλο για ύδρευση λόγω των θετικών μικροβιακών δεικτών που έχουν ανιχνευθεί (Καλλέργης και συν., 1993). Τα σημαντικότερα περιβαλλοντικά προβλήματα της λίμνης παρουσιάζονται στο νότιο τμήμα της, το οποίο επηρεάζεται σημαντικά από τη διώρυγα που την συνδέει με τον ποταμό Αχελώο, από τα αρδευτικά κανάλια και από τη λειτουργία χοιροτροφικών μονάδων. Η τάφρος που συνδέει τη λίμνη με τον ποταμό Αχελώο δέχεται λύματα, καθώς και αποπλύσεις λιπασμάτων από τις καλλιέργειες, έχοντας ως αποτέλεσμα την ανάπτυξη πυκνής βλάστησης από καλάμια. Τα απόβλητα των κτηνοτροφικών μονάδων και συγκεκριμένα των χοιροστασίων παράγουν καθ' όλη τη διάρκεια του έτους απόβλητα υψηλής ρυπαντικής ισχύος με πολύ μεγάλο οργανικό φορτίο, υψηλό αριθμό παθογόνων και μεγάλες συγκεντρώσεις αντιβιοτικών και απολυμαντικών, αποτελώντας το σημαντικότερο πρόβλημα ρύπανσης της λίμνης (Καλλέργης και συν., 1993). Επιπροσθέτως, η υποβάθμιση των δασικών οικοσυστημάτων στην νοτιοανατολική πλευρά είναι αρκετά έντονη, ενώ κάποιες μορφές δασικών διαπλάσεων σώζονται μόνο στο δυτικό δυσπρόσιτο τμήμα όπου δεν είναι δυνατή η ανάπτυξη καλλιεργειών.

1.5 Σκοπός της διδακτορικής διατριβής

Γενικά η μελέτη του ζωοπλαγκτού στα λιμναία οικοσυστήματα της Ελλάδας είναι αρκετά περιορισμένη, ενώ οι περισσότερες έρευνες μέχρι πρόσφατα είχαν ταξινομικό χαρακτήρα και τα αποτελέσματά τους συνοψίστηκαν από τους Zarfdjian & Economidis (1989). Αναλυτικές έρευνες σχετικά με τη σύνθεση και την αφθονία του ζωοπλαγκτού έχουν πραγματοποιηθεί για τις λίμνες Βόλβη (Zarfdjian et al., 1990) και Κορώνεια (Michaloudi & Kostecka, 2004) που βρίσκονται στο Νομό Θεσσαλονίκης, για τη λίμνη Μικρή Πρέσπα (Michaloudi et al., 1997) στη Φλώρινα, για τη λίμνη Κουρνά (Τίγκιλης, 2007) στην Κρήτη, για τη λίμνη Παμβώτιδα (Antonopoulos et al., 2008) στα Ιωάννινα, για τον υδροβιότοπο του Καλοδικίου στη Θεσπρωτία (Kagalou et al., 2010), και για τη λίμνη Ισμαρίδα (Μουστάκα και συν., 2011) στα νότια του Νομού Ροδόπης.

Στη Δυτική Στερεά Ελλάδα συγκεκριμένα, αναλυτική μελέτη του ζωοπλαγκτού έχει πραγματοποιηθεί πρόσφατα στη λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010) και στην τεχνητή λίμνη Στράτου (Kehayias et al., 2008), ενώ η διαθέσιμη πληροφορία για τη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία των λιμνών Αμβρακίας, Λυσιμαχείας και Οζερός είναι αρκετά περιορισμένη και αφορά κυρίως στη σύνθεση των ειδών, χωρίς περισσότερες ωστόσο πληροφορίες (Koussouris, 1978; Danielidis et al., 1996). Οι περισσότερες δημοσιευμένες μελέτες στην ευρύτερη περιοχή μελέτης αφορούν στα φυσικοχημικά και υδρογεωμορφολογικά χαρακτηριστικά των λιμνών (Verginis & Leontaris, 1978; Overbeck et al., 1982; Καλλέργης και συν., 1993; Ψιλοβίκος και συν., 1995), ενώ υπάρχουν και κάποια στοιχεία για την ιχθυοπανίδα και τις φυτοπλαγκτικές βιοκοινωνίες (Kristiansen, 1980, 1983; Economidis, 1991; Iliadou, 1991; Σπαρτινού, 1992; Cook et al., 2004; Leonardos, 2004; Gkelis et al., 2005; Vardaka et al., 2005; Tsoumani et al., 2006, 2012).

Η παρούσα διδακτορική διατριβή αποτελεί μέρος μιας πρόσφατης προσπάθειας συνολικής διερεύνησης των λιμναίων οικοσυστημάτων στη Δυτική Στερεά Ελλάδα, με κεντρικό αντικείμενο το ζωοπλαγκτό, δεδομένης της σπουδαίας οικολογικής σημασίας του και της γενικότερης έλλειψης επιστημονικής πληροφόρησης για το συγκεκριμένο αντικείμενο. Η διερεύνηση αυτή μέχρι τώρα εστιάστηκε σε δύο οικοσυστήματα (τεχνητή λίμνη Στράτου και λίμνη Τριχωνίδα), αλλά ο σκοπός ήταν η γνώση αυτή να

επεκταθεί καλύπτοντας τα σημαντικότερα από αυτά. Για το λόγο αυτό επιλέχθηκαν οι λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός για τις οποίες δεν υπήρχαν ανάλογα δεδομένα και η σημασία των οποίων είναι μεγάλη όπως προαναφέρθηκε, τόσο από οικολογικής όσο και από οικονομικής πλευράς.

Το ενδιαφέρον της διατριβής αυτής εστιάζεται στη μελέτη των σημαντικότερων οικολογικών (χωρική κατανομή, αλληλεπιδράσεις με αβιοτικό και βιοτικό περιβάλλον) και βιολογικών παραμέτρων του ζωοπλαγκτού (εποχικές διακυμάνσεις, κύκλοι ζωής). Η παρούσα έρευνα αποσκοπεί στην παροχή πληροφοριών για τη σύνθεση των ειδών, την αφθονία τους, την εποχική διακύμανσή τους καθώς και την κατανομή τους στο χώρο και το χρόνο. Ταυτόχρονα με τη μελέτη του ζωοπλαγκτού είναι απαραίτητη και η γνώση των αβιοτικών παραγόντων που επηρεάζουν το βιοτικό μέρος της λίμνης. Κατά συνέπεια η μελέτη των φυσικοχημικών χαρακτηριστικών των υδάτων καταλαμβάνει σημαντικό μέρος της συνολικής διερεύνησης των οικοσυστημάτων, η οποία μπορεί να συνεισφέρει σημαντικά στην ανάδειξη πιθανών περιβαλλοντικών πιέσεων που δέχονται τα οικοσυστήματα.

Η διάρθρωση των δεδομένων της παρούσας διδακτορικής διατριβής γίνεται με τη μορφή κεφαλαίων ακολουθώντας τα προαναφερθέντα. Στο κάθε κεφάλαιο παρουσιάζονται σε μία ενότητα τα αποτελέσματα που προέκυψαν και σε άλλη ενότητα γίνεται ο σχολιασμός και η συζήτησή τους. Στο τελευταίο κεφάλαιο συνοψίζονται τα κυριότερα συμπεράσματα που προέκυψαν από την παρούσα εργασία, ενώ επιχειρείται και μια σύνδεση με τις γνώσεις που υπάρχουν ήδη για τα υπόλοιπα οικοσυστήματα στη Δυτική Ελλάδα σε σχέση με τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά τους. Ο απώτερος στόχος της προσπάθειας αυτής είναι η καλύτερη κατανόηση του οικολογικού ρόλου που διαδραματίζει το ζωοπλαγκτό στα λιμναία οικοσυστήματα της περιοχής αλλά και της Ελλάδας γενικότερα, καθώς και η αποτύπωση της σημερινής κατάστασης στην οποία βρίσκονται, συμβάλλοντας κατά αυτόν τον τρόπο στην πιο αποτελεσματική και ολοκληρωμένη προστασία και διαχείρισή τους.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2ο

ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ



- Εργασίες πεδίου
- Εργαστηριακές αναλύσεις
- Στατιστική επεξεργασία

2.1 Εργασίες πεδίου

Κατά την περίοδο Σεπτέμβριος 2006 - Αύγουστος 2008 πραγματοποιήθηκαν μηνιαίες δειγματοληψίες στη λίμνη Αμβρακία και την περίοδο Ιούνιος 2009 - Μάιος 2010 πραγματοποιήθηκαν μηνιαίες δειγματοληψίες στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός. Η μεθοδολογία που χρησιμοποιήθηκε για τη συλλογή των δειγμάτων ζωοπλαγκτού και νερού καθώς και η *in situ* καταγραφή των φυσικοχημικών παραμέτρων του νερού, ήταν παρόμοια και στα τρία υπό μελέτη υδάτινα οικοσυστήματα.

Αμβρακία		**Λυσιμαχεία / Οζερός**
2006-2007	**2007-2008**	**2009-2010**
12/9/06	22/9/07	29/6/09
12/10/06	20/10/07	23/7/09
14/11/06	21/11/07	27/8/09
17/12/06	19/12/07	29/9/09
14/1/07	20/1/08	27/10/09
12/2/07	13/2/08	18/11/09
18/3/07	23/3/08	17/12/09
18/4/07	12/4/08	18/1/10
11/5/07	17/5/08	18/2/10
12/6/07	21/6/08	17/3/10
10/7/07	15/7/08	21/4/10
23/8/07	3/9/08	14/5/10

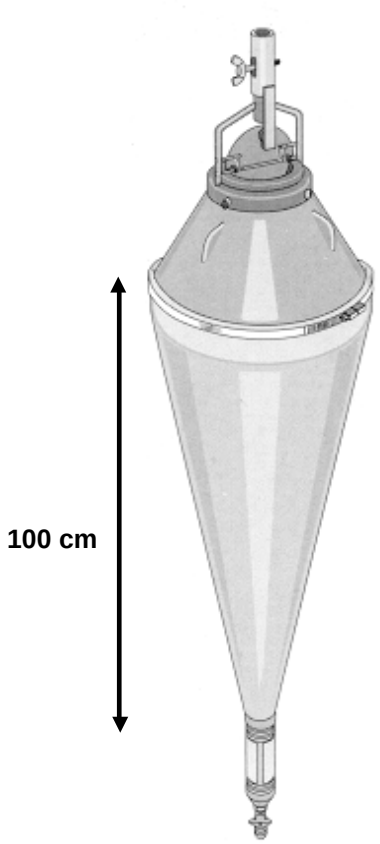
Πίνακας 2.1. Ημερομηνίες δειγματοληψιών στις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός.

Στον Πίνακα 2.1 παρουσιάζονται οι ημερομηνίες δειγματοληψιών στις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός. Όλες οι δειγματοληψίες πραγματοποιήθηκαν τις πρωινές ώρες προκειμένου να έχουμε συγκρίσιμα αποτελέσματα των φυσικοχημικών μετρήσεων, αλλά και για να αποφευχθούν μεταβολές κατανομής της αφθονίας του ζωοπλαγκτού εξαιτίας των ημερονύκτιων κατακόρυφων μετακινήσεών του. Η πρόσβαση στους σταθμούς δειγματοληψίας γινόταν με ταχύπλοο σκάφος, το οποίο ήταν εξοπλισμένο με βυθόμετρο, ενώ ο ακριβής εντοπισμός των σταθμών γινόταν με

GPS. Σε κάθε λίμνη γινόταν συλλογή δειγμάτων ζωοπλαγκτού, καταγραφή των βασικών φυσικοχημικών παραμέτρων του νερού και συλλογή δειγμάτων νερού για τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης των κυριότερων θρεπτικών στοιχείων. Σε κάθε δειγματοληψία γινόταν επίσης καταγραφή του μέγιστου βάθους της λίμνης (μέσω του βυθομέτρου του σκάφους στο βαθύτερο σταθμό), όπως και των καιρικών συνθηκών που επικρατούσαν.

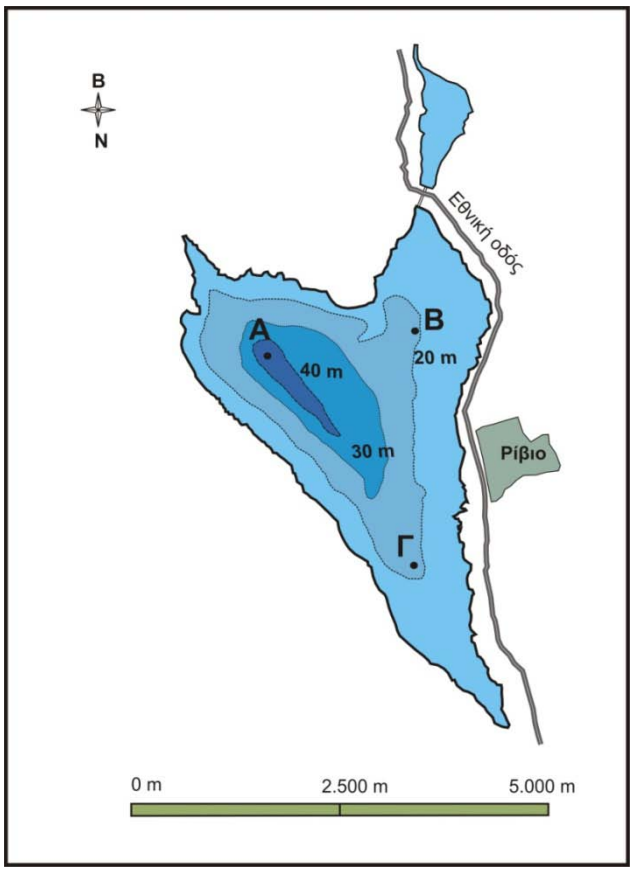
2.1.1 Συλλογή δειγμάτων ζωοπλαγκτού

Η συλλογή των δειγμάτων του ζωοπλαγκτού πραγματοποιήθηκε από επιλεγμένους πελαγικούς σταθμούς για κάθε λίμνη με κάθετη σύρση κλειόμενου πλαγκτικού διχτυού, με σταθερή ταχύτητα περίπου 0,5 m/sec. Χρησιμοποιήθηκε κλειόμενο δίχτυ Hydrobios με διάμετρο εισόδου 20 cm, μήκος 100 cm, και «μάτι» γάζας 50 μm (Εικ. 2.1)**.** Τα δείγματα αμέσως μετά τη συλλογή τους μεταφέρονταν σε προσημειωμένα πλαστικά δοχεία και διατηρούνταν σε διάλυμα φορμόλης 4% τελικού όγκου 100 ml.



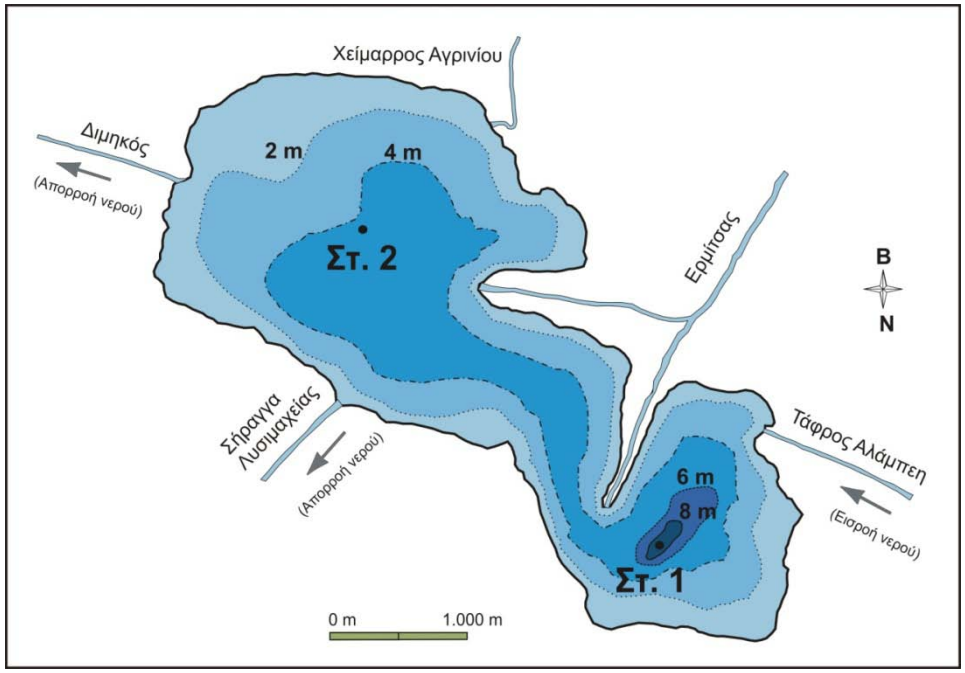
Εικόνα 2.1. Το κλειόμενο πλαγκτικό δίχτυ Hydrobios που χρησιμοποιήθηκε στις δειγματοληψίες συλλογής του ζωοπλαγκτού.

Στη λίμνη Αμβρακία επιλέχθηκαν τρείς σταθμοί Α, Β, και Γ με μέγιστα βάθη 50, 22 και 21 m, αντίστοιχα (Εικ. 2.2). Τα δείγματα ζωοπλαγκτού ελήφθησαν ανά 5 m από τον πυθμένα έως την επιφάνεια, καλύπτοντας σχεδόν ολόκληρη την υδάτινη στήλη (0 - 40 m στο σταθμό Α και 0 - 20 m στους σταθμούς Β και Γ).

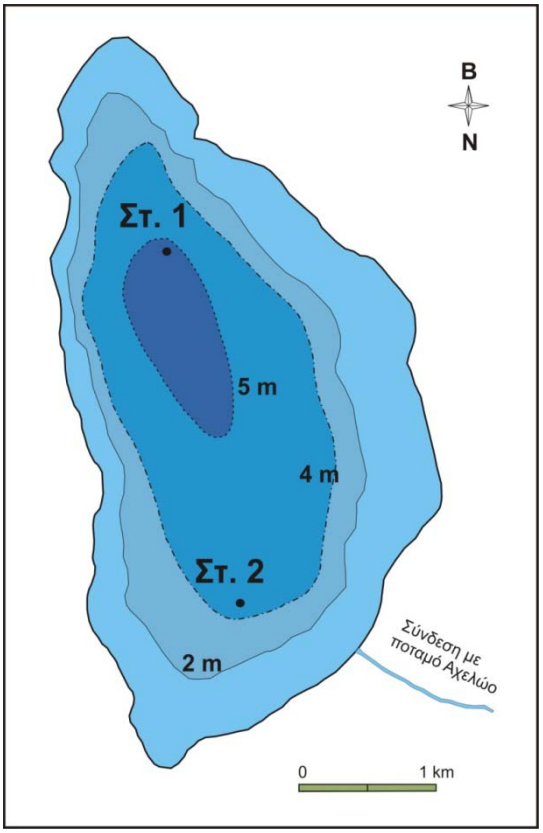


Εικόνα 2.2. Χάρτης της λίμνης Αμβρακίας με τους τρεις σταθμούς δειγματοληψίας Α, Β, και Γ.

Στη λίμνη Λυσιμαχεία επιλέχθηκαν δυο σταθμοί 1 και 2 όπου το μέγιστο βάθος τους κυμάνθηκε από 8,1 έως 5,4 m και από 6,8 έως 4 m, αντίστοιχα (Εικ. 2.3). Παρόμοια, στη λίμνη Οζερός επιλέχθηκαν δυο πελαγικοί σταθμοί 1 και 2 όπου το μέγιστο βάθος τους κυμάνθηκε από 5,6 έως 4 m και από 5 έως 3,5 m, αντίστοιχα (Εικ. 2.4). Τα δείγματα ζωοπλαγκτού στις δύο αυτές λίμνες ελήφθησαν με κατακόρυφη σύρση του διχτυού από τον πυθμένα έως την επιφάνεια σε κάθε σταθμό.



Εικόνα 2.3. Χάρτης της λίμνης Λυσιμαχείας με τους δυο σταθμούς δειγματοληψίας 1 και 2.



Εικόνα 2.4. Χάρτης της λίμνης Οζερός με τους δυο σταθμούς δειγματοληψίας 1 και 2.

2.1.2 Συλλογή δειγμάτων νερού - καταγραφή φυσικοχημικών παραμέτρων

Σε κάθε δειγματοληψία λαμβάνονταν *in situ* μετρήσεις θερμοκρασίας, pH, αγωγιμότητας και συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου (DO) στον κατακόρυφο άξονα σε κάθε σταθμό, με τη χρήση φορητού οργάνου TROLL 9500 (In-Situ Inc.). Η μέτρηση της διαφάνειας του νερού γινόταν με τη χρήση του δίσκου του Secchi σε βαθμονομημένο σχοινί.

Για την εκτίμηση του ολικού φωσφόρου (TP), των ορθοφωσφορικών (PO_4-P), των νιτρικών (NO_3-N), των νιτρωδών (NO_2-N), των αμμωνιακών (NH_3-N) και των πυριτικών (SiO_2-Si) ιόντων, αλλά και της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α, συλλέχθηκαν δείγματα νερού από τους βαθύτερους σταθμούς κάθε λίμνης με τη χρήση κατάλληλης δειγματοληπτικής φιάλης χωρητικότητας 5 λίτρων (Hydrobios, Free Water Sampler). Συγκεκριμένα, στη λίμνη Αμβρακία συλλέχθηκαν δείγματα νερού στο σταθμό Α από τα βάθη των 0, 5, 10, 15, 20, 30 και 40 m, στη λίμνη Λυσιμαχεία συλλέχθηκαν στο σταθμό 1 από τα βάθη των 0 και 5 m, και παρόμοια στη λίμνη Οζερός συλλέχθηκαν στο σταθμό 1 από τα 0 και 4 m. Από κάθε δείγμα, λαμβανόταν όγκος 500 ml για τον προσδιορισμό των συγκεντρώσεων των κυριότερων θρεπτικών στοιχείων και 1500 ml για τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α. Τα δείγματα νερού αποθηκεύονταν σε πλαστικά μπουκάλια και διατηρούνταν σε φορητό ψυγείο μέχρι και τη μεταφορά τους στο εργαστήριο. Τα δείγματα νερού για τον προσδιορισμό της χλωροφύλλης-α διατηρούνταν σε σκοτεινά μπουκάλια έτσι ώστε να αποφευχθεί αλλοίωση της συγκέντρωσής της από την έκθεση του νερού στο φως.

2.2 Εργαστηριακές αναλύσεις

2.2.1 Προσδιορισμός συγκεντρώσεων θρεπτικών στοιχείων και χλωροφύλλης-α

Η ανάλυση των δειγμάτων για τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης των νιτρικών, νιτρωδών, αμμωνιακών, ορθοφωσφορικών και πυριτικών ιόντων, του ολικού φωσφόρου, καθώς και ο προσδιορισμός της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α, πραγματοποιήθηκε στο εργαστήριο με φασματοφωτομετρικές μεθόδους σύμφωνα με τη μεθοδολογία που περιγράφεται στο εγχειρίδιο *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater* (A.P.H.A., A.W.W.A. & W.P.C.F., 1998). Στη συνέχεια περιγράφονται συνοπτικά οι αναλυτικές μέθοδοι που χρησιμοποιήθηκαν.

Νιτρικά ιόντα

Τα νιτρικά ιόντα (NO_3-N) προσδιορίστηκαν με άμεση φασμαφωτομέτρηση του επεξεργασμένου δείγματος στα 220 nm, σύμφωνα με τη μέθοδο 4500-NO_3^- B (A.P.H.A., A.W.W.A. & W.P.C.F., 1998). Η μέθοδος είναι κατάλληλη για δείγματα με χαμηλό οργανικό φορτίο, όπως τα μη βεβαρυμένα φυσικά νερά. Η καμπύλη βαθμονόμησης των νιτρικών ακολουθεί τον νόμο του Beer έως τα 11 mg N/l.

Νιτρώδη ιόντα

Τα νιτρώδη ιόντα (NO_2-N) προσδιορίστηκαν σύμφωνα με τη μέθοδο 4500-NO_2^- B (A.P.H.A., A.W.W.A. & W.P.C.F., 1998), κατά την οποία σε pH από 2 έως 2,5 σχηματίζεται ένα ερυθροπορφυρό διάλυμα με σύζευξη διαζωτομένου σουλφανιλαμιδίου με N-(1-ναφθυλ-)-αιθυλενοδιάμυνο διυδροχλωρίδιο (NED διυδροχλωρίδιο). Στη συνέχεια προσδιορίζεται η συγκέντρωση των νιτρωδών με φασματοφωτομέτρηση στα 543 nm. Η μέθοδος είναι κατάλληλη για τον προσδιορισμό συγκεντρώσεων μεταξύ 10 και 1000 μg NO_2^--N/l.

Αμμωνιακά ιόντα

Η μέθοδος της φαινόλης 4500-NH_3 D (A.P.H.A., A.W.W.A. & W.P.C.F., 1998) χρησιμοποιήθηκε για τον προσδιορισμό των αμμωνιακών ιόντων (NH_3-N), αρχή της οποίας αποτελεί ο σχηματισμός μιας κυανόχρωμης ένωσης, της ιδοφαινόλης, από την αντίδραση της αμμωνίας, των υποχλωριωδών ιόντων και της φαινόλης που καταλύεται από άλας του μαγγανίου. Στη συνέχεια γίνεται φασματοφωμέτρηση του δείγματος στα 630 nm.

Ορθοφωσφορικά ιόντα

Ο προσδιορισμός της συγκέντρωσης των ορθοφωσφορικών ιόντων (PO_4-P) πραγματοποιήθηκε σύμφωνα με τη μέθοδο του ασκορβικού οξέος 4500-P E (A.P.H.A., A.W.W.A. & W.P.C.F., 1998). Η μέθοδος αυτή βασίζεται στο σχηματισμό ενός φωσφοροµολυβδαινικού συμπλόκου κατά την αντίδραση των ορθοφωσφορικών με περίσσεια μολυβδαινικού αμμωνίου σε όξινες συνθήκες, το οποίο στη συνέχεια ανάγεται από το ασκορβικό οξύ, παρουσία ιόντων Sb^{3+}, προς ένα προϊόν έντονα χρωματισμένο, το «κυανό του μολυβδαινίου». Το δείγμα στη συνέχεια φασματοφωτομετρείται στα 880 nm. Η ελάχιστη συγκέντρωση που μπορεί να ανιχνευθεί με αυτή τη μέθοδο είναι περίπου τα 10 μg P/l.

Πυριτικά ιόντα

Για τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης των πυριτικών ιόντων (SiO_2-Si) χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος 4500-SiO_2 D (A.P.H.A., A.W.W.A. & W.P.C.F., 1998). Η μέθοδος στηρίζεται στο σχηματισμό ενός κίτρινου συμπλόκου των πυριτικών με μολυβδαινικά ιόντα και την αναγωγή του σε κυανόχρωμη ένωση της οποίας η απορρόφηση είναι πολύ πιο έντονη. Με τη μέθοδο αυτή προσδιορίζονται τα «ενεργά» πυριτικά, τα οποία έχουν μεγάλη σημασία για τα υδάτινα οικοσυστήματα, καθώς είναι αυτά που προσλαμβάνονται από τους οργανισμούς.

Ολικός φώσφορος

Για τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης του ολικού φωσφόρου (TP), οι διάφορες φωσφορικές ενώσεις μετατράπηκαν σε ορθοφωσφορικά ιόντα μέσω χώνευσης με θειϊκό οξύ και peroxodisulfate με το Crack Set 10 της εταιρίας Merck (κωδ. 1.14687.0001) και η χώνευση πραγματοποιήθηκε σε θερμοαντιδραστήρα Spectroquant TR420 Merck. Η συγκέντρωση των ορθοφωσφορικών προσδιορίστηκε στη συνέχεια με το Phospate test της εταιρίας Merck (κωδ. 1.14848.0001). Η μέθοδος αυτή είναι ανάλογη της Standard Methods 4500-P E, που περιγράφηκε παραπάνω για τον προσδιορισμό των ορθοφωσφορικών. Η φασματοφωτομέτρηση γίνεται στα 690 nm και τα όρια ανίχνευσης της μεθόδου κυμαίνονται από συγκεντρώσεις 10 έως 1000 μg P/l.

Χλωροφύλλη-α

Η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α προσδιορίστηκε φασματοφωτομετρικά, με την τριχρωματική μέθοδο που αναφέρεται στην ενότητα 10200 H (A.P.H.A., A.W.W.A. & W.P.C.F., 1998). Με τη βοήθεια συσκευής διήθησης, το φυτοπλαγκτό που περιέχονταν σε κάθε δείγμα συγκρατούνταν σε φίλτρο ινών υάλου της εταιρείας Whatman GF/A (Cat No. 1820-047) και η εκχύλιση των χρωστικών γινόταν σε υδατικό διάλυμα ακετόνης 90 %.

Υπολογισμός τροφικής κατάστασης

Για τον προσδιορισμό της τροφικής κατάστασης των λιμνών, υπολογίστηκε ο δείκτης τροφικής κατάστασης TSI (Trophic State Index), σύμφωνα με τις εξισώσεις του Carlson (1977) για δεδομένα συγκέντρωσης ολικού φώσφορου (TP), χλωροφύλλης-α (chl-α) και διαφάνειας (SD) ως εξής:

$$TSI\ (TP) = 4{,}15 + 14{,}42 * \ln(TP)$$

$$TSI\ (chl\text{-}\alpha) = 30{,}6 + 9{,}81 * \ln(chl\text{-}\alpha)$$

$$TSI\ (SD) = 60 - 14{,}41 * \ln(SD)$$

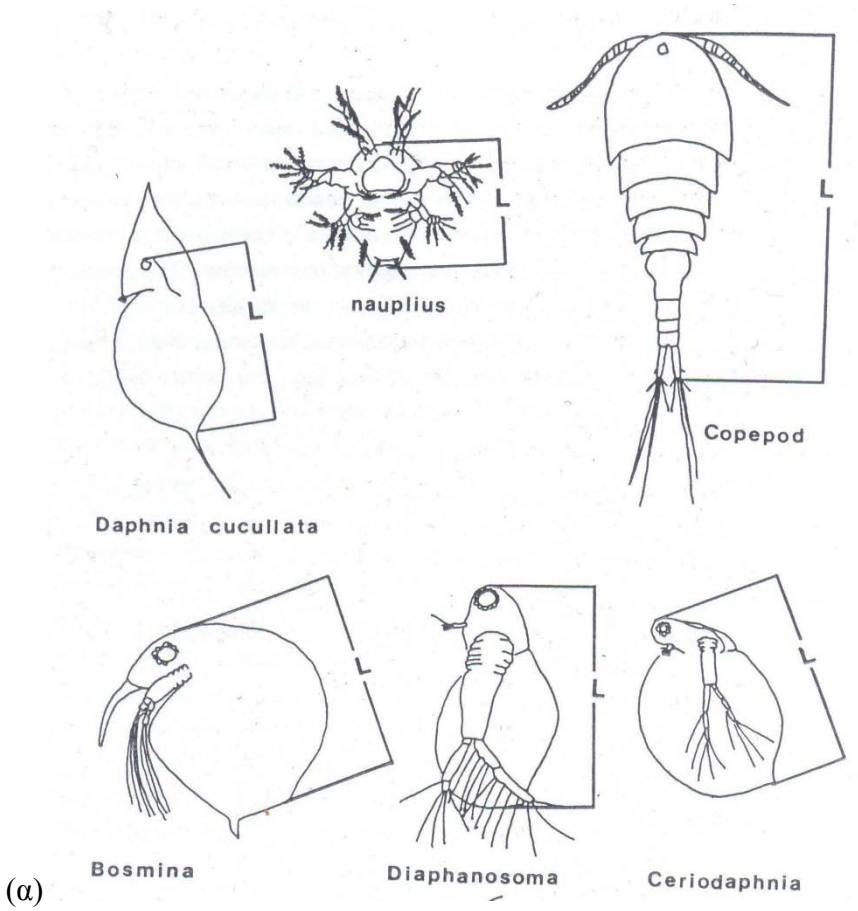
Στη βαθιά λίμνη Αμβρακία, για τον υπολογισμό των TSI (chl-α) και TSI (TP) χρησιμοποιήθηκε η μέση τιμή των 0-10 m ως μέση τιμή επιλιμνίου.

2.2.2 Αναγνώριση και καταμέτρηση του ζωοπλαγκτού

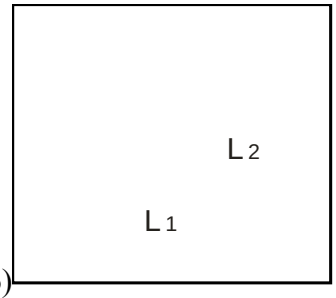
Η αναγνώριση και καταμέτρηση των οργανισμών του ζωοπλαγκτού πραγματοποιήθηκε στο εργαστήριο, κάτω από οπτικό μικροσκόπιο Olympus CH20 και στερεοσκόπιο LEICA MZ 7.5. Οι ζωοπλαγκτικοί οργανισμοί αναγνωρίστηκαν στο κατώτερο δυνατό ταξινομικό επίπεδο, σύμφωνα με τις κλείδες των Rylov (1963), Ruttner-Kolisko (1974), Korovchinsky (1992), Alonso (1996) και Benzie (2005).

Για τον υπολογισμό της αφθονίας των οργανισμών, τα δείγματα αραιώνονταν σε κατάλληλο όγκο και η καταμέτρηση των ατόμων γινόταν σε τρία υποδείγματα όγκου 1,5 ml με τη χρήση θαλάμου αρίθμησης Sedwick-Rafter. Ο όγκος της αραίωσης κάθε δείγματος ήταν τέτοιος ώστε σε κάθε υπόδειγμα το πλήθος των οργανισμών να μην είναι μικρότερο των 100 ατόμων, ενώ για τις περιπτώσεις όπου αυτό δεν ήταν δυνατό, το δείγμα καταμετρούνταν ολόκληρο. Η αφθονία των ειδών εκφράστηκε σε άτομα ανά λίτρο (ind/l).

Τα κωπήποδα διακρίθηκαν σε αναπτυξιακά στάδια, ενώ για τα ενήλικα άτομα καταγράφηκε επιπλέον το φύλο. Οι ναύπλιοι μετρήθηκαν για το σύνολο των κωπηπόδων καθώς η διάκρισή τους σε είδος σε αυτό το στάδιο ανάπτυξης είναι ιδιαίτερα δύσκολη. Για όλες τις ομάδες του ζωοπλαγκτού σημειώθηκαν τα ωοφόρα άτομα. Επίσης, με τη βοήθεια μικρομετρικής κλίμακας, προσαρτημένης στον προσοφθάλμιο φακό του μικροσκοπίου, προσδιορίστηκαν τα μεγέθη των καρκινοειδών (κωπηπόδων και κλαδοκεραιωτών) και των δίθυρων μαλακίων τα οποία κατατάχθηκαν σε κλάσεις μεγέθους. Στην Εικόνα 2.5 παρουσιάζεται η σχηματική απεικόνιση του μετρούμενου μήκους σώματος των καρκινοειδών (α) και των δίθυρων μαλακίων (β) και στην Εικόνα 2.6 άτομα από τις τέσσερεις κλάσεις μεγέθους των προνυμφών των δίθυρων μαλακίων *Dreissena blanci*.

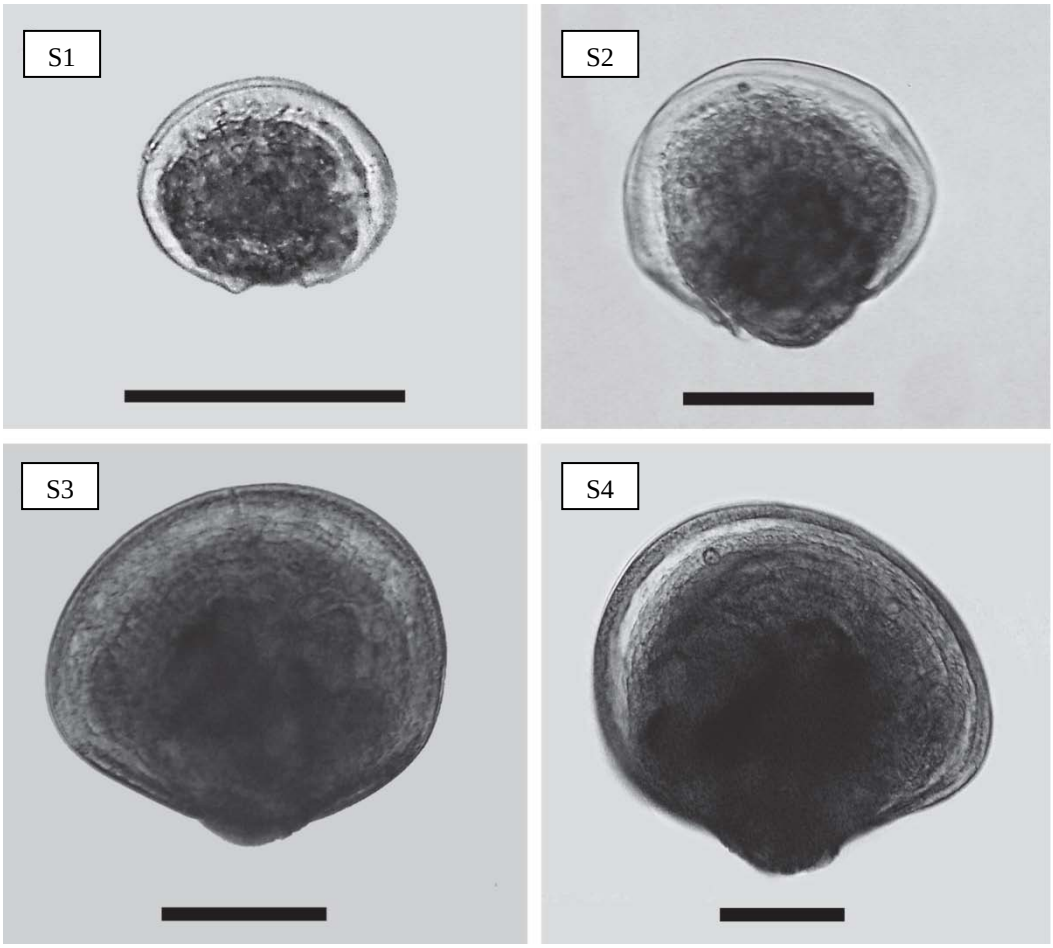


(α)



(β)

Εικόνα 2.5. Σχηματική απεικόνιση του μετρούμενου μήκους σώματος (L): (α) των καρκινοειδών και (β) των δίθυρων μαλακίων (τροποποιημένο σχήμα από Μιχαλούδη, 1997).



Εικόνα 2.6. Φωτογραφίες προνυμφών των δίθυρων μαλακίων *Dreissena blanci* από τις τέσσερεις κλάσεις μεγέθους. Με τις μαύρες μπάρες σημειώνεται η κλίμακα, η οποία είναι 100 μm. S1< 100 μm, S2=100-200 μm, S3=200-300 μm, S4 > 300 μm.

Για την εκτίμηση της ποικιλότητας του ζωοπλαγκτού χρησιμοποιήθηκε ο δείκτης Shannon-Wiever (H') (Maguran, 1988) ο οποίος υπολογίζεται ως εξής:

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

όπου H' είναι ο δείκτης ποικιλότητας και p_i η σχετική αφθονία κάθε είδους (i) στο δείγμα. Στην περίπτωση της λίμνης Αμβρακίας, ο δείκτης υπολογίστηκε με βάση τη μέση αφθονία των οργανισμών στο στρώμα των 0-20 m.

Για τη σύγκριση των κατακόρυφων κατανομών υπολογίστηκε το μέσο βάθος κατανομής (*S*) (Hofmann, 1975), το οποίο αν και δεν αντιπροσωπεύει πλήρως την πραγματική κατακόρυφη κατανομή ενός είδους, είναι ένα χρήσιμο εργαλείο για την εφαρμογή στατιστικών δοκιμών. Ως μέσο βάθος ορίζεται το βάθος εκείνο εκατέρωθεν του οποίου συγκεντρώνεται το 50 % του συνολικού πληθυσμού και υπολογίζεται από την παρακάτω σχέση:

$$S = \sum (N_{Ti} \; x \, Ti) / \sum N_{Ti}$$

όπου N_{Ti} είναι η αφθονία (ind/l) του είδους / ομάδας στο βάθος *i* και *Ti* (m) το ενδιάμεσο βάθος κάθε διακριτής κατακόρυφης σύρσης.

2.3 Στατιστική επεξεργασία

Για τη διερεύνηση στατιστικά σημαντικών διαφορών μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας στη λίμνη Αμβρακία για τις τιμές των φυσικοχημικών παραμέτρων, των συγκεντρώσεων των θρεπτικών στοιχείων και της χλωροφύλλης-α, καθώς επίσης και διαφορών στην αφθονία του ζωοπλαγκτού και των επιμέρους ομάδων/ειδών, χρησιμοποιήθηκε η μη παραμετρική δοκιμή Kruskal-Wallis (*H*-test). Για τη σύγκριση των δύο δειγματοληπτικών περιόδων (Σεπτέμβριος 2006 - Αύγουστος 2007 και Σεπτέμβριος 2007 - Αύγουστος 2008) χρησιμοποιήθηκε η μη παραμετρική δοκιμή Mann-Whitney (*U*-test).

Στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός, η ύπαρξη στατιστικά σημαντικών διαφορών μεταξύ των δυο σταθμών δειγματοληψίας διερευνήθηκε με το μη παραμετρικό Mann-Whitney για τις τιμές των περιβαλλοντικών παραμέτρων και της αφθονίας του ζωοπλαγκτού καθώς και των επιμέρους ομάδων/ειδών.

Για τον έλεγχο της συμμετοχής των δυο φύλων (αρσενικά:θηλυκά) των ενήλικων κωπηπόδων στον πληθυσμό του κάθε είδους αντίστοιχα, χρησιμοποιήθηκε το *G*-test of goodness-of-fit.

Όλες οι παραπάνω στατιστικές δοκιμές εφαρμόστηκαν σε λογαριθμισμένες τιμές log(x+1) προκειμένου να εκπληρωθεί η κανονικότητα των τιμών που αυτές προϋποθέτουν. Για τη στατιστική επεξεργασία χρησιμοποιήθηκε το στατιστικό πακέτο SPSS Statistics 19.0 (SPSS, Inc. 2010).

Προκειμένου να διερευνηθεί η επίδραση των περιβαλλοντικών παραγόντων σε κάθε είδος/ομάδα του ζωοπλαγκτού σε κάθε μια από τις τρεις λίμνες χρησιμοποιήθηκε η πολλαπλή ανάλυση παλινδρόμησης (Multiple Regression Analysis). Επιπλέον για τη λίμνη Αμβρακία, εφαρμόστηκε η πολυπαραμετρική μέδοδος της Canonical Correspondence Analysis (CCA) με τη χρήση του λογισμικού πακέτου CANOCO (Ter Braak, 1994) προκειμένου να απεικονιστούν γραφικά οι σχέσεις μεταξύ των ζωοπλαγκτικών ειδών και των περιβαλλοντικών μεταβλητών και να διερευνηθούν οι επιπτώσεις του περιβάλλοντος στις βιοκοινωνίες. Η τελευταία αυτή ανάλυση δεν ήταν δυνατό να πραγματοποιηθεί στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός λόγω του μικρού αριθμού δειγμάτων.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3ο

ΑΒΙΟΤΙΚΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

- **ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ**
  - Λίμνη Αμβρακία
  - Λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός
- **ΣΥΖΗΤΗΣΗ**



3.1 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

Για την πληρέστερη κατανόηση της κατανομής, των διακυμάνσεων και γενικά των μεταβολών που πραγματοποιούνται σε βιοτικούς παράγοντες μιας λίμνης, όπως είναι το ζωοπλαγκτό, είναι απαραίτητη η γνώση στοιχείων του αβιοτικού περιβάλλοντος, το οποίο επηρεάζει αποφασιστικά τις περισσότερες λειτουργίες που συντελούνται σε ένα οικοσύστημα. Για το λόγο αυτό, η διερεύνηση στοιχείων της βιολογίας και οικολογίας του ζωοπλαγκτού σε τρεις λίμνες της Δυτικής Ελλάδας που επιχειρείται με την παρούσα διατριβή, ξεκινάει με την παράθεση των αποτελεσμάτων που προέκυψαν από τις μετρήσεις των κυριότερων φυσικοχημικών παραμέτρων που καταγράφηκαν σε αυτές.

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα δεδομένα των Φ/Χ παραμέτρων για τη λίμνη Αμβρακία κατά την περίοδο από το Σεπτέμβριο του 2006 έως τον Αύγουστο του 2008, καθώς και για τις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός κατά την περίοδο Ιούνιος του 2009 έως Μάιος του 2010. Συγκεκριμένα, στην παρούσα ενότητα περιγράφεται αναλυτικά η μηνιαία διακύμανση του μέγιστου βάθους (ή της στάθμης) και της διαφάνειας του νερού, καθώς και οι διακυμάνσεις της θερμοκρασίας, της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου, της ενεργού οξύτητας, της αγωγιμότητας, της συγκέντρωσης των θρεπτικών στοιχείων και της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α. Στον Πίνακα 3.1 παρουσιάζεται η συνολική διακύμανση των τιμών των μετρούμενων παραμέτρων για κάθε μία από τις τρεις λίμνες.

Πίνακας 3.1 Μέση τιμή (mean) ± τυπική απόκλιση (SD) και εύρος διακύμανσης (min - max) των τιμών των μετρούμενων παραμέτρων στις λίμνες Αμβρακία (Σεπτέμβριος 2006 - Αύγουστος 2008), Λυσιμαχεία και Οζερός (Ιούνιος 2009 - Μάιος 2010).

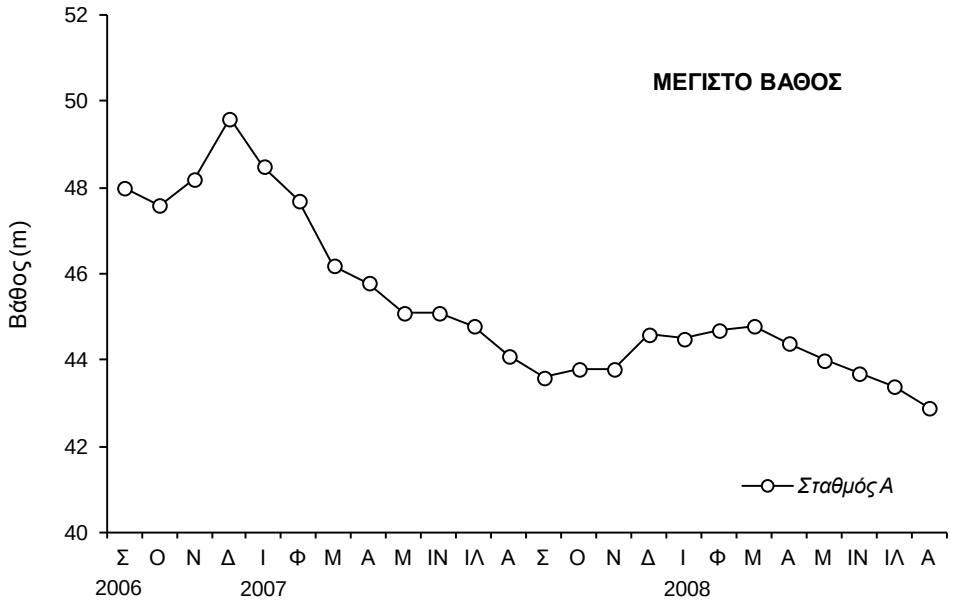
Παράμετρος	**Αμβρακία**			**Λυσιμαχεία**			**Οζερός**		
	Mean ± SD	Min - Max	*n*	Mean ± SD	Min - Max	*n*	Mean ± SD	Min - Max	*n*
T (^oC)	15,31 ± 5,22	9,68 – 28,33	1992	17,4 ± 5,87	10,48 – 28,68	157	18,33 ± 6,3	9,89 – 28,89	122
DO (mg/l)	8,29 ± 3,97	0 – 15,73	1992	9,16 ± 1,65	3,29 – 12,29	157	9,61 ± 1,34	7,42 – 12,89	122
pH	7,8 ± 0,4	6,87 – 8,67	1992	7,94 ± 0,29	6,93 – 8,4	157	8,08 ± 0,2	7,76 – 8,87	122
Αγωγιμότητα	995,5 ± 135,8	643,1- 1367	1992	339,4 ± 42,6	281,5 – 438,1	157	278,5 ± 56	201,3 – 398,6	122
Μέγιστο βάθος (m)	45,37 ± 1,89	42,9 – 49,6	24	5,89 ± 1,15	4,02 – 8,14	24	4,5 ± 0,6	3,34 – 5,57	24
Διαφάνεια (m)	5,83 ± 1,36	3,5 – 10,5	72	1,13 ± 0,44	0,5 – 2,1	24	0,89 ± 0,42	0,5 – 2	24
Chl – α (mg/m^3)	1,43 ± 1,43	0 – 10,57	168	10,15 ± 7,56	3,24 – 31,23	24	4,68 ± 2,08	1,48 – 11,47	24
TP (μg/l)	39,85 ± 50,36	0 – 264,69	168	74,16 ± 57,32	4,46 – 191,82	24	95,42 ± 57,27	32,71 – 281,04	24
PO_4-P (mg/l)	0,029 ± 0,035	0 – 0,167	168	0,014 ± 0,015	0 – 0,066	24	0,031 ± 0,022	0,003 – 0,098	24
NH_3 – N (mg/l)	0,017 ± 0,024	0 – 0,165	168	0,006 ± 0,007	0 – 0,021	24	0,004 ± 0,003	0 – 0,011	24
NO_2 – N (mg/l)	0,004 ± 0,006	0 – 0,042	168	0,007 ± 0,012	0 – 0,058	24	0,004 ± 0,006	0 – 0,023	24
NO_3 – N (mg/l)	0,137 ± 0,195	0 – 1,376	168	0,173 ± 0,162	0 – 0,618	24	0,24 ± 0,214	0 – 0,685	24
SiO_2 – Si (mg/l)	1,42 ± 2,49	0 – 16,24	168	3,43 ± 4,02	0 – 13,11	24	0,3 ± 0,36	0 – 1,2	24

n = αριθμός δειγμάτων

3.1.1 Λίμνη Αμβρακία

3.1.1.1 Μέγιστο βάθος

Από την έναρξη των δειγματοληψιών το Σεπτέμβριο του 2006 έως και την ολοκλήρωση τους τον Αύγουστο του 2008, παρατηρήθηκε σημαντική μείωση της στάθμης του νερού της λίμνης Αμβρακίας, που έφτασε έως και τα 6,7 m (Σχήμα 3.1). Μεταξύ των δυο δειγματοληπτικών περιόδων υπήρξε στατιστικά σημαντική διαφορά (*U*-test, p=0).

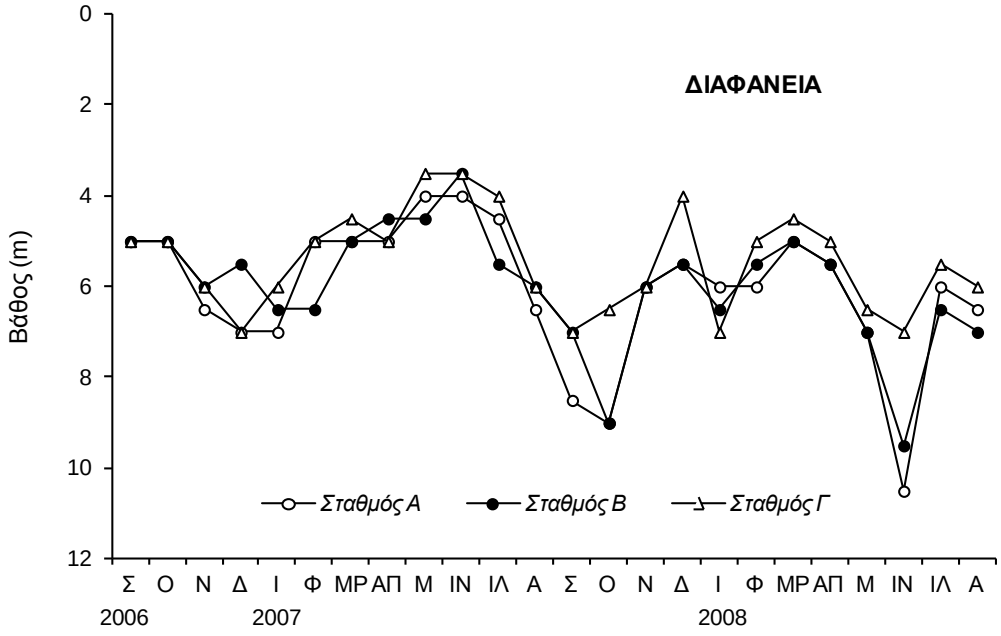


Σχήμα 3.1 Μηνιαία διακύμανση του μέγιστου βάθους (m) στη λίμνη Αμβρακία.

Κατά τη διάρκεια του χειμώνα παρατηρήθηκε αύξηση της στάθμης του νερού, σε αντίθεση με τους καλοκαιρινούς μήνες οπού υπήρξε εμφανής μείωση και για τις δύο περιόδους δειγματοληψιών αντίστοιχα. Το μέγιστο βάθος κυμάνθηκε μεταξύ 44,1 m (Αύγουστος 2007) και 49,6 m (Δεκέμβριος 2006) για την πρώτη δειγματοληπτική περίοδο και μεταξύ 42,9 m (Αύγουστος 2008) και 44,8 m (Μάρτιος 2008) για τη δεύτερη.

3.1.1.2 Διαφάνεια νερού

Η διαφάνεια του νερού στη λίμνη Αμβρακία κυμάνθηκε από 3,5 m έως 10,5 m. Κατά την πρώτη δειγματοληπτική περίοδο (2006-07) καταγράφηκαν τιμές από 3,5 έως 7 m με τη διαφάνεια να είναι μεγαλύτερη κατά τους χειμερινούς μήνες και μικρότερη το καλοκαίρι, ενώ κατά τη δεύτερη περίοδο (2007-08) η διακύμανση ήταν μεταξύ 4,0 και 10,5 m με μεγαλύτερες τιμές διαφάνειας κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού και του φθινοπώρου (Σχήμα 3.2).



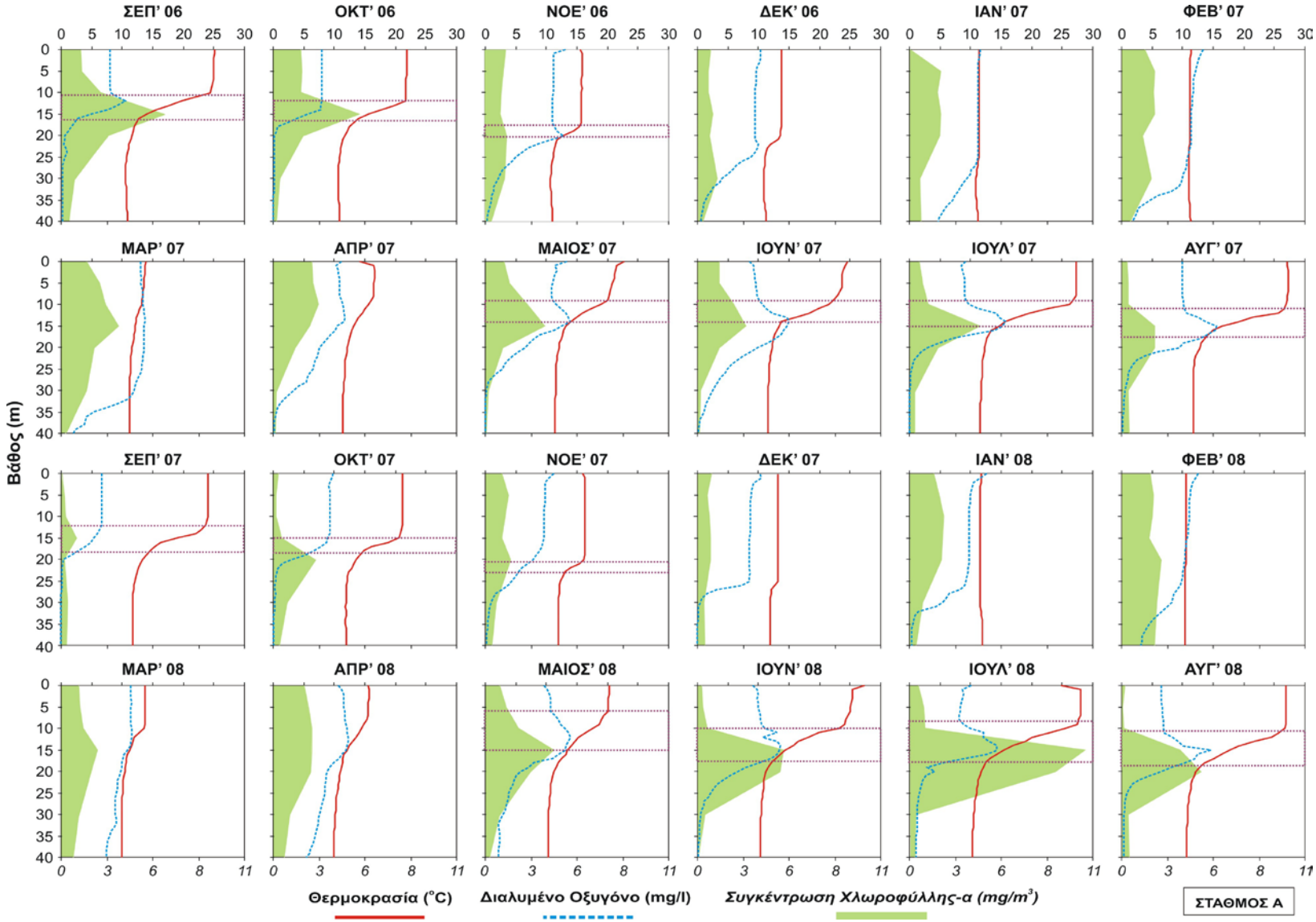
Σχήμα 3.2 Μηνιαία διακύμανση της διαφάνειας του νερού (m) στους 3 σταθμούς δειγματοληψίας στη λίμνη Αμβρακία.

Μεταξύ των δύο χρόνων η διαφάνεια του νερού βρέθηκε να διαφέρει σημαντικά για τους σταθμούς Α και Β, αλλά όχι για το σταθμό Γ (*U*-test, p=0,028, p=0,009 και p=0,083 αντίστοιχα). Αντίθετα, δεν βρέθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας σε καμία από τις δειγματοληπτικές περιόδους (*H*-test, p=0,742 και p=0,385 αντίστοιχα).

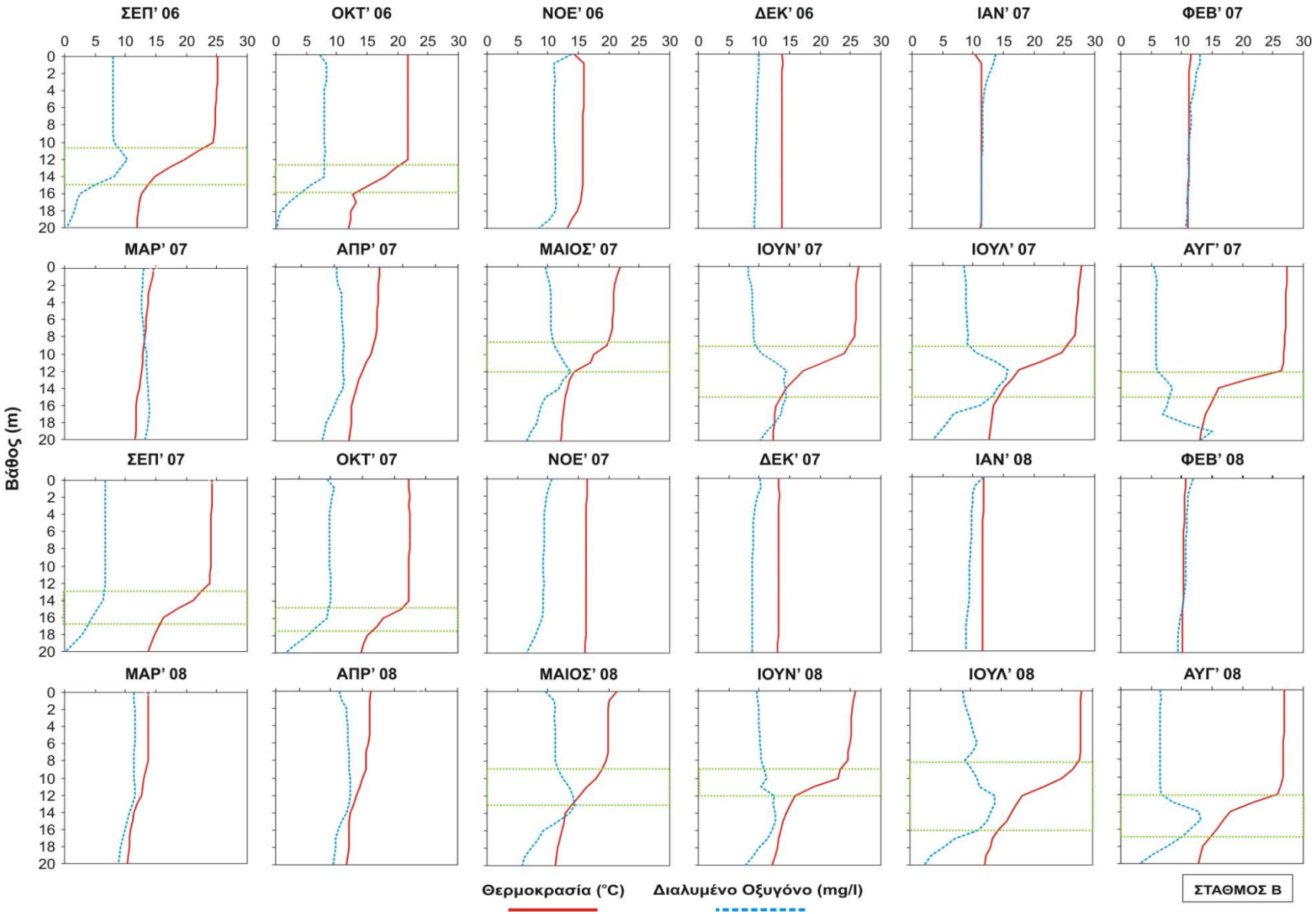
3.1.1.3 Θερμοκρασία

Οι υψηλότερες τιμές θερμοκρασίας στη λίμνη Αμβρακία σημειώθηκαν το καλοκαίρι και οι μικρότερες το χειμώνα (Σχήμα 3.3, Σχήμα 3.4, και Σχήμα 3.5). Συγκεκριμένα, κατά την περίοδο 2006-07 η θερμοκρασία κυμάνθηκε από 10,4 ^{o}C (Ιανουάριος, σταθμός Β) έως 28,3 ^{o}C (Ιούλιος, σταθμός Γ) και την περίοδο 2007-08 από 9,7 ^{o}C (Φεβρουάριος, σταθμός Γ) έως 28,3 ^{o}C (Ιούλιος, σταθμός Γ). Μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων δεν υπήρξε στατιστικά σημαντική διαφορά (*U*-test, p=1, p=0,908 και p=0,908 για τους τρεις σταθμούς αντίστοιχα), όπως ούτε και μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας (*H*-test, p=0,977 και p=0,993 για τις δυο περιόδους αντίστοιχα).

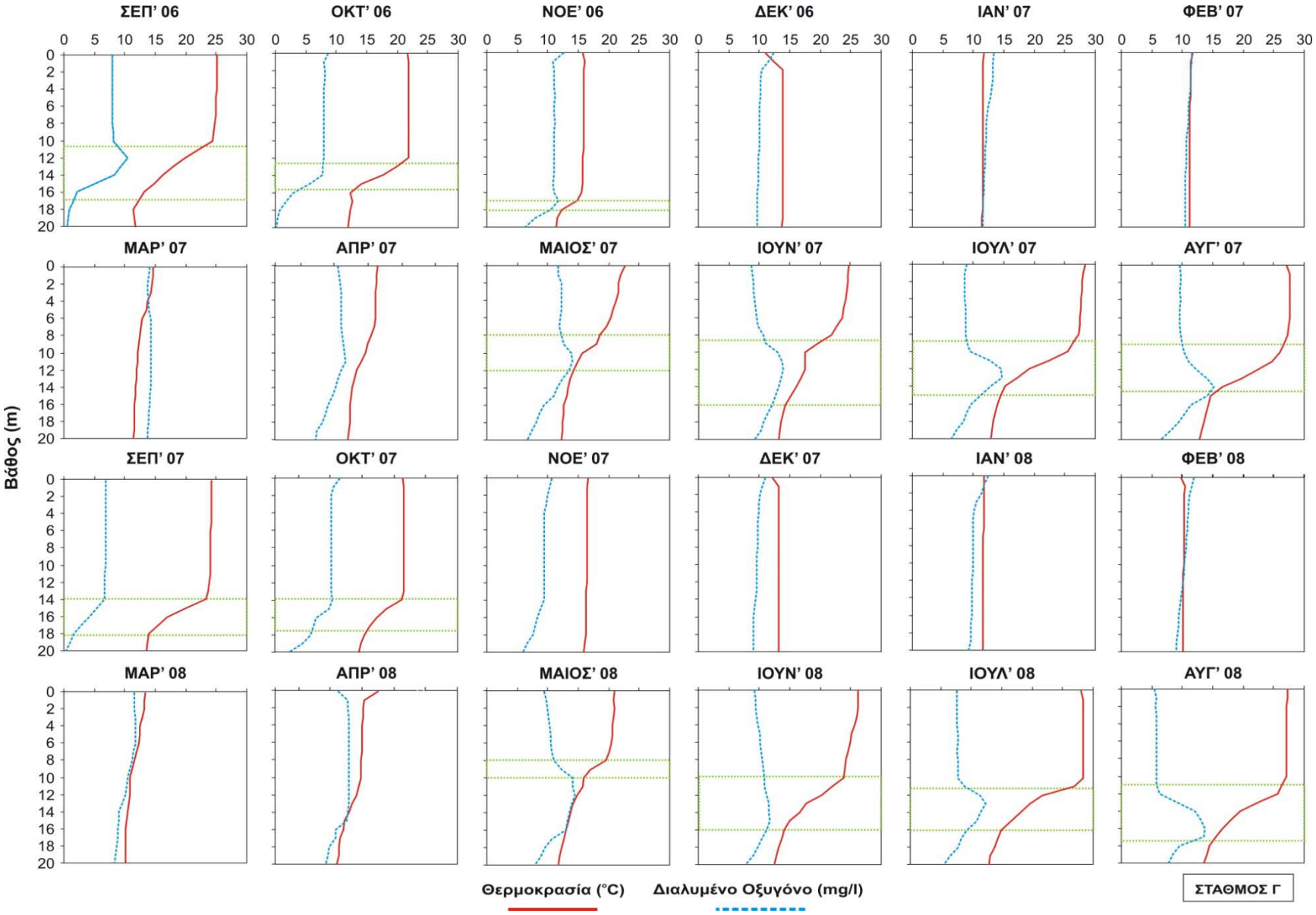
Στη λίμνη παρατηρήθηκε μια χειμερινή αναστροφή των νερών το Νοέμβριο, ενώ η περίοδος της θερινής στρωμάτωσης ξεκινούσε τον Απρίλιο. Όπως φαίνεται και από το Σχήμα 3.3, η κατακόρυφη κατανομή της θερμοκρασίας στο βαθύτερο σταθμό Α ακολούθησε ένα σταθερό πρότυπο διακύμανσης κατά τη διάρκεια των δύο δειγματοληπτικών περιόδων. Αναλυτικότερα, το Νοέμβριο η λίμνη Αμβρακία βρίσκεται στο τέλος της θερμικής στρωμάτωσης, όπου η θερμοκρασιακή διαφορά μεταξύ επιλιμνίου και υπολιμνίου έφτασε τους 4,7 ^{o}C κατά την περίοδο 2006-07 και εντοπίστηκε μεταξύ των 18 και 20 m στο βαθύτερο σταθμό, ενώ κατά την περίοδο 2007-08 η διαφορά ήταν 4,2 ^{o}C και εντοπίστηκε μεταξύ των 21 - 23 m. Η προοδευτική ψύξη των επιφανειακών στρωμάτων και η περαιτέρω βύθιση του μεταλιμνίου οδηγεί σε ανάμιξη την υδάτινη στήλη. Η περίοδος της ανάμιξης έχει διάρκεια πέντε μηνών, με έναρξη το Δεκέμβριο και λήξη τον Απρίλιο, οπότε αρχίζει πάλι η θερμική στρωμάτωση και ο σχηματισμός του θερμοκλινούς στα τέλη της άνοιξης. Με την επιπλέον αύξηση της θερμοκρασίας των επιφανειακών στρωμάτων ενισχύεται η θερμική στρωμάτωση της λίμνης κατά την διάρκεια του Μαΐου και του Ιουνίου, οπότε σχηματίζεται ένα θερμοκλινές στρώμα από τα 9 m έως τα 13 m την περίοδο 2006-07, ενώ κατά το 2007-08 το θερμοκλινές καταγράφηκε μεταξύ 7 και 15 m. Η μεγαλύτερη θερμοκρασιακή διαφορά μεταξύ επιλιμνίου και υπολιμνίου ήταν 15,3 ^{o}C τον Ιούλιο της πρώτης δειγματοληπτικής περιόδου και 16,8 ^{o}C τον Ιούλιο της δεύτερης.



Σχήμα 3.3 Μηνιαία διακύμανση της κατακόρυφης κατανομής της θερμοκρασίας (°C), της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου (mg/l) και της χλωροφύλλης-α (mg/m^3) στο σταθμό Α στη λίμνη Αμβρακία, κατά τις δειγματοληπτικές περιόδους 2006-07 και 2007-08. Με το διακεκομμένο πλαίσιο δηλώνονται τα όρια του θερμοκλινούς.



Σχήμα 3.4 Μηνιαία διακύμανση της κατακόρυφης κατανομής της θερμοκρασίας (^{o}C) και της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου (mg/l) στο σταθμό Β στη λίμνη Αμβρακία, κατά τις δειγματοληπτικές περιόδους 2006-07 και 2007-08. Με το διακεκομμένο πλαίσιο δηλώνονται τα όρια του θερμοκλινούς.



Σχήμα 3.5 Μηνιαία διακύμανση της κατακόρυφης κατανομής της θερμοκρασίας (^{o}C) και της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου (mg/l) στο σταθμό Γ στη λίμνη Αμβρακία, κατά τις δειγματοληπτικές περιόδους 2006-07 και 2007-08. Με το διακεκομμένο πλαίσιο δηλώνονται τα όρια του θερμοκλινούς.

Κατά τη διάρκεια του Αυγούστου και του Σεπτεμβρίου το μεταλίμνιο βυθίζεται λίγο και αναπτύσσεται κάτω από τα 10 m. Τους μήνες Οκτώβριο και Νοέμβριο το ανώτατο όριο του μεταλιμνίου βυθίζεται ακόμα πιο πολύ, ενώ το πάχος του ελαττώνεται, γεγονός που σημειώνει την αρχή του τέλους της θερμικής στρωμάτωσης. Μετά την καταστροφή του θερμοκλινούς ακολουθεί ανάμιξη του νερού, η οποία επιβεβαιώνεται με την ομοιόμορφη κατακόρυφη κατανομή της θερμοκρασίας στην υδάτινη στήλη, όπως διακρίνεται στα Σχήματα 3.3, 3.4 και 3.5.

3.1.1.4 Διαλυμένο οξυγόνο

Η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου στη λίμνη Αμβρακία βρέθηκε να είναι μεγαλύτερη κατά τους χειμερινούς μήνες και να μειώνεται τους καλοκαιρινούς, σε όλους τους σταθμούς δειγματοληψίας (Σχήματα 3.3, 3.4 και 3.5). Πολύ υψηλές συγκεντρώσεις παρατηρήθηκαν μέσα στα όρια του θερμοκλινούς και η μέγιστη τιμή έφτασε τα 15,7 mg/l στους σταθμούς Α και Β το μήνα Ιούλιο, σε βάθος 14 και 12 m αντίστοιχα κατά την πρώτη δειγματοληπτική περίοδο (2006-07), ενώ κατά τη δεύτερη περίοδο (2007-08) η μέγιστη τιμή ήταν 14,6 mg/l στο σταθμό Α το μήνα Αύγουστο σε βάθος 15 m. Αντίθετα, οι μικρότερες συγκεντρώσεις σημειώθηκαν στα κατώτερα στρώματα του μεταλιμνίου και στο υπολίμνιο κατά το τέλος της θερμικής στρωμάτωσης. Αξίζει να σημειωθεί ότι την περίοδο 2006-07 στους μήνες Μάιο και Ιούλιο παρουσιάστηκε ανοξία στο υπολίμνιο σε βάθη κάτω των 33 m.

Οι τιμές συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου δεν διέφεραν σημαντικά μεταξύ των δύο χρόνων (*U*-test, p=0,453, p=0,356 και p=0,166 για τους τρεις σταθμούς Α, Β και Γ αντίστοιχα) ή μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας (*H*-test, p=0,789 και p=0,889 για τις δυο περιόδους αντίστοιχα).

Στο βαθύτερο σταθμό Α, κατά την περίοδο της ανάμιξης καταγράφηκαν ικανοποιητικές τιμές οξυγόνου σε ολόκληρη την υδάτινη στήλη, εκτός από το μήνα Δεκέμβριο της δεύτερης περιόδου, όπου επικράτησαν αρκετά χαμηλές τιμές κάτω από τα 35 m (Σχήμα 3.3). Μετά την έναρξη της θερμικής στρωμάτωσης παρατηρήθηκε σημαντική ελάττωση της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου στα βαθύτερα στρώματα του υπολιμνίου, η οποία ενισχύθηκε κατά τους θερινούς μήνες. Κατά την

περίοδο της θερμικής στρωμάτωσης, παρατηρήθηκε αύξηση της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου μέσα στο στρώμα του θερμοκλινούς, ενώ αντίθετα, στο επιλίμνιο η συγκέντρωση του οξυγόνου παρουσίασε μείωση κατά την περίοδο του καλοκαιριού και του φθινοπώρου.

3.1.1.5 Χλωροφύλλη-α

Η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α κυμάνθηκε από 0 mg/m^3 (Ιανουάριος 2007, επιφάνεια) έως 6,2 mg/m^3 (Σεπτέμβριος 2007, 15 m) κατά την πρώτη δειγματοληπτική περίοδο και από 0,07 mg/m^3 (Ιούνιος 2008, 40 m και Αύγουστος 2008, 5 m) έως 10,6 mg/m^3 (Ιούλιος 2008, 15 m) κατά τη δεύτερη περίοδο. Οι τιμές συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α δεν εμφάνισαν στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των δύο χρόνων δειγματοληψίας (*U*-test, p=0,908).

Με την αύξηση της θερμοκρασίας και κατά την περίοδο σχηματισμού του θερμοκλινούς, αυξήθηκε και η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α (Σχήμα 3.3). Μεγάλες τιμές παρατηρήθηκαν μέσα στα όρια του θερμοκλινούς, αλλά και στα ανώτερα στρώματα του υπολιμνίου. Αντίθετα, την περίοδο της ομοιοθερμίας η κατακόρυφη κατανομή της χλωροφύλλης-α ήταν περισσότερο ομοιόμορφη στην υδάτινη στήλη.

3.1.1.6 Ενεργός οξύτητα (pH)

Η τιμή του pH κυμάνθηκε από 6,8 έως 8,7 κατά την πρώτη δειγματοληπτική περίοδο και μεταξύ 7,03 και 8,6 τη δεύτερη, όπου εμφανίστηκε ελαφρώς αυξημένη (Σχήμα 3.6).

Η σύγκριση των τιμών του pH μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων έδειξε στατιστικά σημαντική διαφορά για τους σταθμούς Α και Β (*U*-test, p=0,02 και p=0,043 αντίστοιχα), αλλά όχι για το σταθμό Γ (*U*-test, p=0,083). Μεταξύ των τριών σταθμών δεν βρέθηκαν διαφορές (*H*-test, p=0,881 και p=0,942 για τις δυο περιόδους αντίστοιχα).

Η κατανομή του pH παρουσίασε διαφοροποίηση με το βάθος και την εποχή, με μεγαλύτερες τιμές να καταγράφονται τους θερινούς μήνες (περίοδος θερμικής

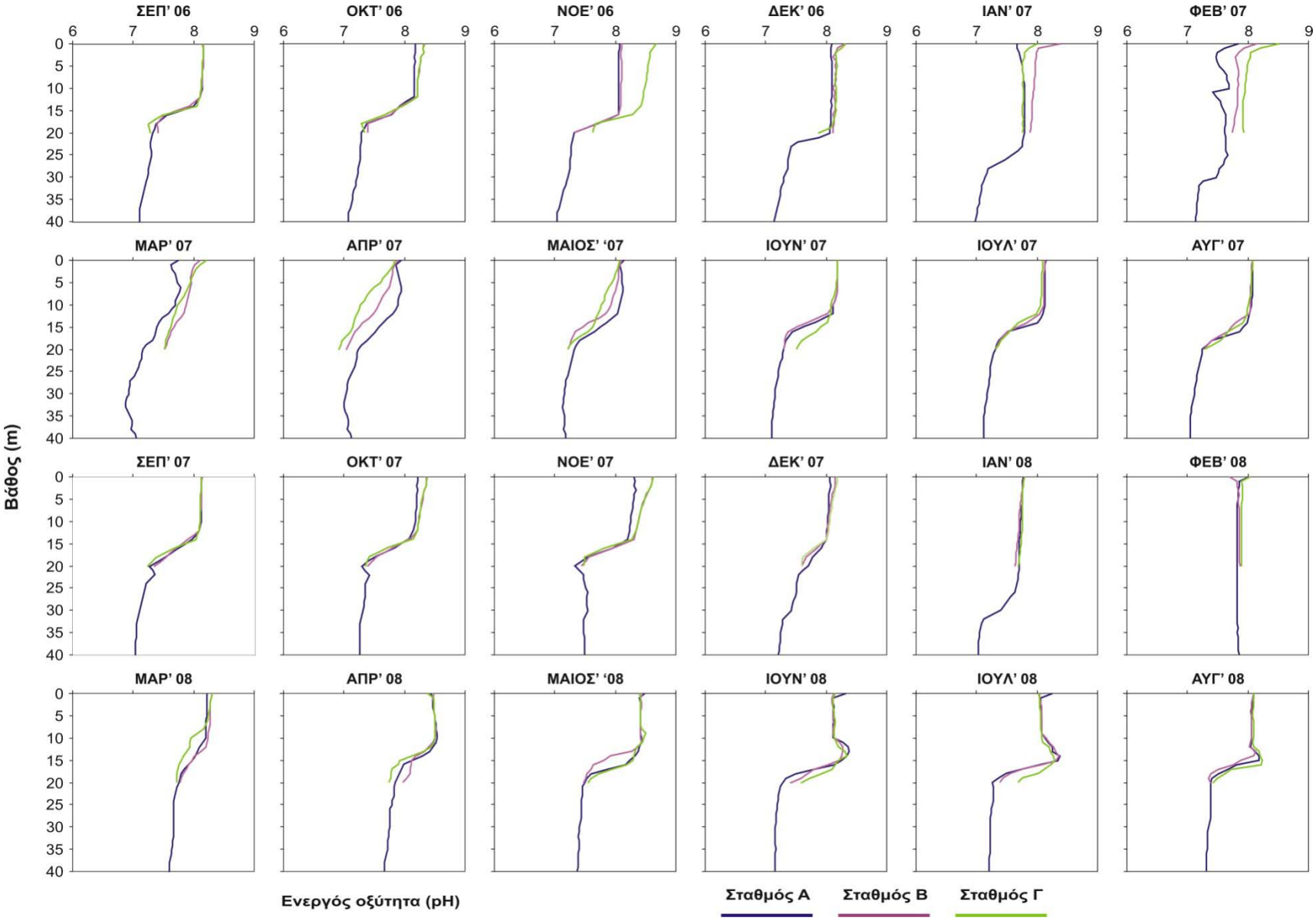
στρωμάτωσης) και ιδιαίτερα στο επιλίμνιο, σε αντίθεση με τους χειμερινούς μήνες (περίοδος κυκλοφορίας), όπου δεν υπήρχε σημαντική διαφοροποίηση του pH στον κατακόρυφο άξονα.

3.1.1.7 Ηλεκτρική αγωγιμότητα

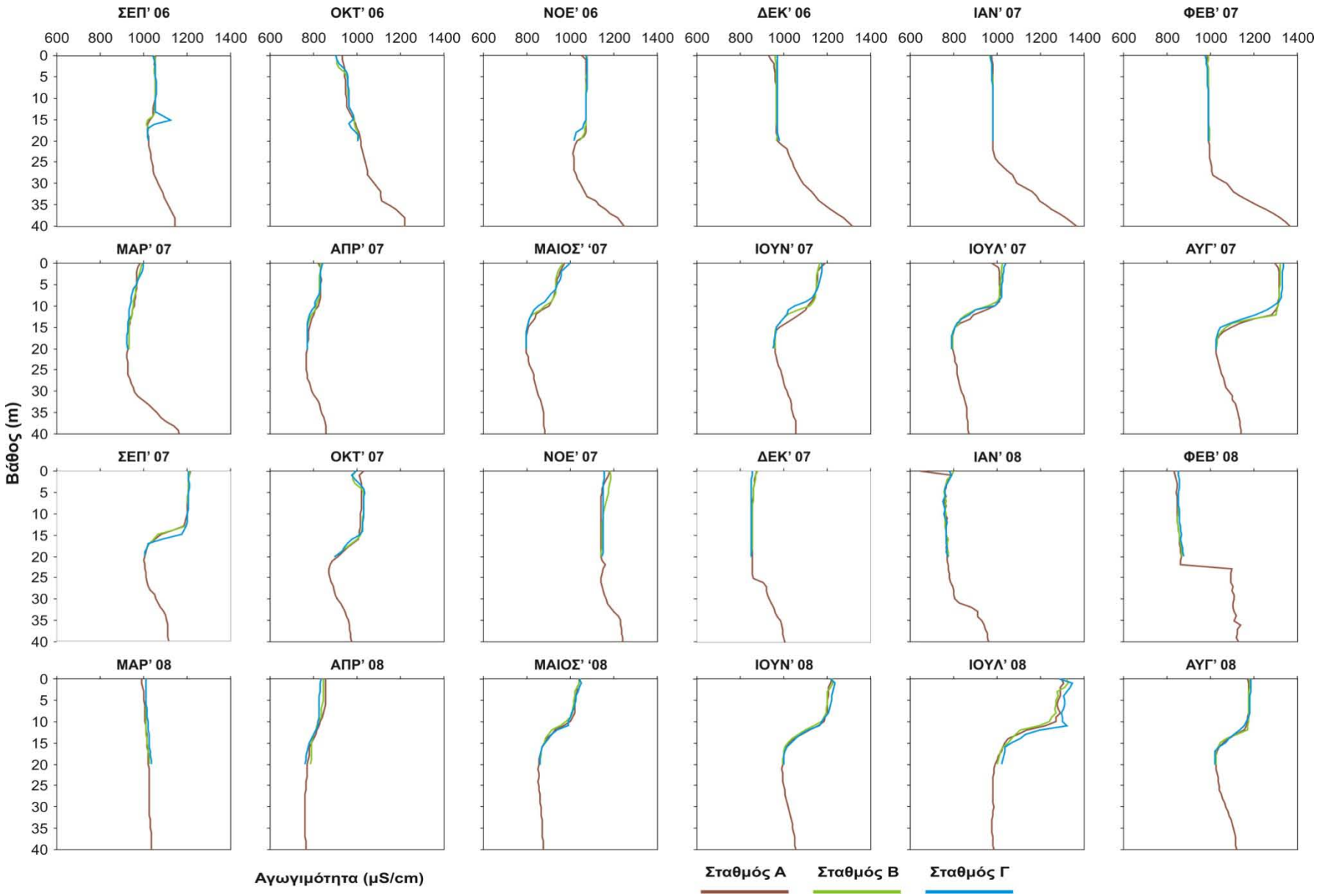
Στη λίμνη Αμβρακία καταγράφηκαν αρκετά υψηλές τιμές αγωγιμότητας, που κυμάνθηκαν μεταξύ 765,2 και 1367 μS/cm την περίοδο 2006-07 και μεταξύ 643,1 και 1343,5 μS/cm την περίοδο 2007-08. Οι μεγαλύτερες τιμές παρατηρήθηκαν κατά την θερινή περίοδο (Σχήμα 3.7).

Μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας δεν υπήρξε στατιστικά σημαντική διαφορά στις τιμές αγωγιμότητας (*H*-test, p=0,968 και p=0,973 για τις δύο περιόδους αντίστοιχα), καθώς ούτε και μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων (*U*-test, p=0,954, p=0,729 και p=0,686 για τους τρεις σταθμούς αντίστοιχα).

Κατά την περίοδο ανάμιξης, οι τιμές αγωγιμότητας έδειξαν μια ομοιομορφία σε όλη την υδάτινη στήλη στους σταθμούς Β και Γ, ενώ στο βαθύτερο σταθμό Α παρατηρήθηκαν αυξημένες τιμές κάτω από το βάθος των 23 m (Σχήμα 3.7). Κατά την περίοδο της θερμικής στρωμάτωσης της λίμνης, η κατακόρυφη κατανομή της αγωγιμότητας παρουσίασε διαφοροποίηση, με τις μεγαλύτερες τιμές να σημειώνονται στο επιλίμνιο.



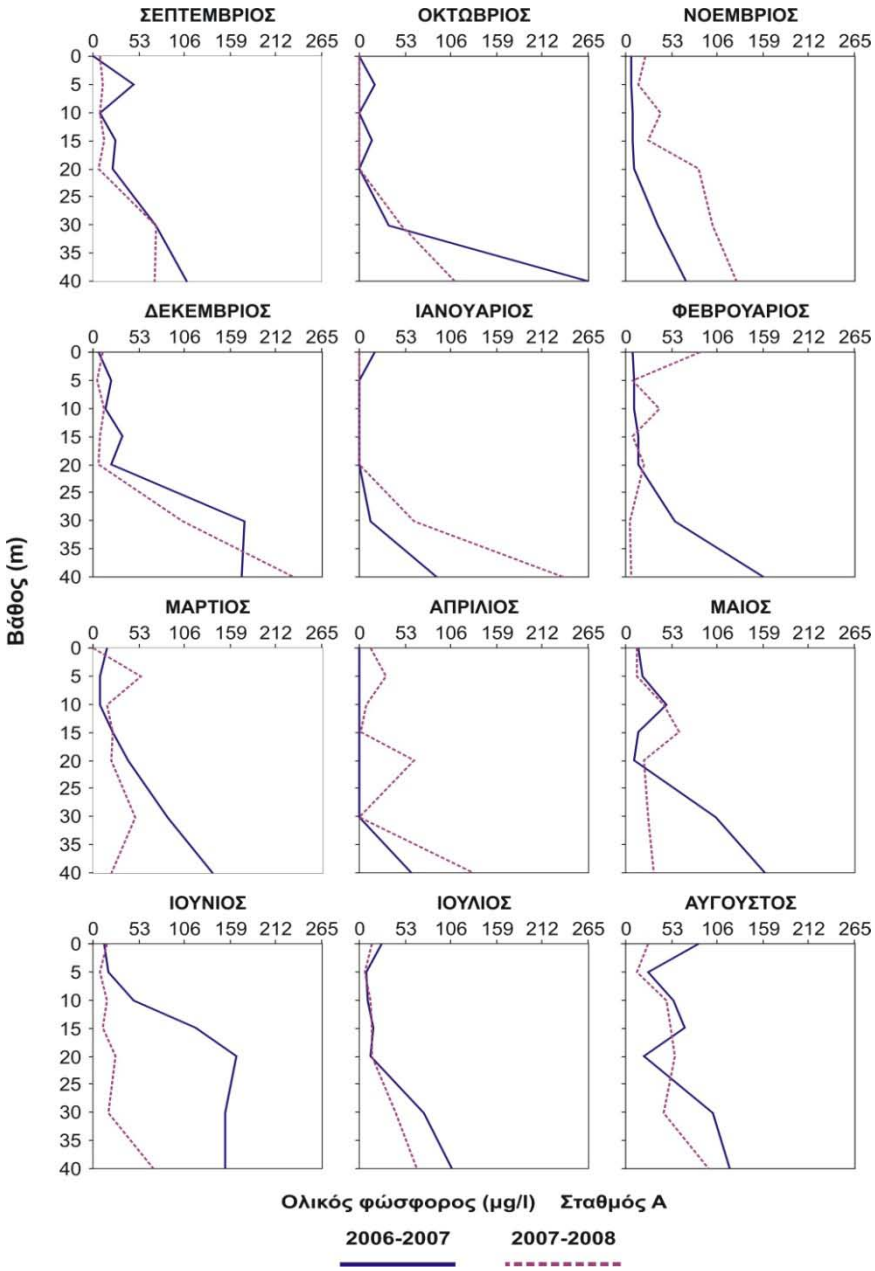
Σχήμα 3.6 Μηνιαία διακύμανση της κατακόρυφης κατανομής της ενεργού οξύτητας (pH) στους τρεις σταθμούς δειγματοληψίας στη λίμνη Αμβρακία, κατά τις δειγματοληπτικές περιόδους 2006-07 και 2007-08.



Σχήμα 3.7 Μηνιαία διακύμανση της κατακόρυφης κατανομής της αγωγιμότητας (μS/cm) στους τρεις σταθμούς δειγματοληψίας στη λίμνη Αμβρακία, κατά τις δειγματοληπτικές περιόδους 2006-07 και 2007-08.

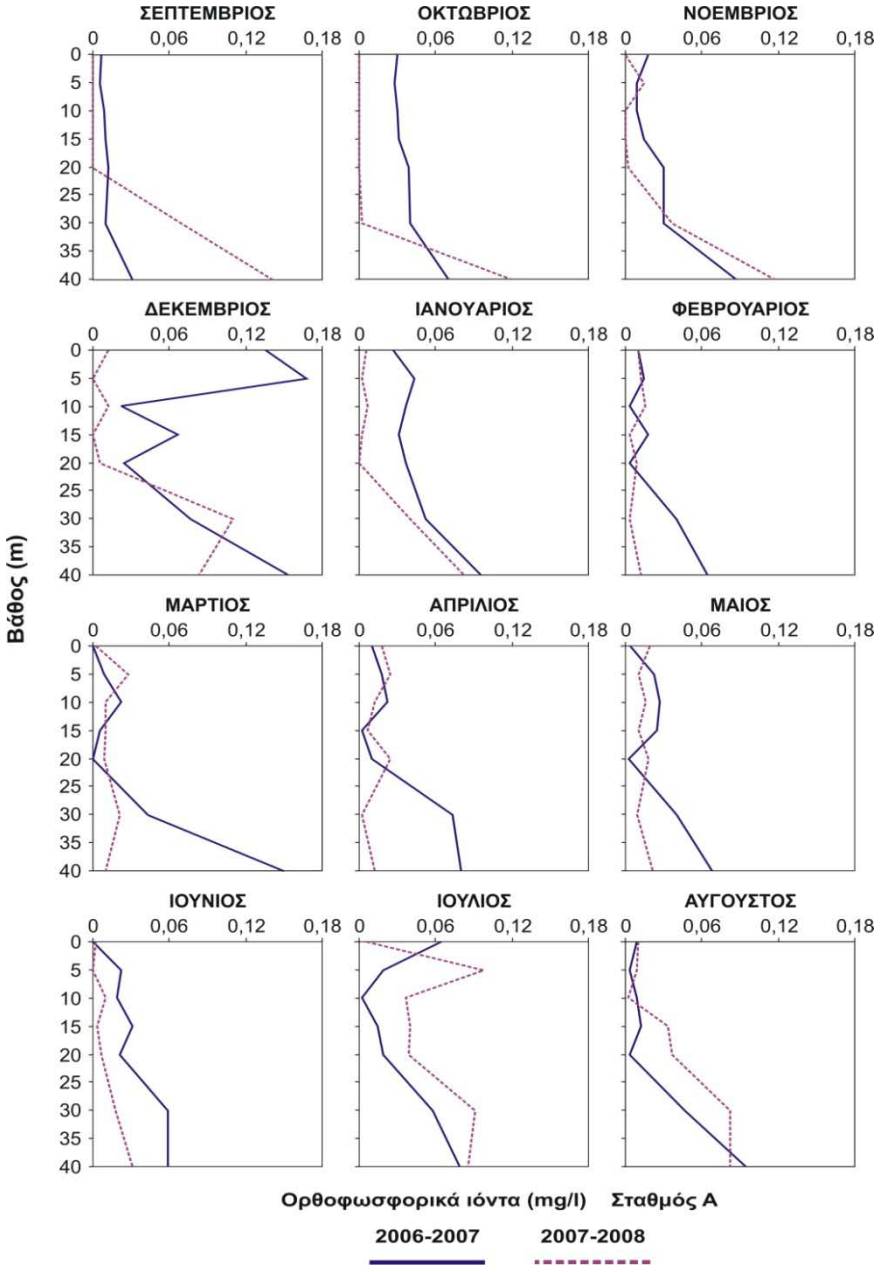
3.1.1.8 Ολικός φώσφορος (TP)

Η μεγαλύτερη συγκέντρωση ολικού φωσφόρου στη λίμνη Αμβρακία κατά την πρώτη δειγματοληπτική περίοδο ήταν 264,7 μg/l (Οκτώβριος 2006, βάθος 40 m) και κατά τη δεύτερη ήταν 234,95 μg/l (Ιανουάριος 2008, βάθος 40 m). Μεταξύ των δύο περιόδων δεν υπήρξε στατιστικά σημαντική διαφορά (*U*-test, p=0,356), ενώ στον κατακόρυφο άξονα οι τιμές διέφεραν σημαντικά με το βάθος (*H*-test, p<0,05).



Σχήμα 3.8 Μηνιαία διακύμανση της κατακόρυφης κατανομής του ολικού φωσφόρου (μg/l) στο σταθμό Α στη λίμνη Αμβρακία, κατά τις δειγματοληπτικές περιόδους 2006-07 και 2007-08.

Στο κατακόρυφο επίπεδο, μεγαλύτερες συγκεντρώσεις καταγράφθηκαν στο υπολίμνιο και σε βάθος μεγαλύτερο των 20 m (Σχήμα 3.8). Τη δεύτερη περίοδο οι τιμές του ολικού φωσφόρου ήταν χαμηλότερες και παρουσίασαν πιο ομοιόμορφη κατανομή με το βάθος, σε σχέση με την πρώτη περίοδο όπου η διακύμανση των συγκεντρώσεων ήταν πιο έντονη.



Σχήμα 3.9 Μηνιαία διακύμανση της κατακόρυφης κατανομής των ορθοφωσφορικών ιόντων (mg/l) στο σταθμό Α στη λίμνη Αμβρακία, κατά τις δειγματοληπτικές περιόδους 2006-07 και 2007-08.

3.1.1.9 Ορθοφωσφορικά ιόντα (PO_4 - P)

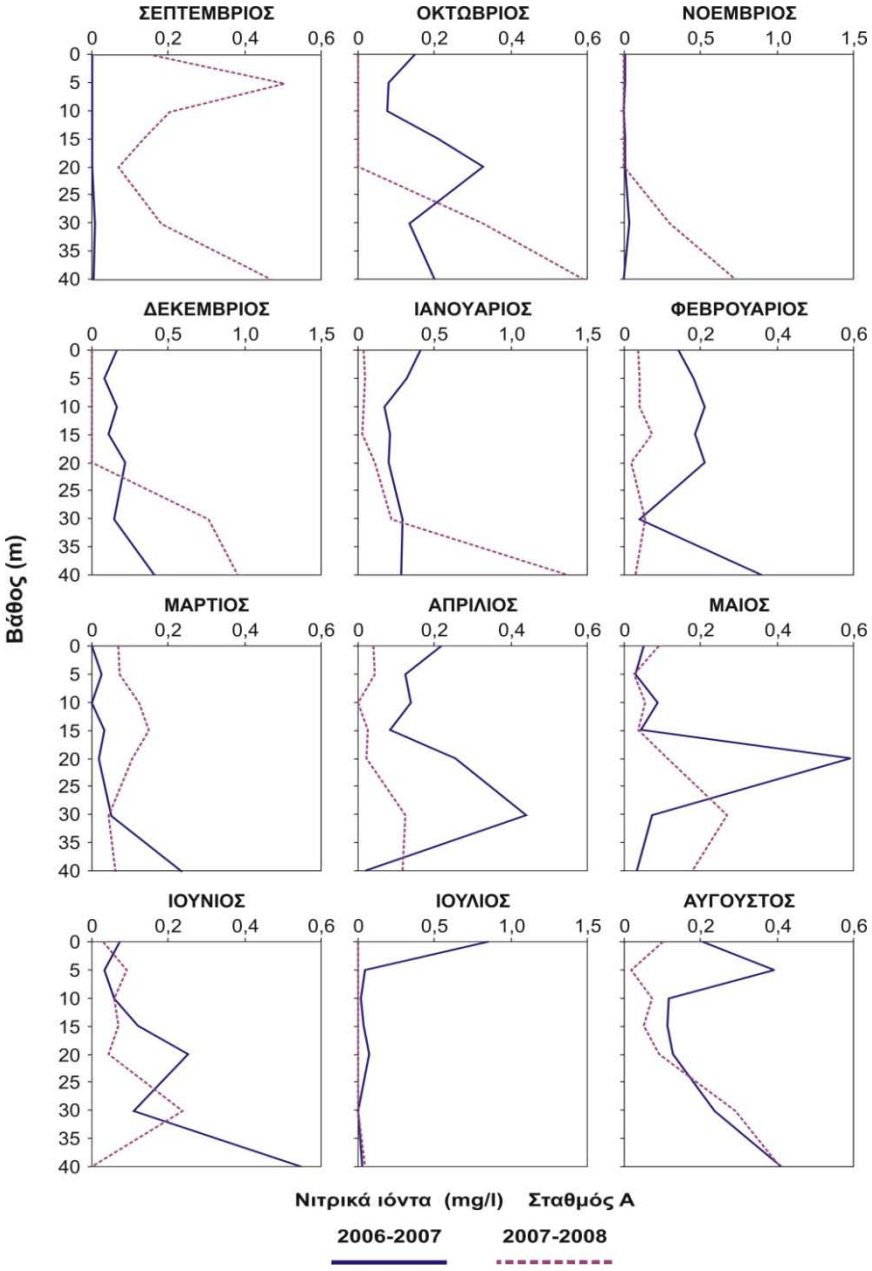
Η μεγαλύτερη συγκέντρωση του ανόργανου φωσφόρου που καταγράφθηκε στη λίμνη Αμβρακία με τη μορφή των ορθοφωσφορικών ιόντων ήταν 0,167 mg/l κατά την περίοδο 2006-07, ενώ η μέγιστη τιμή την περίοδο 2007-08 ήταν 0,141 mg/l, χωρίς να καταγράφεται στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των δύο περιόδων (*U*-test, p=0,053).

Η συγκέντρωση των ορθοφωσφορικών ιόντων παρουσίασε στατιστικά σημαντική διαφορά με το βάθος (*H*-test, p<0,05) και φαίνεται να ακολουθεί γενικά τη διακύμανση του ολικού φωσφόρου (Σχήμα 3.8 και 3.9). Μεγάλες τιμές παρατηρήθηκαν στο υπολίμνιο κατά την περίοδο της θερμικής στρωμάτωσης, αλλά και κατά την περίοδο της κυκλοφορίας σε βάθος μεγαλύτερο των 20 m. Ωστόσο κατά την περίοδο 2007-08 τους μήνες Φεβρουάριο με Μάιο η συγκέντρωση των ορθοφωσφορικών ιόντων παρουσίασε μικρές τιμές με μάλλον ομοιόμορφη κατακόρυφη κατανομή.

3.1.1.10 Νιτρικά ιόντα (NO_3 - N)

Οι συγκεντρώσεις των νιτρικών ιόντων που καταγράφθηκαν στη λίμνη Αμβρακία κυμάνθηκαν μεταξύ μη ανιχνεύσιμων τιμών έως 0,85 mg/l την πρώτη δειγματοληπτική περίοδο και έως 1,38 mg/l τη δεύτερη.

Μεταξύ των δυο περιόδων δεν βρέθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά στη συγκέντρωση των νιτρικών ιόντων (*U*-test, p=0,488), ενώ αντίθετα υπήρξε διαφορά στο κατακόρυφο επίπεδο για την περίοδο 2007-08 (*H*-test, p<0,05) με τις μεγαλύτερες τιμές να καταγράφονται στα 30 και 40 m, σε αντίθεση με το 2006-07, όπου δεν σημειώθηκε σημαντική μεταβολή με το βάθος (*H*-test, p>0,05) (Σχήμα 3.10).

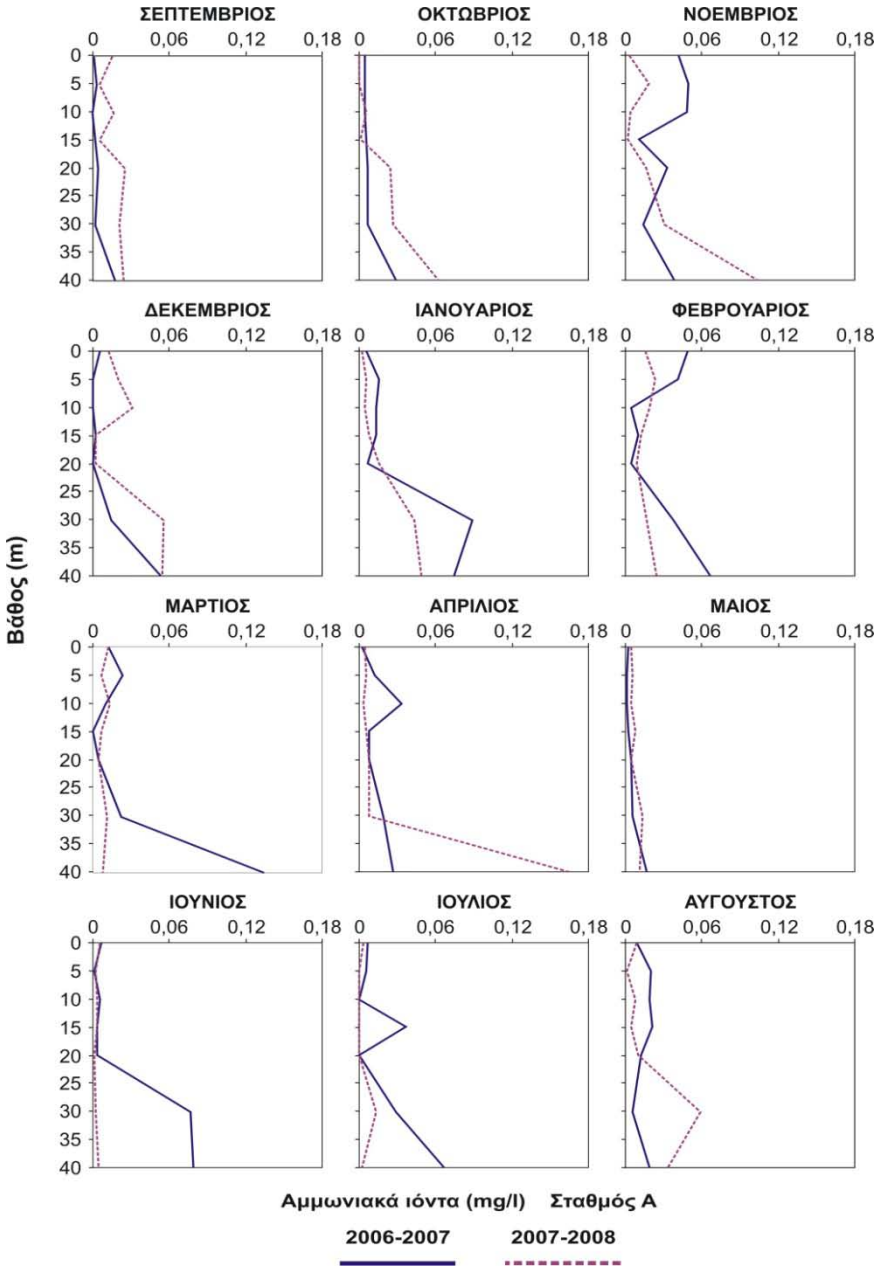


Σχήμα 3.10 Μηνιαία διακύμανση της κατακόρυφης κατανομής των νιτρικών ιόντων (mg/l) στο σταθμό Α στη λίμνη Αμβρακία, κατά τις δειγματοληπτικές περιόδους 2006-07 και 2007-08.

3.1.1.11 Αμμωνιακά ιόντα (NH_3 - N)

Η συγκέντρωση των αμμωνιακών ιόντων κυμάνθηκε από μηδενικές τιμές έως 0,135 mg/l κατά την περίοδο 2006-07, και έως 0,165 mg/l κατά την περίοδο 2007-08, χωρίς στατιστικά σημαντική διαφορά (*U*-test, p=0,419) μεταξύ των δύο περιόδων

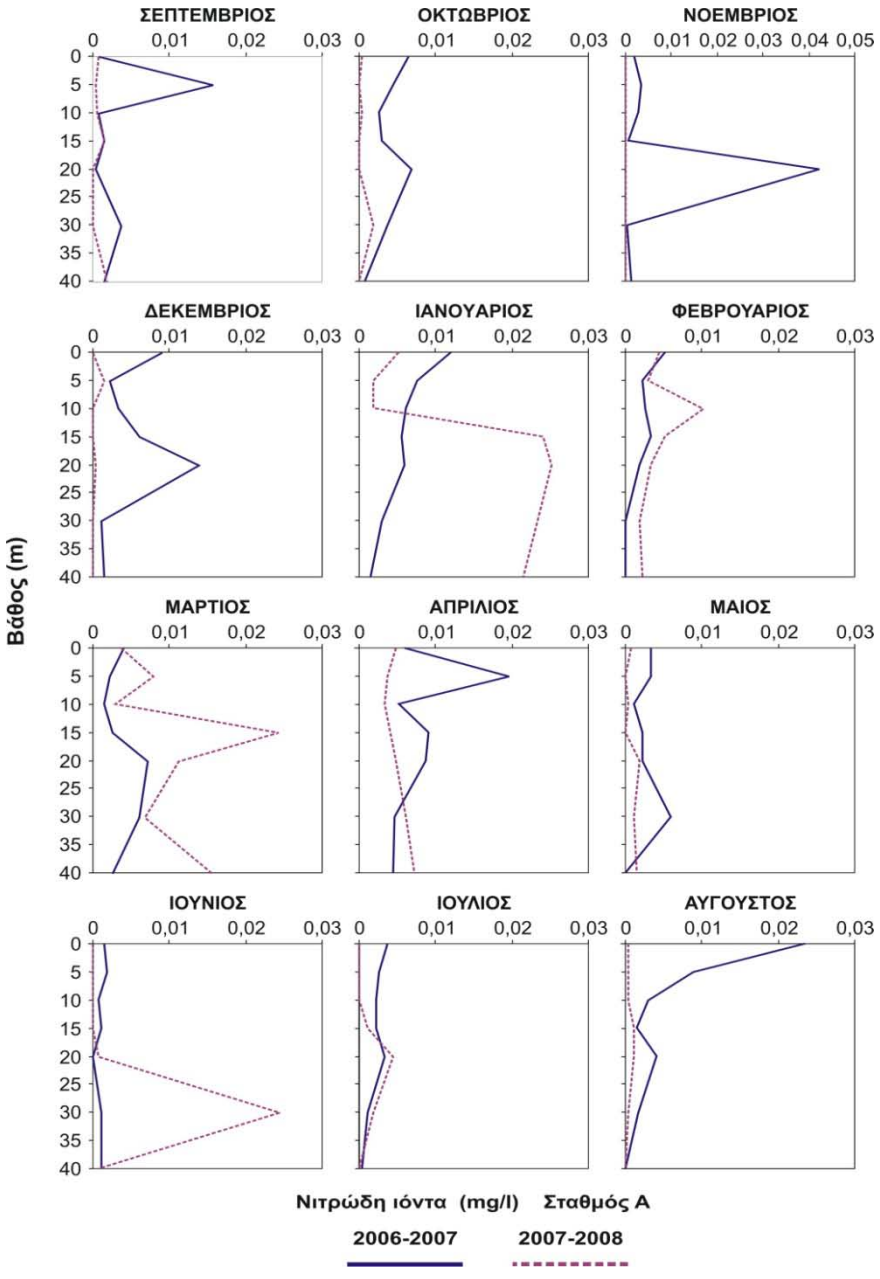
(Σχήμα 3.11). Στον κατακόρυφο άξονα υπήρξε σημαντική μεταβολή της συγκέντρωσης (*H*-test, $p<0,05$) με τις μεγαλύτερες τιμές να καταγράφονται στα 30 και 40 m.



Σχήμα 3.11 Μηνιαία διακύμανση της κατακόρυφης κατανομής των αμμωνιακών ιόντων (mg/l) στο σταθμό Α στη λίμνη Αμβρακία, κατά τις δειγματοληπτικές περιόδους 2006-07 και 2007-08.

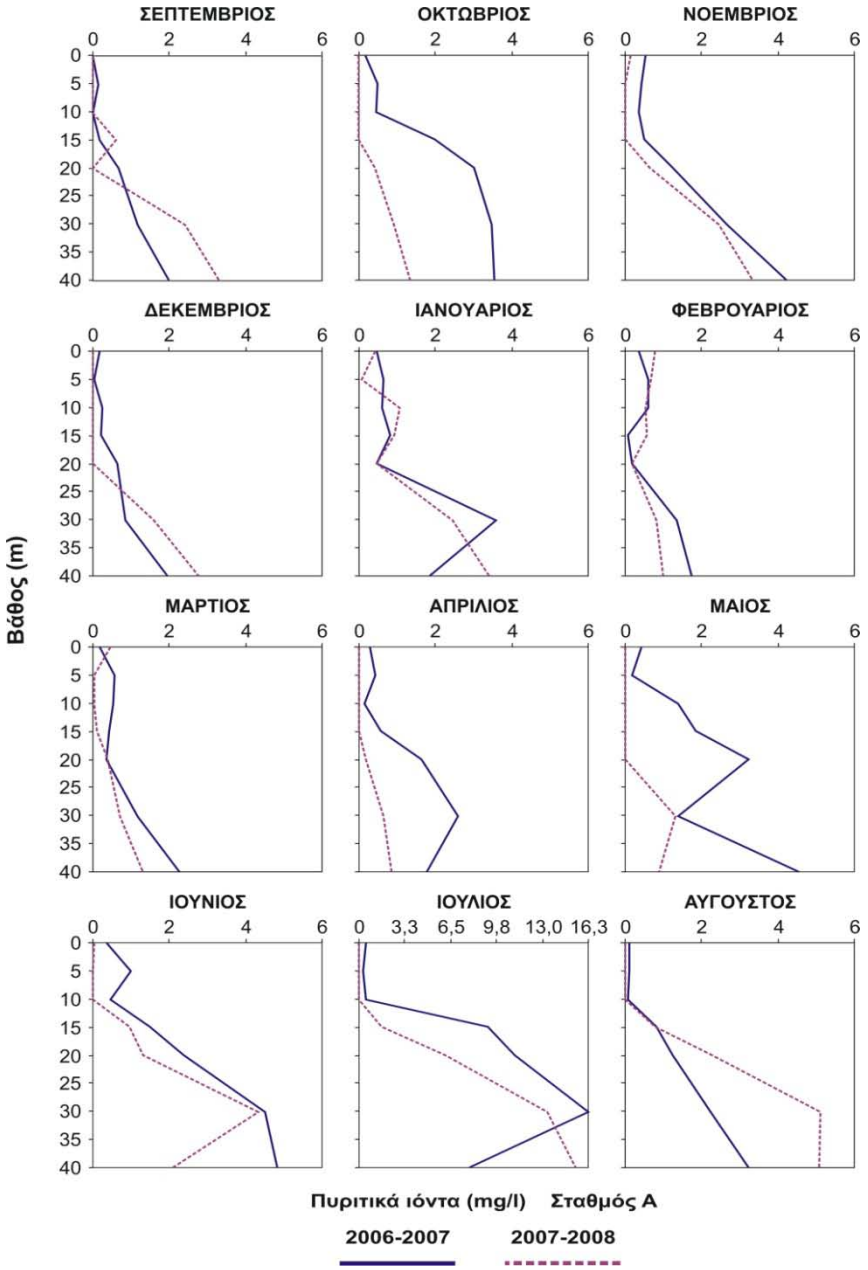
3.1.1.12 Νιτρώδη ιόντα (NO_2 - N)

Η συγκέντρωση των νιτρωδών ιόντων κυμάνθηκε σε χαμηλά επίπεδα, φτάνοντας τα 0,042 mg/l κατά την πρώτη δειγματοληπτική περίοδο και έως τα 0,025 mg/l κατά τη δεύτερη.



Σχήμα 3.12 Μηνιαία διακύμανση της κατακόρυφης κατανομής των νιτρωδών ιόντων (mg/l) στο σταθμό Α στη λίμνη Αμβρακία, κατά τις δειγματοληπτικές περιόδους 2006-07 και 2007-08.

Στατιστικά σημαντική διαφορά δεν σημειώθηκε μεταξύ των δυο περιόδων (*U*-test, p=0,100), αλλά ούτε και στο κατακόρυφο επίπεδο της δεύτερης δειγματοληπτικής περιόδου (*H*-test, p>0,05), ενώ την περίοδο 2006-07 η μεταβολή με το βάθος ήταν πιο έντονη (*H*-test, p<0,05). Δεν ήταν εμφανές κάποιο εποχικό πρότυπο στην διακύμανση της συγκέντρωσης των νιτρωδών ιόντων (Σχήμα 3.12).



Σχήμα 3.13 Μηνιαία διακύμανση της κατακόρυφης κατανομής των πυριτικών ιόντων (mg/l) στο σταθμό Α στη λίμνη Αμβρακία, κατά τις δειγματοληπτικές περιόδους 2006-07 και 2007-08.

3.1.1.13 Πυριτικά ιόντα (SiO_2-Si)

Η συγκέντρωση των πυριτικών ιόντων στη λίμνη Αμβρακία κυμάνθηκε από 0 έως 16,24 mg/l την περίοδο 2006-07 και έως 15,32 mg/l την περίοδο 2007-08, χωρίς σημαντική διαφορά μεταξύ των δειγματοληπτικών περιόδων (*U*-test, p=0,149), σε αντίθεση με την κατακόρυφη κατανομή τους (*H*-test, p<0,05). Κατά την περίοδο της θερμικής στρωμάτωσης παρατηρήθηκε έντονη αύξηση της συγκέντρωσης με το βάθος η οποία και διατηρείται μέχρι την έναρξη της κυκλοφορίας, όπου τότε οι τιμές ελαττώνονται (Σχήμα 3.13).

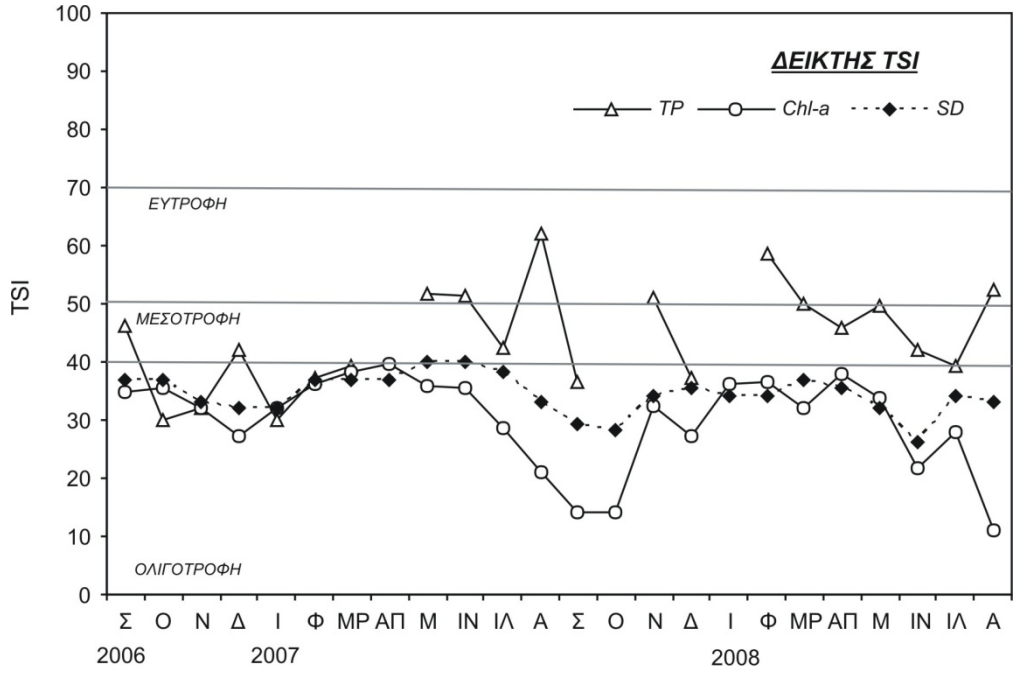
3.1.1.14 Προσδιορισμός τροφικής κατάστασης

Στο Σχήμα 3.14 φαίνεται η μηνιαία διακύμανση των τιμών του δείκτη τροφικής κατάστασης Carlson για κάθε παράμετρο, όπως υπολογίστηκαν για το σταθμό δειγματοληψίας Α. Οι τιμές του δείκτη TSI (TP), για τη συγκέντρωση ολικού φωσφόρου, κυμάνθηκαν μεταξύ 29,8 και 61,9 την περίοδο 2006-07 και μεταξύ 36,5 και 58,7 την περίοδο 2007-08, χωρίς στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ τους (*U*-test, p=0,860). Σύμφωνα με τις τιμές του δείκτη TSI (TP), ο βαθμός τροφισμού του οικοσυστήματος κυμαίνεται γενικά εντός των ορίων των τιμών που αναφέρονται για μεσότροφες λίμνες. Για τους μήνες Απρίλιο και Οκτώβριο του 2007 καθώς και τον Ιανουάριο του 2008, η τιμή του δείκτη TSI (TP) δεν μπόρεσε να υπολογιστεί καθώς η μέση τιμή της συγκέντρωσης του ολικού φώσφορου στο επιλίμνιο ήταν μηδενική.

Οι τιμές του δείκτη TSI (chl-α), για τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α, κυμάνθηκαν μεταξύ 21,2 και 39,6 την περίοδο 2006-07 και μεταξύ 11 και 37,9 την περίοδο 2007-08, χωρίς να διαφέρουν μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων (*U*-test, p=0,166). Οι τιμές βρίσκονται εντός του εύρους των τιμών που αναφέρονται για ολιγότροφες και μεσότροφες λίμνες.

Οι τιμές του δείκτη TSI (SD), για τη διαφάνεια, κυμάνθηκαν μεταξύ 31,9 και 40 την περίοδο 2006-07 και μεταξύ 26,1 και 36,8 την περίοδο 2007-08, λαμβάνοντας μεγαλύτερες τιμές την πρώτη περίοδο (*U*-test, p=0,028). Οι τιμές του δείκτη TSI (SD),

παρόμοια με αυτές του δείκτη TSI (chl-α), κατατάσσουν τη λίμνη Αμβρακία στις ολιγότροφες προς μεσότροφες λίμνες.



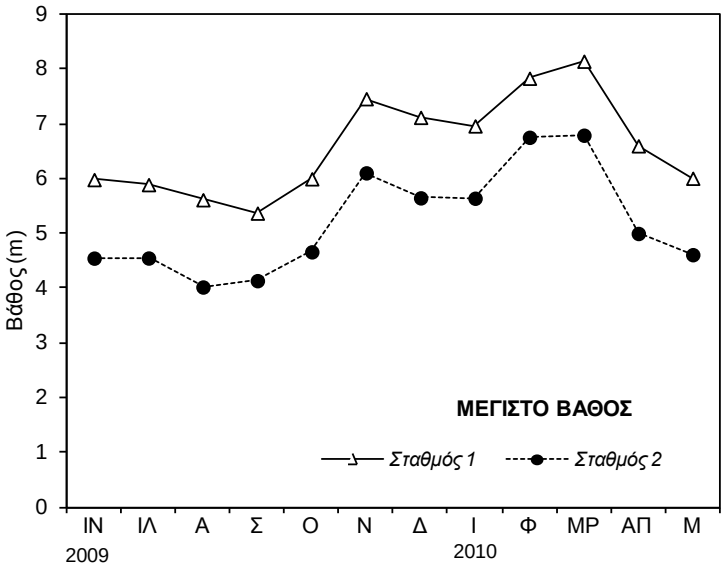
Σχήμα 3.14 Μηνιαία διακύμανση των τιμών των δεικτών τροφικής κατάστασης του Carlson στον σταθμό Α στη λίμνη Αμβρακία κατά τις αντίστοιχες χρονικές περιόδους.

3.1.2 Λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός

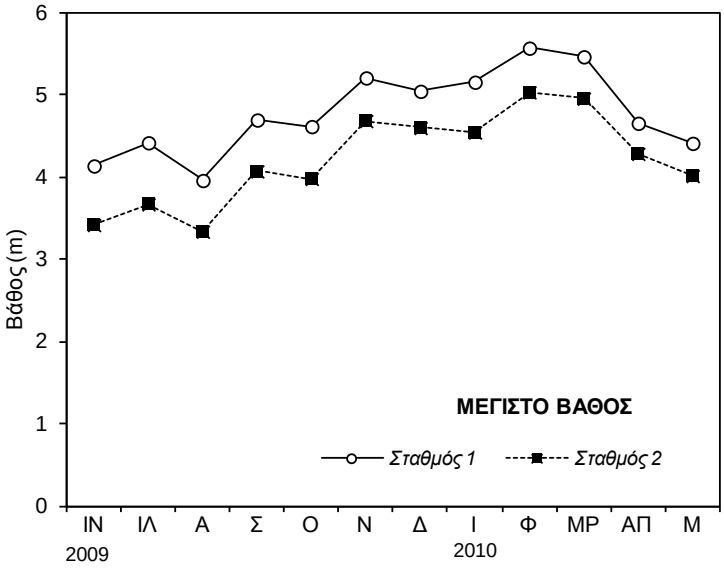
3.1.2.1 Μέγιστο βάθος

Η μηνιαία διακύμανση του μέγιστου βάθους στη λίμνη Λυσιμαχεία και στη λίμνη Οζερός φαίνεται να είναι παρόμοια, με τις μεγαλύτερες τιμές να παρατηρούνται στο τέλος του χειμώνα και στις αρχές της άνοιξης, ενώ οι μικρότερες την περίοδο του καλοκαιριού (Σχήμα 3.15). Πιο συγκεκριμένα, στη Λυσιμαχεία το μέγιστο βάθος στο σταθμό 1 κυμάνθηκε μεταξύ 5,4 και 8,1 m (Σεπτέμβριος και Μάρτιος, αντίστοιχα), ενώ στο σταθμό 2 μεταξύ 4 και 6,8 m (Αύγουστος και Μάρτιος, αντίστοιχα). Στη λίμνη

Οζερός στο σταθμό 1 το βάθος κυμάνθηκε μεταξύ 3,9 και 5,6 m (Αύγουστος και Φεβρουάριος, αντίστοιχα) και στο σταθμό 2 μεταξύ 3,3 και 5,04 m (Αύγουστος και Φεβρουάριος, αντίστοιχα) (Σχήμα 3.16).



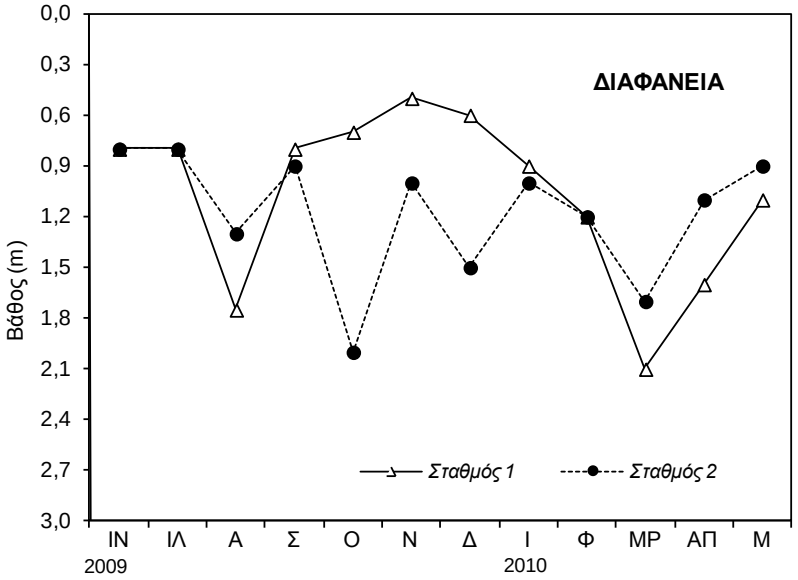
Σχήμα 3.15 Μηνιαία διακύμανση του μέγιστου βάθους (m) στη λίμνη Λυσιμαχεία για τους δύο σταθμούς δειγματοληψίας.



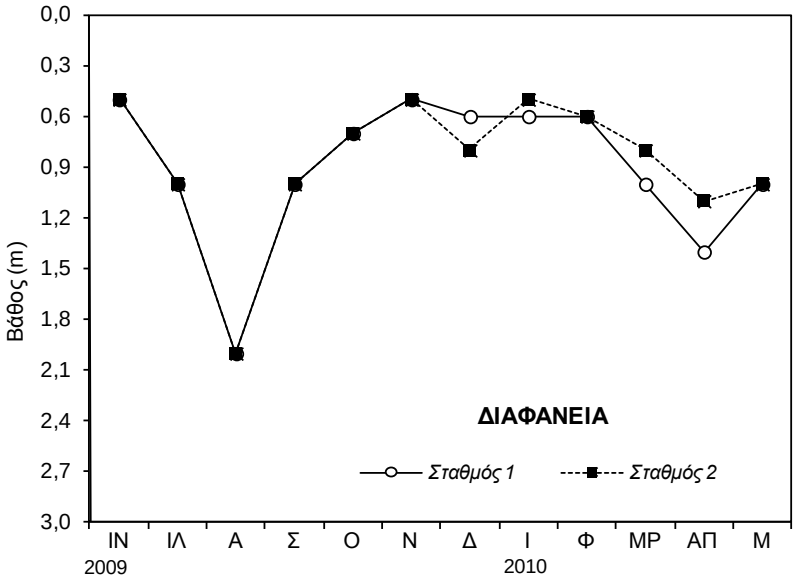
Σχήμα 3.16 Μηνιαία διακύμανση του μέγιστου βάθους (m) στη λίμνη Οζερός για τους δύο σταθμούς δειγματοληψίας.

3.1.2.2 Διαφάνεια νερού

Γενικά, και στις δύο λίμνες οι μικρότερες τιμές διαφάνειας καταγράφθηκαν κατά την περίοδο του χειμώνα, ενώ οι μεγαλύτερες στο τέλος του καλοκαιριού και στις αρχές της άνοιξης (Σχήματα 3.17, 3.18).



Σχήμα 3.17 Μηνιαία διακύμανση της διαφάνειας των υδάτων (m) στη λίμνη Λυσιμαχεία για τους δύο σταθμούς δειγματοληψίας.

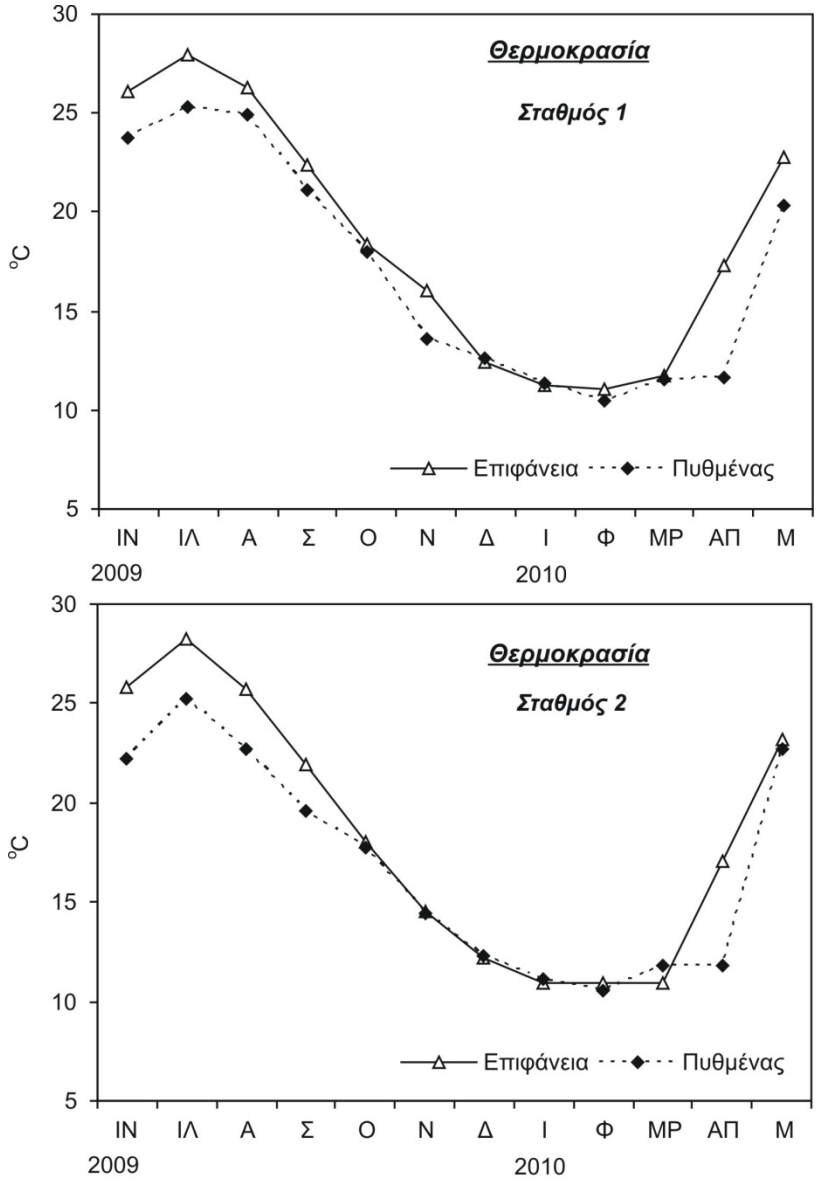


Σχήμα 3.18 Μηνιαία διακύμανση της διαφάνειας των υδάτων (m) στη λίμνη Οζερός για τους δύο σταθμούς δειγματοληψίας.

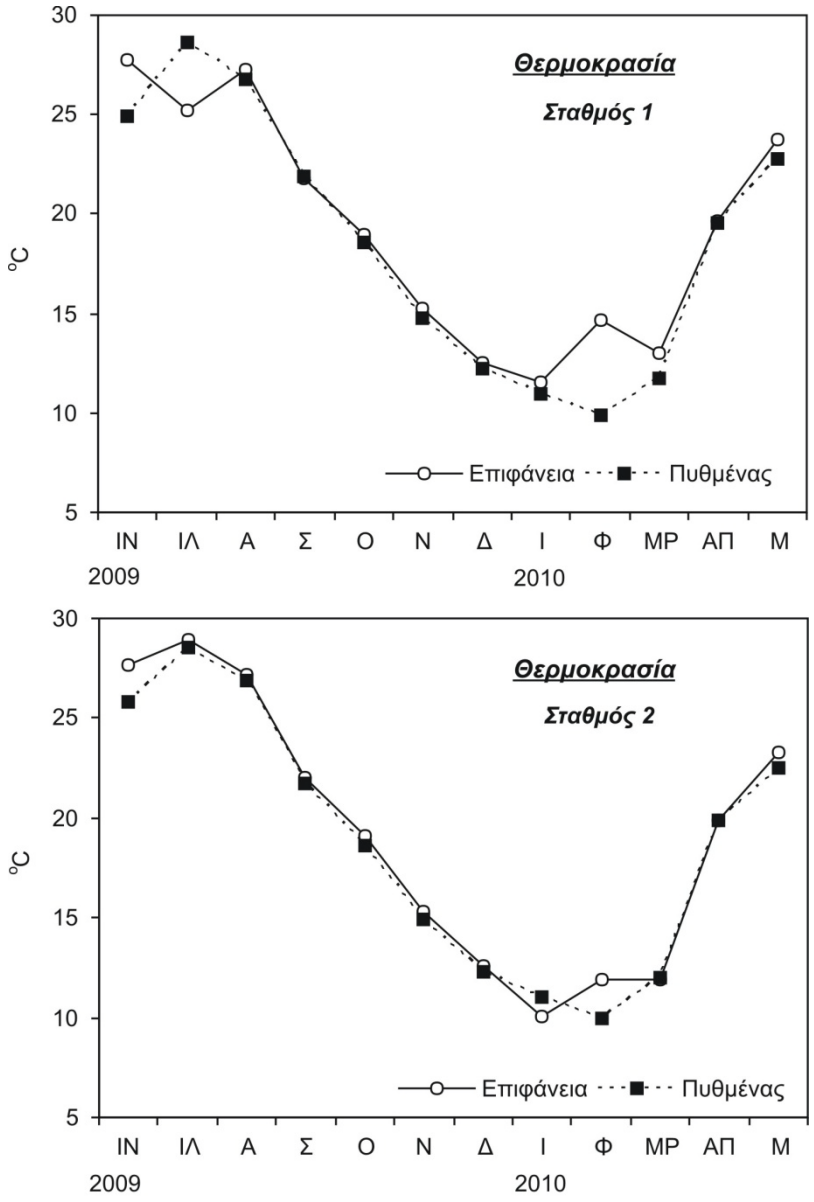
Στο σταθμό 1 της λίμνης Λυσιμαχείας η διαφάνεια κυμάνθηκε μεταξύ 0,5 (Νοέμβριος) και 2,1 m (Μάρτιος), ενώ στο σταθμό 2 μεταξύ 0,8 (Ιούνιος και Ιούλιος, αντίστοιχα) και 2 m (Οκτώβριος). Στη λίμνη Οζερός η μέγιστη τιμή της διαφάνειας και στους δύο σταθμούς δειγματοληψίας ήταν 2 m (Αύγουστος), ενώ η μικρότερη ήταν 0,5 m και καταγράφηκε τους μήνες Ιούνιο και Νοέμβριο στο σταθμό 1, και Ιούνιο και Ιανουάριο στο σταθμό 2. Η σύγκριση των τιμών της διαφάνειας μεταξύ των δύο σταθμών για τη λίμνη Λυσιμαχεία, καθώς και για τη λίμνη Οζερός, δεν έδειξε στατιστικά σημαντικές διαφορές (*U*-test, p=0,270 και p=0,883 αντίστοιχα).

3.1.2.3 Θερμοκρασία

Γενικά, αυξημένες τιμές θερμοκρασίας καταγράφθηκαν και στις δύο λίμνες την περίοδο του καλοκαιριού και της άνοιξης, και χαμηλές κατά τη διάρκεια του χειμώνα (Σχήματα 3.19 και 3.20). Στη Λυσιμαχεία, η θερμοκρασία κυμάνθηκε από 10,5 ^{o}C (Φεβρουάριος, σταθμός 1 στα 7 m) μέχρι 28,7 ^{o}C (Ιούλιος, σταθμός 2 στο 1 m). Στην επιφάνεια η μέγιστη τιμή ήταν 28,2 ^{o}C τον Ιούλιο (σταθμός 2) και η μικρότερη 10,9 ^{o}C το Φεβρουάριο (σταθμός 2). Ανάλογα, η μέγιστη τιμή θερμοκρασίας στη λίμνη Οζερός ήταν 28,9 ^{o}C και καταγράφηκε στο σταθμό 2 στην επιφάνεια τον Ιούλιο και στο σταθμό 1 στο 1 m, ενώ η χαμηλότερη ήταν 9,9 ^{o}C και καταγράφθηκε το Φεβρουάριο στο σταθμό 1 σε βάθος 5 m. Από την σύγκριση των δύο σταθμών για τις δύο λίμνες δεν παρατηρήθηκε στατιστικά σημαντική μεταβολή των τιμών της θερμοκρασίας (*U*-test, p>0,05).



Σχήμα 3.19 Μηνιαία διακύμανση της θερμοκρασίας (^{o}C) στην επιφάνεια και στον πυθμένα της λίμνης Λυσιμαχείας, στους δύο σταθμούς δειγματοληψίας.

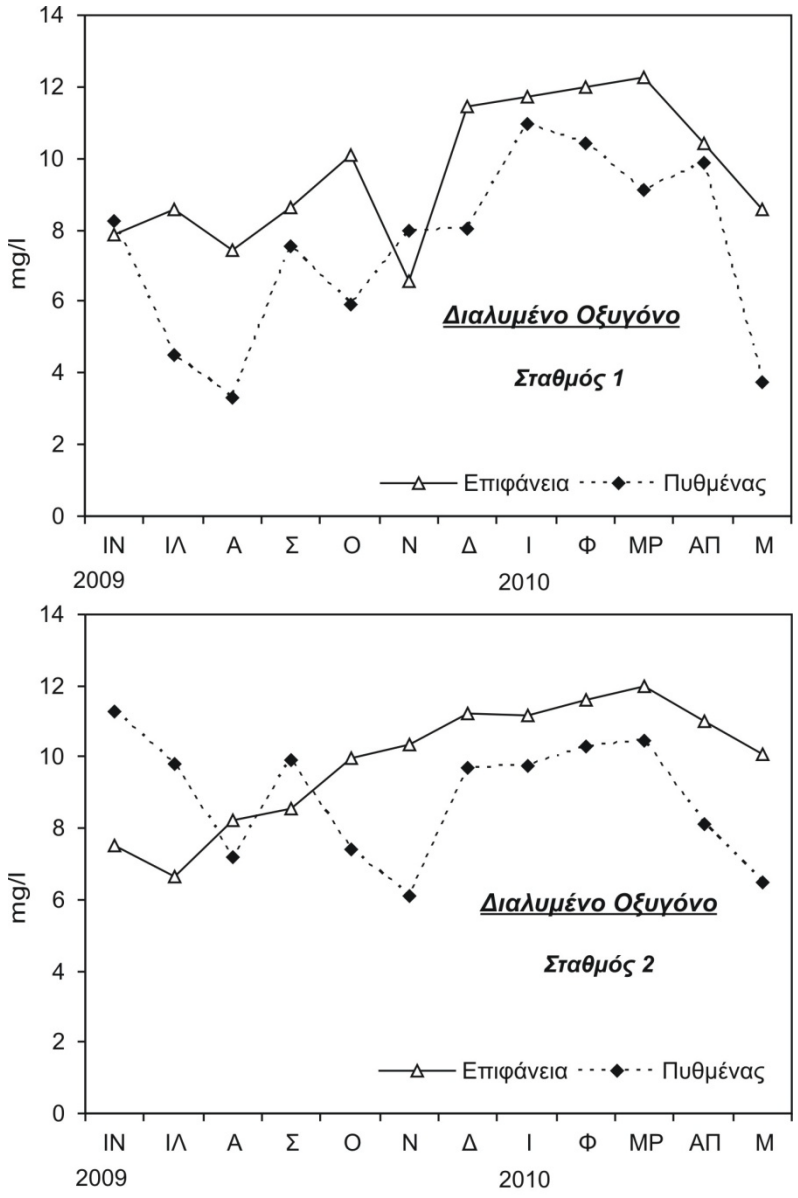


Σχήμα 3.20 Μηνιαία διακύμανση της θερμοκρασίας (^{o}C) στην επιφάνεια και στον πυθμένα της λίμνης Οζερός, στους δύο σταθμούς δειγματοληψίας.

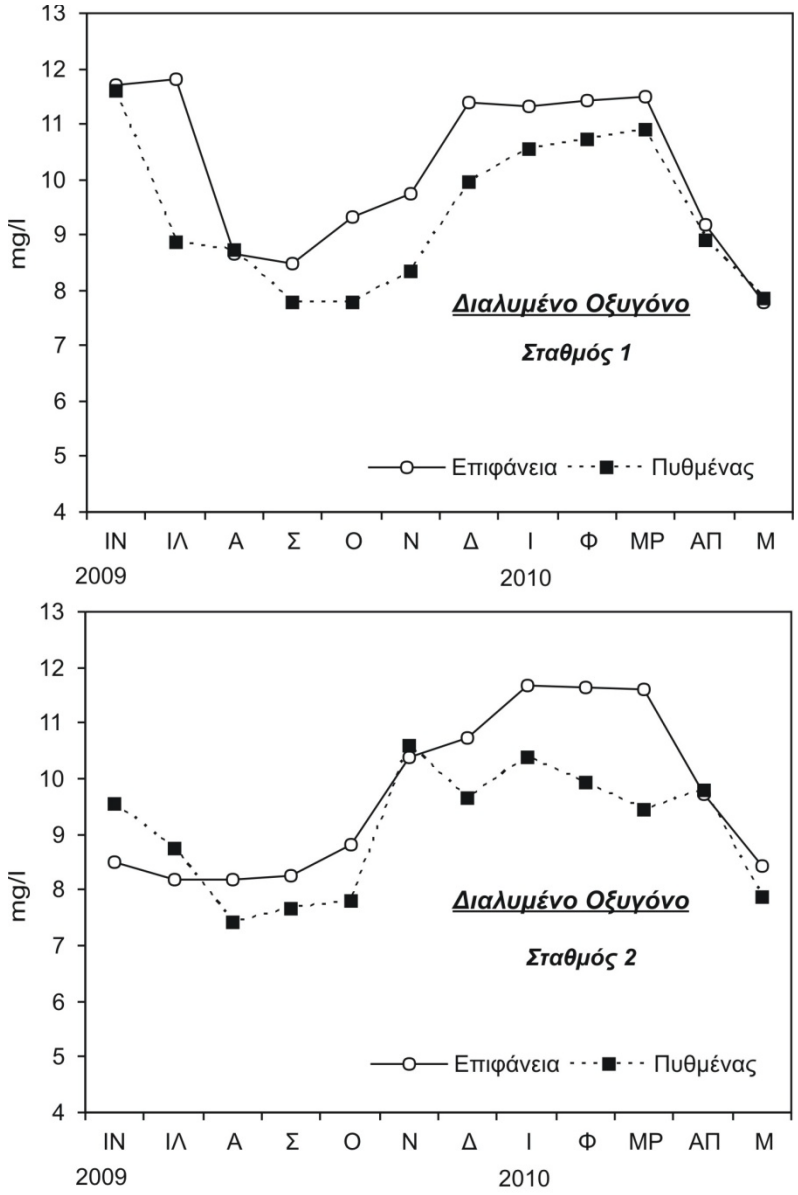
3.1.2.4 Διαλυμένο οξυγόνο

Υψηλές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου παρατηρήθηκαν κατά τους χειμερινούς μήνες, σε αντίθεση με τους καλοκαιρινούς, τόσο για τη λίμνη Λυσιμαχεία όσο και για τη λίμνη Οζερός (Σχήματα 3.21 και 3.22). Η συγκέντρωση του οξυγόνου στη Λυσιμαχεία κυμάνθηκε μεταξύ 3,3 (Αύγουστος, 5 m) και 12,3 mg/l (Μάρτιος,

επιφάνεια) στο σταθμό 1 και μεταξύ 6,1 (Νοέμβριος, 6 m) και 11,9 mg/l (Μάρτιος, επιφάνεια) στο σταθμό 2. Στη λίμνη Οζερός η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου κυμάνθηκε μεταξύ 7,7 (Οκτώβριος, 3 m) και 12,9 mg/l (Μάρτιος, 2 m) για το σταθμό 1 και παρόμοια στο δεύτερο σταθμό μεταξύ 7,4 (Αύγουστος, 3 m) και 11,6 mg/l (Ιανουάριος, επιφάνεια). Δεν υπήρξε στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των δύο σταθμών σε καμία από τις δύο λίμνες (*U*-test, p>0,05).



Σχήμα 3.21 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου (mg/l) στην επιφάνεια και στον πυθμένα της λίμνης Λυσιμαχείας, στους δύο σταθμούς δειγματοληψίας.

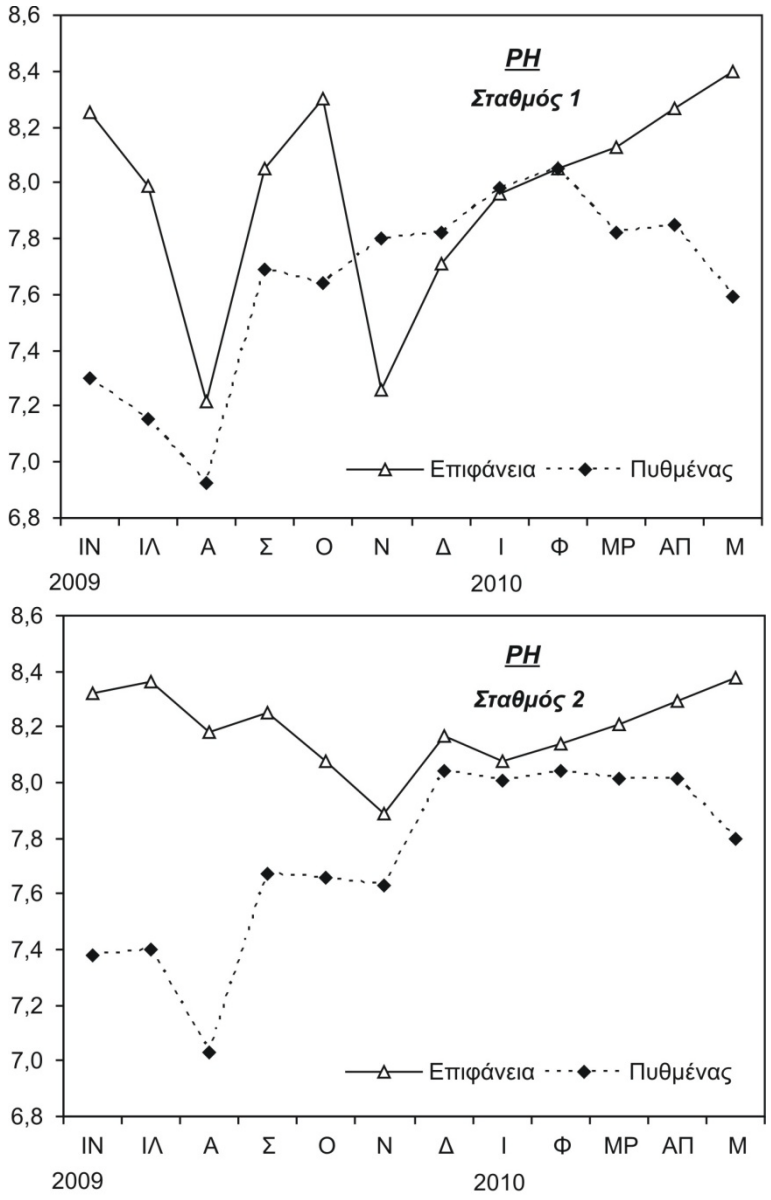


Σχήμα 3.22 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου (mg/l) στην επιφάνεια και στον πυθμένα της λίμνης Οζερός, στους δύο σταθμούς δειγματοληψίας.

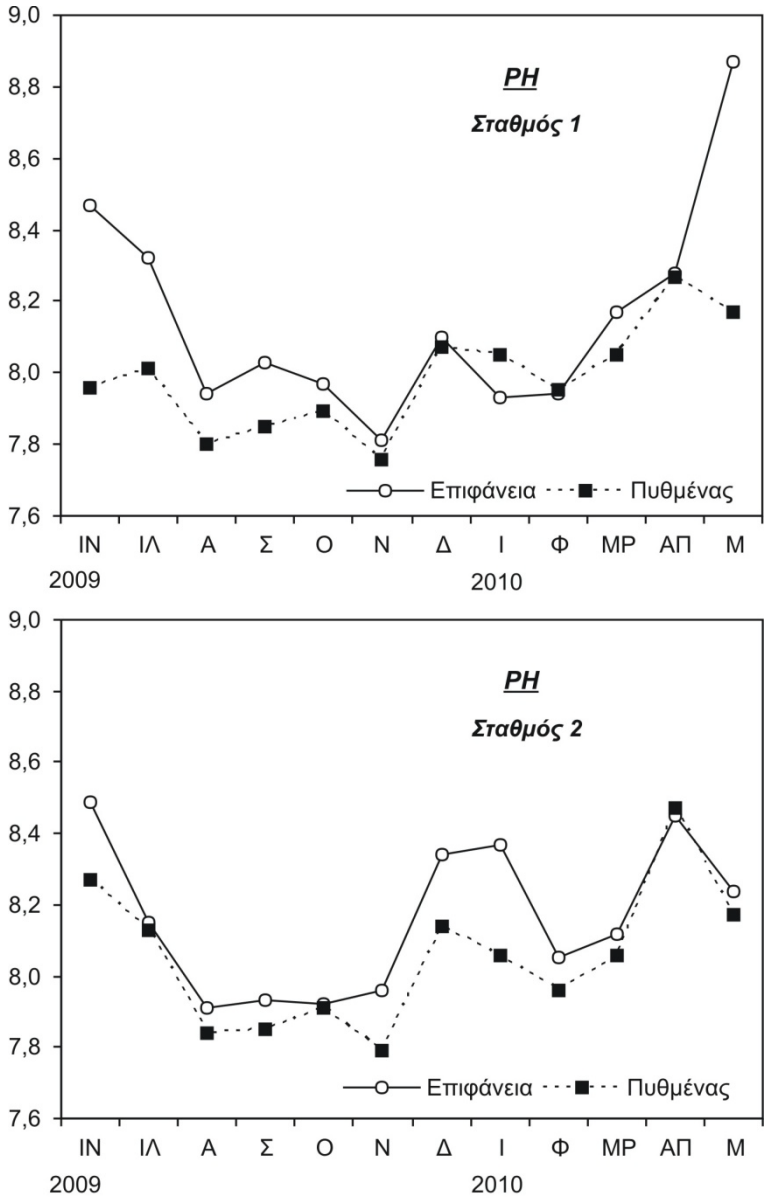
3.1.2.5 Ενεργός οξύτητα (pH)

Οι τιμές του pH και για τις δύο λίμνες ήταν υψηλότερες κατά την διάρκεια του καλοκαιριού και της άνοιξης σε αντίθεση με τους χειμερινούς μήνες (Σχήματα 3.23 και 3.24). Η μέγιστη τιμή του pH στη λίμνη Λυσιμαχεία και για τους δύο σταθμούς δειγματοληψίας ήταν 8,4 το Μάιο και καταγράφηκε στην επιφάνεια. Η μικρότερη τιμή

σημειώθηκε τον Αύγουστο και ήταν 6,9 στο σταθμό 1 και 7,03 στο σταθμό 2, σε βάθη 5 και 4 m αντίστοιχα. Στη λίμνη Οζερός η μέγιστη τιμή του pH στο σταθμό 1 ήταν 8,8 (Μάιος, επιφάνεια) και στο σταθμό 2 ήταν 8,5 (Ιούνιος, 1 m). Η μικρότερη τιμή και για τους δύο σταθμούς δειγματοληψίας ήταν 7,7 το Νοέμβριο, σε βάθη 5 και 2 m αντίστοιχα. Η σύγκριση των τιμών του pH δεν έδειξε στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των δύο σταθμών σε καμία από τις δύο λίμνες (*U*-test, p>0,05).



Σχήμα 3.23 Μηνιαία διακύμανση της ενεργού οξύτητας (pH) στην επιφάνεια και στον πυθμένα της λίμνης Λυσιμαχείας, στους δύο σταθμούς δειγματοληψίας.

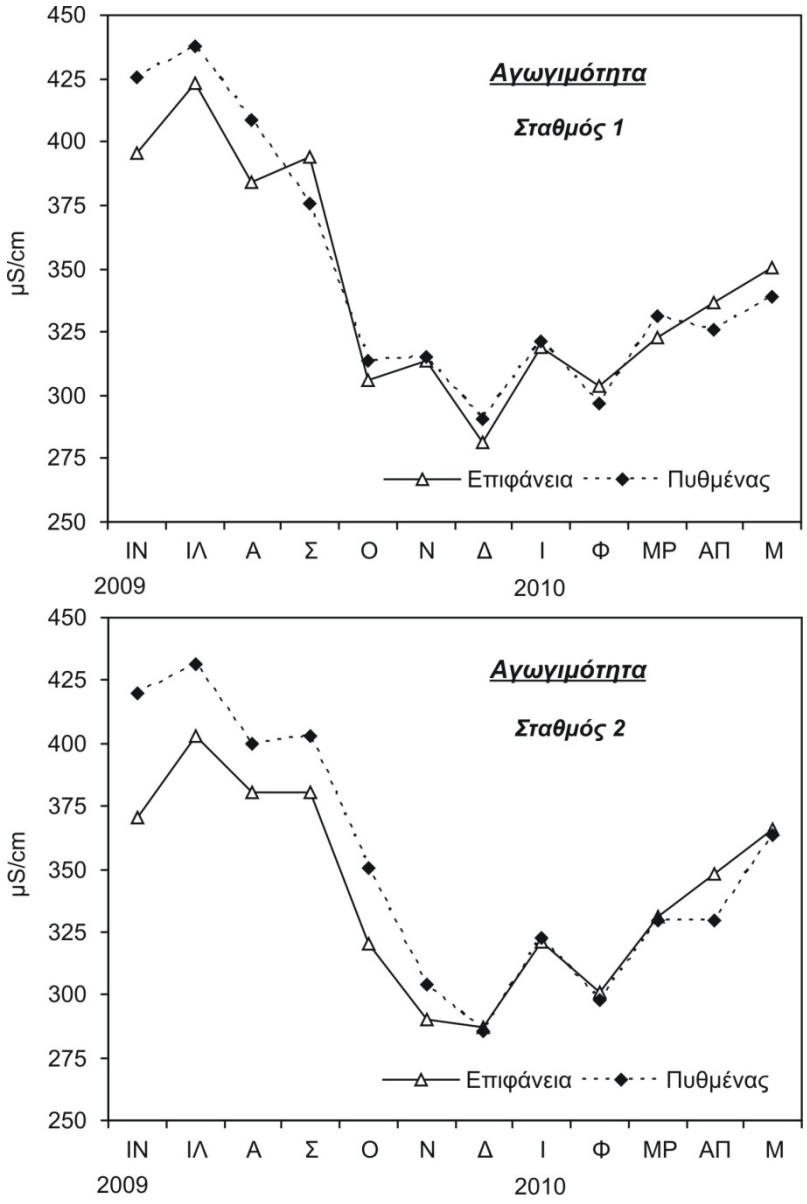


Σχήμα 3.24 Μηνιαία διακύμανση της ενεργού οξύτητας (pH) στην επιφάνεια και στον πυθμένα της λίμνης Οζερός, στους δύο σταθμούς δειγματοληψίας.

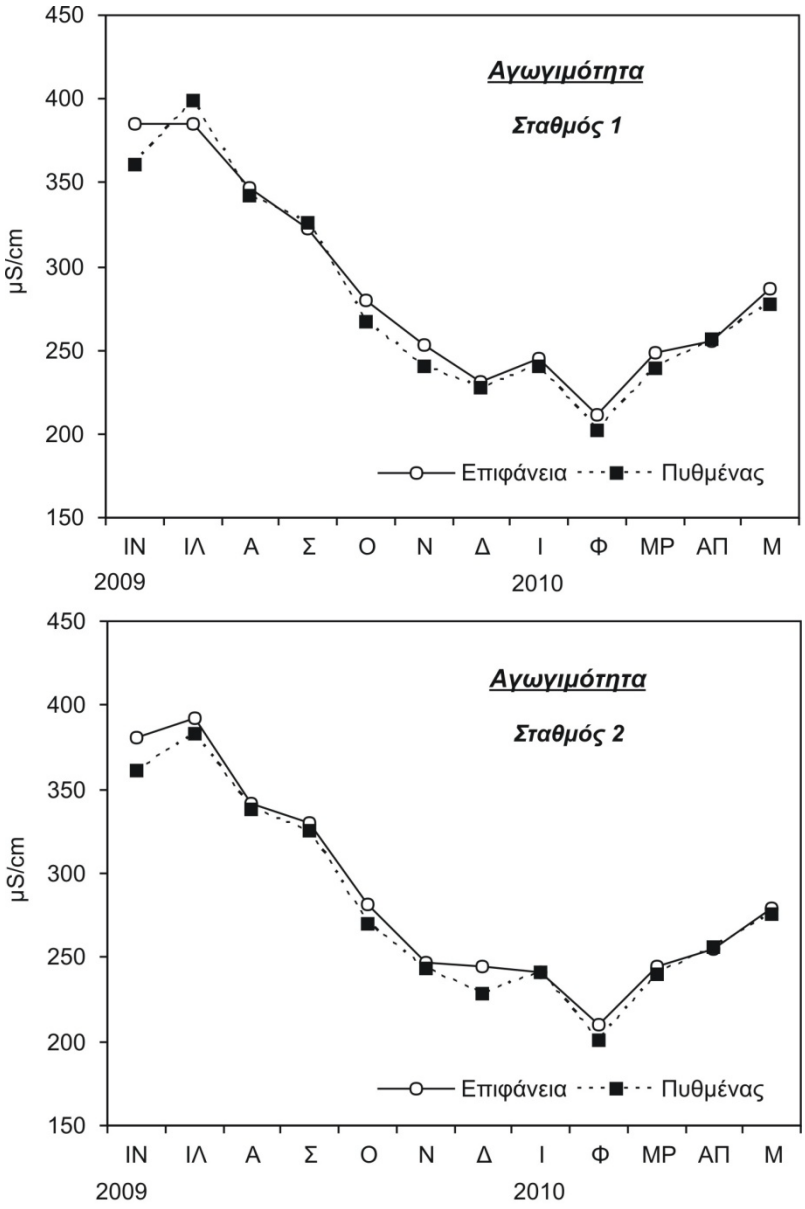
3.1.2.6 Ηλεκτρική αγωγιμότητα

Οι μεγαλύτερες τιμές αγωγιμότητας και στις δύο λίμνες παρατηρήθηκαν κατά την θερινή περίοδο και οι μικρότερες την περίοδο του χειμώνα (Σχήματα 3.25 και 3.26), ενώ δεν υπήρξε στατιστικά σημαντική μεταβολή μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας

(*U*-test, p>0,05). Αναλυτικότερα, στη λίμνη Λυσιμαχεία οι τιμές αγωγιμότητας στο σταθμό 1 κυμάνθηκαν μεταξύ 281,5 (Δεκέμβριος, επιφάνεια) και 438,1 μS/cm (Ιούλιος, 5 m) και στο σταθμό 2 μεταξύ 285,2 (Δεκέμβριος, 3 m) και 431,4 μS/cm (Ιούλιος, 4 m). Η διακύμανση της αγωγιμότητας στη λίμνη Οζερός, ήταν για το σταθμό 1 από 202,6 (Φεβρουάριος, 5 m) έως 398,6 μS/cm (Ιούλιος, 4 m) και στο σταθμό 2 από 201,3 (Φεβρουάριος, 5 m) έως 392,7 μS/cm (Ιούλιος, επιφάνεια).



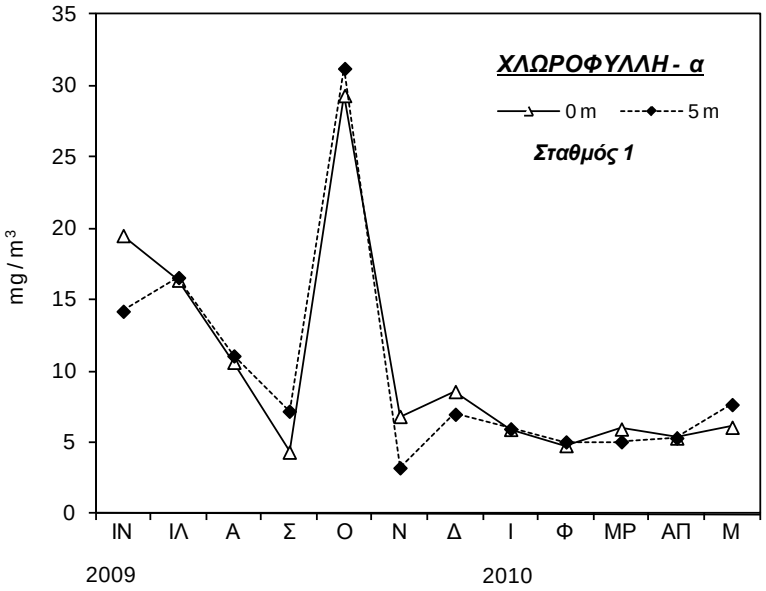
Σχήμα 3.25 Μηνιαία διακύμανση της αγωγιμότητας (μS/cm) στην επιφάνεια και στον πυθμένα της λίμνης Λυσιμαχείας, στους δύο σταθμούς δειγματοληψίας.



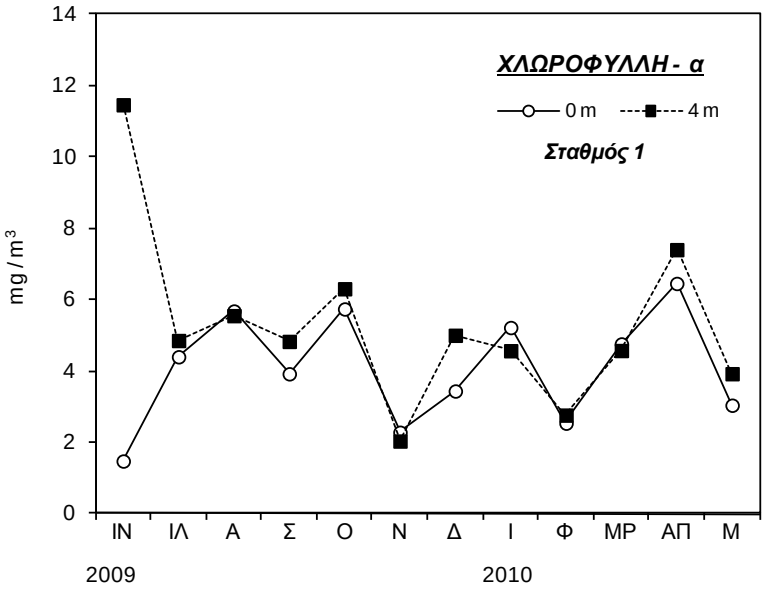
Σχήμα 3.26 Μηνιαία διακύμανση της αγωγιμότητας (μS/cm) στην επιφάνεια και στον πυθμένα της λίμνης Οζερός, στους δύο σταθμούς δειγματοληψίας.

3.1.2.7 Χλωροφύλλη-α

Η μέγιστη τιμή της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α στη λίμνη Λυσιμαχεία ήταν 31,23 mg/m^3 τον Οκτώβριο και η μικρότερη 3,24 mg/m^3 το Νοέμβριο, σε βάθος 5 m αντίστοιχα. Επίσης, υψηλές τιμές σημειώθηκαν κατά τους θερινούς μήνες (Σχήμα 3.27).



Σχήμα 3.27 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α (mg/m^3) στο σταθμό δειγματοληψίας 1, στη λίμνη Λυσιμαχεία.



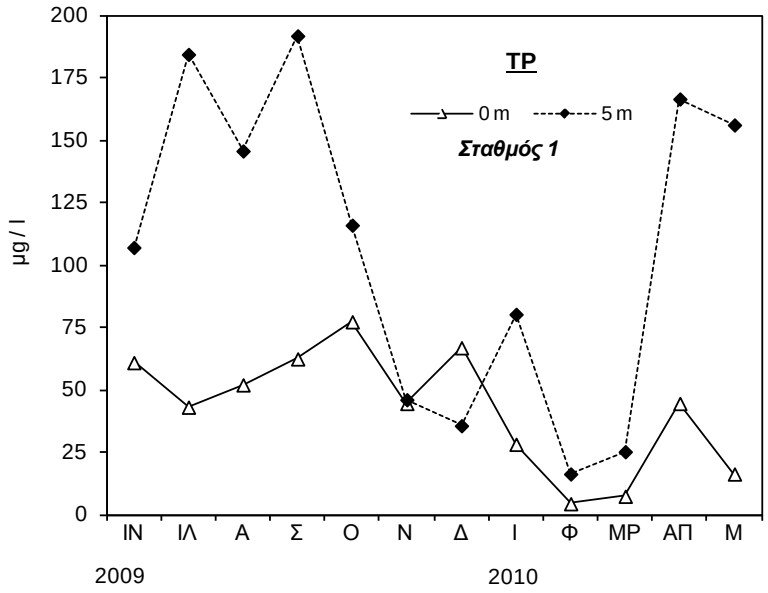
Σχήμα 3.28 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α (mg/m^3) στο σταθμό δειγματοληψίας 1, στη λίμνη Οζερός.

Στη λίμνη Οζερός παρατηρήθηκε έντονη διακύμανση των τιμών της χλωροφύλλης-α (Σχήμα 3.28). Η μεγαλύτερη τιμή που καταγράφθηκε ήταν 11,47 mg/m^3 σε βάθος 4 m

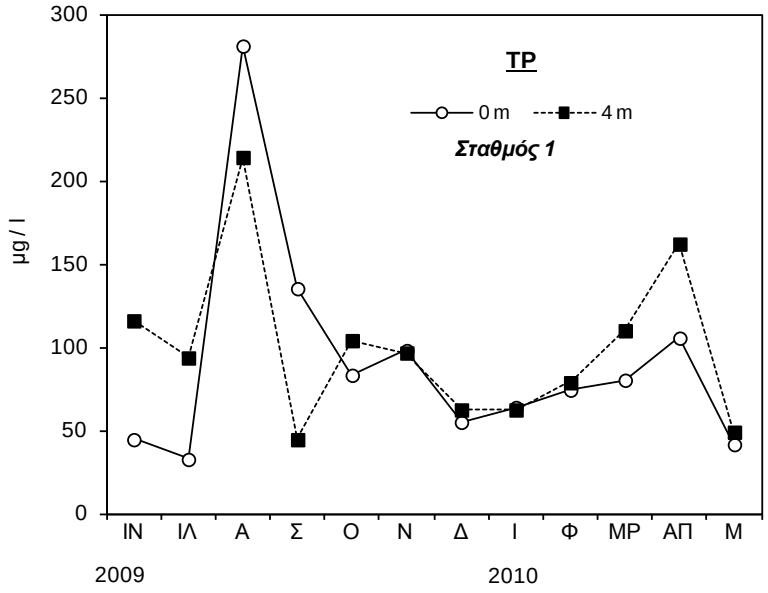
και η μικρότερη 1,48 mg/m^3 στην επιφάνεια το μήνα Ιούνιο, αντίστοιχα. Οι τιμές συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α δεν εμφάνισαν στατιστικά σημαντική διαφορά με το βάθος για καμία από τις δύο λίμνες (*U*-test, p=0,977 για τη λίμνη Λυσιμαχεία και p=0,248 για τη λίμνη Οζερός).

3.1.2.8 Ολικός φώσφορος (TP)

Όπως φαίνεται από τα Σχήματα 3.29 και 3.30, υψηλές τιμές συγκεντρώσεων ολικού φωσφόρου παρατηρήθηκαν κατά τους θερινούς μήνες και στις δύο λίμνες. Συγκεκριμένα, η μεγαλύτερη συγκέντρωση ολικού φωσφόρου που καταγράφηκε στη λίμνη Λυσιμαχεία ήταν 191,82 μg/l (Σεπτέμβριος, 5 m) και η μικρότερη 4,46 μg/l (Φεβρουάριος, επιφάνεια). Στη λίμνη Οζερός η αντίστοιχη μέγιστη τιμή που καταγράφθηκε ήταν 281,04 μg/l (Αύγουστος, επιφάνεια) και η ελάχιστη 32,71 μg/l (Ιούλιος, επιφάνεια). Στη λίμνη Λυσιμαχεία οι μεγαλύτερες τιμές σημειώθηκαν στο βάθος των 5 m και η σύγκριση των τιμών στον κατακόρυφο άξονα έδειξε στατιστικά σημαντικές διαφορές (*U*-test, p=0,019). Αντίθετα στη λίμνη Οζερός δεν βρέθηκε σημαντική μεταβολή με το βάθος (*U*-test, p=0,402).



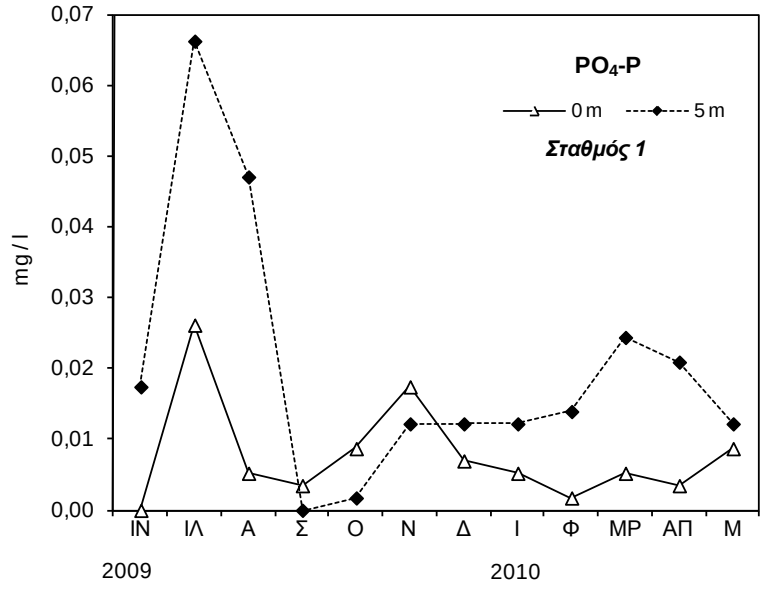
Σχήμα 3.29 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης του ολικού φωσφόρου (μg/l) στο σταθμό δειγματοληψίας 1, στη λίμνη Λυσιμαχεία.



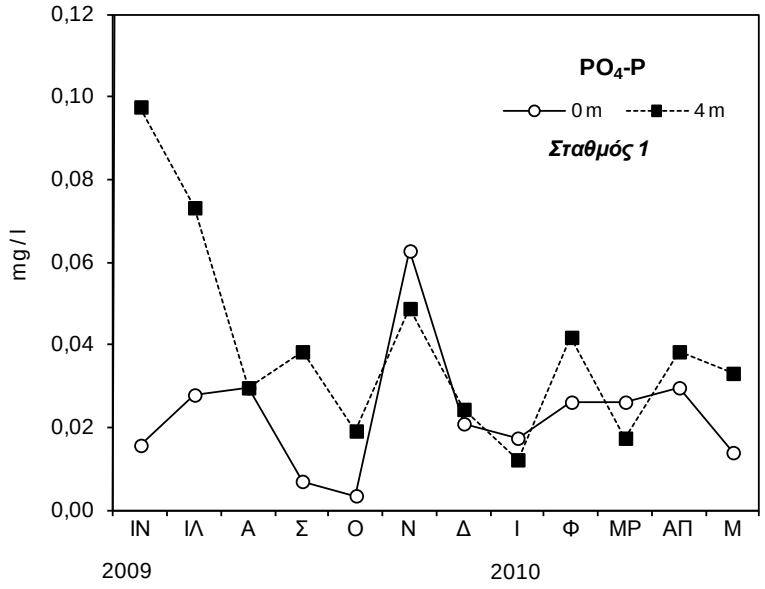
Σχήμα 3.30 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης του ολικού φωσφόρου (μg/l) στο σταθμό δειγματοληψίας 1, στη λίμνη Οζερός.

3.1.2.9 Ορθοφωσφορικά ιόντα (PO_4 - P)

Η συγκέντρωση των ορθοφωσφορικών ιόντων στη λίμνη Λυσιμαχεία κυμάνθηκε από μη ανιχνεύσιμες τιμές έως 0,066 mg/l (Ιούλιος, 5 m) και στη λίμνη Οζερός από 0,003 (Οκτώβριος, επιφάνεια) έως 0,098 mg/l (Ιούνιος, 4 m). Όπως και στην περίπτωση του ολικού φωσφόρου, υψηλές τιμές επικράτησαν τη θερινή περίοδο και σε βάθος 5 και 4 m στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός αντίστοιχα (Σχήματα 3.31 και 3.32). Στο κατακόρυφο επίπεδο υπήρξε στατιστικά σημαντική διαφορά στη συγκέντρωση των ορθοφωσφορικών ιόντων και για τις δύο λίμνες (*U*-test, p=0,034 για τη λίμνη Λυσιμαχεία και p=0,046 για τη λίμνη Οζερός).



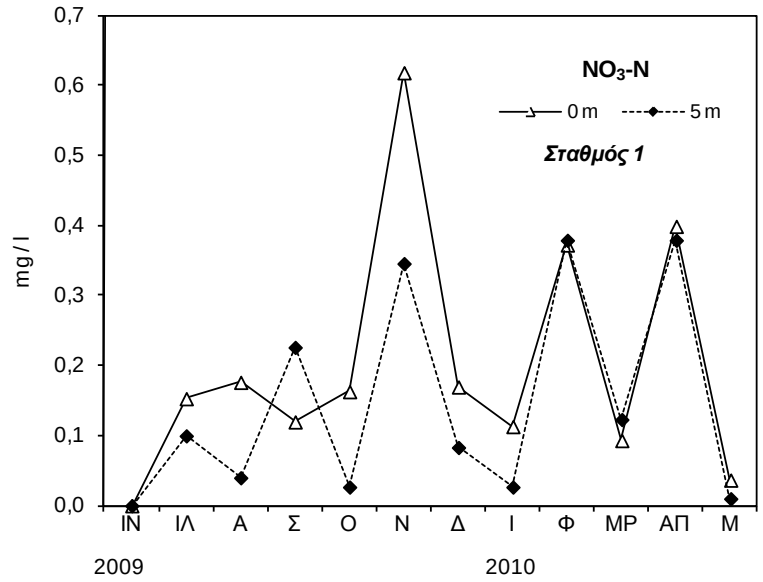
Σχήμα 3.31 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης των ορθοφωσφορικών ιόντων (mg/l) στο σταθμό δειγματοληψίας 1, στη λίμνη Λυσιμαχεία.



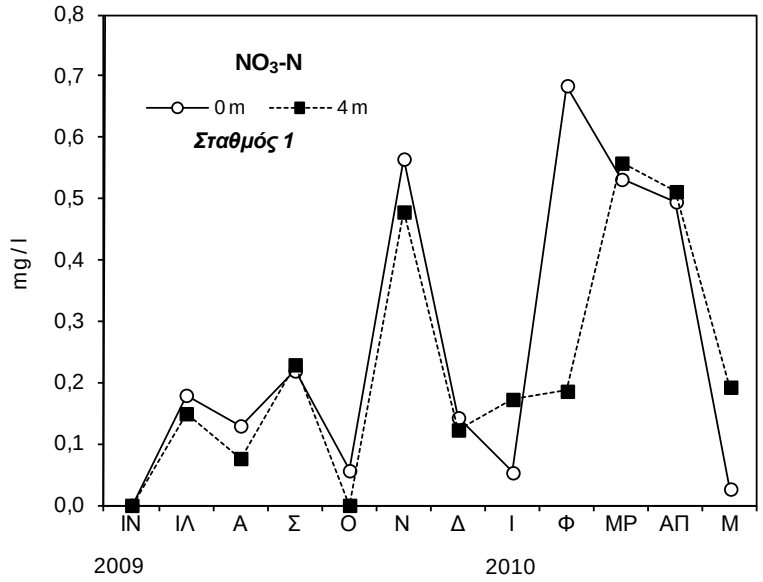
Σχήμα 3.32 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης των ορθοφωσφορικών ιόντων (mg/l) στο σταθμό δειγματοληψίας 1, στη λίμνη Οζερός.

3.1.2.10 Νιτρικά ιόντα (NO_3 - N)

Η συγκέντρωση των νιτρικών ιόντων παρουσίασε έντονη μηνιαία διακύμανση και στις δύο λίμνες, όπως φαίνεται και στα Σχήματα 3.33 και 3.34.



Σχήμα 3.33 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης των νιτρικών ιόντων (mg/l) στο σταθμό δειγματοληψίας 1, στη λίμνη Λυσιμαχεία.

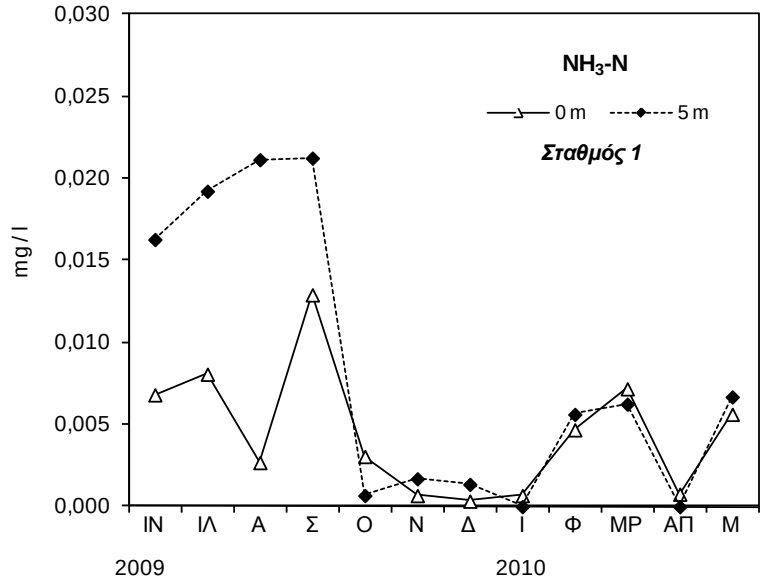


Σχήμα 3.34 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης των νιτρικών ιόντων (mg/l) στο σταθμό δειγματοληψίας 1, στη λίμνη Οζερός.

Γενικά επικρατούν υψηλότερες τιμές κατά το τέλος της φθινοπωρινής περιόδου και κατά την περίοδο της άνοιξης. Στη λίμνη Λυσιμαχεία η συγκέντρωση των νιτρικών ιόντων κυμάνθηκε από μη ανιχνεύσιμες τιμές έως 0,62 mg/l (Νοέμβριος, επιφάνεια) και στη λίμνη Οζερός έως 0,68 mg/l (Φεβρουάριος, επιφάνεια). Στο κατακόρυφο επίπεδο δεν βρέθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά στη συγκέντρωση των νιτρικών ιόντων σε καμία λίμνη (*U*-test, p>0,05).

3.1.2.11 Αμμωνιακά ιόντα (NH_3 - N)

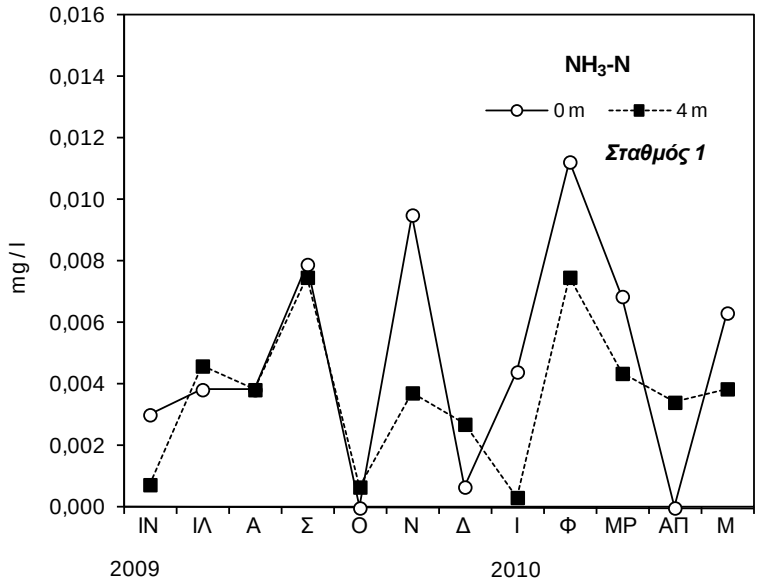
Η συγκέντρωση των αμμωνιακών ιόντων στη λίμνη Λυσιμαχεία κυμάνθηκε από μη ανιχνεύσιμες τιμές έως 0,02 mg/l (Αύγουστος, 5 m) και στη λίμνη Οζερός έως 0,01 mg/l (Φεβρουάριος, επιφάνεια).



Σχήμα 3.35 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης των αμμωνιακών ιόντων (mg/l) στο σταθμό δειγματοληψίας 1, στη λίμνη Λυσιμαχεία.

Στη λίμνη Λυσιμαχεία υψηλές τιμές καταγράφθηκαν κατά τη θερινή περίοδο, ενώ στη λίμνη Οζερός η συγκέντρωση των αμμωνιακών ιόντων είχε έντονη διακύμανση

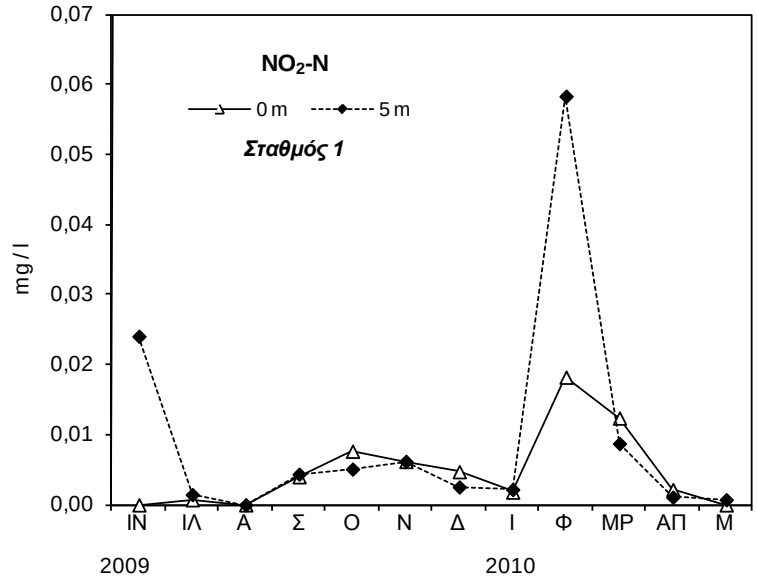
κατά τη διάρκεια του έτους (Σχήματα 3.35 και 3.36). Στον κατακόρυφο άξονα δεν σημειώθηκε στατιστικά σημαντική μεταβολή της συγκέντρωσης των αμμωνιακών ιόντων σε καμία από τις δύο λίμνες (*U*-test, p>0,05).



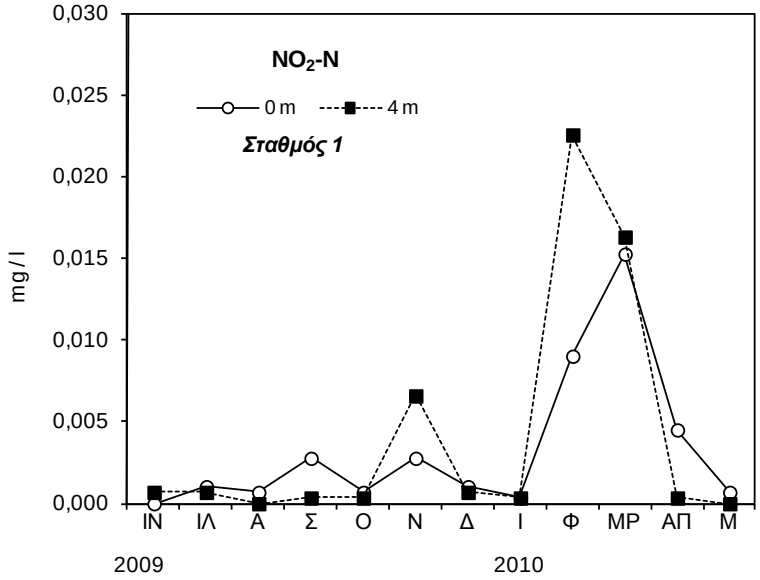
Σχήμα 3.36 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης των αμμωνιακών ιόντων (mg/l) στο σταθμό δειγματοληψίας 1, στη λίμνη Οζερός.

3.1.2.12 Νιτρώδη ιόντα (NO_2 - N)

Οι μεγαλύτερες συγκεντρώσεις νιτρωδών ιόντων καταγράφθηκαν στο τέλος της χειμερινής περιόδου και στις αρχές της άνοιξης, και στις δύο λίμνες (Σχήματα 3.37 και 3.38). Στη λίμνη Λυσιμαχεία η συγκέντρωση των νιτρωδών ιόντων βρέθηκε σε χαμηλά επίπεδα, φθάνοντας τα 0,058 mg/l (Φεβρουάριος, 5 m) και παρόμοια στη λίμνη Οζερός τα 0,023 mg/l (Φεβρουάριος, 4 m). Στο κατακόρυφο επίπεδο δεν σημειώθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά στις συγκεντρώσεις των νιτρωδών ιόντων (*U*-test, p>0,05).



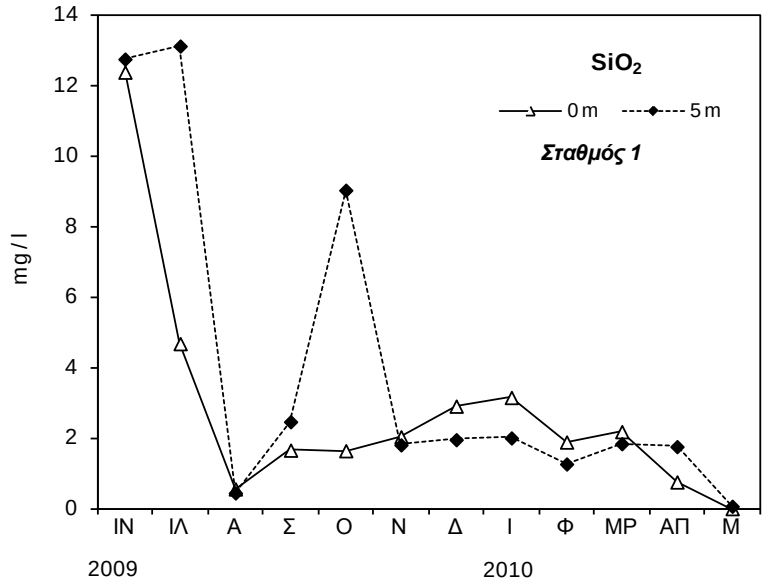
Σχήμα 3.37 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης των νιτρωδών ιόντων (mg/l) στο σταθμό δειγματοληψίας 1, στη λίμνη Λυσιμαχεία.



Σχήμα 3.38 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης των νιτρωδών ιόντων (mg/l) στο σταθμό δειγματοληψίας 1, στη λίμνη Οζερός.

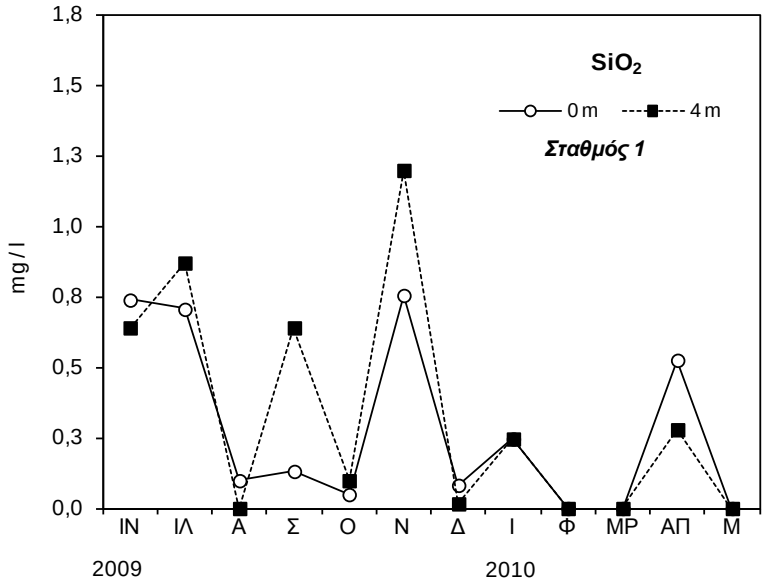
3.1.2.13 Πυριτικά ιόντα (SiO_2-Si)

Η συγκέντρωση των πυριτικών ιόντων στη λίμνη Λυσιμαχεία κυμάνθηκε από μη ανιχνεύσιμες τιμές έως 13,11 mg/l (Ιούλιος, 5 m). Οι μεγαλύτερες τιμές σημειώθηκαν κυρίως κατά τους θερινούς μήνες (Σχήμα 3.39).



Σχήμα 3.39 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης των πυριτικών ιόντων (mg/l) στο σταθμό δειγματοληψίας 1, στη λίμνη Λυσιμαχεία.

Στη λίμνη Οζερός οι τιμές κυμάνθηκαν σε χαμηλότερα επίπεδα, μεταξύ μη ανιχνεύσιμων τιμών και έως τα 1,19 mg/l (Νοέμβριος, 4 m). Οι υψηλότερες συγκεντρώσεις καταγράφθηκαν κατά τη διάρκεια της θερινής και φθινοπωρινής περιόδου (Σχήμα 3.40). Η κατακόρυφη κατανομή της συγκέντρωσης των πυριτικών ιόντων δεν παρουσίασε σημαντική διαφορά σε καμία από τις δύο λίμνες (*U*-test, $p>0,05$).



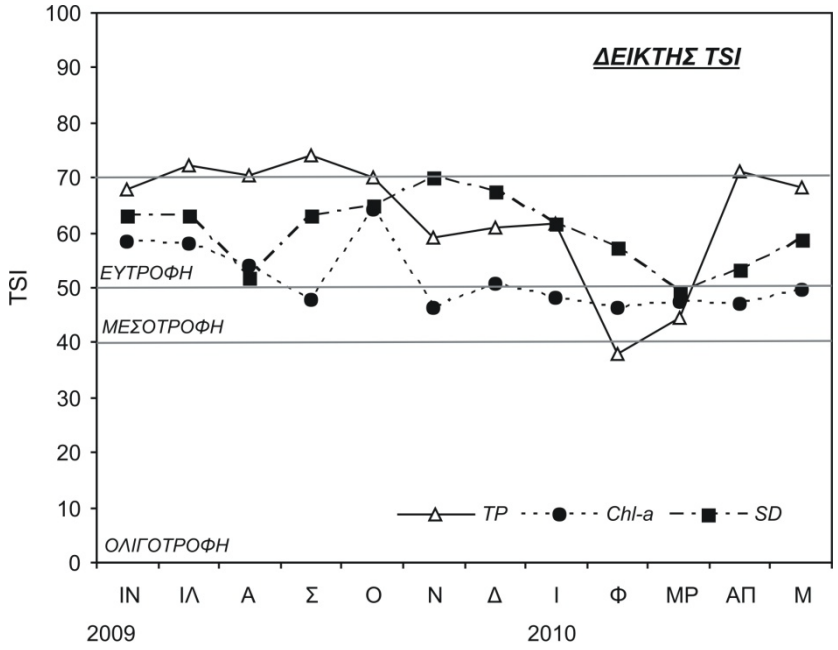
Σχήμα 3.40 Μηνιαία διακύμανση της συγκέντρωσης των πυριτικών ιόντων (mg/l) στο σταθμό δειγματοληψίας 1, στη λίμνη Οζερός.

3.1.2.14 Προσδιορισμός τροφικής κατάστασης

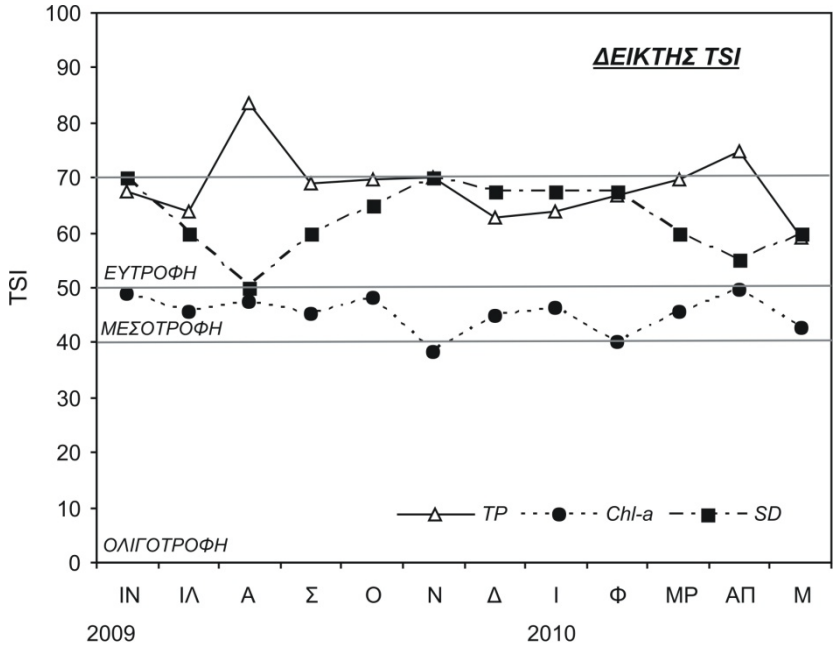
Η μηνιαία διακύμανση των τιμών του δείκτη τροφικής κατάστασης TSI για κάθε παράμετρο παρουσιάζεται στα Σχήματα 3.41 και 3.42 για τη λίμνη Λυσιμαχεία και Οζερός αντίστοιχα. Στη λίμνη Λυσιμαχεία οι τιμές του δείκτη TSI (TP) για τη συγκέντρωση του ολικού φωσφόρου κυμάνθηκαν μεταξύ 37,93 και 74,02 και βρίσκονται κυρίως εντός του εύρους των τιμών που καταγράφονται σε εύτροφες λίμνες. Αντίθετα, οι τιμές του δείκτη TSI (chl-α) για τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α, κυμάνθηκαν μεταξύ 46,25 και 64,06 και βρίσκονται στο εύρος των τιμών που αφορούν μεσότροφα προς εύτροφα οικοσυστήματα. Παρόμοια με το δείκτη TSI (TP), οι τιμές του δείκτη TSI (SD) για τη διαφάνεια βρέθηκαν στα όρια των τιμών για εύτροφες λίμνες και κυμάνθηκαν μεταξύ 49,31 και 69,99.

Στη λίμνη Οζερός οι τιμές του δείκτη TSI (TP) κυμάνθηκαν μεταξύ 59,15 και 83,63 και οι τιμές του δείκτη TSI (SD) μεταξύ 50,01 και 69,99. Σύμφωνα με τις τιμές των δεικτών ο βαθμός τροφισμού της λίμνης κυμαίνεται κυρίως εντός των ορίων των τιμών που αναφέρονται για εύτροφα οικοσυστήματα. Οι τιμές του δείκτη TSI (chl-α)

κυμάνθηκαν μεταξύ 38,18 και 49,60 και βρίσκονται εντός του εύρους των τιμών που αναφέρονται σε μεσότροφες λίμνες.



Σχήμα 3.41 Μηνιαία διακύμανση των τιμών των δεικτών τροφικής κατάστασης του Carlson στον σταθμό 1 στη λίμνη Λυσιμαχεία.



Σχήμα 3.42 Μηνιαία διακύμανση των τιμών των δεικτών τροφικής κατάστασης του Carlson στον σταθμό 1 στη λίμνη Οζερός.

3.2 ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Οι χωρικές και χρονικές διακυμάνσεις των αβιοτικών παραγόντων, που όπως προαναφέρθηκε καθορίζουν τα θεμελιώδη χαρακτηριστικά των οικοσυστημάτων αλλά και των οργανισμών που διαβιούν σε αυτά, σχολιάζονται στη συνέχεια. Στους Πίνακες 3.2, 3.3 και 3.4 που ακολουθούν, παρουσιάζονται οι μέγιστες και οι ελάχιστες τιμές των περιβαλλοντικών παραμέτρων όπως προέκυψαν από την παρούσα εργασία για τις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός αντίστοιχα, και παράλληλα για λόγους σύγκρισης, γίνεται η παράθεση των αντίστοιχων παλαιότερων δεδομένων από τη βιβλιογραφία.

Πίνακας 3.2. Σύγκριση της μέγιστης και ελάχιστης τιμής των περιβαλλοντικών δεδομένων που καταγράφηκαν στην παρούσα μελέτη με προηγούμενες μετρήσεις που διεξήχθησαν από τους Overbeck et al. (1982) και Danielidis et al. (1996) στη λίμνη Αμβρακία.

Παράμετροι / Περίοδος	**Παρούσα μελέτη (2006-2008)**	**Overbeck et al. (1982) (1978-1981)**	**Danielidis et al. (1996) (1988-1989)**
Θερμοκρασία (^oC)	9,7 – 28,3	11 – 25	9,2 – 26
Διαλυμένο οξυγόνο (mg/l)	0 – 15,7	0,8 – 8,5	0 – 104 %*
pH	6,8 – 8,7	7,8 – 8,5	7,2 –8,2**
Αγωγιμότητα (μS/cm)	643,1- 1367	939 – 1100	550 – 1060
Διαφάνεια (m)	3,5 – 10,5	4,5 – 7	–
Chl – α (mg/m^3)	0,004 – 10,6	–	1 – 9
TP (μg/l)	0 – 264,7	22 – 223	< 10 – 75
PO_4 – P (mg/l)	0 – 0,167	0,003 – 0,177	< 0,005 – 0,065
NH_3 – N (mg/l)	0 – 0,165	0 – 0,585	0,005 – 0,14
NO_2 – N (mg/l)	0 – 0,042	0,001 – 0,030	0 – 0,044**
NO_3 – N (mg/l)	0 – 1,376	0,031 – 0,279	0 – 0,63
SiO_2 – Si (mg/l)	0 – 16,24	0,039 – 3,817	0,030 – 1,76

*Τιμή κορεσμού σε οξυγόνο. Στην παρούσα μελέτη η μέγιστη τιμή κορεσμού ήταν περίπου 162 %.
**Μέγιστες τιμές pH και νιτρωδών ιόντων από Σπαρτινού (1992).

Πίνακας 3.3. Σύγκριση της μέγιστης και ελάχιστης τιμής των περιβαλλοντικών δεδομένων που καταγράφηκαν στην παρούσα μελέτη με προηγούμενες μετρήσεις που διεξήχθησαν από τους Overbeck et al. (1982) και από το Υπουργείο Γεωργίας την περίοδο 1980-1997 στη λίμνη Λυσιμαχεία.

Παράμετροι / Περίοδος	**Παρούσα μελέτη (2009-2010)**	**Overbeck et al. (1982) (1978-1981)**	**Υπουργείο Γεωργίας (1980-1997)**
Θερμοκρασία (^oC)	10,5 – 28,7	13 – 26,4	6 – 28
Διαλυμένο οξυγόνο (mg/l)	3,3 – 12,3	1,4 – 17,2	1,2 – 13,8
pH	6,9 – 8,4	7,3 – 8,5	6,4 – 8,6
Αγωγιμότητα (μS/cm)	282 – 438	312 – 390	240 – 550
Διαφάνεια (m)	0,5 – 2,1	0,6 – 2,5	–
Chl – α (mg/m^3)	3,24 – 31,23	2,5 – 30,9	–
TP (mg/l)	0,005 – 0,192	0,039 – 0,095	0 – 0,5
PO_4 – P (mg/l)	0 – 0,066	0,017 – 0,065	–
NH_3 – N (mg/l)	0 – 0,021	0 – 0,143	0 – 2,251
NO_2 – N (mg/l)	0 – 0,058	0,005 – 0,012	0,001 – 5,31
NO_3 – N (mg/l)	0 – 0,618	0,086 – 0,566	0,030 – 20,91
SiO_2 – Si (mg/l)	0 – 13,11	1,587 – 3,153	–

Πίνακας 3.4. Σύγκριση της μέγιστης και ελάχιστης τιμής των περιβαλλοντικών δεδομένων που καταγράφηκαν στην παρούσα μελέτη με προηγούμενες μετρήσεις που διεξήχθησαν από το Υπουργείο Γεωργίας την περίοδο 1981-1997 στη λίμνη Οζερός.

Παράμετροι / Περίοδος	**Παρούσα μελέτη (2009-2010)**	**Υπουργείο Γεωργίας (1981-1997)**
Θερμοκρασία (^oC)	9,9 – 28,9	6 – 30
Διαλυμένο οξυγόνο (mg/l)	7,4 – 12,9	7,6 – 14,2
pH	7,7 – 8,8	6,9 – 8,4
Αγωγιμότητα (μS/cm)	201,3 – 398,6	225 – 630
Διαφάνεια (m)	0,5 – 2	–
Chl – α (mg/m^3)	1,48 – 11,47	–
TP (mg/l)	0,033 – 0,281	0,004 – 0,218
PO_4 – P (mg/l)	0,003 – 0,098	–
NH_3 – N (mg/l)	0 – 0,011	0 – 0,626
NO_2 – N (mg/l)	0 – 0,023	0,001 – 0,31
NO_3 – N (mg/l)	0 – 0,685	0,02 – 4,96
SiO_2 – Si (mg/l)	0 – 1,2	–

Όσον αφορά στη διαθέσιμη βιβλιογραφία, θα πρέπει να σημειωθεί πως τα δεδομένα των Overbeck et al. (1982) για τις λίμνες Αμβρακία και Λυσιμαχεία προέρχονται από σποραδικά δείγματα της περιόδου 1978-1981 και τα αποτελέσματα των Danielidis et al. (1996) για την Αμβρακία από μηνιαίες δειγματοληψίες της περιόδου 1988-1989 στο βαθύτερο σημείο της λίμνης. Τέλος, τα στοιχεία από το Υπουργείο Αγροτικής Ανάπτυξης και Τροφίμων (πρώην Υπουργείο Γεωργίας) (www.minagric.gr) προέρχονται από σποραδικές μετρήσεις σε παράκτιες περιοχές που πραγματοποιήθηκαν στη λίμνη Λυσιμαχεία κατά την περίοδο 1980-1997 και στη λίμνη Οζερός κατά την περίοδο 1981-1997.

Ένα χαρακτηριστικό που παρατηρήθηκε και στις τρεις λίμνες ήταν η απουσία οριζόντιων διαφορών για τις παραμέτρους της διαφάνειας, της θερμοκρασίας, του διαλυμένου οξυγόνου, του pH και της αγωγιμότητας, γεγονός που οφείλεται μάλλον στη μικρή έκταση αυτών των λιμνών και στην οριζόντια κυκλοφορία των υδάτων (Verginis & Leontaris, 1978; Ψιλοβίκος και συν., 1995).

Στη συνέχεια σχολιάζονται τα ευρήματα για καθεμία από τις επιμέρους παραμέτρους που μελετήθηκαν.

3.2.1 Διαφάνεια νερού

Οι τιμές της διαφάνειας του νερού που καταγράφηκαν στη λίμνη Αμβρακία ήταν σχετικά μεγάλες, αλλά είναι μικρότερες από αυτές που έχουν καταγραφεί για τη γειτονική ολιγομεσότροφη λίμνη Τριχωνίδα, όπου η μέγιστη τιμή διαφάνειάς της φθάνει μέχρι και τα 13 m (Ντούλκα, 2010). Σε σύγκριση με τα δεδομένα της βιβλιογραφίας (Overbeck et al., 1982), η ελάχιστη τιμή (3,5 m) που σημειώθηκε κατά την παρούσα εργασία ήταν ελαφρώς μικρότερη (κατά 1 m) από την αντίστοιχη καταγραφή της περιόδου 1978-1981 για τη λίμνη Αμβρακία, ενώ η μέγιστη τιμή (10,5 m) βρέθηκε αυξημένη κατά 3,5 m (Πίνακας 3.2). Γενικά, χαμηλότερες τιμές αναμένεται να παρατηρηθούν σε μία βαθιά λίμνη το χειμώνα, όταν το «σπάσιμο» του θερμοκλινούς οδηγεί σε ανάμιξη των νερών (αναστροφή), ενώ οι υψηλότερες τιμές σημειώνονται την θερινή περίοδο όταν η θερμοστρωμάτωση είναι σε πλήρη ανάπτυξη (Wetzel 2001). Στη λίμνη Αμβρακία ωστόσο, οι χαμηλότερες τιμές διαφάνειας που καταγράφθηκαν το Μάιο και τον Ιούνιο της πρώτης δειγματοληπτικής περιόδου, πιθανόν οφείλονται σε

έντονα καιρικά φαινόμενα (βροχοπτώσεις, χαλαζόπτωση) που προηγήθηκαν των δειγματοληψιών, έχοντας ως αποτέλεσμα τη μεταφορά μεγάλων ποσοτήτων λάσπης και επομένως τη μείωση της διαύγειας του νερού. Σε αυτό πιθανόν να συνέβαλε και η μεταφορά νερού από το χείμαρρο Ρίβιο (ή πηγή Αυλάκι), ο οποίος επηρεάζεται άμεσα από τις βροχοπτώσεις και βρίσκεται στην ανατολική ακτή της λίμνης. Ο χείμαρρος Ρίβιο είναι ένας από τους κύριους τροφοδότες της λίμνης με νερό και αποτελεί απορροή του Θύαμου Όρους (Καλλέργης και συν., 1993). Στην παρουσία τέτοιων απορροών, αλλά και στο μεγαλύτερο ύψος των βροχοπτώσεων (πηγή E.M.Y.), οφείλεται πιθανότατα και η υψηλότερη στάθμη της λίμνης κατά την πρώτη δειγματοληπτική περίοδο.

Αν και μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας δεν υπήρξαν στατιστικά σημαντικές διαφορές για τις τιμές της διαφάνειας του νερού, ο σταθμός Γ ο οποίος βρίσκεται κοντά σε καλλιεργήσιμες εκτάσεις και δέχεται πιο έντονα την επίδραση της θολερότητας από τα φερτά υλικά που παρασύρονται, είχε σχεδόν πάντα τις μικρότερες τιμές, ενώ οι μεγαλύτερες τιμές σημειώνονταν στο βαθύτερο σταθμό Α.

Σχετικά με τις τιμές της διαφάνειας των λιμνών Λυσιμαχείας και Οζερός, αυτές κυμάνθηκαν σε αρκετά χαμηλά επίπεδα, ενώ παράλληλα παρουσίασαν αρκετές ομοιότητες (Πίνακες 3.3 και 3.4). Βιβλιογραφικά δεδομένα υπάρχουν μόνο για τη λίμνη Λυσιμαχεία και δεν αποκλίνουν από τις τιμές της παρούσας εργασίας (Overbeck et al., 1982). Γενικά, οι χαμηλές τιμές διαφάνειας που καταγράφθηκαν κυρίως την περίοδο του χειμώνα, κατά πάσα πιθανότητα οφείλονται στην αύξηση της βροχόπτωσης και της απορροής των χειμάρρων στις δυτικές όχθες της λίμνης Οζερός, καθώς και από τις μεγάλες ποσότητες φερτών υλών από τον Αχελώο, τον Ερμίτσα και τους χείμαρρους της νότιας πλευράς στη λίμνη Λυσιμαχεία, όπως παρόμοια έχει αναφερθεί και κατά το παρελθόν από τους Ψιλοβίκος και συν. (1995).

3.2.2 Θερμοκρασία

Η λίμνη Αμβρακία, όπως έχει αναφερθεί και κατά το παρελθόν από τους Overbeck et al. (1982) και Danielidis et al. (1996), είναι μια θερμή μονομικτική λίμνη, με μια παρατεταμένη θερινή στρωμάτωση και μια χειμερινή αναστροφή των υδάτων που διαρκεί από τα τέλη Νοεμβρίου μέχρι το Μάρτιο. Η περίοδος κατά την οποία

αναπτύσσεται το θερμοκλινές είναι σταθερή, ενώ η μετακίνηση του στρώματος σε ολοένα και μεγαλύτερα βάθη κατά την εξέλιξη της θερμοστρωμάτωσης, αποτελεί τυπικό φαινόμενο των λιμνών μεγάλου βάθους (Wetzel, 2001). Η θερμική συμπεριφορά της λίμνης Αμβρακίας είναι παρόμοια με αυτή που έχει καταγραφεί και για τη βαθιά λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010). Αντίθετα, στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός, λόγω του μικρού βάθους, δεν παρατηρείται το φαινόμενο της θερμοστρωμάτωσης. Ιδιαιτέρα στη λίμνη Λυσιμαχεία, όπως επίσης έχει αναφερθεί και από τους Overbeck et al. (1982), κατά τους θερινούς μήνες παρατηρείται μια μείωση της θερμοκρασίας μετά το βάθος των 3 m περίπου κατά 1 - 1,5 ^{o}C, ωστόσο λόγω του μικρού βάθους το οποίο είναι περίπου στα 5 m εκείνη την εποχή, δεν δημιουργείται θερμοκλινές.

Για τις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός δεν υπήρξαν ιδιαίτερες αποκλίσεις με αυτές που έχουν καταγραφεί από το Υπουργείο Γεωργίας κατά την περίοδο 1980/1-1997, ενώ η μέγιστη τιμή της θερμοκρασίας που καταγράφηκε για τη λίμνη Αμβρακία στην παρούσα εργασία βρέθηκε αυξημένη κατά 2,3 ^{o}C σε σχέση με την αντίστοιχη τιμή των Danielidis et al. (1996), όπως φαίνεται στους Πίνακες 3.2 - 3.4. Ωστόσο, σχετικά με τις μέγιστες τιμές που δίνονται από τους Overbeck et al. (1982) για τις λίμνες Αμβρακία και Λυσιμαχεία, θα πρέπει να σημειωθεί ότι αυτές προέρχονται από μετρήσεις των μηνών Σεπτεμβρίου και Αυγούστου, αντίστοιχα και οι οποίες δε διαφέρουν από τις αντίστοιχες μέγιστες τιμές θερμοκρασίας που έχουν καταγραφεί την ίδια εποχή στην παρούσα μελέτη.

Τέλος, όσον αφορά την εποχική διακύμανση της θερμοκρασίας, αυτή ήταν παρόμοια για τις τρεις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός, καθώς και για τη λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010).

3.2.3 Διαλυμένο οξυγόνο

Η υδάτινη στήλη της λίμνης Αμβρακίας ήταν σχετικά καλά οξυγονωμένη κατά την περίοδο του χειμώνα, κυρίως το διάστημα Ιανουάριος - Μάρτιος, ως αποτέλεσμα της μεγαλύτερης διαλυτότητας του οξυγόνου στις χαμηλές τιμές θερμοκρασίας και της ανάμειξης των υδάτων αυτή την εποχή. Ωστόσο, ένα κύριο χαρακτηριστικό στον κατακόρυφο άξονα, ήταν η εξάντληση του οξυγόνου στο βαθύτερο υπολίμνιο και η επικράτηση υποξικών/ανοξικών συνθηκών, ειδικά στο τέλος της παρατεταμένης

θερινής θερμοστρωμάτωσης, περίοδο κατά την οποία η ζώνη διάσπασης των οργανικών συστατικών απομονώνεται στα βαθύτερα στρώματα του νερού και το οξυγόνο καταναλώνεται με ταχύτερους ρυθμούς (Wetzel, 2001). Οι ανοξικές συνθήκες στα βαθύτερα στρώματα της λίμνης Αμβρακίας συνοδεύονταν από την παρουσία υδρόθειου (H_2S) που ανιχνεύθηκε εμπειρικά από τη χαρακτηριστική μυρωδιά των δειγμάτων νερού από το υπολίμνιο, το οποίο παράγεται όχι μόνο από τις διαδικασίες της αποσύνθεσης, αλλά και εξαιτίας του υποστρώματος γύψου που υπάρχει στη λίμνη (Danielidis et al., 1996).

Κατά την περίοδο της θερμοστρωμάτωσης, η μέγιστη συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου καταγράφονταν στο μεταλίμνιο, όπου επίσης καταγράφονταν και η μέγιστη συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α. Το στοιχείο αυτό δείχνει ότι η αύξηση του οξυγόνου στο συγκεκριμένο στρώμα βάθους είναι κατά πάσα πιθανότητα αποτέλεσμα παραγωγής του από φυτοπλαγκτικούς οργανισμούς. Αυτοί «εγκλωβίζονται» στο μεταλίμνιο κατά τη βύθισή τους και προφανώς θα πρέπει να μπορούν να αναπτύσσονται σε συνθήκες χαμηλής θερμοκρασίας και φωτεινότητας, όπως συμβαίνει συνήθως στα κατώτερα στρώματα του μεταλιμνίου σε σχέση με το επιλίμνιο, όπου όμως υπάρχει αυξημένη συγκέντρωση θρεπτικών που απελευθερώνονται από τις διαδικασίες της αποσύνθεσης (Wetzel, 2001). Επιπλέον, η αύξηση της συγκέντρωσης του οξυγόνου σε αυτό το στρώμα ευνοείται λόγω της αυξημένης διαλυτότητάς του από τις χαμηλές θερμοκρασίες σε αυτό το βάθος. Στο υπολίμνιο όμως, και ιδιαίτερα στο στρώμα του νερού που βρίσκεται σε επαφή με τον πυθμένα, η αποικοδόμηση της οργανικής ουσίας του νερού και των ιζημάτων και οι χημικές απαιτήσεις των ιζημάτων, συντελούν όπως είναι αναμενόμενο στη μείωση των συγκεντρώσεων του διαλυμένου οξυγόνου παρά το γεγονός ότι επικρατούν χαμηλές θερμοκρασίες. Έτσι, σε αυτές τις περιοχές είναι αναμενόμενο να παρατηρούνται συνθήκες υποξίας ή και ανοξικές καταστάσεις.

Η κατανομή του οξυγόνου στη λίμνη Αμβρακία παρουσίασε αρκετές ομοιότητες με αυτή που έχει καταγραφεί στη λίμνη Τριχωνίδα, δηλαδή ομοιόμορφη κατακόρυφη κατανομή κατά την περίοδο της ανάμειξης, με μέγιστες συγκεντρώσεις στο μεταλίμνιο κατά τη θερμοστρωμάτωση και ελάττωση τιμών στο υπολίμνιο. Ωστόσο, η σημαντική διαφορά μεταξύ των δύο οικοσυστημάτων έγκειται στην επικράτηση των υποξικών/ανοξικών συνθηκών στα βαθύτερα στρώματα του υπολιμνίου, που ενώ στη

λίμνη Αμβρακία διαρκούν από τον Απρίλιο μέχρι και το χειμώνα, στη λίμνη Τριχωνίδα παρόμοιες συνθήκες εντοπίζονται κυρίως το φθινόπωρο, μετά την περίοδο της έντονης θερινής θερμοστρωμάτωσης (Ντούλκα, 2010). Αν και οι ανοξικές συνθήκες είναι σύνηθες φαινόμενο εύτροφων οικοσυστημάτων, στην περίπτωση της λίμνης Αμβρακίας, η οποία είναι μια μεσότροφη λίμνη, οι ανοξικές συνθήκες είναι αποτέλεσμα του μεγάλου βάθους της και της παρατεταμένης θερμοστρωμάτωσης και όχι λόγω της τροφικής της κατάστασης.

Όσον αφορά στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός, η κατανομή του διαλυμένου οξυγόνου ήταν ομοιόμορφη στη στήλη του νερού και οι υψηλές τιμές που καταγράφηκαν κατά τη διάρκεια των χειμερινών μηνών και στα δύο οικοσυστήματα, ήταν αποτέλεσμα της αυξημένης διαλυτότητας του οξυγόνου σε χαμηλότερες θερμοκρασίες, όπως αναφέρθηκε και προηγουμένως για τη λίμνη Αμβρακία. Στη λίμνη Λυσιμαχεία, παρά το γεγονός ότι σημειώθηκε μια απότομη πτώση της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου κοντά στον πυθμένα της κατά την περίοδο του καλοκαιριού, δεν υπήρξαν υποξικές ή ανοξικές συνθήκες σε καμία περίπτωση.

Οι μέγιστες τιμές της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου της παρούσας εργασίας ήταν μικρότερες σε σχέση με τις παλαιότερες τιμές από τη βιβλιογραφία για τις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός, γεγονός που πιθανώς υποδηλώνει επιβάρυνση αυτών των οικοσυστημάτων με οργανική ρύπανση. Ωστόσο, η ελάχιστη τιμή συγκέντρωσης οξυγόνου που καταγράφηκε στην παρούσα μελέτη για τη λίμνη Λυσιμαχεία ήταν μεγαλύτερη από την αντίστοιχη που καταγράφηκε σε παλαιότερες μελέτες (Πίνακες 3.3 και 3.4), γεγονός που υποδηλώνει ίσως μια βελτίωση της κατάστασης του οικοσυστήματος.

3.2.4 Ενεργός οξύτητα (pH)

Στη λίμνη Αμβρακία η κατανομή του pH παρουσίασε διαφοροποίηση με το βάθος και την εποχή. Ιδιαίτερα κατά την περίοδο της θερμικής στρωμάτωσης στη λίμνη, η κατανομή του pH ήταν κλινόβαθμη και αυτό οφείλεται κυρίως στην κατανάλωση του CO_2 στο επιλίμνιο-μεταλίμνιο λόγω της φωτοσυνθετικής δραστηριότητας των φυκών και στην απελευθέρωσή του στο υπολίμνιο κατά τη διαδικασία αποσύνθεσης νεκρών οργανισμών και οργανικών υλικών του πυθμένα (Wetzel, 2001). Η κατανομή του pH

ήταν παρόμοια με αυτή της λίμνης Τριχωνίδας (Ντούλκα, 2010), ωστόσο οι τιμές στη λίμνη Αμβρακία κυμάνθηκαν σε ελαφρώς χαμηλότερα επίπεδα, γεγονός που πιθανόν σχετίζεται με την ύπαρξη γύψου στο υπόστρωμά της. Σε σύγκριση με τις τιμές που έχουν καταγραφεί από τους Danielidis et al. (1996) για τη λίμνη, δεν βρέθηκαν μεγάλες αποκλίσεις (Πίνακας 3.2).

Στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός δεν υπήρξε διαφοροποίηση των τιμών με το βάθος και οι αλκαλικές τιμές pH που καταγράφθηκαν θεωρείται χαρακτηριστικό υψηλής φωτοσυνθετικής δραστηριότητας που λαμβάνει χώρα κυρίως κατά τη θερμή περίοδο, όπως συμβαίνει και στη λίμνη Αμβρακία αυτή την εποχή. Οι τιμές pH της παρούσας εργασίας για τη λίμνη Λυσιμαχεία κυμάνθηκαν σε παρόμοια επίπεδα με αυτά που έχουν καταγραφεί για την περίοδο 1980-1997 από το Υπουργείο Γεωργίας, ενώ οι τιμές στη λίμνη Οζερός βρέθηκαν ελαφρώς αυξημένες σε σχέση με το παρελθόν (Πίνακες 3.3 και 3.4).

3.2.5 Ηλεκτρική αγωγιμότητα

Ένα από τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά της λίμνης Αμβρακίας είναι οι υψηλές τιμές αγωγιμότητας, οι οποίες είναι αποτέλεσμα των υψηλών συγκεντρώσεων ιόντων ασβεστίου και θειϊκών ριζών στη λίμνη (Overbeck et al., 1982), προφανώς λόγω της παρουσίας γύψου και ασβεστολιθικών πετρωμάτων στο υπόστρωμά της (Verginis & Leontaris, 1978). Σύμφωνα με τον Αυλωνίτη (2008) η λίμνη Αμβρακία επηρεάζεται επιπλέον με την προσθήκη μεγάλου όγκου φερτών υλικών γύψου από την εταιρεία KNAUF (κατά προσέγγιση 14,7 tn / εβδομάδα μόνο σκόνη), η οποία δραστηριοποιείται κοντά στη λίμνη, επιβαρύνοντάς την και αλλάζοντας το οξειδοαναγωγικό δυναμικό της. Οι αυξημένες τιμές αγωγιμότητας που σημειώθηκαν κάτω από το βάθος των 25-30 m, κατά την περίοδο κυρίως του χειμώνα, προφανώς σχετίζονται με τη διαλυτότητα της γύψου η οποία οδηγεί σε αύξηση των ιόντων ασβεστίου και θειϊκών (Rodrigo et al., 2000). Η βασική επίδραση της γύψου στο νερό είναι η αύξηση της περιεκτικότητας σε ηλεκτρολύτες, όπως αυτή εκδηλώνεται με την αύξηση της ηλεκτρικής αγωγιμότητας των νερών. Αυτό οφείλεται στην υψηλή διαλυτότητα της γύψου, αλλά και στην αύξηση της συγκέντρωσης ευκίνητων μορφών κατιόντων λόγω της μείωσης του pH, που επιφέρει η γύψος.

Κατά τη διάρκεια της θερμοστρωμάτωσης, λίμνες με υψηλής σκληρότητας ύδατα έχει αποδειχθεί ότι υφίστανται έντονη απασβέστωση στο επιλίμνιο και σχετίζονται με την καθίζηση $CaCO_3$ στις παράκτιες και πελαγικές ζώνες, ενώ παράλληλα η απασβέστωση αντικατοπτρίζεται και στην κατανομή της ειδικής αγωγιμότητας (Wetzel, 2001). Όπως έχει περιγραφεί και για άλλες λίμνες τέτοιου τύπου (πχ. λίμνη Lawrence, Otsuki & Wetzel, 1974), η βιογενώς επιφερόμενη απασβέστωση του επιλιμνίου προκαλείται λόγω του αυξημένου εαρινού και θερινού ρυθμού της φωτοσύνθεσης στην εύφωτη ζώνη (Wetzel, 2001). Επιπλέον, η αύξηση της θερμοκρασίας του νερού επιταχύνει τους μεταβολικούς ρυθμούς και την καθίζηση του $CaCO_3$ από το επιλίμνιο (Wetzel, 2001). Η αναμενόμενη μείωση των τιμών της αγωγιμότητας στο επιλίμνιο κατά τη θερινή περίοδο δε συνέβη στην περίπτωση της Αμβρακίας. Αντιθέτως, υψηλότερες τιμές καταγράφθηκαν ως αποτέλεσμα πιθανόν της αυξημένης συγκέντρωσης σε διαλυμένες ουσίες λόγω της έντονης εξάτμισης αυτή την εποχή, αλλά και της εισροής των υδάτων άρδευσης και αποστράγγισης τα οποία είναι πλούσια σε κατάλοιπα λιπασμάτων (Overbeck et al., 1982; Danielidis et al., 1996).

Στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός, οι υψηλότερες τιμές αγωγιμότητας παρατηρήθηκαν την περίοδο του καλοκαιριού, πιθανόν ως αποτέλεσμα της αυξημένης θερμοκρασίας αυτή την εποχή, η οποία επηρεάζει θετικά την τιμή της αγωγιμότητας. Αυτό συμβαίνει επειδή η αύξηση της θερμοκρασίας επιταχύνει τη διάσταση των ηλεκτρολυτών.

Η μέγιστη τιμή της αγωγιμότητας στην παρούσα εργασία φαίνεται αυξημένη σε σχέση με το παρελθόν στη λίμνη Αμβρακία (Overbeck et al., 1982; Danielidis et al., 1996), ενώ οι μέγιστες τιμές που καταγράφθηκαν για τις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός βρέθηκαν μειωμένες σε σχέση με τις αντίστοιχες τιμές της περιόδου 1980/1-1997 από το Υπουργείο Γεωργίας (Πίνακες 3.2 - 3.4).

3.2.6 Συγκέντρωση χλωροφύλλης-α

Όπως αναφέρθηκε και στο εισαγωγικό μέρος, για την εκτίμηση του μεγέθους της πρωτογενούς παραγωγικότητας υπολογίστηκε η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α, καθώς είναι μια χρωστική που περιέχεται σε όλους τους φυτοπλαγκτικούς οργανισμούς (Wetzel, 2001), ενώ παράλληλα η ευκολία που υπάρχει στον προσδιορισμό της την

καθιστά χρήσιμη παράμετρο που υποκαθιστά τις εκτιμήσεις της φυτοπλαγκτικής βιομάζας (Brown et al., 2000; Bianchi et al., 2003; Yacobi & Zohary, 2010).

Η κατανομή της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α στη λίμνη Αμβρακία είναι παρόμοια με αυτή που έχει περιγραφεί για τη λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010), ενώ παρόμοια ήταν και η διακύμανση των τιμών μεταξύ των δύο οικοσυστημάτων. Η διαφορά μεταξύ των δύο λιμνών ήταν η περίοδος όπου σημειώθηκε η μέγιστη τιμή, που για τη λίμνη Τριχωνίδα είναι η άνοιξη, ενώ στη λίμνη Αμβρακία το καλοκαίρι, γεγονός που οφείλεται ενδεχομένως στη διαφορετική σύνθεση της βιοκοινωνίας του φυτοπλαγκτού στις δύο λίμνες (Τάφας, 1991; Σπαρτινού, 1992). Αν δούμε την εποχική διακύμανση της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α στη λίμνη Αμβρακία παρατηρούμε ότι, παρότι και στα δύο έτη έχουμε μείωση το χειμώνα και αύξηση την άνοιξη, υπάρχουν διαφορές στις διακυμάνσεις μεταξύ των δύο περιόδων. Το γεγονός αυτό μπορεί να οφείλεται στην επικράτηση διαφορετικών ομάδων/ειδών του φυτοπλαγκτού σε διαφορετικές χρονικές περιόδους κατά τα δύο έτη της μελέτης.

Κατά την περίοδο της στρωμάτωσης στη λίμνη Αμβρακία, μεγάλες συγκεντρώσεις χλωροφύλλης-α παρατηρούνται μέσα στα όρια του θερμοκλινούς, αλλά και στα ανώτερα στρώματα του υπολιμνίου, γεγονός που υποδηλώνει ευνοϊκές συνθήκες από άποψη θερμοκρασίας και θρεπτικών συστατικών για την ανάπτυξη των φυτοπλαγκτικών οργανισμών. Αντίθετα, την περίοδο της ομοιοθερμίας η κατακόρυφη κατανομή της χλωροφύλλης-α ήταν περισσότερο ομοιόμορφη στην υδάτινη στήλη. Σύμφωνα με τους Danielidis et al. (1996) η διέλευση της φωτεινής ενέργειας στην υδάτινη μάζα της λίμνης Αμβρακίας είναι ικανοποιητική και διέρχεται σε βάθος έως και 20 m, γεγονός που επιτρέπει τη φωτοσυνθετική δραστηριότητα στα βαθύτερα υδάτινα στρώματα. Σε σχέση με το παρελθόν οι τιμές της παρούσας εργασίας δεν αποκλίνουν ιδιαίτερα, ωστόσο υπήρξε διαφορά στην εποχή όπου καταγράφηκε η μέγιστη τιμή της χλωροφύλλης-α, η οποία σύμφωνα με τους Danielidis et al. (1996) σημειώθηκε στο επιλίμνιο την περίοδο της άνοιξης.

Στη λίμνη Λυσιμαχεία, υψηλές τιμές χλωροφύλλης-α καταγράφηκαν την περίοδο του φθινόπωρου, όπως έχει αναφερθεί στο παρελθόν και από τους Overbeck et al. (1982), ενώ παρόμοιες είναι και οι μέγιστες τιμές που σημειώθηκαν (Πίνακας 3.3). Για τη λίμνη Οζερός δεν υπάρχουν παλαιότερα δεδομένα, ωστόσο η συγκέντρωση της

χλωροφύλλης-α, καθώς και η εποχική της διακύμανση ήταν παρόμοια με αυτή καταγράφηκε για τη γειτονική λίμνη Αμβρακία.

3.2.7 Θρεπτικά στοιχεία – Τροφική κατάσταση των λιμνών

Οι συγκεντρώσεις των θρεπτικών στοιχείων καθορίζουν σε μεγάλο βαθμό την τροφική κατάσταση σε ένα υδάτινο οικοσύστημα, ενώ οι διακυμάνσεις τους επηρεάζουν την παραγωγικότητα και τελικά τη ροή της ενέργειας σε αυτά. Πρέπει να σημειωθεί ότι και οι τρεις υπό μελέτη λίμνες βρίσκονται σε περιοχές που γειτνιάζουν με αγροτικές εκτάσεις που καλλιεργούνται εντατικά. Είναι φυσικό λοιπόν να δέχονται σημαντικά φορτία θρεπτικών που παράγονται κατά τις γεωργικές αλλά και κτηνοτροφικές δραστηριότητες. Στην παράγραφο αυτή επιχειρείται μια προσπάθεια σύγκρισης των τωρινών με παλαιότερα δεδομένα για τις συγκεντρώσεις των θρεπτικών αλλά και συνολικά για την τροφικότητα των τριών λιμνών, ώστε να διαπιστωθούν τυχόν σημαντικές μεταβολές.

Σύμφωνα με την πιο πρόσφατη μελέτη των Danielidis et al. (1996) η φόρτιση της λίμνης Αμβρακίας προέρχεται από τις γεωργικές δραστηριότητες εντός της λεκάνης απορροής της και κυρίως από την καλλιέργεια καπνού, καθώς και από απόβλητα μικρών κτηνοτροφικών μονάδων (εκτροφές προβάτων) που λειτουργούν γύρω από αυτή. Πρέπει να σημειωθεί, ότι μέχρι πρόσφατα, η κύρια καλλιέργεια γύρω από τη λίμνη ήταν ο καπνός. Ωστόσο, από την 1/1/2006 με τη μεταρρύθμιση της Κοινής Αγροτικής Πολιτικής (Κ.Α.Π.) για την καλλιέργεια καπνού, η παραγωγή παρουσίασε σημαντική μείωση της τάξεως του 80 % στην Ελλάδα, ενώ ακόμα μεγαλύτερο ήταν το ποσοστό στο νομό Αιτωλοακαρνανίας. Ως αποτέλεσμα, οι παραγωγοί καπνού στράφηκαν προς άλλες καλλιέργειες όπως λαχανικά, ελιές, καλαμπόκι, αρωματικά φυτά κ.τ.λ., ενώ σε πολλές περιπτώσεις κάποιες εκτάσεις έμειναν ακαλλιέργητες. Στη λίμνη Αμβρακία η μεταβολή αυτή στις χρήσεις γης ανέρχεται στο 25,6 % (Thomatou et al., submitted), ενώ για τις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός δεν υπάρχουν λεπτομερή στοιχεία.

Σύμφωνα λοιπόν με αυτά που προαναφέρθηκαν, θα ήταν ίσως αναμενόμενο η φόρτιση της λίμνης Αμβρακίας με θρεπτικά να έχει μειωθεί μετά τη διακοπή της εντατικής καλλιέργειας καπνού. Ωστόσο, σε σύγκριση με τα δεδομένα των Danielidis et

al. (1996) παρατηρήθηκε αύξηση της μέγιστης συγκέντρωσης των θρεπτικών στοιχείων (Πίνακας 3.2), όπως τα ορθοφωσφορικά (156,9 %), τα νιτρικά (118,4 %), τα αμμωνιακά (17,9 %) και τα πυριτικά ιόντα (822,7 %), καθώς επίσης και του ολικού φωσφόρου (252,9 %), παρότι τα πρότυπα της μεταβολής τους στην στήλη του νερού ήταν παρόμοια. Θα πρέπει ωστόσο σε αυτό το σημείο να αναφερθεί πως οι μετρήσεις των Danielidis et al. (1996) προέρχονται από το βάθος έως και των 30 m. Στην παρούσα μελέτη, ωστόσο, οι μέγιστες τιμές του ολικού φωσφόρου, των νιτρικών και των αμμωνιακών ιόντων σημειώθηκαν σε βάθος 40 m. Συγκρίνοντας λοιπόν τις μέγιστες τιμές αυτών για το βάθος μέχρι και των 30 m, παρατηρούμε ότι η αύξηση του ολικού φωσφόρου και των νιτρικών ιόντων είναι μικρότερη και ανέρχεται στο 133,3 και 35,5 %, αντίστοιχα, ενώ η μέγιστη τιμή των αμμωνιακών εμφανίζεται μειωμένη κατά 36,4 % σε σχέση με τη μέγιστη τιμή των Danielidis et al. (1996). Συνδυάζοντας λοιπόν τα παραπάνω, συμπεραίνουμε ότι υπήρξε φόρτιση των θρεπτικών στοιχείων στη λίμνη Αμβρακία, όμως αυτές οι μεταβολές δε φαίνεται να είναι τόσο σημαντικές ώστε να επηρεάσουν την τροφικότητά της, καθώς η λίμνη εξακολουθεί να διατηρεί τα χαρακτηριστικά ενός μεσότροφου οικοσυστήματος όπως είχε αναφερθεί και από τους Danielidis et al. (1996).

Από τη σύγκριση των συγκεντρώσεων των θρεπτικών στοιχείων μεταξύ της παρούσας έρευνας και της ακόμη παλαιότερης εργασίας των Overbeck et al. (1982) στην Αμβρακία, παρατηρούμε ότι δεν υπάρχει αξιόλογη μεταβολή όσον αφορά τη μέγιστη τιμή του ολικού φωσφόρου, των ορθοφωσφορικών και των νιτρωδών ιόντων, ενώ αυξημένες είναι τιμές της παρούσας εργασίας για τη συγκέντρωση των νιτρικών και πυριτικών ιόντων. Παρόλα αυτά θα πρέπει να ληφθεί υπόψη πως τα δεδομένα των Overbeck et al. (1982) προέρχονται μόνο από δύο μήνες δειγματοληψιών (Μάρτιος 1978 και Οκτώβριος 1979), γεγονός που καθιστά δύσκολη την εξαγωγή συμπερασμάτων. Αξίζει μόνο να αναφερθεί πως σε καμία περίπτωση δεν βρέθηκε στην παρούσα έρευνα τόσο υψηλή τιμή αμμωνιακών ιόντων, όπως σημειώνεται από τους Overbeck et al. (1982) για τον Οκτώβριο του 1979 και σε βάθος 40 m.

Οι μεγάλες συγκεντρώσεις ολικού φωσφόρου που παρατηρήθηκαν στο υπολίμνιο κατά την περίοδο της θερμικής στρωμάτωσης της λίμνης, προφανώς οφείλονται στην απελευθέρωση του φωσφόρου μέσω των εντονότερων διαδικασιών αποικοδόμησης της οργανικής ύλης στο στρώμα αυτό λόγω βακτηριακής δραστηριότητας ή/και

απελευθέρωσής του από το ίζημα (Wetzel, 2001). Όσον αφορά στα νιτρικά ιόντα, έχει αναφερθεί πως σε λίμνες με συγκεντρώσεις μεγαλύτερες από 0,2 mg/l NO_3-N εντείνεται η ανάπτυξη του φυτοπλαγκτού και οι συγκεντρώσεις αυτές είναι ενδεικτικές ευτροφικών καταστάσεων (Chapman & Kimstach, 1996). Ακόμα, οι αυξημένες τιμές συγκεντρώσεων που παρατηρήθηκαν στο βαθύτερο στρώμα της Αμβρακίας, είναι χαρακτηριστικό λιμνών που καθίστανται πιο παραγωγικές από συσσώρευση φορτίων θρεπτικών. Σε αυτές τις περιπτώσεις, οι συγκεντρώσεις των νιτρικών και αμμωνιακών ιόντων στην τροφογενή ζώνη ελαττώνονται σημαντικά και εξαντλούνται λόγω της φωτοσυνθετικής αφομοίωσης. Επιπλέον, σε αναερόβια υπολίμνια παρατηρούνται αυξημένες συγκεντρώσεις αμμωνιακών ιόντων οι οποίες συσσωρεύονται λόγω της αποσύνθεσης της οργανικής ύλης και έκλυσής τους από ιζήματα (Wetzel, 2001).

Οι υψηλότερες τιμές της χλωροφύλλης-α που βρέθηκαν στην παρούσα μελέτη σε σύγκριση με τους Danielidis et al. (1996), θα μπορούσε να είναι αποτέλεσμα αυτής της χρόνιας εισροής θρεπτικών ουσιών στη λίμνη. Οι μέγιστες συγκεντρώσεις οξυγόνου σε σύγκριση με το παρελθόν θα μπορούσαν επίσης να οφείλονται στην αυξημένη φωτοσυνθετική δραστηριότητα όπως αποτυπώνεται από την αύξηση της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α.

Συγκριτικά με τη λίμνη Τριχωνίδα, η Αμβρακία παρουσιάζει υψηλότερες τιμές ολικού φωσφόρου, αμμωνιακών και νιτρικών ιόντων. Μεταξύ των δύο λιμνών δεν παρατηρήθηκε διαφορά στο γενικό πρότυπο της κατακόρυφης κατανομής του φωσφόρου, ενώ διαφορά σημειώνεται στην κατανομή των αμμωνιακών και νιτρικών ιόντων, καθώς στη λιγότερο παραγωγική λίμνη Τριχωνίδα δεν υπάρχουν έντονες διακυμάνσεις με το βάθος (Ντούλκα, 2010).

Το πυρίτιο, όπως αναφέρθηκε και νωρίτερα, είναι ο κύριος παράγοντας που επηρεάζει την παραγωγή του φυτοπλαγκτού σε πολλές λίμνες και η αφομοίωσή του από τα Διάτομα τροποποιεί σε μεγάλο βαθμό τη συγκέντρωση του διοξειδίου του πυριτίου σε αυτές (Wetzel, 2001). Σύμφωνα με την Σπαρτινού (1992), τα Διάτομα αποτελούν την τρίτη πιο άφθονη φυτοπλαγκτική ομάδα της λίμνης Αμβρακίας και εμφανίζουν μέγιστο στις αρχές της άνοιξης. Η μειωμένη λοιπόν συγκέντρωση των πυριτικών ιόντων που παρατηρήθηκε στην παρούσα μελέτη στις αρχές της εαρινής περιόδου πιθανότατα να σχετίζεται με την ανάπτυξη των Διατόμων αυτή την εποχή. Ωστόσο, η εξαγωγή συμπερασμάτων δεν είναι ιδιαίτερα ασφαλής καθώς δεν υπάρχουν δεδομένα

για τη σύνθεση της βιοκοινωνίας του φυτοπλαγκτού από την παρούσα εργασία. Όσον αφορά στην κατανομή των πυριτικών ιόντων στην υδάτινη στήλη, παρατηρήθηκε έντονη αύξηση της συγκέντρωσης με το βάθος κατά την περίοδο της θερμικής στρωμάτωσης, η οποία και διατηρείται μέχρι την έναρξη της αναστροφής, οπότε οι τιμές ελαττώνονται, όπως έχει αναφερθεί και από τους Danielidis et al. (1996). Η μέγιστη συγκέντρωση πυριτικών ιόντων που βρέθηκε στην παρούσα εργασία είναι πολύ μεγαλύτερη από αυτές των προηγούμενων μελετών, ωστόσο η μέση τιμή είναι εντός των ορίων αυτών που έχουν αναφερθεί κατά το παρελθόν. Σε σχέση με τη λίμνη Τριχωνίδα, υπήρξαν αρκετές ομοιότητες στις συγκεντρώσεις των πυριτικών ιόντων, καθώς και στην κατανομή τους στο κατακόρυφο επίπεδο (Ντούλκα, 2010).

Συμπερασματικά, φαίνεται πως η λίμνη Αμβρακία διατηρεί τα κύρια φυσικοχημικά χαρακτηριστικά όπως αυτά παρατηρήθηκαν από τους Overbeck et al. (1982) και Danielidis et al. (1996), οι οποίοι πραγματοποίησαν έρευνες στη λίμνη πριν από περίπου τριάντα και είκοσι χρόνια, αντίστοιχα. Ωστόσο, σε σύγκριση με τα δεδομένα των Danielidis et al. (1996), υπήρξε αύξηση στις τιμές των περισσότερων από τις φυσικοχημικές παραμέτρους, γεγονός που πιθανόν υποδηλώνει μια επιβάρυνση του οικοσυστήματος. Θα πρέπει να επισημανθεί όμως ότι, παρά αυτή την αύξηση των τιμών σε σχέση με το παρελθόν, το τροφικό επίπεδο της λίμνης δεν έχει αλλάξει δραματικά, καθώς εξακολουθεί να είναι ένα μεσότροφο υδάτινο οικοσύστημα (Overbeck et al., 1982; Danielidis et al., 1996). Σύμφωνα με τις τιμές του δείκτη TSI (TP) για τον ολικό φώσφορο, ο βαθμός τροφισμού του οικοσυστήματος κυμαίνεται κυρίως εντός των ορίων των τιμών που αναφέρονται για μεσότροφες λίμνες και οι τιμές των δεικτών TSI (chl-α) για τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α και TSI (SD) για τη διαφάνεια, κατατάσσουν τη λίμνη Αμβρακία στις ολιγότροφες προς μεσότροφες λίμνες. Η πτώση της στάθμης του νερού κατά 6,7 m στη διετή διάρκεια της μελέτης, δείχνει ότι η λίμνη Αμβρακία υπόκειται σε έντονες διακυμάνσεις που οφείλονται στην εξάτμιση και τη χρήση του νερού για αρδευτικούς σκοπούς (Danielidis et al., 1996). Ωστόσο, αυτή η μεταβολή της στάθμης του νερού μεταξύ των δύο ετήσιων κύκλων μελέτης, δεν φάνηκε να επηρέασε σε μεγάλο βαθμό τις συγκεντρώσεις των χημικών παραμέτρων.

Η λίμνη Λυσιμαχεία, όπως έχει αναφερθεί και σε προηγούμενες μελέτες από τους Overbeck et al. (1982) και Ψιλοβίκος και συν. (1995), είναι ένα εύτροφο οικοσύστημα, ο χαρακτήρας του οποίου αποδόθηκε κυρίως στη χρόνια απόρριψη αστικών λυμάτων

από την πόλη του Αγρινίου που για αρκετές δεκαετίες επιβάρυναν τη λίμνη και επηρέασαν την παραγωγικότητα της. Το γεγονός αυτό άλλαξε το έτος 2000 όπως αναφέρθηκε και στο εισαγωγικό μέρος, όταν κατασκευάστηκε και λειτούργησε ο βιολογικός καθαρισμός ο οποίος δέχεται πλέον τα αστικά λύματα της πόλης. Λαμβάνοντας υπόψη ότι τα σημερινά αποτελέσματα για τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά του νερού αποτελούν την πρώτη καταγραφή μετά από αυτή την παρέμβαση, οι συγκρίσεις με τις προηγούμενες συνθήκες θα μπορούσαν να αποτελέσουν πολύτιμα στοιχεία για την εξέλιξη της κατάστασης αυτού του οικοσυστήματος.

Στη λίμνη Λυσιμαχεία, οι μέγιστες τιμές των συγκεντρώσεων των θρεπτικών που παρατηρήθηκαν στην παρούσα μελέτη ήταν χαμηλότερες από εκείνες που αναφέρθηκαν την περίοδο 1980-1997 από το Υπουργείο Γεωργίας και τους Ψιλοβίκος και συν. (1995), αλλά υψηλότερες από αυτές που καταγράφηκαν από τους Overbeck et al. (1982) στα τέλη του 1970 (Πίνακας 3.3). Αν και τα δεδομένα από την περίοδο 1980-1997 προέρχονται από σποραδικές μετρήσεις, σε καμία περίπτωση δεν καταγράφθηκαν τόσο υψηλές τιμές στην παρούσα εργασία. Πιο συγκεκριμένα, σημειώθηκε μείωση της μέγιστης συγκέντρωσης του ολικού φωσφόρου κατά 61,6 % και των νιτρωδών, νιτρικών και αμμωνιακών ιόντων κατά 98,9, 97,0 και 99,1 %, αντίστοιχα. Σε σχέση με τις παλαιότερες μετρήσεις των Overbeck et al. (1982) οι τιμές της παρούσας μελέτης για τη μέγιστη συγκέντρωση των παραπάνω θρεπτικών είναι υψηλότερες για τον ολικό φώσφορο (102,1 %), για τα νιτρικά (9,2 %) και νιτρώδη ιόντα (383,3 %), ενώ χαμηλότερη παραμένει η μέγιστη τιμή των αμμωνιακών ιόντων (85,3 %). Ωστόσο, όπως αναφέρθηκε και στην περίπτωση της λίμνης Αμβρακίας, οι τιμές αυτές προέρχονται από δειγματοληψίες μόνο δύο μηνών (Μάρτιος 1978 και Οκτώβριος 1979) καθιστώντας δύσκολη την εξαγωγή συμπερασμάτων. Η σύγκριση των μέγιστων τιμών της παρούσας εργασίας με τις αντίστοιχες τιμές των Overbeck et al. (1982), για την ίδια εποχή δειγματοληψιών, δείχνει μείωση όλων των παραπάνω θρεπτικών στοιχείων η οποία κυμαίνεται από 63,1 έως 97,9 %. Αυξημένη παρουσιάζεται μόνο η μέγιστη τιμή των πυριτικών ιόντων στην παρούσα εργασία κατά 186,2 %.

Τα παραπάνω δείχνουν ότι υπήρξε μια σαφής ανάκαμψη του οικοσυστήματος μετά το 1997 οπότε διεξήχθησαν και οι τελευταίες μετρήσεις, με χαμηλότερα πλέον φορτία θρεπτικών ουσιών, και ως εκ τούτου χαμηλότερη παραγωγικότητα. Ένας από τους

λόγους για τη μειωμένη φόρτιση της λίμνης με θρεπτικά που παρατηρήθηκε στην παρούσα μελέτη, οφείλεται προφανώς στον τερματισμό της απόρριψης των αστικών λυμάτων της πόλης του Αγρινίου στο οικοσύστημα μετά το 2000. Έτσι, κατά την τελευταία δεκαετία η κύρια πηγή της οργανικής ρύπανσης οφείλεται κατά κύριο λόγω στις εκπλύσεις λιπασμάτων και φυτοφαρμάκων που χρησιμοποιούνται στη γεωργία, σε απόβλητα που προέρχονται από τα γύρω χωριά, καθώς και σε λύματα ελαιοτριβείων και μικρών κτηνοτροφικών μονάδων που δραστηριοποιούνται κοντά στη λίμνη. Παράλληλα, ένας δεύτερος λόγος που σε συνδυασμό με τα παραπάνω πιθανόν συνέβαλε θετικά στη βελτίωση της κατάστασης του οικοσυστήματος, είναι τα ιδιαίτερα υδρολογικά χαρακτηριστικά της λίμνης Λυσιμαχείας, η οποία λαμβάνει σημαντικές ποσότητες νερού από την ολιγομεσότροφη λίμνη Τριχωνίδα. Το νερό εισρέει στη λίμνη μέσω της ενωτικής τάφρου Αλάμπεη, που είναι το κύριο έργο διαχείρισης νερού στην περιοχή και κατασκευάστηκε το 1957 προκειμένου να καλυφθούν αρδευτικές ανάγκες στις πεδιάδες του Μεσολογγίου και Αιτωλικού (εκροή νερού μέσω της σήραγγας Λυσιμαχείας) και να εκφορτίζεται η περίσσεια νερού κατά τους χειμερινούς μήνες προς το υδρολογικό σύστημα του Αχελώου, μέσω του Δίμηκου ποταμού. Την περίοδο του χειμώνα υπάρχει επίσης μεγάλη εισροή νερού στη λίμνη από το ρέμα του Ερμίτσα με αποτέλεσμα η λίμνη συχνά να υπερχειλίζει, λόγω της κακής συντήρησης των τάφρων. Εξαιτίας των παραπάνω, οι Ψιλοβίκος και συν. (1995) υπολόγισαν ότι το νερό της λίμνης Λυσιμαχείας ανανεώνεται περισσότερο από δεκατρείς φορές το χρόνο, ενώ κατά την περίοδο άρδευσης όπου η λίμνη έχει μικρότερο όγκο και η μεταφορά μεγάλων όγκων νερού είναι συνεχής (αρδεύσεις), ο ρυθμός ανανέωσης είναι ακόμα ταχύτερος.

Η χρησιμοποίηση υδρολογικών μεθόδων, όπως η μεταφορά νερού μικρότερης τροφικότητας από άλλη λίμνη ή από κάποια εξωγενή πηγή για τη βελτίωση της ποιότητας του νερού ενός εύτροφου οικοσυστήματος, έχει εφαρμοστεί σε κάποιες περιπτώσεις με θετικά αποτελέσματα (Cooke et al., 1993). Η λίμνη Λυσιμαχεία παρόλα αυτά, αν και παρατηρήθηκε μια σαφής ανάκαμψη, εξακολουθεί να κατέχει τα βασικά χαρακτηριστικά ενός εύτροφου οικοσυστήματος, όπως είναι η υψηλή συγκέντρωση θρεπτικών και ιδιαίτερα φωσφόρου. Σύμφωνα με τις τιμές των δεικτών TSI (TP) για τον ολικό φώσφορο και TSI (SD) για τη διαφάνεια, ο βαθμός τροφισμού του οικοσυστήματος κυμαίνεται κυρίως εντός των ορίων των τιμών που αναφέρονται για εύτροφες λίμνες, ενώ και η τιμή του δείκτη TSI (chl-α) για τη συγκέντρωση της

χλωροφύλλης-α, κατατάσσει τη Λυσιμαχεία στις μεσο-εύτροφες λίμνες. Στη βιβλιογραφία, υπάρχουν παραδείγματα από πολλά λιμναία οικοσυστήματα τα οποία ήταν ιδιαίτερα ανθεκτικά παρά τη μείωση των θρεπτικών και έδειξαν μικρή μόνο βελτίωση μετά την εφαρμογή σχεδίων διαχείρισης (Van der Molen & Boers, 1994). Η εσωτερική φόρτιση με φώσφορο μπορεί να είναι πολύ «επίμονη» και να διαρκέσει τουλάχιστον δέκα χρόνια ή ακόμη περισσότερα μετά από μια μείωση της εξωτερικής φόρτισης. Αυτή η αντίσταση μπορεί να είναι χημική (Søndergaard et al., 2002) και / ή βιολογική (Scheffer et al., 1993). Η περίοδος «ανάρρωσης» μετά από μια μείωση φωσφόρου εξαρτάται από το ιστορικό φόρτισης της λίμνης και τη συσσώρευσή του στο ίζημα (Søndergaard et al., 2003). Στην παρούσα μελέτη δεν υπήρχαν αναλύσεις ιζημάτων, ωστόσο οι αυξημένες τιμές του ολικού φωσφόρου καθώς και των ορθοφωσφορικών ιόντων κοντά στον πυθμένα δείχνουν ότι μια μεγάλη ποσότητα φωσφόρου πρέπει να έχει συσσωρευθεί στα ιζήματα της λίμνης, από τα οποία μπορεί να επανέλθει στη διαλυτή κατάσταση μετά από διαταραχή τους (Søndergaard et al., 2003).

Σε σύγκριση με τις γειτονικές λίμνες, η εποχική διακύμανση του ολικού φωσφόρου βρέθηκε να είναι παρόμοια με αυτή της Τριχωνίδας (Ντούλκα, 2010; Doulka & Kehayias, 2011) και της Αμβρακίας, όπου υψηλές συγκεντρώσεις καταγράφονται κοντά στον πυθμένα κατά τη διάρκεια των θερινών μηνών, ενώ διαφορά υπήρξε ως προς τις τιμές των συγκεντρώσεων, που για τη λίμνη Λυσιμαχεία κυμαίνονται σε ψηλότερα επίπεδα. Επίσης, σε σχέση με τη γειτονική λίμνη Τριχωνίδα, οι διακυμάνσεις των συγκεντρώσεων των ενώσεων του αζώτου δεν παρουσίασαν μεγάλες διαφορές (Ντούλκα, 2010).

Τέλος, όσον αφορά στη λίμνη Οζερός, αυτή κατατάσσεται στις μεσο-εύτροφες λίμνες σύμφωνα με τα αποτελέσματα του δείκτη τροφικής κατάστασης (TSI) για τα δεδομένα του ολικού φώσφορου, της χλωροφύλλης-α και της διαφάνειας (Carlson, 1977). Για τον εύτροφο χαρακτήρα της λίμνης ευθύνονται κυρίως οι υψηλές τιμές του ολικού φωσφόρου και οι χαμηλές τιμές της διαφάνειας του νερού. Με δεδομένη την ύπαρξη γεωργικών εκτάσεων γύρω από τη λίμνη, οι υψηλές τιμές ολικού φωσφόρου κατά πάσα πιθανότητα προέρχονται από την επί πολλές δεκαετίες έκπλυση γεωργικών λιπασμάτων από τις καλλιέργειες, όπως και από τα απόβλητα των κτηνοτροφικών μονάδων (π.χ. χοιροτροφεία) που λειτουργούν στην περιοχή. Οι μεγάλες συγκεντρώσεις

που σημειώθηκαν κυρίως το καλοκαίρι τόσο για τον ολικό φώσφορο όσο και για τα ορθοφωσφορικά ιόντα, τα οποία βρέθηκαν αυξημένα κοντά στον πυθμένα, οφείλονται πιθανότατα στις διαδικασίες αποικοδόμησης της νεκρής οργανικής ύλης ή/και έκλυσής τους από το ίζημα (Wetzel, 2001).

Η εποχική διακύμανση του ολικού φωσφόρου είναι παρόμοια με αυτή που έχει καταγραφεί στις άλλες λίμνες της περιοχής, όπως η Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010), η Αμβρακία και η Λυσιμαχεία, ωστόσο η συγκέντρωσή του είναι ιδιαίτερα αυξημένη σε σχέση με αυτές. Συγκριτικά με τη συγκέντρωση ολικού φωσφόρου που μετρήθηκε στη λίμνη Οζερός κατά τις προηγούμενες μελέτες της περιόδου 1981-1997 από το Υπουργείο Γεωργίας, η μέγιστη τιμή στην παρούσα εργασία βρέθηκε αυξημένη κατά 28,9 %, δείχνοντας πως τα τελευταία χρόνια υπήρξε φόρτιση της λίμνης με αυτό το στοιχείο, κάτι που μπορεί να σχετίζεται με την απόρριψη των αποβλήτων των χοιροστασίων στη λίμνη (Πίνακας 3.4). Αντίθετα, οι μέγιστες τιμές των αμμωνιακών, νιτρωδών και νιτρικών ιόντων της παρούσας μελέτης βρέθηκαν μειωμένες κατά 98,2 %, 92,6 % και 86,2 % αντίστοιχα, γεγονός που μπορεί να σχετίζεται με την αλλαγή στις χρήσεις γης λόγω της διακοπής της καλλιέργειας του καπνού που κάποτε γινόταν εντατικά γύρω από αυτή. Ωστόσο, αυτή η μεταβολή των γεωργικών δραστηριοτήτων δεν έχει καταγραφεί λεπτομερώς για την περιοχή.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4ο

ΣΥΝΘΕΣΗ ΤΗΣ ΖΩΟΠΛΑΓΚΤΙΚΗΣ ΒΙΟΚΟΙΝΩΝΙΑΣ



- **ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ**
  - Λίμνη Αμβρακία
  - Λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός
- **ΣΥΖΗΤΗΣΗ**

4.1 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

4.1.1 Η ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης Αμβρακίας

Στη λίμνη Αμβρακία κατά τη διάρκεια της μελέτης (Σεπτέμβριος 2006 - Αύγουστος 2008) αναγνωρίστηκαν συνολικά 33 ζωοπλαγκτικά taxa (Πίνακας 4.1). Στην ομάδα των τροχοζώων βρέθηκε να συμμετέχουν 23 γένη και είδη, στην ομάδα των καρκινοειδών 4 είδη κωπηπόδων και 5 είδη κλαδοκεραιωτών, ενώ καταγράφηκε επίσης και ένα είδος προνύμφης δίθυρου μαλακίου.

Στην παρούσα εργασία σημειώθηκαν 15 νέες καταγραφές ειδών/γενών συγκριτικά με παλαιότερες μελέτες στη λίμνη Αμβρακία (Πίνακας 4.1). Αναγνωρίστηκαν 11 νέα γένη/είδη τροχοζώων. Πιο συγκεκριμένα πρόκειται για εκπρόσωπους της τάξης Bdelloidea, το γένος *Trichocerca* και τα είδη *Conochilus unicornis, Hexarthra intermedia, Kellicottia longispina, Keratella tecta, Keratella tropica, Lecane luna, Notholca squamula, Ploesoma hudsoni* και *Pompholyx sulcata*. Από την ομάδα των κωπηπόδων νέα καταγραφή αποτελούν τα άτομα της τάξης των αρπακτικοειδών κωπηπόδων και από την ομάδα των κλαδοκεραιωτών το γένος *Alona* και το είδος *Diaphanosoma orghidani*. Νέα καταγραφή για τη λίμνη αποτελούν επίσης οι προνύμφες του δίθυρου μαλακίου *Dreissena blanci.*

Πίνακας 4.1 Κατάλογος πλαγκτικών ασπόνδυλων που βρέθηκαν στη λίμνη Αμβρακία κατά την παρούσα εργασία και σε προηγούμενες μελέτες των Koussouris (1978) και Danielidis et al. (1996).

	Koussouris (1978)	Danielidis et al. (1996)	Παρούσα μελέτη
ΤΡΟΧΟΖΩΑ			
Asplanchna priodonta (Gosse 1850)	+	+	+
Bdelloidea			+
Brachionus angularis (Gosse 1851)	+		+
B. calyciflorus (Pallas 1766)	+		+
B. c. f. anuraeiformis (Brehm 1909)	+		

Brachionus sessilis (Varga 1951)		+	
Collotheca sp.			+
Collotheca polyphema (Harring 1914)		+	
Conochilus unicornis (Rousselet 1892)			+
Euchlanis sp.		+	+
Filinia longiseta (Ehrenberg 1834)	+	+	+
Gastropus stylifer (Imhof 1891)		+	
Hexarthra mira (Hudson 1871)		+	+
Hexarthra intermedia (Wiszniewski 1929)			+
Kellicottia longispina (Kellicott 1879)			+
Keratella cochlearis (Gosse 1851)	+		+
Keratella tecta (Gosse 1851)			+
Keratella tropica (Apstsein 1907)			+
Keratella quadrata (Müller 1786)	+		+
Lecane luna (Müller 1776)			+
Notholca squamula (Müller 1786)			+
Ploesoma hudsoni (Imhof 1891)			+
Polyarthra sp.			+
Polyarthra trigla (Ehrenberg 1834)	+		
Polyarthra vulgaris (Carlin 1943)		+	
Pompholyx sulcata (Hudson 1885)			+
Ptygura seminatans (Edmondson 1939)		+	
Synchaeta sp.			+
Synchaeta pectinata (Ehrenberg 1832)	+		
Trichocerca sp.			+
T. similis (Wierzejski 1893)		+	+

ΚΩΠΗΠΟΔΑ

Eudiaptomus drieschi (Poppe & Mrázek 1895)		+	+
Harpacticoida			+
Macrocyclops albidus (Jurine 1820)		+	+
Thermocyclops dybowskii (Landé 1890)		+	+

ΚΛΑΔΟΚΕΡΑΙΩΤΑ

Alona sp. (Baird 1843)			+
Bosmina longirostris (O. F. Müller 1785)		+	+
Ceriodaphnia pulchella (Sars 1862)		+	+
Daphnia cucullata (G.O. Sars 1862)		+	+
Diaphanosoma orghidani (Negrea 1982)			+
Diaphanosoma cf. brachyurum (Lievin 1848)		+	

ΠΡΟΝΥΜΦΕΣ ΜΑΛΑΚΙΩΝ

Corbicula sp.		+	
Dreissena blanci (Westerlund 1890)			+

4.1.2 Η βιοκοινωνία του ζωοπλαγκτού στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός

Στη λίμνη Λυσιμαχεία, κατά τη διάρκεια της παρούσας μελέτης (Ιούνιος 2009 - Μάιος 2010) αναγνωρίστηκαν συνολικά 36 γένη και είδη ζωοπλαγκτικών ασπόνδυλων (Πίνακας 4.2). Στην ομάδα των τροχοζώων βρέθηκε να συμμετέχουν 26 γένη/είδη και στην ομάδα των καρκινοειδών 3 είδη κωπηπόδων και 6 είδη κλαδοκεραιωτών, ενώ αναγνωρίστηκε επίσης και ένα είδος προνύμφης δίθυρου μαλακίου.

Η σύνθεση του ζωοπλαγκτού στη λίμνη Οζερός κατά την ίδια χρονική περίοδο βρέθηκε να περιλαμβάνει συνολικά 25 γένη και είδη ασπόνδυλων (Πίνακας 4.3). Στην ομάδα των τροχοζώων συμμετείχαν 16 γένη/είδη, ενώ στην ομάδα των καρκινοειδών 3 είδη κωπηπόδων και 5 είδη κλαδοκεραιωτών, ενώ, όπως και στις άλλες δύο λίμνες, αναγνωρίστηκε επίσης και ένα είδος προνύμφης δίθυρου μαλακίου.

Πίνακας 4.2 Κατάλογος πλαγκτικών ασπόνδυλων που βρέθηκαν στη λίμνη Λυσιμαχεία κατά την παρούσα εργασία και σε προηγούμενη μελέτη του Koussouris (1978).

	Koussouris (1978)	Παρούσα μελέτη
ΤΡΟΧΟΖΩΑ		
Asplanchna priodonta (Gosse 1850)	+	+
Brachionus angularis (Gosse 1851)	+	+
B. calyciflorus (Pallas 1766)		+
B. c. f. anuraeiformis (Brehm 1909)	+	+
Brachionus falcatus (Zacharias 1898)		+
Collotheca sp.		+
Conochilus unicornis (Rousselet 1892)		+
Epiphanes sp.		+
Filinia longiseta (Ehrenberg 1834)	+	+
Filinia opoliensis (Zacharias 1898)		+
Gastropus stylifer (Imhof 1891)		+
Hexarthra mira (Hudson 1871)		+
Hexarthra intermedia (Wiszniewski 1929)		+
Kellicottia longispina (Kellicott 1879)		+
Keratella cochlearis (Gosse 1851)	+	+
Keratella tecta (Gosse 1851)		+
Keratella tropica (Apstsein 1907)		+

Keratella quadrata (Müller 1786)	+	+
Lecane sp.		+
Ploesoma hudsoni (Imhof 1891)		+
Ploesoma truncatum (Levander 1894)	+	
Polyarthra sp.		+
Polyarthra trigla (Ehrenberg 1834)	+	
Pompholyx sulcata (Hudson 1885)		+
Synchaeta sp.		+
Trichocerca sp.		+
Trichocerca similis (Wierzejski 1893)		+
Trichotria sp.		+
ΚΩΠΗΠΟΔΑ		
Eudiaptomus drieschi (Poppe & Mrázek 1895)		+
Harpacticoida		+
Macrocyclops albidus (Jurine 1820)		+
ΚΛΑΔΟΚΕΡΑΙΩΤΑ		
Bosmina longirostris (O. F. Müller 1785)		+
Ceriodaphnia pulchella (Sars 1862)		+
Daphnia cucullata (G.O. Sars 1862)		+
Diaphanosoma orghidani (Negrea 1982)		+
Leptodora kindtii (Focke 1844)		+
Moina micrura (Kurz 1874)		+
ΠΡΟΝΥΜΦΕΣ ΜΑΛΑΚΙΩΝ		
Dreissena blanci (Westerlund 1890)		+

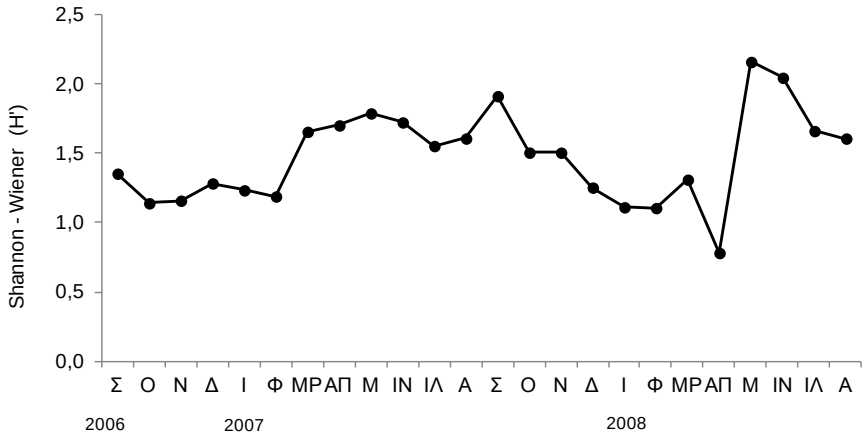
Πίνακας 4.3 Κατάλογος πλαγκτικών ασπόνδυλων που βρέθηκαν στη λίμνη Οζερός κατά την παρούσα εργασία και σε προηγούμενη μελέτη του Koussouris (1978).

	Koussouris (1978)	Παρούσα μελέτη
ΤΡΟΧΟΖΩΑ		
Asplanchna priodonta (Gosse 1850)		+
Brachionus angularis (Gosse 1851)	+	
Conochilus unicornis (Rousselet 1892)		+
Filinia longiseta (Ehrenberg 1834)	+	+
Filinia opoliensis (Zacharias 1898)		+
Hexarthra mira (Hudson 1871)		+
Hexarthra intermedia (Wiszniewski 1929)		+
Kellicottia longispina (Kellicott 1879)		+
Keratella cochlearis (Gosse 1851)	+	+
Keratella tecta (Gosse 1851)		+
Keratella tropica (Apstsein 1907)		+
Keratella quadrata (Müller 1786)	+	+
Ploesoma hudsoni (Imhof 1891)		+
Polyarthra sp.		+
Polyarthra trigla (Ehrenberg 1834)	+	
Synchaeta sp.		+
Trichocerca sp.		+
Trichocerca similis (Wierzejski 1893)		+
ΚΩΠΗΠΟΔΑ		
Eudiaptomus drieschi (Poppe & Mrázek 1895)		+
Harpacticoida		+
Macrocyclops albidus (Jurine 1820)		+
ΚΛΑΔΟΚΕΡΑΙΩΤΑ		
Bosmina longirostris (O. F. Müller 1785)		+
Ceriodaphnia pulchella (Sars 1862)		+
Daphnia cucullata (G.O. Sars 1862)		+
Diaphanosoma orghidani (Negrea 1982)		+
Leptodora kindtii (Focke 1844)		+
ΠΡΟΝΥΜΦΕΣ ΜΑΛΑΚΙΩΝ		
Dreissena blanci (Westerlund 1890)		+

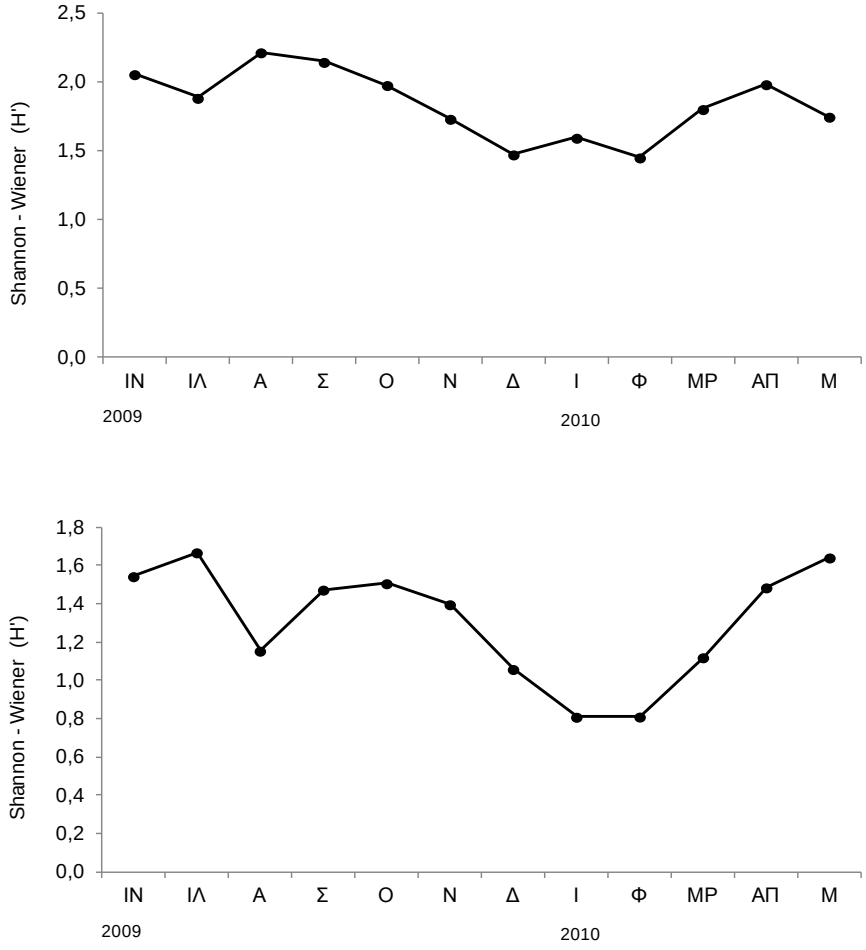
4.1.3 Ποικιλότητα ζωοπλαγκτού στις τρεις λίμνες

Για την εκτίμηση της ποικιλότητας του ζωοπλαγκτού χρησιμοποιήθηκε ο δείκτης Shannon-Wiener (H'). Οι τιμές του δείκτη στη λίμνη Αμβρακία κυμάνθηκαν μεταξύ 0,8 (Απρίλιος 2008) και 2,2 (Μάρτιος 2008) και δεν βρέθηκαν να διαφέρουν στατιστικά μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων (*U*-test, p>0,05), ή μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας (*H*-test, p>0,05). Όσον αφορά στην εποχική διακύμανση του δείκτη η οποία απεικονίζεται στο Σχήμα 4.1, οι υψηλότερες τιμές σημειώθηκαν την άνοιξη και το καλοκαίρι κατά την πρώτη δειγματοληπτική περίοδο, ενώ τη δεύτερη περίοδο οι μεγαλύτερες τιμές καταγράφθηκαν στις αρχές του φθινοπώρου και το καλοκαίρι.

Οι τιμές του δείκτη ποικιλότητας Shannon-Wiener (H') για τη λίμνη Λυσιμαχεία κυμάνθηκαν μεταξύ 1,5 (Δεκέμβριος) και 2,2 (Αύγουστος) και αντίστοιχα για τη λίμνη Οζερός μεταξύ 0,8 (Ιανουάριος) και 1,7 (Ιούλιος). Οι τιμές του δείκτη δεν διέφεραν στατιστικά μεταξύ των δύο σταθμών δειγματοληψίας, σε καμία από τις δύο λίμνες (*U*-test, p>0,05). Γενικά, οι υψηλότερες τιμές σημειώθηκαν κατά τη διάρκεια της θερμής περιόδου, ενώ το χειμώνα οι τιμές κυμάνθηκαν σε χαμηλότερα επίπεδα (Σχήμα 4.2).



Σχήμα 4.1 Εποχική διακύμανση του δείκτη ποικιλότητας Shannon-Wiener (H') στο στρώμα των 0-20m στη λίμνη Αμβρακία.



Σχήμα 4.2 Εποχική διακύμανση του δείκτη ποικιλότητας Shannon-Wiener (H') στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και στη λίμνη Οζερός (κάτω).

4.2 ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Οι πληροφορίες για τη βιοκοινωνία του ζωοπλαγκτού των λιμνών Αμβρακίας, Λυσιμαχείας και Οζερός είναι αρκετά περιορισμένες, καθώς υπάρχουν μόλις δύο προηγούμενες μελέτες οι οποίες παρέχουν μόνο ποιοτικά στοιχεία σχετικά με τη σύνθεση των ειδών (Koussouris, 1978; Danielidis et al., 1996). Μεταξύ αυτών των μελετών, ο Koussouris (1978) αναφέρει μια λίστα με εννέα, οχτώ και πέντε είδη τροχοζώων, για τις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός αντίστοιχα, χωρίς περαιτέρω πληροφορίες, ενώ τα δεδομένα προέρχονται από δείγματα που συλλέχθηκαν σε μία μόνο δειγματοληπτική εξόρμηση (Μάρτιος 1975). Από την άλλη, οι Danielidis et al. (1996) παραθέτουν μια σύντομη αναφορά για τα ζωοπλαγκτικά είδη της λίμνης Αμβρακίας, χωρίς όμως περισσότερα στοιχεία όσον αφορά στην αφθονία και την εποχική τους διακύμανση.

Κατά την παρούσα μελέτη υπήρξαν νέες καταγραφές ειδών σε σχέση με τις μέχρι τώρα αναφορές. Επιπλέον, παρά το γεγονός ότι τα περισσότερα από τα είδη που βρέθηκαν στην παρούσα μελέτη έχουν αναφερθεί από τους προηγούμενους συγγραφείς, διαπιστώθηκαν ορισμένες διαφορές στη σύνθεση της ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας. Όσον αφορά στη λίμνη Αμβρακία, στην παρούσα εργασία σημειώθηκαν 15 νέα είδη συγκριτικά με τις παλαιότερες μελέτες των Koussouris (1978) και Danielidis et al. (1996) (Πίνακας 4.1). Πιο συγκεκριμένα, αναγνωρίστηκαν 11 νέα γένη/είδη τροχοζώων, ενώ δεν βρέθηκαν τα τροχόζωα *Gastropus stylifer*, *Brachionus sessilis* και *Ptygura seminatans* που αναφέρθηκαν στη λίμνη Αμβρακία από τους Danielidis et al. (1996). Ενδιαφέρον προκαλεί το γεγονός πως το είδος *Kellicottia longispina*, το οποίο ήταν το πιο άφθονο τροχόζωο στην παρούσα μελέτη, δεν είχε συμπεριληφθεί στους καταλόγους των ειδών σε καμία από τις προηγούμενες μελέτες. Επιπλέον, το κλαδοκεραιωτό *Diaphanosoma orghidani* αναγνωρίστηκε μάλλον εσφαλμένα ως *Diaphanosoma brachyurum* από τους προηγούμενους συγγραφείς, όπως επίσης και οι προνύμφες των δίθυρων μαλακίων *Dreissena blanci* οι οποίες αναγνωρίστηκαν ως *Corbicula* sp. (von Mühlfeld, 1811). Θα πρέπει να σημειωθεί εδώ, ότι πρόσφατες μελέτες με χρήση μοριακών τεχνικών (Wilke et al., 2010) αποκάλυψαν πως το είδος

δίθυρων μαλακίων που υπάρχει στα λιμναία οικοσυστήματα της Δυτικής Ελλάδας είναι το *Dreissena blanci*, το οποίο μέχρι πρόσφατα αναφερόταν εσφαλμένα ως *Dreissena polymorpha* (βλέπε και Κεφ. 5).

Για τις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός, τα περισσότερα από τα είδη/γένη οργανισμών που αναγνωρίστηκαν στην παρούσα μελέτη αποτελούν νέες καταγραφές για τα οικοσυστήματα (Πίνακες 4.2 και 4.3). Συγκριτικά με τη μελέτη του Koussouris (1978), στη λίμνη Λυσιμαχεία σημειώθηκαν 29 επιπλέον ζωοπλαγκτικά taxa. Ιδιαίτερα στη σύνθεση της ομάδας των τροχοζώων βρέθηκαν 19 νέα γένη/είδη, ενώ δεν καταγράφηκε το είδος *Ploesoma truncatum*. Παρομοίως, στη λίμνη Οζερός καταγράφηκαν 21 νέα γένη/είδη, από τα οποία τα 12 αφορούν είδη τροχοζώων, ενώ δεν βρέθηκε το είδος *Brachionus angularis* το οποίο είχε αναφερθεί από τον Koussouris (1978). Παράλληλα, νέες καταγραφές για τις δύο λίμνες αποτελούν οι προνύμφες του δίθυρου μαλακίου *Dreissena blanci* αλλά και τα είδη των κωπηπόδων και των κλαδοκεραιωτών, καθώς σε καμία από τις προϋπάρχουσες μελέτες δεν αναφέρονται αντίστοιχοι οργανισμοί.

Οι διαφορές που βρέθηκαν όσον αφορά στη σύνθεση των ειδών μεταξύ της παρούσας έρευνας και των παλαιότερων, θα μπορούσαν ενδεχομένως να αποδοθούν στη διαφορετική μεθοδολογία που ακολουθήθηκε κατά τη συλλογή των δειγμάτων σε κάθε μελέτη, σε προβλήματα αναγνώρισης των οργανισμών, ή ακόμη και σε μια μεταβολή της σύνθεσης της ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας των λιμνών. Σε αυτή την περίπτωση είναι πιθανό να δημιουργήθηκαν κατάλληλες συνθήκες, οι οποίες να επέτρεψαν σε κάποια είδη, που κατά το παρελθόν βρίσκονταν σε χαμηλή αφθονία ή ήταν σπάνια, να αυξήσουν την αφθονία τους (ή και αντίστροφα).

Εξετάζοντας γενικά τη σύνθεση των ειδών που καταγράφηκαν στις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός, παρατηρήθηκε ότι από τα 42 είδη /γένη οργανισμών που σημειώθηκαν, τα 22 (15 τροχόζωα, 2 κωπήποδα, 4 κλαδοκεραιωτά και 1 προνύμφη δίθυρου μαλακίου) είναι κοινά μεταξύ των τριών λιμνών, ενώ επίσης έχουν αναφερθεί και σε άλλες φυσικές λίμνες της περιοχής όπως στη λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010), αλλά και στην τεχνητή λίμνη Στράτου (Kehayias et al., 2008). Η παραπάνω ομοιότητα στη σύνθεση των ειδών μεταξύ των λιμνών της περιοχής είναι αναμενόμενη, καθώς κατά το τέλος του Πλειόκαινου αυτές οι υδάτινες λεκάνες αποτελούσαν μέρος μιας ευρύτερης υδάτινης έκτασης που δημιουργήθηκε από τον

ποταμό Αχελώο και ονομάστηκε «Αιτωλοακαρνανική λεκάνη» (Verginis & Leontaris, 1978). Εξαίρεση αποτελούν τα τροχόζωα *Keratella tecta* και *Keratella tropica*, τα οποία ενώ είναι κοινά είδη μεταξύ των τριών υπό μελέτη λιμνών, δεν έχουν αναφερθεί στις άλλες δύο λίμνες της περιοχής (λίμνη Τριχωνίδα και τεχνητή λίμνη Στράτου). Τα είδη αυτά, τα οποία παρουσίασαν υψηλές τιμές αφθονίας κυρίως στην λίμνη Λυσιμαχεία, είναι δείκτες ευτροφισμού (Ruttner-Kolisko, 1974; Sládeček, 1983; Duggan et al., 2001), γεγονός που μπορεί να εξηγήσει την απουσία τους από τη λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010) και την τεχνητή λίμνη Στράτου (Kehayias et al., 2008). Επιπλέον, η απουσία αυτών των τροχοζώων από την Τριχωνίδα, η οποία συνδέεται με τη λίμνη Λυσιμαχεία, μπορεί να αποδοθεί στη μονόδρομη ροή των υδάτων από την πρώτη στη δεύτερη και στη μικρή ικανότητα ενεργητικής μετακίνησης των ζωοπλαγκτικών ειδών, με την έννοια ότι αυτά δεν θα μπορούσαν να κινηθούν ενάντια στη ροή του νερού, δηλ. από την Λυσιμαχεία στη Τριχωνίδα.

Εκτός από τις ομοιότητες στη σύνθεση της βιοκοινωνίας του ζωοπλαγκτού μεταξύ των λιμνών της περιοχής, υπήρξαν και αρκετές διαφορές. Πράγματι, τα τροχόζωα *Lecane luna* και *Notholca squamula*, καθώς επίσης και το κυκλοποειδές κωπήποδο *Thermocyclops dybowskii* βρέθηκαν μόνο στη λίμνη Αμβρακία. Από την άλλη, στην τελευταία δεν βρέθηκε το αρπακτικοειδές κλαδοκεραιωτό *Leptodora kindtii*, αν και είναι κοινό είδος των υπολοίπων λιμνών της περιοχής. Εξετάζοντας τη γεωλογική εξέλιξη της ευρύτερης περιοχής, η λίμνη Αμβρακία η οποία όπως αναφέρθηκε ήταν μέρος μιας μεγαλύτερης υδάτινης λεκάνης που είχε δημιουργηθεί από την εκροή του ποταμού Αχελώου στο τέλος του Πλειόκαινου, αργότερα με τη σταδιακή μείωση της στάθμης του νερού διαχωρίστηκε από τις υπόλοιπες λίμνες της περιοχής και συνέχισε ως ένα εντελώς ανεξάρτητο υδάτινο οικοσύστημα (Verginis & Leontaris, 1978). Αντίθετα, οι υπόλοιπες λίμνες εξακολουθούν να συνδέονται έως και σήμερα με φυσικά ή τεχνητά κανάλια με τον ποταμό Αχελώο. Έτσι είναι πιθανόν, αυτή η μακρόχρονη γεωγραφική απομόνωση της Αμβρακίας να είναι υπεύθυνη για την ύπαρξη των διαφορών όσον αφορά στη σύνθεση των ζωοπλαγκτικών ειδών σε αυτή. Παρόμοια εξήγηση έχει προταθεί από την Σπαρτινού (1992), η οποία κατέγραψε ένα μεγάλο αριθμό ενδημικών φυτοπλαγκτικών ειδών στη λίμνη. Τα τροχόζωα *Lecane luna* και *Notholca squamula*, καθώς και άτομα του γένους *Thermocyclops* και το είδος *T. crassus* έχουν αναφερθεί και στις λίμνες Μικρή Πρέσπα (Michaloudi et al., 1997), Βόλβη

(Zarfdjian et al., 1990), Κορώνεια (Michaloudi & Kostecka, 2004; Κουλιόπουλος, 2011), Παμβώτιδα (Antonopoulos et al., 2008) και Ισμαρίδα (Μουστάκα και συν., 2011), ενώ δεν υπάρχει κάποια αναφορά σχετικά με το είδος *T. dybowskii*. Σύμφωνα με τον Guo (1999), το είδος αυτό έχει περιορισμένη κατανομή και εμφανίζεται συνήθως σε χαμηλή αφθονία.

Από την άλλη πλευρά, οι Stanković et al. (2010) αναφέρουν ότι οι καρστικές γυψώδεις λίμνες όπως είναι η Αμβρακία, αναμένεται να έχουν διαφορετική σύνθεση της ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας σε σύγκριση με άλλες καρστικές λίμνες, λόγω των ιδιαίτερων χημικών χαρακτηριστικών των υδάτων τους. Συγκεκριμένα, η υψηλή αγωγιμότητα των ενδιαιτημάτων αυτών, θεωρείται ότι είναι σε θέση να επηρεάσει τη βιοκοινωνία των καρκινοειδών, μειώνοντας τον αριθμό των ειδών και οδηγώντας στην επικράτηση ενός είδους (Stanković et al., 2010). Οι Bielánska-Grajner & Gladysz (2011) αναφέρουν επίσης ότι η αγωγιμότητα μπορεί να επηρεάσει σε μεγάλο βαθμό τόσο την ποικιλία των ειδών, όσο και την πυκνότητα κάποιων τροχοζώων. Ωστόσο, θα πρέπει να σημειωθεί ότι και οι δύο παραπάνω μελέτες αναφέρονται σε τιμές αγωγιμότητας μεγαλύτερης από 2000 μS/cm. Στην Αμβρακία η αγωγιμότητα βρέθηκε να είναι 3-4 φορές μεγαλύτερη από αυτές των υπολοίπων λιμνών στην περιοχή, ωστόσο εκτός από τις προαναφερθείσες διαφορές στη σύνθεση των ειδών μεταξύ των λιμνών, δεν υπάρχουν μεγάλες διαφορές στον αριθμό των ειδών, και τα κοινά είδη φαίνεται να έχουν παρόμοιες εποχικές διακυμάνσεις. Κατά συνέπεια, είναι πιο πιθανό η παρούσα σύνθεση των ειδών στη λίμνη Αμβρακία να οφείλεται περισσότερο στη γεωγραφική απομόνωση από τις άλλες λίμνες της περιοχής, και σε μικρότερο βαθμό στην ιδιαίτερη σύσταση των υδάτων της. Στην επιβεβαίωση αυτής της υπόθεσης θα μπορούσε να βοηθήσει μελλοντικά η διερεύνηση πιθανών γενετικών διαφορών μεταξύ των πληθυσμών στα κοινά είδη των λιμνών της περιοχής.

Η λίμνη Λυσιμαχεία παρουσίασε επίσης διαφορές ως προς τη σύνθεση των ειδών της τόσο με τις υπόλοιπες λίμνες της περιοχής, όσο και με τη λίμνη Τριχωνίδα με την οποία και συνδέεται. Πιο συγκεκριμένα, τα τροχόζωα *Brachionus falcatus*, *Epiphanes* sp., *Trichotria* sp. και το κλαδοκεραιωτό *Moina micrura* βρέθηκαν μόνο στη λίμνη Λυσιμαχεία. Οι διαφορές αυτές είναι πολύ πιθανό να οφείλονται στη διαφορετική (υψηλότερη) τροφικότητα της Λυσιμαχείας. Για παράδειγμα, πολλά είδη του γένους *Brachionus*, καθώς και τα είδη *Epiphanes macrourus* (Barrois et Daday 1834) και

Moina brachiata (Jurine 1820) έχουν αναφερθεί στην υπερ-εύτροφη λίμνη Κορώνεια (Michaloudi & Kostecka, 2004). Επίσης, άτομα του γένους *Trichotria* έχουν καταγραφεί στις εύτροφες λίμνες Μικρή Πρέσπα (Michaloudi et al., 1997) και Παμβώτιδα (http://www.crv.uwa.edu.au/ presentations/Pamvotis, 2000) και στην εύτροφη λίμνη Ισμαρίδα έχει αναφερθεί η παρουσία των ειδών *Brachionus falcatus* και *Moina brachiata* (Μουστάκα και συν., 2011).

Το κλαδοκεραιωτό *Moina micrura*, το οποίο έχει καταγραφεί σε διάφορους τύπους λιμναίων οικοσυστημάτων (εύκρατες λίμνες, εποχικά λιμνία, τροπικές υφάλμυρες υδατοσυλλογές κ.ά.), θεωρείται ένα κοσμοπολίτικο είδος που μπορεί να βρεθεί σχεδόν σε όλο τον κόσμο εκτός από την αρκτική και τις κρύες εύκρατες περιοχές (Petrusek et al., 2004). Είναι ένα είδος το οποίο ευδοκιμεί σε εποχικά λιμνία που συχνά παρουσιάζουν υψηλή τροφικότητα και έχουν μικρό βάθος (Crosetti & Margaritora, 1987). Επιπλέον, λίμνες με σχετική θολερότητα και υψηλή περιεκτικότητα σε θρεπτικά συστατικά τείνουν να ευνοούν την ανάπτυξή του (Jana & Pal, 1985; Hart, 1990). Το *M. micrura* είχε καταγραφεί μόνο σε λίμνες της βόρειας Ελλάδας (π.χ. Κορώνεια) και στο νησί της Κέρκυρας (Zarfdjian & Economidis, 1989) στις αρχές της δεκαετίας του '50, αλλά δεν έχει βρεθεί από τότε σε καμία από τις παραπάνω περιοχές (Michaloudi & Kostecka 2004), ούτε και στην υπόλοιπη Ελλάδα. Έτσι η καταγραφή του στη λίμνη Λυσιμαχεία είναι η πρώτη στη νότια Ελλάδα και μπορεί να θεωρηθεί ως η πρώτη πρόσφατη καταγραφή στη χώρα. Από την άλλη πλευρά, οι Petrusek et al. (2004) διαπίστωσαν ότι υπάρχουν ορισμένα προβλήματα ταξινόμησης σχετικά με την ύπαρξη αδελφών ειδών του *M. micrura* και συμπεραίνουν ότι είναι απαραίτητες οι συγκρίσεις σε μεγάλο αριθμό γεωγραφικά διαφορετικών πληθυσμών από διαφορετικές ηπείρους προκειμένου να επιλυθεί το πρότυπο της μεταβολής και οι φυλογενετικές σχέσεις αυτού του είδους.

Η σύνθεση της βιοκοινωνίας του ζωοπλαγκτού σε μία λίμνη, καθώς και η παρουσία ορισμένων ειδών μπορεί να παρέχει σημαντικά στοιχεία-ενδείξεις για την οικολογική κατάσταση του οικοσυστήματος. Κατά συνέπεια, πολλά από τα είδη που καταγράφθηκαν στην παρούσα έρευνα αποτελούν δείκτες της οικολογικής κατάστασης των λιμνών στις οποίες συναντώνται. Από την ομάδα των τροχοζώων, τα είδη που θεωρούνται δείκτες ευτροφισμού είναι τα *Filinia longiseta, Hexarthra mira* και *Pompholyx sulcata*, καθώς και τα γένη *Brachionus* και *Keratella*, ενώ από τα είδη των

κλαδοκεραιωτών τα *Bosmina longirostris* και *Daphnia cucullata* είναι τυπικοί εκπρόσωποι εύτροφων οικοσυστημάτων (Mäemets, 1983; Sládeček, 1983; Bērziņš & Pejler, 1989a). Αντίθετα, είδη τα οποία συναντώνται σε ολιγότροφα και μεσότροφα οικοσυστήματα είναι τα τροχόζωα *Conochilus unicornis, Gastropus stylifer, Hexarthra intermedia, Kellicottia longispina, Ploesoma hudsoni* και *Trichocerca similis* (Mäemets, 1983; Sládeček, 1983; Bērziņš & Pejler, 1989a). Ωστόσο, πολλά από τα είδη της παρούσας μελέτης είναι ευρυτοπικά, και απαντώνται σε ένα μεγάλο εύρος οικολογικών συνθηκών από την άποψη των θρεπτικών συστατικών, του βάθους των λιμνών και της θερμοκρασίας. Επιπλέον, υπάρχουν και είδη, όπως για παράδειγμα το *Keratella quadrata*, το οποίο αν και είναι τυπικό είδος ευτροφικών λιμνών, μπορεί να βρεθεί και σε ολιγότροφα οικοσυστήματα λόγω της μεγάλης μορφολογικής του ποικιλίας και άρα της προσαρμοστικότητάς του στις διαφορετικές οικολογικές συνθήκες (Gannon et al., 1982; Bērziņš & Pejler, 1989a). Είναι σημαντικό επίσης να σημειωθεί, πως παράλληλα με την καταγραφή ενός είδους το οποίο αποτελεί δείκτη της οικολογικής κατάστασης ενός οικοσυστήματος, θα πρέπει να συνεκτιμάται και η αφθονία του στο συνολικό ζωοπλαγκτό, καθώς η εμφάνιση ενός ευτροφικού είδους σε μια ολιγότροφη λίμνη για παράδειγμα μπορεί να υποδηλώνει μια εξελικτική τάση του οικοσυστήματος προς μεγαλύτερη τροφικότητα και όχι απαραίτητα την ύπαρξη ευτροφικών συνθηκών επί του παρόντος.

Η τροφικότητα (ή αλλιώς ο τροφισμός) μιας λίμνης, εκτός από τα είδη δείκτες, πιστεύεται ότι αντανακλάται και στον αριθμό των ζωοπλαγκτικών ειδών που συναντώνται σε αυτή. Η ποικιλότητα των ειδών και η παραγωγικότητα των λιμνών συνδέονται με μια μονοκόρυφη σχέση (unimodal relationship), κατά την οποία ο αριθμός των ειδών είναι μικρότερος σε ολιγότροφα ή πολύ εύτροφα οικοσυστήματα και μεγαλύτερος σε ενδιάμεσες τροφικές συνθήκες, χωρίς να παραβλέπεται ο σημαντικός ρόλος που παίζει το μέγεθος της λίμνης και η παρουσία άλλων λιμνών στην ευρύτερη περιοχή (Dodson, 1991; Dodson, 1992). Ο αριθμός των ειδών που καταγράφηκε στις λίμνες Αμβρακία (33 είδη) και Λυσιμαχεία (36 είδη) είναι συγκρίσιμος με τον αριθμό των ειδών άλλων εύτροφων λιμνών, όπως της λίμνης Βόλβης με 33 είδη (Zarfdjian et al., 1990) και Μικρής Πρέσπας με 34 είδη (Michaloudi et al., 1997), αλλά και της ολιγομεσότροφης λίμνης Τριχωνίδας με 35 είδη (Ντούλκα, 2010). Αντίθετα, ο αριθμός των ειδών που καταγράφηκε στη λίμνη Οζερός (25 είδη) είναι παρόμοιος με αυτόν που

έχει σημειωθεί για ένα μεγάλο εύρος οικολογικών συνθηκών όπως είναι η ολιγότροφη λίμνη Μεγάλη Πρέσπα με 25 είδη (Serafimova-Hadzisce, 1959), η μεσότροφη λίμνη Βεγορίτιδα με 28 είδη (Ζαρφντζιάν, 1989), οι εύτροφες λίμνες Παμβώτιδα (Antonopoulos et al., 2008) και Ισμαρίδα (Μουστάκα και συν., 2011) με 24 και 27 είδη, αντίστοιχα και η υπερ-εύτροφη λίμνη Κορώνεια με 24 είδη (Michaloudi & Kostecka, 2004). Από τις παραπάνω συγκρίσεις φαίνεται ότι ο αριθμός των ειδών του ζωοπλαγκτού μιας λίμνης δεν είναι από μόνος του ικανός να χαρακτηρίσει το οικοσύστημα όσον αφορά στην τροφικότητά του, και συνεπώς θα πρέπει να χρησιμοποιείται με επιφύλαξη.

Σχετικά με την ποικιλότητα του ζωοπλαγκτού, υπάρχουν μεγάλες ομοιότητες όσον αφορά στις μέγιστες και ελάχιστες τιμές και στην εποχική διακύμανση του δείκτη ποικιλότητας Shannon-Wiever (H) μεταξύ των λιμνών Αμβρακίας, Λυσιμαχείας, Οζερός, αλλά και της λίμνης Τριχωνίδας (Ντούλκα, 2010). Τα αποτελέσματα είναι επίσης παρόμοια σε σύγκριση με άλλες ελληνικές λίμνες, όπως η λίμνη Μικρή Πρέσπα (Michaloudi et al., 1997), αλλά όχι και με την υπερ-εύτροφη και υποβαθμισμένη λίμνη Κορώνεια (Michaloudi & Kostecka, 2004). Οι υψηλότερες τιμές του δείκτη ποικιλότητας σημειώθηκαν και στις τρεις λίμνες κατά τη διάρκεια της θερμής περιόδου, ενώ τη χειμερινή περίοδο οι τιμές κυμάνθηκαν σε χαμηλότερα επίπεδα. Λαμβάνοντας υπόψη ότι η αυξημένη ποικιλότητα του ζωοπλαγκτού θα μπορούσε να είναι μια ένδειξη εσωτερικής σταθερότητας ενός υδάτινου οικοσυστήματος (Michaloudi et al., 1997), οι βιοκοινωνίες που δομούνται κατά αυτόν τον τρόπο είναι σε γενικές γραμμές χαρακτηριστικές οικοσυστημάτων με σταθερές φυσικοχημικές συνθήκες (Ferrara et al., 2002). Αντίθετα, ρηχές παραγωγικές λίμνες όπου ο δείκτης ποικιλότητας είναι πολύ χαμηλός και δεν παρουσιάζει εποχικότητα, θεωρούνται οικοσυστήματα πολύ ασταθή που υποβάλλονται σε έντονο «στρες», όπως είναι η περίπτωση της λίμνης Κορώνειας (Michaloudi & Kostecka, 2004).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5ο

ΕΠΟΧΙΚΗ ΔΙΑΚΥΜΑΝΣΗ ΖΩΟΠΛΑΓΚΤΟΥ



- **ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ**
  - Λίμνη Αμβρακία
  - Λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός
- **ΣΥΖΗΤΗΣΗ**

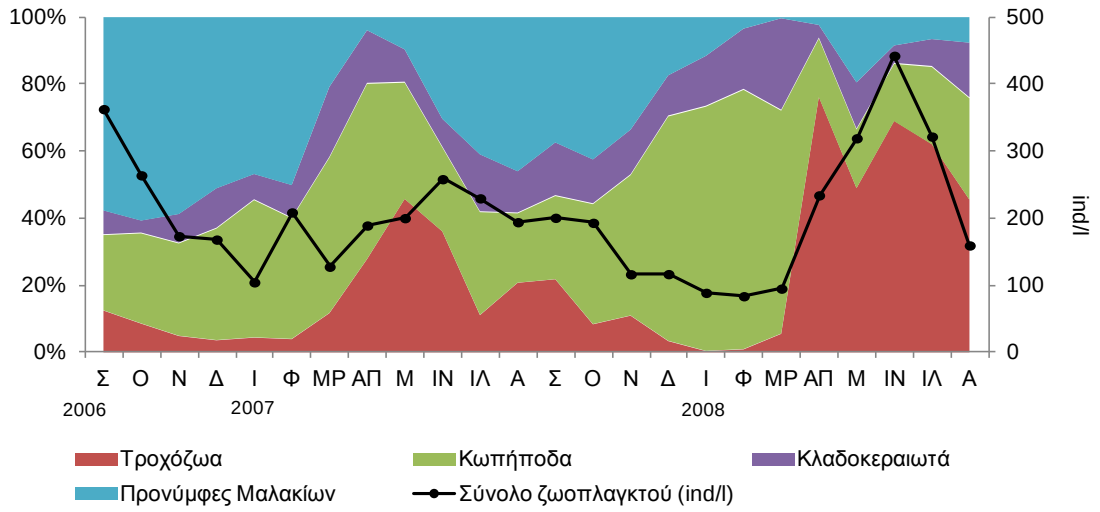
5.1 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

Στη συνέχεια ακολουθεί η περιγραφή της εποχικής διακύμανσης της αφθονίας του συνολικού ζωοπλαγκτού, καθώς και των επιμέρους ομάδων και ειδών στις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός. Στην Αμβρακία τα αποτελέσματα προέρχονται από τις μετρήσεις και στους τρεις σταθμούς δειγματοληψίας και αφορούν στη μέση αφθονία των οργανισμών στο κοινό στρώμα των 0-20 m για συγκριτικούς λόγους. Η κατάταξη των ειδών έγινε ανάλογα με τη σημασία τους στη βιοκοινωνία του ζωοπλαγκτού, σύμφωνα με τον Haberman (1976), όπου με βάση το ποσοστό κατά το οποίο συμβάλλει η αφθονία του είδους στο συνολικό ζωοπλαγκτό, αυτό χαρακτηρίζεται ως επικρατέστερο (>20 %), άφθονο (15-19,9 %), μέτριας αφθονίας (10-14,9 %), μη σημαντικό (5-9,9 %) και αμελητέο (<4,9 %).

5.1.1 Εποχική διακύμανση του ζωοπλαγκτού στη λίμνη Αμβρακία

5.1.1.1 Σύνολο ζωοπλαγκτού

Η μέση αφθονία του συνολικού ζωοπλαγκτού στο στρώμα των 0-20 m στη λίμνη Αμβρακία, εμφάνισε ένα πρότυπο εποχικής διακύμανσης σύμφωνα με το οποίο μετά το μήνα Σεπτέμβριο η αφθονία μειώνεται σταδιακά ως την περίοδο του χειμώνα. Στις αρχές της άνοιξης η αφθονία του συνολικού ζωοπλαγκτού αυξάνεται, σημειώνοντας μέγιστες τιμές τον Ιούνιο και στις δύο δειγματοληπτικές περιόδους. Οι δύο κορυφές αφθονίας την καλοκαιρινή περίοδο (Ιούνιος 2007 και Ιούνιος 2008) είναι αποτέλεσμα της αύξησης της ομάδας των τροχοζώων (Σχήμα 5.1).



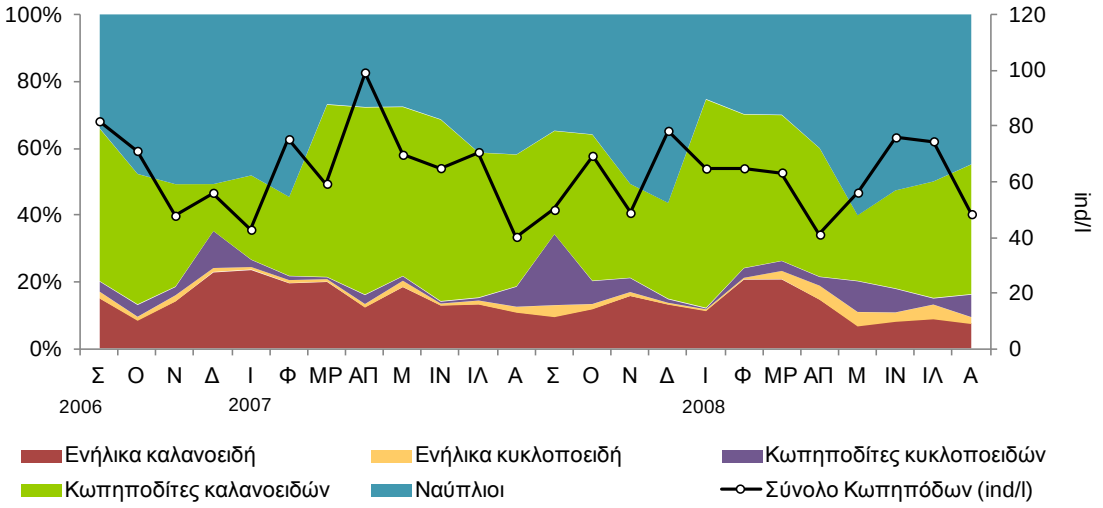
Σχήμα 5.1 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του συνολικού ζωοπλαγκτού (ind/l) και ποσοστό συμμετοχής (%) των επιμέρους ζωοπλαγκτικών ομάδων στο στρώμα των 0-20 m.

Η μέση αφθονία του συνολικού ζωοπλαγκτού στο στρώμα των 0-20 m κυμάνθηκε μεταξύ 83,6 και 442,7 ind/l το Φεβρουάριο και τον Ιούνιο 2008, αντίστοιχα (Σχήμα 5.1). Δεν σημειώθηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων (*U*-test, p=0,453, p=0,817, p=0,065 για τους τρεις σταθμούς αντίστοιχα), καθώς και ούτε μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας σε κάθε μία από αυτές (*H*-test, p=0,216 και p=0,842 για τις δύο περιόδους αντίστοιχα).

Η επικρατέστερη ομάδα ήταν αυτή των κωπηπόδων, η οποία συμμετείχε στο σύνολο του ζωοπλαγκτού με ποσοστά που κυμάνθηκαν από 17,1 έως 77,6 % (μέση τιμή 37,1 %), ενώ η δεύτερη αφθονότερη ομάδα ήταν οι προνύμφες των δίθυρων μαλακίων με ποσοστά συμμετοχής από 0,5 έως 60,9 % (μέση τιμή 28 %). Ακολούθησαν τα τροχόζωα με ποσοστά που κυμάνθηκαν μεταξύ 0,4 και 76,2 % (μέση τιμή 22,7 %), ενώ η λιγότερο άφθονη ομάδα ήταν τα κλαδοκεραιωτά με ποσοστιαία συμμετοχή στο συνολικό ζωοπλαγκτό από 3,6 έως 27,3 % (μέση τιμή 12,2 %) (Σχήμα 5.1).

5.1.1.2 Κωπήποδα

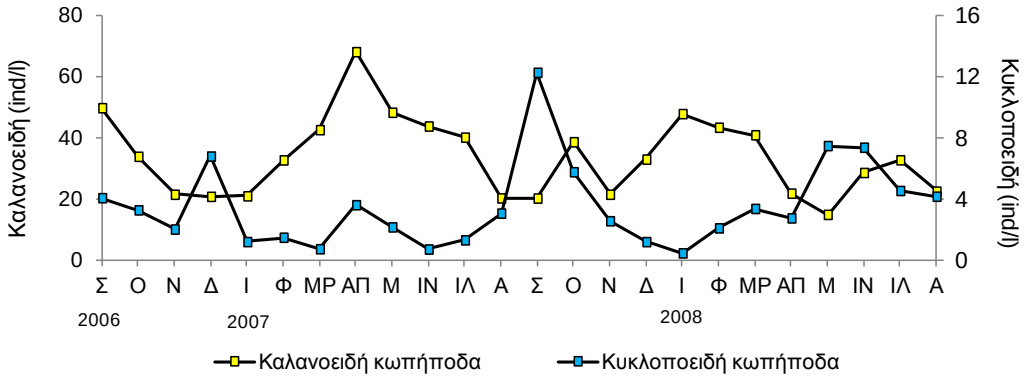
Τα κωπήποδα ως η αφθονότερη ομάδα στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης Αμβρακίας είχαν συνεχή παρουσία καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας. Η μέση αφθονία του συνόλου των κωπηπόδων στο στρώμα των 0-20 m κυμάνθηκε από 40,2 έως 99,2 ind/l τον Αύγουστο και τον Απρίλιο 2007, αντίστοιχα (Σχήμα 5.2), ενώ δεν υπήρξε στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων (*U*-test, p>0,05), όπως και μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας (*H*-test, p>0,05). Το ίδιο ισχύει και για σχεδόν όλα τα επιμέρους είδη και τα αναπτυξιακά στάδια των κωπηπόδων.



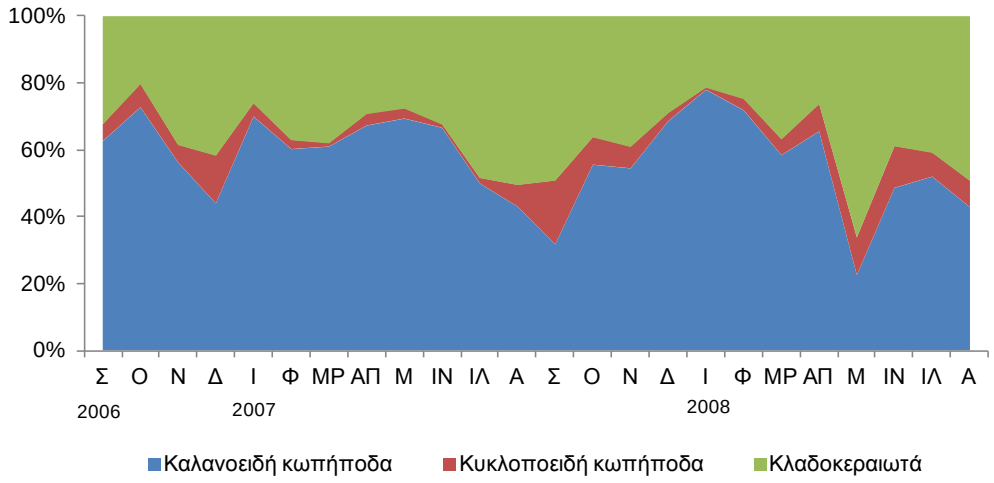
Σχήμα 5.2 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του συνόλου των κωπηπόδων (ind/l) και ποσοστιαία συμμετοχή (%) των επιμέρους αναπτυξιακών σταδίων στο στρώμα των 0-20 m.

Η εποχική κατανομή της μέσης αφθονίας του συνόλου των κωπηπόδων στο στρώμα των 0-20 m εμφάνισε αρκετές διακυμάνσεις. Την πρώτη δειγματοληπτική περίοδο σημείωσε μέγιστο τον Απρίλιο, ενώ παράλληλα δύο μικρότερες κορυφές καταγράφθηκαν το χειμώνα (Σχήμα 5.2). Αντίθετα, τη δεύτερη δειγματοληπτική περίοδο, τα κωπήποδα εμφάνισαν μέγιστο αφθονίας το Δεκέμβριο, ενώ σημειώθηκαν και δύο μικρότερες κορυφές, η μια στα μέσα του φθινοπώρου και η άλλη στην αρχή της καλοκαιρινής περιόδου.

Στην ομάδα των κωπηπόδων συμμετείχαν δύο τάξεις, τα καλανοειδή και τα κυκλοποειδή κωπήποδα. Στα δείγματα καταγράφθηκαν και ελάχιστα άτομα της τάξης των αρπακτικοειδών κωπηπόδων, αλλά λόγω της σποραδικής τους εμφάνισης δεν συμπεριελήφθησαν στο σύνολο των μετρήσεων. Αντιπρόσωπος της τάξης των καλανοειδών ήταν το είδος *Eudiaptomus drieschi*, ενώ στην τάξη των κυκλοποειδών συμμετείχαν τα είδη *Macrocyclops albidus* και *Thermocyclops dybowskii*. Η τάξη των καλανοειδών κωπηπόδων, με μέση αφθονία που κυμάνθηκε μεταξύ 14,9 και 68 ind/l, κυριάρχησε έναντι αυτής των κυκλοποειδών, η οποία κυμάνθηκε σε πολύ χαμηλότερα επίπεδα, μεταξύ 0,5 και 12,3 ind/l. Αξίζει να σημειωθεί πως η αύξηση των κυκλοποειδών κωπηπόδων συνέπιπτε σχεδόν πάντα με τη μείωση των καλανοειδών, όπως διακρίνεται και στο Σχήμα 5.3.



Σχήμα 5.3 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας (ind/l) των καλανοειδών και των κυκλοποειδών κωπηπόδων στο στρώμα των 0-20 m.



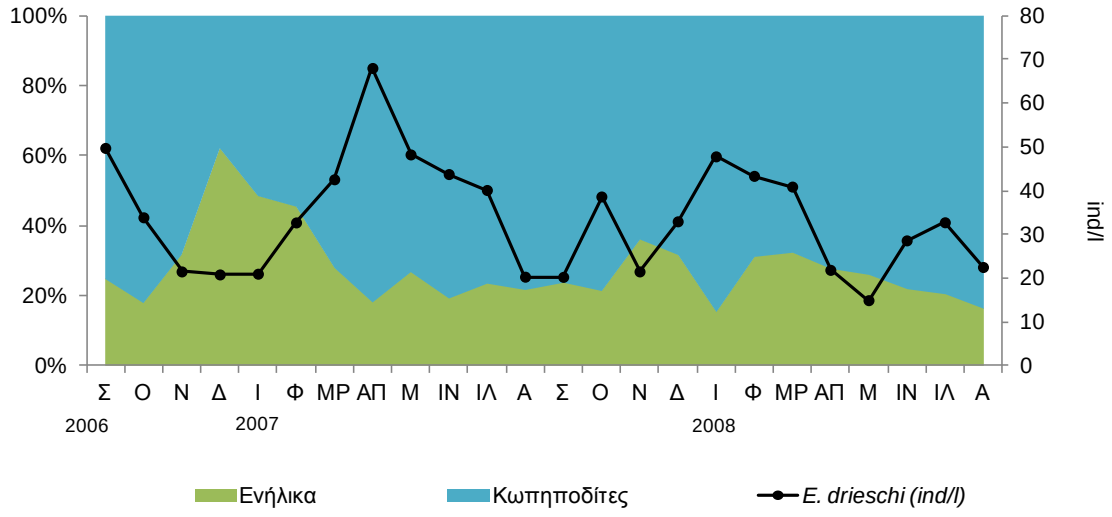
Σχήμα 5.4 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή (%) των καλανοειδών, των κυκλοποειδών κωπηπόδων και των κλαδοκεραιωτών στο σύνολο της ομάδας των καρκινοειδών στο στρώμα των 0-20 m.

Τα καλανοειδή κωπήποδα κυριάρχησαν επίσης στη βιοκοινωνία των καρκινοειδών (άθροισμα κωπηπόδων και κλαδοκεραιωτών), συμμετέχοντας με ποσοστό το οποίο κυμάνθηκε μεταξύ 22,5 και 77,8 % (Σχήμα 5.4). Ακολούθησαν τα κλαδοκεραιωτά με ποσοστό 20,4 έως 66,3 % και τέλος η τάξη των κυκλοποειδών με 0,8 έως 19,1 %. Ο λόγος των καλανοειδών προς το άθροισμα των κυκλοποειδών και των κλαδοκεραιωτών στο στρώμα των 0-20 m (συμπεριλαμβανομένων και των αναπτυξιακών σταδίων) κυμάνθηκε μεταξύ 0,3 και 3,5, με μέση τιμή 1,5.

Όσον αφορά στα επιμέρους αναπτυξιακά στάδια των κωπηπόδων, οι κωπηποδίτες και οι ναύπλιοι υπερείχαν αριθμητικά σε σύγκριση με τα ενήλικα άτομα καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας (Σχήμα 5.2).

Eudiaptomus drieschi

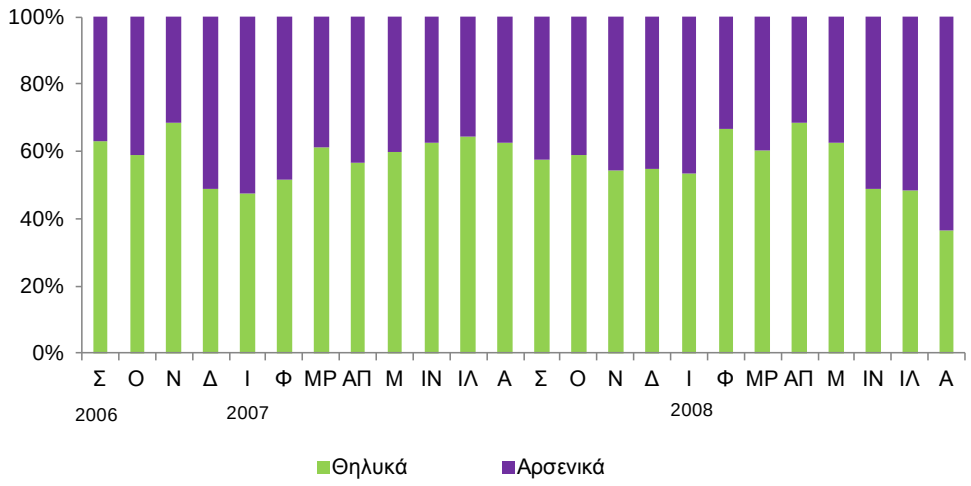
Το καλανοειδές κωπήποδο *Eudiaptomus drieschi* είχε συνεχή παρουσία στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης Αμβρακίας και συμμετείχε στο σύνολο της ομάδας των κωπηπόδων με υψηλά ποσοστά που κυμάνθηκαν από 26,6 έως 73,9 % (μέση τιμή 52,6 %) και μέση αφθονία μεταξύ 14,9 και 68 ind/l (Σχήμα 5.5).



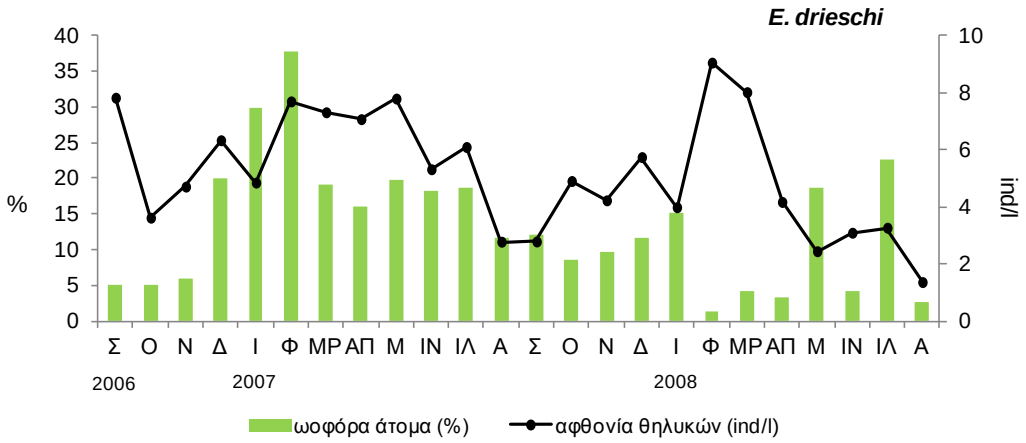
Σχήμα 5.5 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του είδους *Eudiaptomus drieschi* (ind/l) και ποσοστιαία συμμετοχή (%) των επιμέρους αναπτυξιακών σταδίων στο στρώμα των 0-20 m.

Η εποχική διακύμανση της αφθονίας του ήταν παρόμοια με αυτή του συνόλου των κωπηπόδων, εμφανίζοντας μέγιστο την εαρινή περίοδο κατά την πρώτη περίοδο δειγματοληψιών, ενώ τη δεύτερη περίοδο σημειώθηκε μέγιστο αφθονίας μέσα στο χειμώνα. Τη δεύτερη επίσης περίοδο, καταγράφθηκαν και δύο μικρότερες κορυφές αφθονίας του είδους, η μια το φθινόπωρο και η άλλη κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού. Οι κωπηποδίτες *E. drieschi* αποτέλεσαν το μεγαλύτερο μέρος του πληθυσμού του είδους σχεδόν σε όλη τη διάρκεια της έρευνας, με ποσοστά που κυμάνθηκαν μεταξύ 37,9 και 84,5 %, ενώ τα ενήλικα άτομα συμμετείχαν με ποσοστά από 15,5 έως 62,1 %. Αξίζει να σημειωθεί ότι παρατηρήθηκε μεγαλύτερη συμμετοχή των ενήλικων ατόμων πριν από την αύξηση του πληθυσμού και στις δύο δειγματοληπτικές περιόδους.

Σχετικά με τη συμμετοχή των δύο φύλων μεταξύ των ενήλικων ατόμων του *E. drieschi*, φαίνεται πως τα θηλυκά κωπήποδα υπερείχαν αριθμητικά (μέση τιμή 57,3 %) σε σχέση με τα αρσενικά (μέση τιμή 42,7 %), σχεδόν καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας (Σχήμα 5.6). Ωστόσο, ο λόγος αρσενικά : θηλυκά δεν απέκλινε σημαντικά από το 1:1 (*G*-test, $p>0,05$), όπως δε διέφερε και η αναλογία των δύο φύλων μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων (*U*-test, $p>0,05$), ή μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας (*H*-test, $p>0,05$).



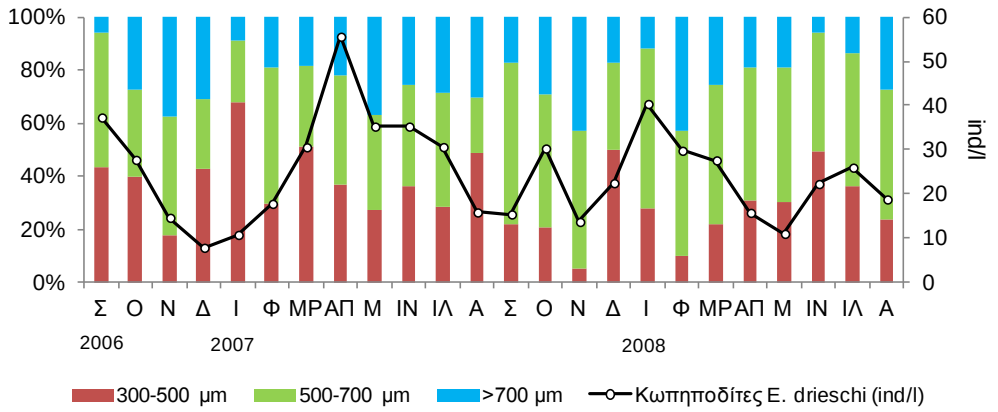
Σχήμα 5.6 Ποσοστιαία συμμετοχή (%) των δυο φύλων στη μέση αφθονία των ενήλικων ατόμων του είδους *Eudiaptomus drieschi* στο στρώμα των 0-20 m.



Σχήμα 5.7 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων στο σύνολο των θηλυκών του *Eudiaptomus drieschi* και εποχική διακύμανση της αφθονίας (ind/l) των θηλυκών στο στρώμα των 0-20 m.

Ωοφόρα άτομα *E. drieschi* βρέθηκαν σε όλη τη διάρκεια της έρευνας και η μέση ποσοστιαία συμμετοχή τους στο σύνολο των θηλυκών ατόμων του είδους κυμάνθηκε μεταξύ 1,2 και 37,8 % (Σχήμα 5.7).

Αναλύοντας τα μεγέθη των κωπηποδιτών του είδους *E. drieschi* σε τρεις κλάσεις μεγέθους (300-500, 500-700 και >700 μm), παρατηρείται μια χρονική διαδοχή των τριών κλάσεων από τη μικρότερη στη μεγαλύτερη, με διαφορά περίπου ενός μήνα (Σχήμα 5.8).



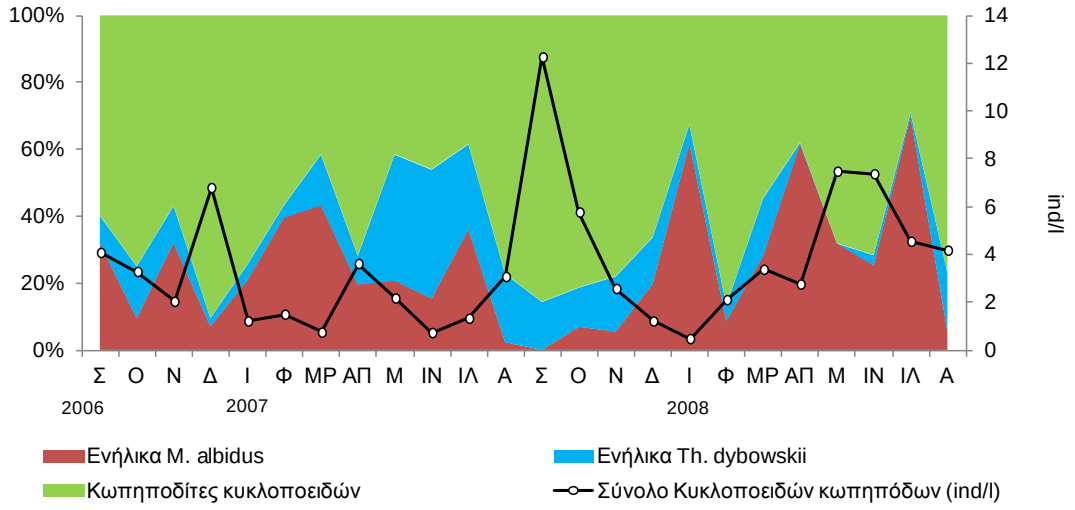
Σχήμα 5.8 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή των κλάσεων μεγέθους των κωπηποδιτών του είδους *Eudiaptomus drieschi* στην αφθονία (ind/l) τους στο στρώμα των 0-20 m.

Συνδυάζοντας τις πληροφορίες από τα παραπάνω στοιχεία συμπεραίνεται ότι το είδος *E. drieschi* είτε αναπαράγεται πολλές φορές κατά τη διάρκεια του χρόνου ή ότι έχει συνεχή αναπαραγωγή. Τα παραπάνω προκύπτουν από τη συνεχή παρουσία τόσο των ωοφόρων θηλυκών ατόμων καθ' όλη τη διάρκεια του έτους, όσο και από την εναλλαγή των κλάσεων μεγέθους των κωπηποδιτών που υποδεικνύουν την επαναλαμβανόμενη παρουσία νεαρότερων ατόμων στον πληθυσμό ως αποτέλεσμα ενός αριθμού αναπαραγωγικών γεγονότων.

Κυκλοποειδή κωπήποδα

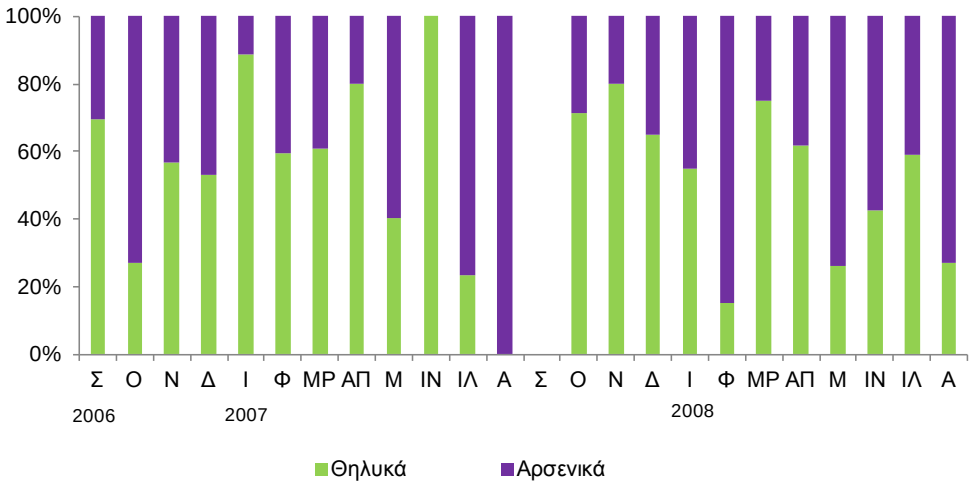
Αναγνωρίστηκαν δύο είδη κυκλοποειδών κωπηπόδων, τα *Macrocyclops albidus* και *Thermocyclops dybowskii*. Όσον αφορά στα επιμέρους αναπτυξιακά στάδια αυτών, αναγνωρίστηκαν ξεχωριστά τα ενήλικα άτομα, ενώ οι κωπηποδίτες τους παρουσιάζονται συνολικά για τα δύο είδη καθώς η διάκρισή τους ήταν δύσκολη.

Η μέση αφθονία των κυκλοποειδών κωπηπόδων κυμάνθηκε σε χαμηλά επίπεδα, μεταξύ 0,5 και 12,3 ind/l (Σχήμα 5.9). Το ποσοστό συμμετοχής τους στην ομάδα των κωπηπόδων ήταν λιγότερο από 10 % (μέση τιμή 6 %). Την περίοδο 2006-07 εμφανίστηκαν αυξημένα το χειμώνα, ενώ μια δεύτερη μικρότερη κορυφή σημειώθηκε την άνοιξη (Απρίλιος 2007). Την περίοδο 2007-08, τα κυκλοποειδή εμφάνισαν κορυφή αφθονίας το Σεπτέμβριο και μια μικρότερη στο τέλος της άνοιξης.

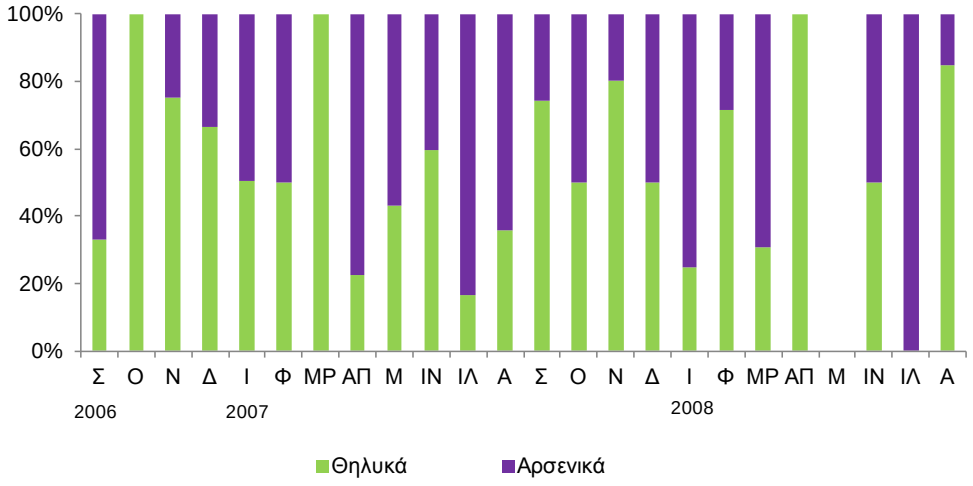


Σχήμα 5.9 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας των κυκλοποειδών κωπηπόδων (ind/l) και ποσοστό συμμετοχής (%) των επιμέρους αναπτυξιακών σταδίων τους στο στρώμα των 0-20 m.

Όσον αφορά στα ενήλικα άτομα μεταξύ των δύο ειδών των κυκλοποειδών κωπηπόδων, επικρατέστερα καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας ήταν αυτά των *M. albidus* (μέση τιμή 25,1 %), ενώ τα ενήλικα του είδους *T. dybowskii* είχαν μικρότερη συμμετοχή (μέση τιμή 12,4 %) (Σχήμα 5.9). Η μέση αφθονία των ενήλικων ατόμων δεν παρουσίασε διαφορές μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων (*U*-test, $p>0,05$). Μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας βρέθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά στην αφθονία των ενήλικων *M. albidus*, καθώς ήταν αυξημένη στο σταθμό Α και τις δύο περιόδους (*H*-test, $p<0,05$), ενώ δεν υπήρξαν διαφορές στην αφθονία των ενήλικων ατόμων *T. dybowskii* (*H*-test, $p>0,05$).



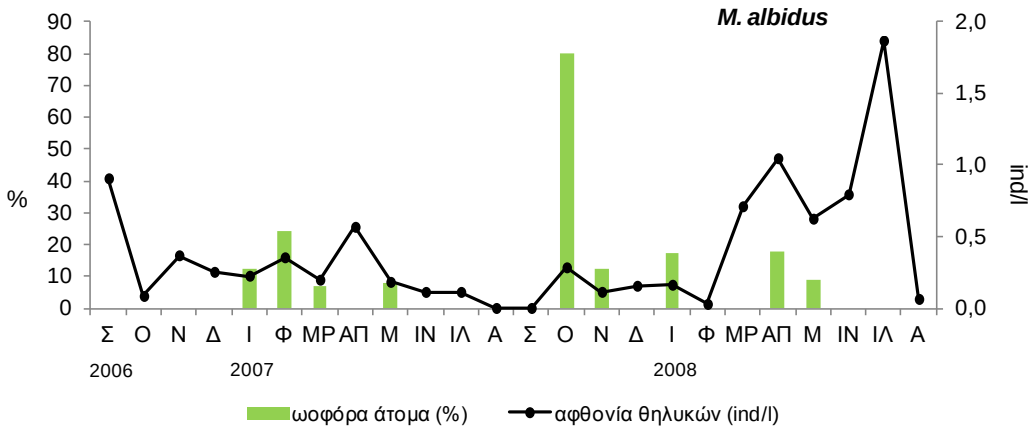
Σχήμα 5.10 Ποσοστιαία συμμετοχή (%) των δυο φύλων στη μέση αφθονία των ενήλικων ατόμων του είδους *Macrocyclops albidus* στο στρώμα των 0-20 m.



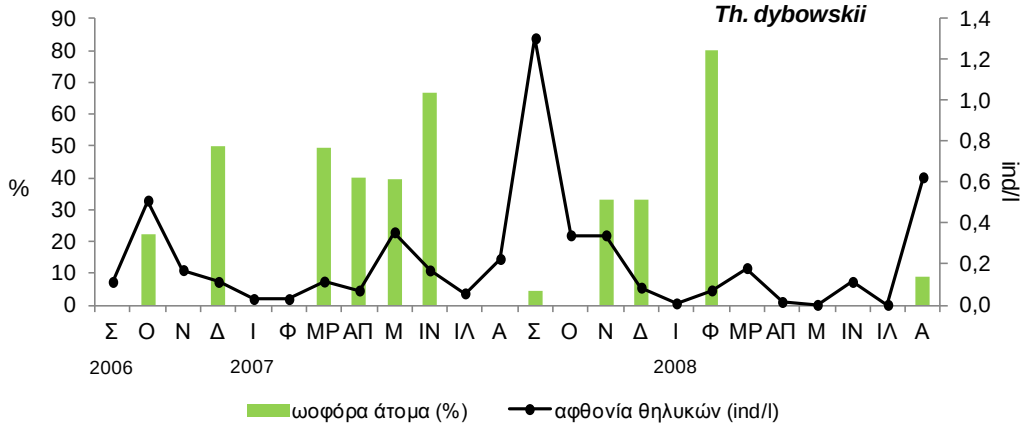
Σχήμα 5.11 Ποσοστιαία συμμετοχή (%) των δυο φύλων στη μέση αφθονία των ενήλικων ατόμων του είδους *Thermocyclops dybowskii* στο στρώμα των 0-20 m.

Σχετικά με τη συμμετοχή των δύο φύλων μεταξύ των ενήλικων ατόμων, τα θηλυκά κωπήποδα υπερείχαν αριθμητικά σε σχέση με τα αρσενικά και στα δύο είδη, με μέση τιμή 51,5 και 44,3 % αντίστοιχα για το *M. albidus*, και με 52,9 και 42,9 % αντίστοιχα για το *T. dybowskii* (Σχήμα 5.10 και Σχήμα 5.11).

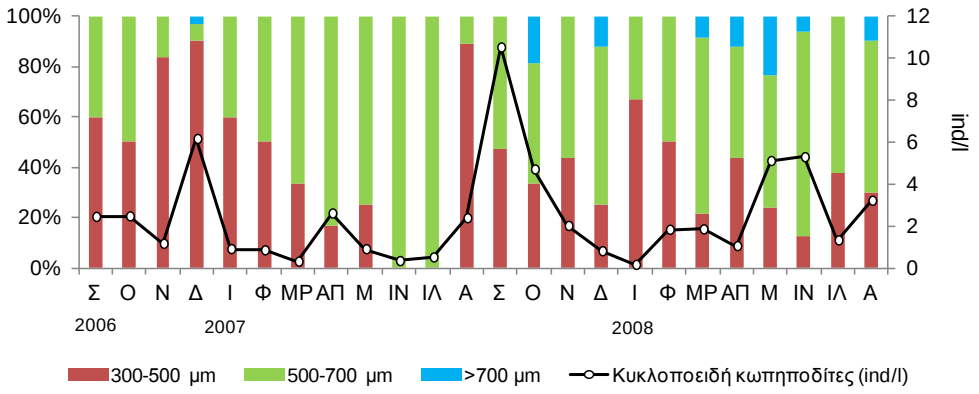
Κατά τη διάρκεια της έρευνας, βρέθηκαν ωοφόρα άτομα και για τα δύο κυκλοποειδή είδη, η αφθονία των οποίων δεν παρουσίασε διαφορές μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων (*U*-test, p>0,05) ή μεταξύ των τριών σταθμών σε κάθε μία από αυτές (*H*-test, p>0,05). Η μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων στο σύνολο των θηλυκών ατόμων ήταν 7,8 % για το *M. albidus* και 17,8 % για το *T. dybowskii* (Σχήμα 5.12 και Σχήμα 5.13).



Σχήμα 5.12 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή (%) των ωοφόρων ατόμων στο σύνολο των θηλυκών του *Macrocyclops albidus* και εποχική διακύμανση της αφθονίας (ind/l) τους στο στρώμα των 0-20 m.



Σχήμα 5.13 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή (%) των ωοφόρων ατόμων στο σύνολο των θηλυκών του *Thermocyclops dybowskii* και εποχική διακύμανση της αφθονίας (ind/l) τους στο στρώμα των 0-20 m.



Σχήμα 5.14 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή (%) των κλάσεων μεγέθους των κυκλοποειδών κωπηποδιτών στην αφθονία (ind/l) τους στο στρώμα των 0-20 m.

Σχετικά με τη συμμετοχή των κλάσεων μεγέθους των κυκλοποειδών κωπηποδιτών (Σχήμα 5.14) παρατηρήθηκε γενικά επικράτηση των μικρότερων ατόμων πριν από την αύξηση της αφθονίας των κωπηποδιτών.

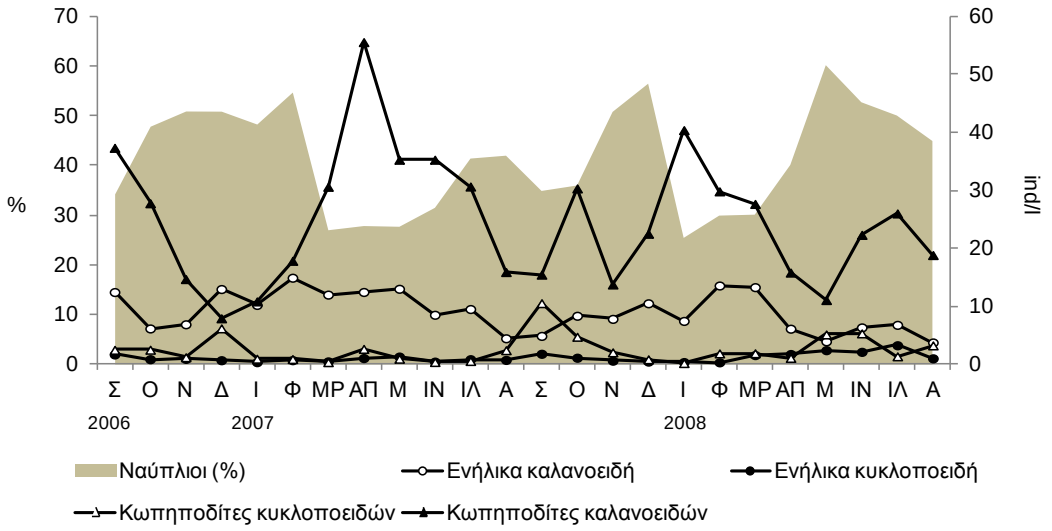
Συμπερασματικά, η σχεδόν συνεχής παρουσία ωοφόρων θηλυκών ατόμων δείχνει την ύπαρξη πολλών περιόδων ωοτοκίας που ίσως οδηγεί σε αναπαραγωγή, ωστόσο δεν μπορούν να εξαχθούν ασφαλή συμπεράσματα για τις περιόδους αναπαραγωγής λόγω της χαμηλής αφθονίας των δύο ειδών και λόγω του ότι δεν έγινε διακριτή καταγραφή των κωπηποδιτών των δύο ειδών.

Ναύπλιοι κωπηπόδων

Οι ναύπλιοι των κωπηπόδων, λόγω της δυσκολίας αναγνώρισής τους σε επίπεδο είδους, εξετάστηκαν συνολικά και για τα τρία είδη κωπηπόδων, τα *E. drieschi, M. albidus και T. dybowskii*. Η μέση αφθονία τους στο στρώμα των 0-20 m κυμάνθηκε μεταξύ 16 και 44,1 ind/l το Μάρτιο και το Δεκέμβριο 2007, αντίστοιχα (Σχήμα 5.15).

Οι ναύπλιοι κατείχαν σημαντικά ποσοστά στο σύνολο των κωπηπόδων, που κυμάνθηκαν μεταξύ 25,4 και 60 %. Τα μεγαλύτερα ποσοστά παρατηρήθηκαν 1-2 μήνες πριν από την αύξηση των καλανοειδών κωπηποδιτών, ενώ περίπου σε διάστημα ενός μήνα μετά την αύξηση των τελευταίων, ακολουθεί η αύξηση της αφθονίας των

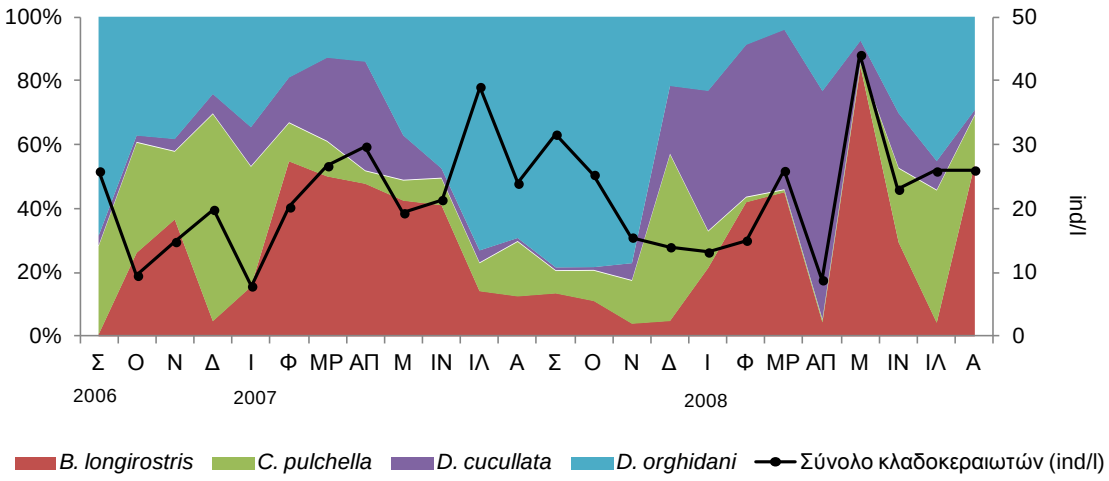
ενήλικων καλανοειδών. Από τα παραπάνω προκύπτει πως η συντριπτική πλειοψηφία των ναυπλίων ανήκουν στην τάξη των καλανοειδών.



Σχήμα 5.15 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας (ind/l) των ενήλικων καλανοειδών και κυκλοποειδών κωπηπόδων και των αντίστοιχων κωπηποδιτών τους και ποσοστιαία συμμετοχή των ναύπλιων (%) στο σύνολο των κωπηπόδων στο στρώμα των 0-20 m.

5.1.1.3 Κλαδοκεραιωτά

Τα κλαδοκεραιωτά ήταν η λιγότερο άφθονη ομάδα στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης Αμβρακίας. Η μέση αφθονία του συνόλου των κλαδοκεραιωτών κυμάνθηκε από 7,9 τον Ιανουάριο 2007 έως 44,1 ind/l το Μάιο 2008, και δεν παρουσίασε στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων (*U*-test, $p>0,05$) ή μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας (*H*-test, $p>0,05$). Το ίδιο ισχύει και για όλα τα επιμέρους είδη. Γενικά, η εποχική διακύμανση της αφθονίας των κλαδοκεραιωτών χαρακτηρίζεται από αυξημένες τιμές την καλοκαιρινή περίοδο και μειωμένες τη χειμερινή (Σχήμα 5.16).



Σχήμα 5.16 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας της ομάδας των κλαδοκεραιωτών (ind/l) και ποσοστιαία συμμετοχή (%) των επιμέρους ειδών στο στρώμα των 0-20 m.

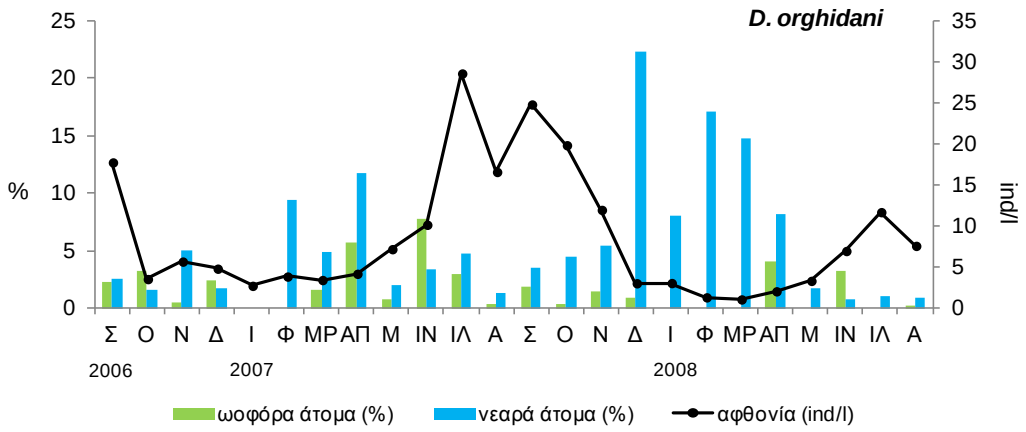
Όσον αφορά στη συμμετοχή των επιμέρους ειδών στην ομάδα των κλαδοκεραιωτών, αυτά κυριάρχησαν διαδοχικά ανάλογα με την εποχή. Το είδος *Diaphanosoma orghidani*, το οποίο ήταν κυρίαρχο τη θερμότερη περίοδο του έτους, είχε το μεγαλύτερο ποσοστό συμμετοχής στη βιοκοινωνία των κλαδοκεραιωτών, καθώς κυμάνθηκε μεταξύ 4,1 και 78,5 % (μέση τιμή 37,7 %). Το δεύτερο πιο άφθονο είδος ήταν το *Bosmina longirostris*, το οποίο κυμάνθηκε από 0,7 έως 84,4 % (μέση τιμή 27,8 %), έχοντας μεγάλη συμμετοχή κατά το τέλος της χειμερινής και στις αρχές της εαρινής περιόδου, ενώ ακολούθησαν τα είδη *Ceriodaphnia pulchella* και *Daphnia cucullata* με μέση τιμή 17,9 και 16,6 %, αντίστοιχα. Το *C. pulchella* επικράτησε και στις δύο δειγματοληπτικές περιόδους κατά το μήνα Δεκέμβριο με τιμή 64,7 και 52 %, αντίστοιχα, ενώ το *D. cucullata* το μήνα Απρίλιο με 34,1 και 71,4 %, αντίστοιχα για κάθε έτος. Τέλος, το γένος *Alona* ήταν σπάνιο και βρέθηκε μόνο το Φεβρουάριο 2007 στο σταθμό Α, σε βάθος 15-20 m.

Αναλυτικότερα η εποχική διακύμανση των τεσσάρων αφθονότερων ειδών των κλαδοκεραιωτών δίνεται στη συνέχεια.

Diaphanosoma orghidani

Το είδος *Diaphanosoma orghidani* είχε συνεχή παρουσία καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας στη λίμνη Αμβρακία. Η μέση αφθονία του κυμάνθηκε μεταξύ 1,1 και 28,6 ind/l το Μάρτιο 2008 και τον Ιούλιο 2007, αντίστοιχα. Η εποχική διακύμανση της αφθονίας του είναι παρόμοια στις δύο δειγματοληπτικές περιόδους, καθώς μετά τις μειωμένες τιμές κατά τη διάρκεια του χειμώνα, σταδιακά αυξάνεται και σημειώνει μέγιστο μέσα στο καλοκαίρι, ενώ πάλι αρχίζει να μειώνεται κατά τη διάρκεια του φθινόπωρου (Σχήμα 5.17).

Η μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων του *D. orghidani* στη συνολική αφθονία του πληθυσμού ήταν αμελητέα (μέση τιμή 1,6 %) (Σχήμα 5.17). Ωοφόρα άτομα βρέθηκαν κυρίως το φθινόπωρο και την άνοιξη, καθώς και στην αρχή της καλοκαιρινής περιόδου, ένα μήνα πριν από την αύξηση της συνολικής αφθονίας του πληθυσμού. Η αφθονία των ωοφόρων ατόμων διέφερε μεταξύ των δύο περιόδων στο σταθμό Α, καθώς ήταν αυξημένη την περίοδο 2006-2007 (*U*-test, p=0,018), ενώ μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας δεν σημειώθηκαν διαφορές (*H*-test, p>0,05).



Σχήμα 5.17 Εποχική διακύμανση της μέσης συνολικής αφθονίας (ind/l) του *Diaphanosoma orghidani* και μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων και των νεαρών ατόμων (%) στη συνολική αφθονία του πληθυσμού του είδους στο στρώμα των 0-20 m.

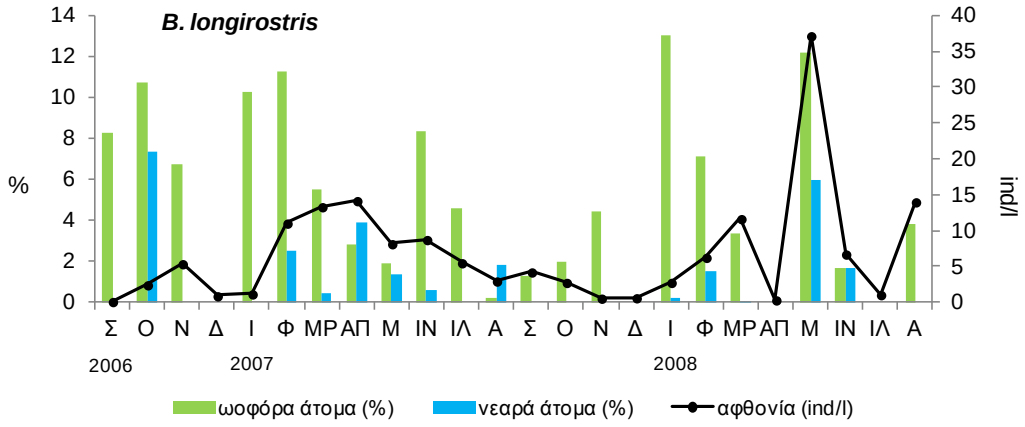
Η μέση ποσοστιαία συμμετοχή των νεαρών ατόμων στη συνολική αφθονία του πληθυσμού ήταν 5,7 %. Τα νεαρά άτομα είχαν αυξημένη παρουσία από την περίοδο του χειμώνα έως και τον Απρίλιο και στις δύο χρονιές (Σχήμα 5.17), ωστόσο η αφθονία

τους ήταν αυξημένη τη δεύτερη χρονιά στο σταθμό Α (*U*-test, p=0). Διαφορά βρέθηκε επίσης και μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας την πρώτη περίοδο, καθώς καταγράφηκε μεγαλύτερη αφθονία των νεαρών ατόμων στο σταθμό Β (*H*-test, p=0).

Συμπερασματικά, συνδυάζοντας τις παραπάνω πληροφορίες, προκύπτει πως το είδος *D. orghidani* πιθανόν αναπαράγεται αρκετές φορές κατά τη διάρκεια του χρόνου, γεγονός που συνάγεται από τη σχεδόν συνεχή παρουσία νεαρών και ωοφόρων ατόμων στο σύνολο του πληθυσμού.

Bosmina longirostris

Το είδος *Bosmina longirostris* βρέθηκε επίσης καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας, έχοντας μέση αφθονία από 0,2 ind/l το Σεπτέμβριο 2006 έως 37,2 ind/l το Μάιο 2008. Το είδος εμφάνισε ένα πρότυπο εποχικής διακύμανσης σύμφωνα με το οποίο και στις δύο δειγματοληπτικές περιόδους η αφθονία αυξάνεται στο τέλος του χειμώνα και σημειώνει μέγιστο την άνοιξη (Σχήμα 5.18).



Σχήμα 5.18 Εποχική διακύμανση της μέσης συνολικής αφθονίας (ind/l) του *Bosmina longirostris* και μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων και των νεαρών ατόμων (%) στη συνολική αφθονία του πληθυσμού του είδους στο στρώμα των 0-20 m.

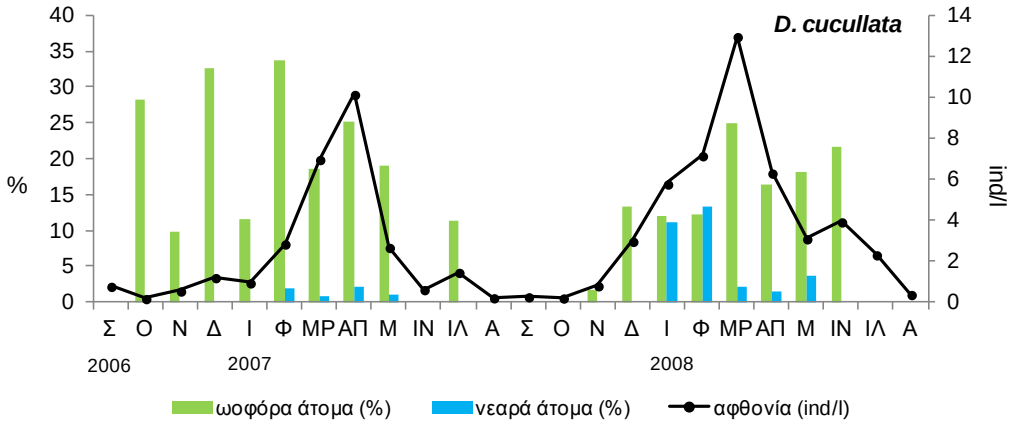
Η μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων στον πληθυσμό του *B. longirostris* ήταν 5 %, με αυξημένη κυρίως παρουσία το φθινόπωρο και το χειμώνα της πρώτης δειγματοληπτικής περιόδου, και το χειμώνα και την άνοιξη της δεύτερης

(Σχήμα 5.18). Η σχεδόν συνεχής παρουσία ωοφόρων ατόμων στο σύνολο του πληθυσμού, πιθανώς δείχνει την ύπαρξη πολλών περιόδων ωοτοκίας που ίσως οδηγεί σε αναπαραγωγή.

Τα νεαρά άτομα είχαν μικρή ποσοστιαία παρουσία (μέση τιμή 1,1 %). Την πρώτη περίοδο, το αυξημένο ποσοστό τον Οκτώβριο, συνέπεσε με την αυξημένη παρουσία ωοφόρων ατόμων, την οποία ακολούθησε μια μικρή αύξηση του πληθυσμού. Τη δεύτερη περίοδο, όπου έχουμε μέγιστο αφθονίας του πληθυσμού το Μάιο, καταγράφεται και έντονη παρουσία νεαρών ατόμων (Σχήμα 5.18).

Daphnia cucullata

Η μέση αφθονία του είδους *Daphnia cucullata* κυμάνθηκε από 0,2 έως 13 ind/l τον Οκτώβριο 2006 και το Μάρτιο 2008, αντίστοιχα. Η εποχική διακύμανσή του ήταν σχεδόν πανομοιότυπη και στις δύο περιόδους. Ο πληθυσμός μετά τις μειωμένες τιμές αφθονίας το φθινόπωρο, αρχίζει να αυξάνει τους χειμερινούς μήνες και εμφανίζει μέγιστο την άνοιξη, με διαφορά ενός μήνα μεταξύ των δύο περιόδων (Σχήμα 5.19). Η αφθονία στη συνέχεια μειώνεται, ενώ ταυτόχρονα μια μικρότερη κορυφή του πληθυσμού καταγράφεται το καλοκαίρι (και για τις δύο περιόδους αντίστοιχα).

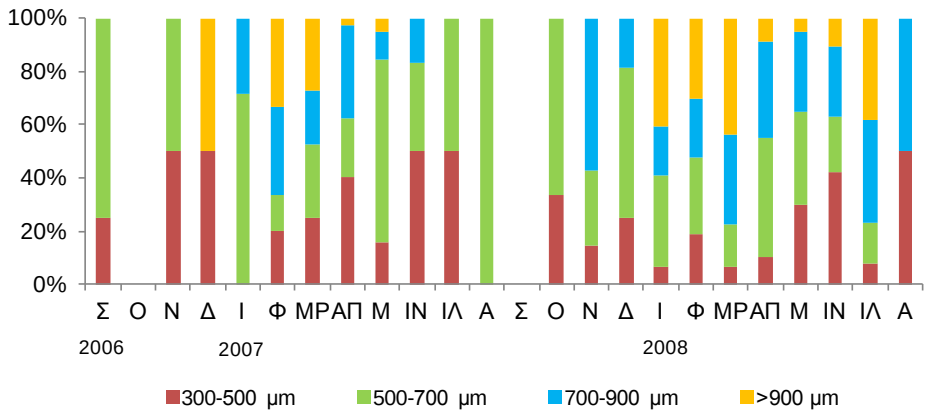


Σχήμα 5.19 Εποχική διακύμανση της μέσης συνολικής αφθονίας (ind/l) του *Daphnia cucullata* και μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων και των νεαρών ατόμων (%) στη συνολική αφθονία του πληθυσμού του είδους στο στρώμα των 0-20 m.

Τα ωοφόρα άτομα (μέση τιμή 12,9 %) είχαν μεγάλη συμμετοχή την πρώτη δειγματοληπτική περίοδο πριν από την αύξηση του πληθυσμού, ενώ τη δεύτερη περίοδο κατά τη διάρκεια αύξησής του (Σχήμα 5.19). Η αφθονία τους δεν βρέθηκε να διαφέρει μεταξύ των δύο περιόδων (*U*-test, p>0,05), καθώς ούτε και μεταξύ των τριών σταθμών (*H*-test, p>0,05). Τα νεαρά άτομα συμμετείχαν στον πληθυσμό του είδους από το χειμώνα μέχρι και την άνοιξη και στις δύο περιόδους, ωστόσο η ποσοστιαία συμμετοχή τους στη συνολική αφθονία του πληθυσμού δεν ήταν σημαντική (μέση τιμή 1,6 %) (Σχήμα 5.19).

Η συμμετοχή των κλάσεων μεγέθους στο σύνολο του πληθυσμού του είδους στο στρώμα των 0-20 m, απεικονίζεται στο Σχήμα 5.20. Παρατηρήθηκε εποχική διαδοχή των μεγεθών από τη μικρότερη προς τη μεγαλύτερη κλάση καθώς ο πληθυσμός άρχιζε να αυξάνει την αφθονία του.

Συνδυάζοντας τις παραπάνω πληροφορίες, προκύπτει πως το είδος *D. cucullata* πιθανόν αναπαράγεται μετά το τέλος της καλοκαιρινής περιόδου, κάτι το οποίο προκύπτει από την αύξηση της παρουσίας των ωοφόρων ατόμων κυρίως το φθινόπωρο και το χειμώνα, καθώς και από την αύξηση την ίδια περίοδο των ποσοστών των νεαρότερων ατόμων στον πληθυσμό.

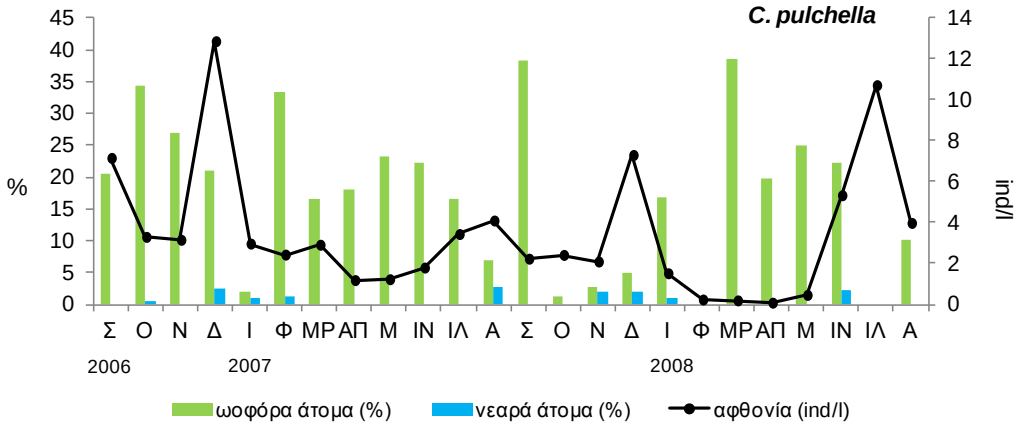


Σχήμα 5.20 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή των κλάσεων μεγέθους των ενήλικων ατόμων του *Daphnia cucullata* στο σύνολο του πληθυσμού του είδους στο στρώμα των 0-20 m.

Ceriodaphnia pulchella

Το είδος *Ceriodaphnia pulchella* συμμετείχε στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης Αμβρακίας με χαμηλή αφθονία, η οποία κυμάνθηκε μεταξύ 0,1 και 12,9 ind/l τον Απρίλιο 2008 και το Δεκέμβριο 2006, αντίστοιχα. Η εποχική διακύμανση του είδους εμφάνισε αρκετές ομοιότητες μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων (Σχήμα 5.21). Το 2006-2007, ο πληθυσμός σημείωσε μέγιστο αφθονίας μέσα στο χειμώνα, ενώ παράλληλα μια δεύτερη αύξηση ακολούθησε κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού. Παρόμοια, την επόμενη περίοδο μελέτης, το είδος πραγματοποίησε αύξηση μέσα στο χειμώνα, παρότι το μέγιστο αφθονίας αυτή τη φορά καταγράφηκε το καλοκαίρι.

Τα ωοφόρα άτομα του *C. pulchella* είχαν γενικά αυξημένη συμμετοχή στη συνολική αφθονία του πληθυσμού, με μέση τιμή 17,5 %. Τα υψηλότερα ποσοστά καταγράφθηκαν το φθινόπωρο και το χειμώνα της πρώτης δειγματοληπτικής περιόδου και παρόμοια το φθινόπωρο και στις αρχές της άνοιξης τη δεύτερη περίοδο. Γενικά παρατηρήθηκε έντονη παρουσία ωοφόρων ατόμων πριν από την κύρια αύξηση της αφθονίας του πληθυσμού, ενώ παράλληλα η σχεδόν συνεχής παρουσία τους δείχνει πως το είδος πιθανότατα αναπαράγεται αρκετές φορές κατά τη διάρκεια του έτους (Σχήμα 5.21).

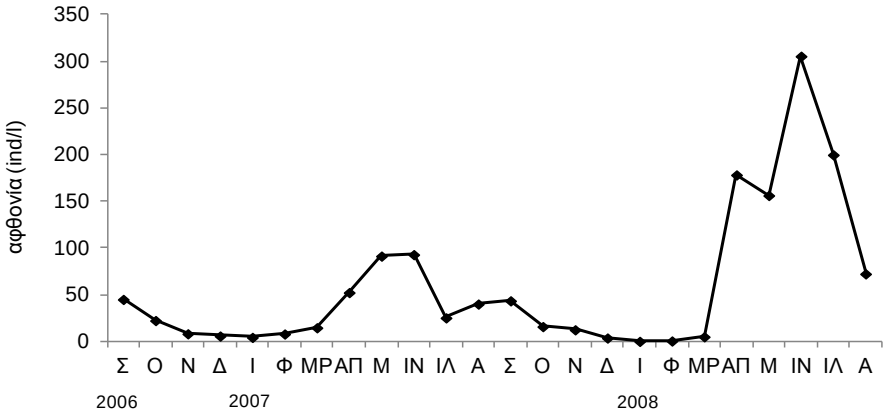


Σχήμα 5.21 Εποχική διακύμανση της μέσης συνολικής αφθονίας (ind/l) του *Ceriodaphnia pulchella* και μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων και των νεαρών ατόμων (%) στη συνολική αφθονία του πληθυσμού του είδους στο στρώμα των 0-20 m.

Νεαρά άτομα καταγράφθηκαν κυρίως κατά τις περιόδους αύξησης του πληθυσμού (Σχήμα 5.21), ωστόσο η μέση ποσοστιαία συμμετοχή τους στη συνολική αφθονία του είδους ήταν αμελητέα (με μέση τιμή 0,6 %).

5.1.1.4 Τροχόζωα

Η ομάδα των τροχοζώων ήταν η τρίτη πιο άφθονη ομάδα στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης Αμβρακίας. Η μέση αφθονία του συνόλου των τροχοζώων στο στρώμα των 0-20 m κυμάνθηκε μεταξύ 0,3 και 305,7 ind/l τον Ιανουάριο και τον Ιούνιο 2008, αντίστοιχα. Η διακύμανση της συνολικής αφθονίας τους χαρακτηρίζεται από ένα σταθερό εποχικό πρότυπο, σύμφωνα με το οποίο μετά τις χαμηλές τιμές την περίοδο του χειμώνα, η αφθονία σταδιακά αρχίζει να αυξάνεται στις αρχές της άνοιξης μέχρι που σημειώνει μέγιστο στην αρχή του καλοκαιριού. Η αφθονία στη συνέχεια μειώνεται, ενώ καταγράφεται μια μικρότερη αύξηση στην αρχή του φθινοπώρου (Σχήμα 5.22).



Σχήμα 5.22 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας (ind/l) της ομάδας των τροχοζώων στο στρώμα των 0-20 m.

Αν και τη δεύτερη χρονιά η μέση αφθονία του συνόλου της ομάδας των τροχοζώων είναι υψηλότερη σε σύγκριση με αυτή της πρώτης, αυτό δεν επιβεβαιώνεται στατιστικά (*U*-test, $p>0,05$). Επίσης, δεν υπήρξε στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ

των τριών σταθμών δειγματοληψίας (*H*-test, p>0,05), γεγονός που ισχύει για σχεδόν όλα τα επιμέρους είδη των τροχοζώων.

Στη σύνθεση της βιοκοινωνίας των τροχοζώων συμμετείχε ένα πλήθος ειδών, πολλά από τα οποία κυριάρχησαν διαδοχικά, όπως φαίνεται στον Πίνακα 5.1. Να σημειωθεί εδώ ότι, στο γένος *Hexarthra* αναγνωρίστηκαν δύο είδη, τα *H. mira* και *H. intermedia*, τα αποτελέσματα των οποίων παρουσιάζονται μαζί.

Πίνακας 5.1 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ειδών (%) στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων στο στρώμα των 0-20 m.

Είδη / Μήνες	2006-2007												2007-2008											
	Σ	**Ο**	**Ν**	**Δ**	**Ι**	**Φ**	**ΜΡ**	**ΑΠ**	**Μ**	**ΙΝ**	**ΙΛ**	**Α**	**Σ**	**Ο**	**Ν**	**Δ**	**Ι**	**Φ**	**ΜΡ**	**ΑΠ**	**Μ**	**ΙΝ**	**ΙΛ**	**Α**
Asplancha priodonta	2,1	0,4	1,3	18,1	21,3	49,8	0,0	6,5	1,5	9,7	12,3	1,4	1,4	5,2	71,1	0,0	0,0	61,6	0,0	0,1	2,5	0,7	1,0	0,9
Bdelloidea	0,0	0,8	0,0	2,9	0,6	1,0	0,1	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	0,0	0,0	0,0
Brachionus angularis	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	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	0,0	0,0	0,3
Brachionus calyciflorus	1,1	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	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
***Collotheca* sp.**	53,1	51,2	44,7	0,0	0,0	0,0	1,2	0,2	0,1	1,7	5,2	13,1	16,0	45,7	0,4	1,1	0,0	19,4	0,0	0,0	0,0	0,1	1,1	0,6
Conochilus unicornis	2,4	1,0	7,4	18,7	20,4	6,4	25,5	56,3	58,7	7,1	1,9	2,5	3,2	1,0	1,3	71,8	4,4	1,9	85,1	98,9	11,8	10,1	0,9	0,4
Filinia longiseta	3,1	8,6	0,7	0,0	0,0	0,0	1,1	0,8	0,9	2,7	10,8	2,8	4,4	2,1	0,6	0,7	4,4	13,3	12,5	0,8	7,8	16,5	5,7	2,5
Hexarthra sp.	3,8	1,9	2,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	2,1	21,4	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	3,2	14,6	0,6
Kellicottia longispina	10,6	18,6	28,5	44,5	36,2	33,5	68,7	32,8	30,9	72,2	55,7	5,0	9,9	23,0	9,6	19,6	62,4	3,8	0,8	0,1	17,7	49,4	72,9	91,8
Keratella cochlearis	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,5	10,0	1,0	0,0
Keratella tecta	0,0	7,4	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	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
Keratella tropica	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	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
Keratella quadrata	0,0	0,0	0,3	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	0,0	0,0	0,0	5,5	0,4	0,0	0,0
***Polyarthra* sp.**	11,6	4,7	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	9,6	6,6	22,1	14,5	6,3	3,9	0,0	0,0	0,0	0,0	9,0	3,1	0,0	0,0
Pompholyx sulcata	4,9	1,3	0,7	1,9	0,6	3,8	2,6	2,3	7,3	4,4	3,4	66,0	20,9	2,1	3,3	0,7	28,7	0,0	1,6	0,0	36,3	5,5	2,4	2,2
***Synchaeta* sp.**	5,9	0,7	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
Trichocerca similis	0,0	0,2	14,5	13,0	17,9	5,5	0,8	1,1	0,3	0,5	0,3	0,4	0,4	5,4	7,3	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	0,6
Lecane luna	1,2	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
***Trichocerca* sp.**	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0

Τα επικρατέστερα είδη τροχοζώων της λίμνης Αμβρακίας ήταν τα *Kellicottia longispina, Conochilus unicornis, Asplanchna priodonta* και *Collotheca* sp., των οποίων η μέση ποσοστιαία συμμετοχή τους στο σύνολο της ομάδας ήταν μεγαλύτερη από 10 % (Πίνακας 5.1). Η εποχική διακύμανση των ειδών αυτών παρουσιάζεται αναλυτικά στη συνέχεια.

Με βάση τη μέση ποσοστιαία συμμετοχή τους στο σύνολο της ομάδας των τροχοζώων, τα είδη που ακολούθησαν μετά τα τέσσερα παραπάνω αφθονότερα τροχόζωα ήταν τα *Pompholyx sulcata, Filinia longiseta, Polyarthra* sp., *Trichocerca similis* και *Hexarthra* sp. τα οποία συμμετείχαν με ποσοστά 8,5 %, 4,3 %, 3,9 %, 2,9 % και 2,2 % αντίστοιχα, ενώ τα υπόλοιπα είδη τροχοζώων που καταγράφθηκαν σε πολύ χαμηλές τιμές αφθονίας, είχαν μέση ποσοστιαία τιμή μικρότερη από 1 % (Πίνακας 5.1). Τα είδη *Notholca squamula* και *Ploesoma hudsoni* καθώς επίσης και το γένος *Euchlanis*, ήταν πολύ σπάνια στα δείγματα και η παρουσία τους αμελητέα, και για το λόγω αυτό δεν συμπεριλαμβάνονται στις μετρήσεις αφθονίας.

Η γενική εικόνα που προκύπτει από τη συμμετοχή των διαφόρων ειδών τροχοζώων στο σύνολο της ομάδας, είναι πως τη θερμή περίοδο του έτους (από την άνοιξη έως και τα μέσα του φθινοπώρου) η παρουσία των περισσοτέρων αυξάνεται, ενώ κατά την ψυχρή περίοδο (από το τέλος φθινοπώρου μέχρι περίπου την αρχή της άνοιξης) είτε μειώνεται, είτε απουσιάζουν από τη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης (Πίνακας 5.1 και Σχήματα 5.23-5.25). Κάποια από τα είδη εμφανίστηκαν μόνο σε μία από τις δύο δειγματοληπτικές περιόδους, όπως τα Bdelloidea, *Brachionus calyciflorus* και *Keratella tropica* που βρέθηκαν μόνο την πρώτη περίοδο μελέτης και τα άτομα του γένους *Trichocerca* μόνο τη δεύτερη.

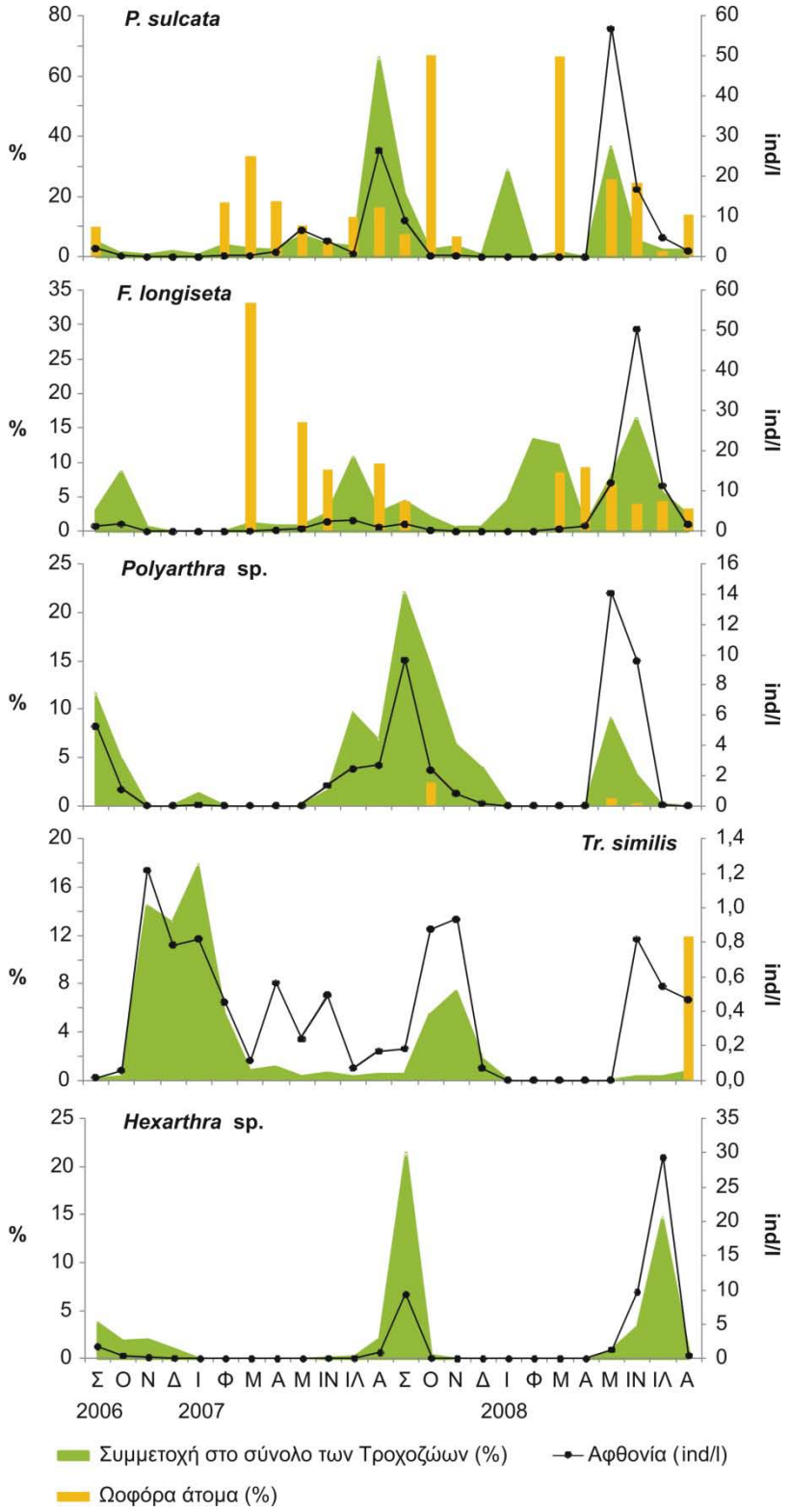
Το είδος *P. sulcata* κυριάρχησε στη βιοκοινωνία των τροχοζώων τον Αύγουστο 2007 και το Μάιο 2008, συμμετέχοντας με 66 % και 36,3 % αντίστοιχα, και τα άτομα του γένους *Polyarthra* το Σεπτέμβριο 2007 με 22,1 %. Τα υπόλοιπα είδη δεν επικράτησαν ποτέ μεταξύ των τροχοζώων.

Η μέγιστη τιμή αφθονίας που καταγράφηκε για τα τροχόζωα *P. sulcata, F. longiseta, Polyarthra* sp., *T. similis* και *Hexarthra* sp. ήταν αντίστοιχα 56,8 ind/l, 50,4 ind/l, 14,1 ind/l, 1,2 ind/l και 29,3 ind/l, ενώ η μέση τιμή αφθονίας που σημειώθηκε για τα είδη *Keratella cochlearis, Keratella quadrata, Synchaeta* sp. και *Keratella tecta* δεν ξεπέρασε τα 30,6 ind/l, 8,6 ind/l, 2,7 ind/l και 1,7 ind/l, αντίστοιχα. Τα υπόλοιπα είδη

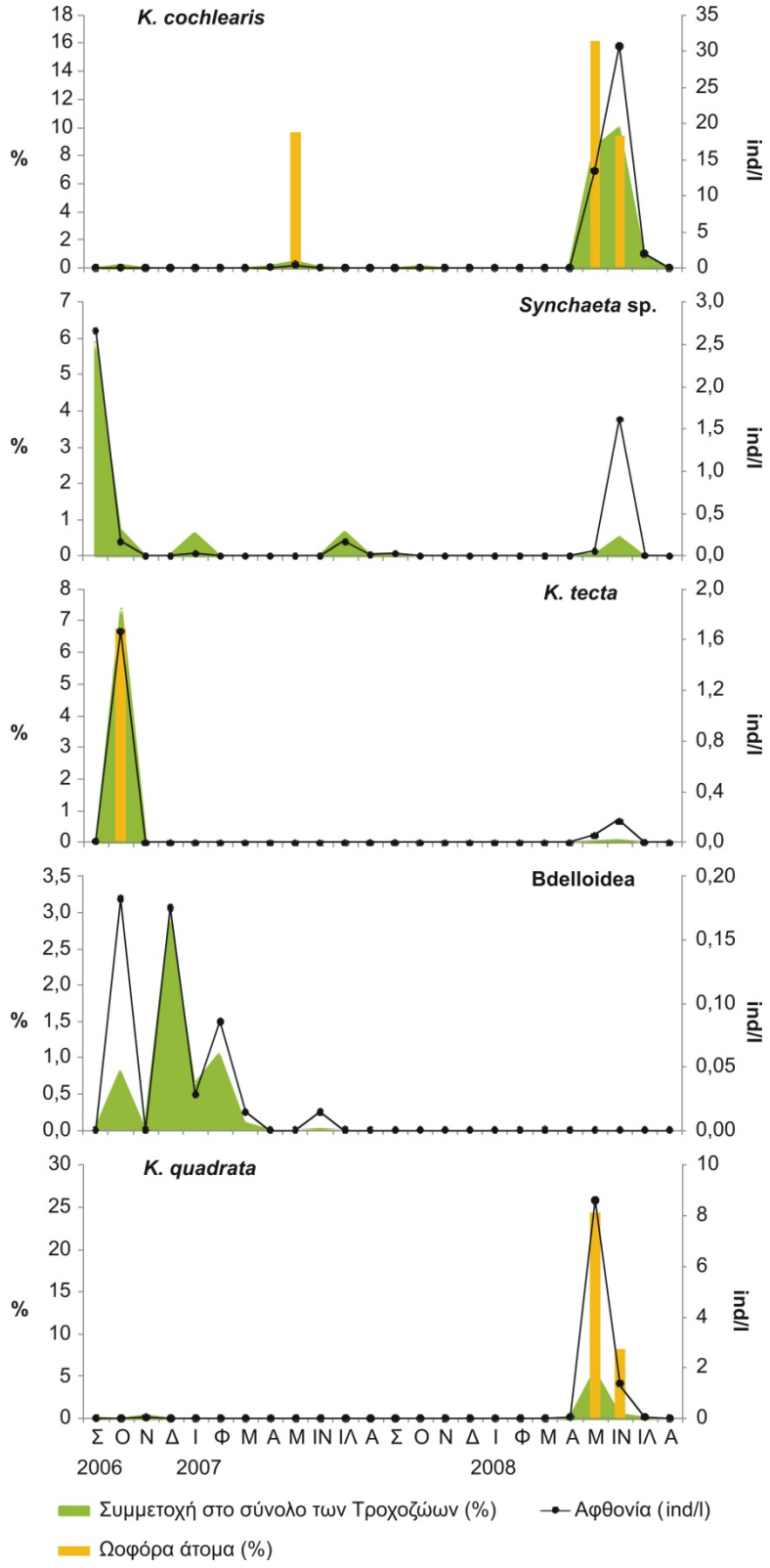
καταγράφθηκαν σε ακόμα χαμηλότερες τιμές αφθονίας, οι οποίες δεν ήταν μεγαλύτερες από 0,5 ind/l (Σχήματα 5.23-5.25).

Μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων υπήρξε διαφορά στη μέση αφθονία του είδους *P. sulcata* και των ατόμων της τάξης Bdelloidea, καθώς ήταν αυξημένα την πρώτη περίοδο μελέτης στο σταθμό Α (*U*-test, p=0,049 και p=0,015, αντίστοιχα). Μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας την περίοδο 2006-2007, υπήρξε επίσης στατιστική διαφορά στη μέση αφθονία των ειδών *P. sulcata* (*H*-test, p=0,006), *K. tropica* και *Lecane luna* (*H*-test, p=0,042), καθώς είχαν αυξημένη παρουσία στο σταθμό Γ και τα Bdelloidea (*H*-test, p=0,040) στο σταθμό Α.

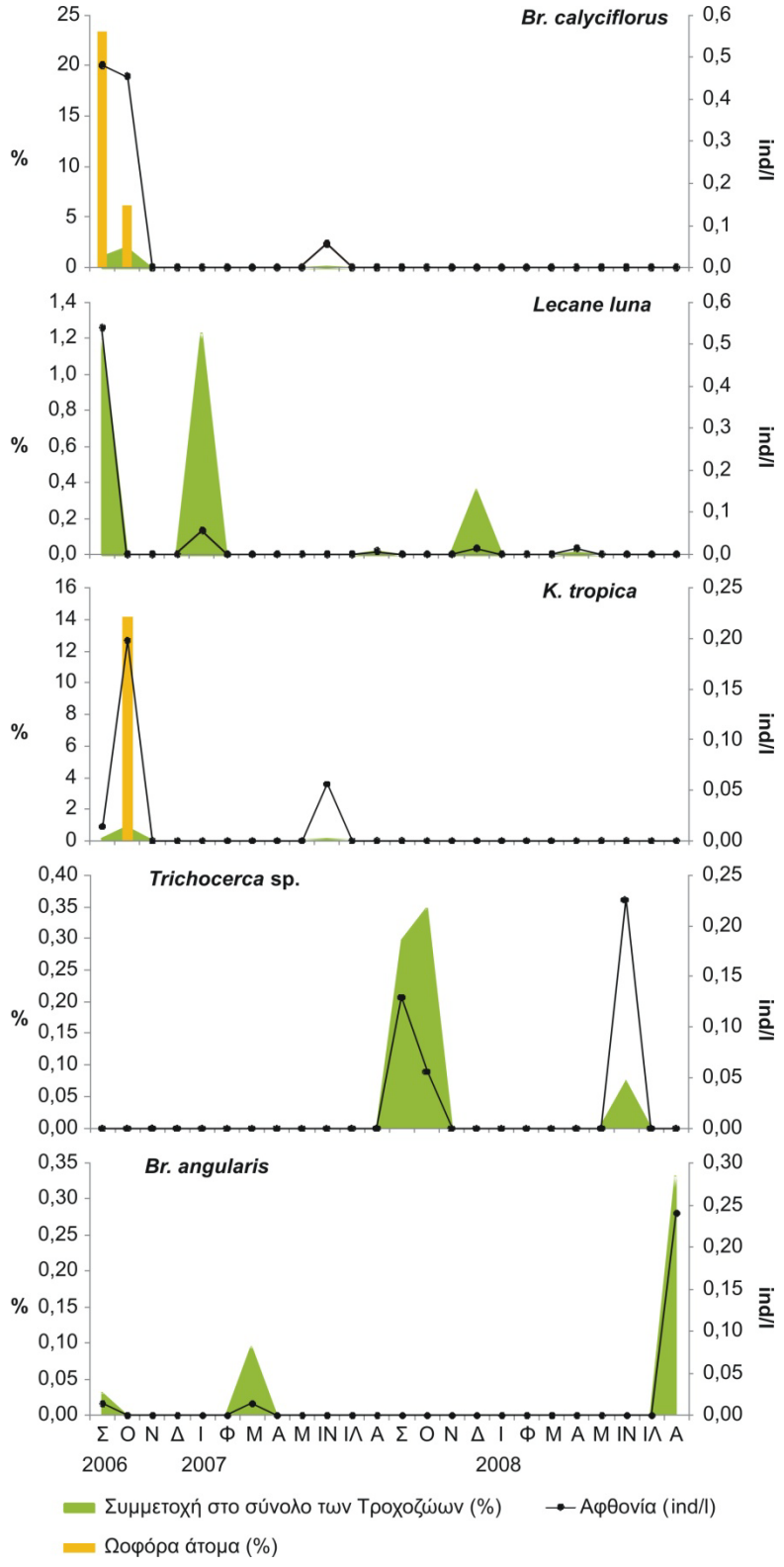
Όσον αφορά στην παρουσία των ωοφόρων ατόμων του κάθε είδους στο σύνολο του πληθυσμού τους, τη μεγαλύτερη μέση ποσοστιαία συμμετοχή είχαν τα ωοφόρα άτομα των ειδών *P. sulcata* και *F. longiseta* με 14,2 και 4,6 %, αντίστοιχα, ενώ αμελητέα ήταν η συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων των υπολοίπων ειδών (0,3-1,5 %). Η παρουσία ωοφόρων ατόμων ήταν γενικά μεγαλύτερη πριν και κατά τη διάρκεια αύξησης της αφθονίας των ειδών.



Σχήμα 5.23 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας των ειδών *Pompholyx sulcata*, *Filinia longiseta*, *Polyarthra* sp., *Trichocerca similis* και *Hexarthra* sp. (ind/l) στο στρώμα των 0-20 m, ποσοστιαία συμμετοχή τους στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του κάθε είδους αντίστοιχα.



Σχήμα 5.24 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας των ειδών *Keratella cochlearis*, *Synchaeta* sp., *Keratella tecta*, Bdelloidea και *Keratella quadrata* (ind/l) στο στρώμα των 0-20 m, ποσοστιαία συμμετοχή τους στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του κάθε είδους αντίστοιχα.



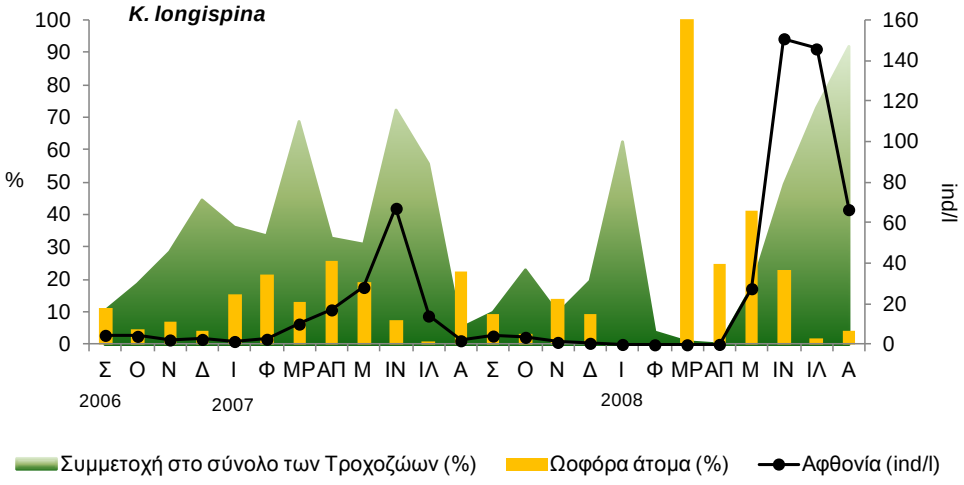
Σχήμα 5.25 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας των ειδών *Brachionus calyciflorus*, *Lecane luna*, *Keratella tropica*, *Trichocerca* sp. και *Brachionus angularis* (ind/l) στο στρώμα των 0-20 m, ποσοστιαία συμμετοχή τους στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του κάθε είδους αντίστοιχα.

Αναλυτικότερα η εποχική διακύμανση των τεσσάρων αφθονότερων ειδών των τροχοζώων δίνεται στη συνέχεια.

Kellicottia longispina

Το είδος *Kellicottia longispina* είχε συνεχή παρουσία στα δείγματα καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας. Η μέση αφθονία του στο στρώμα των 0-20 m κυμάνθηκε μεταξύ 0,03 και 150,9 ind/l το Φεβρουάριο και τον Ιούνιο 2008, αντίστοιχα. Η εποχική διακύμανσή του ήταν παρόμοια μεταξύ των δύο χρόνων μελέτης με αύξηση της αφθονίας του την άνοιξη και μέγιστο το καλοκαίρι, ενώ τον υπόλοιπο χρόνο παρέμεινε σε χαμηλότερα επίπεδα (Σχήμα 5.26).

Το *K. longispina* ήταν κυρίαρχο στη βιοκοινωνία των τροχοζώων τους περισσότερους μήνες του έτους με ποσοστά που κυμάνθηκαν μεταξύ 0,1 και 91,8 % (Απρίλιος και Αύγουστος του 2008, αντίστοιχα). Την περίοδο 2006-2007, το είδος επικράτησε μεταξύ των τροχοζώων στην αρχή της χειμερινής (Δεκέμβριος-Ιανουάριος) και εαρινής περιόδου (Μάρτιος), καθώς επίσης και το καλοκαίρι (Πίνακας 5.1). Την περίοδο 2007-2008 κυριάρχησε τον Ιανουάριο και σε όλη τη διάρκεια της καλοκαιρινής περιόδου.



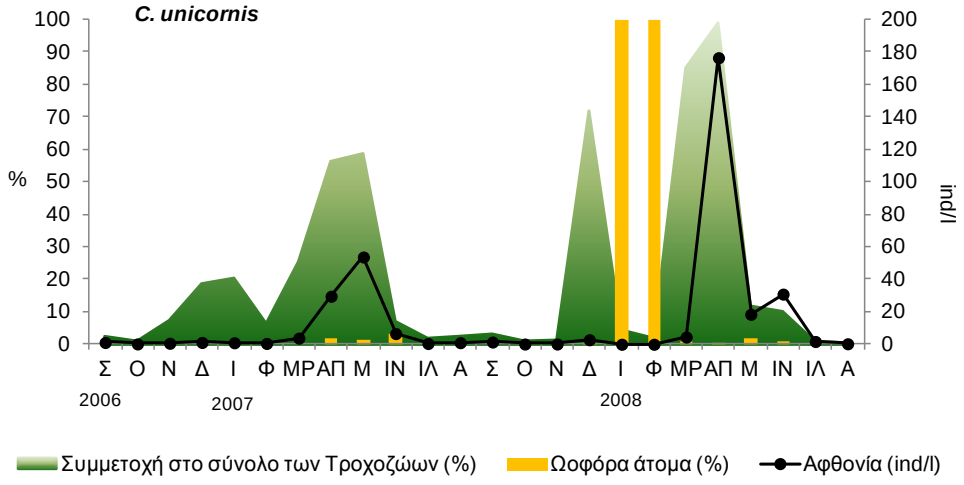
Σχήμα 5.26 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του *Kellicottia longispina* (ind/l) στο στρώμα των 0-20 m, ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του είδους.

Ωοφόρα άτομα του είδους *K. longispina* καταγράφθηκαν σχεδόν σε όλη τη διάρκεια της παρουσίας του (μέση ποσοστιαία τιμή 16 %), εκτός από τον Ιανουάριο και το Φεβρουάριο του 2008, με αύξηση του ποσοστού τους κατά τις περιόδους πριν από την αύξηση της αφθονίας του είδους (Σχήμα 5.26).

Conochilus unicornis

Το δεύτερο αφθονότερο είδος τροχόζωου, με συνεχή παρουσία στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης Αμβρακίας, ήταν το *Conochilus unicornis*. Η μέση αφθονία του είδους στο στρώμα των 0-20 m κυμάνθηκε από 0,01 (Ιανουάριος και Φεβρουάριος 2008) έως 176,6 ind/l (Απρίλιος 2008). Το *C. unicornis* παρουσίασε ένα σταθερό εποχικό πρότυπο μεταξύ των δύο περιόδων, σύμφωνα με το οποίο η παρουσία του είδους αυξάνει κατά τη διάρκεια της άνοιξης, ενώ σε χαμηλές τιμές αφθονίας παραμένει το υπόλοιπο διάστημα του έτους (Σχήμα 5.27).

Η συμμετοχή του στο σύνολο της ομάδας των τροχοζώων κυμάνθηκε μεταξύ 0,4 και 98,9 % (Αύγουστος και Απρίλιος του 2008, αντίστοιχα). Το *C. unicornis* ήταν το κυρίαρχο είδος κατά τη διάρκεια της άνοιξης και στις δύο περιόδους δειγματοληψιών (Απρίλιος-Μάιος 2007 και Μάρτιος-Απρίλιος 2008, αντίστοιχα), ενώ παράλληλα αυξημένη ήταν η συμμετοχή του και το χειμώνα, παρά τη χαμηλή αφθονία του (Πίνακας 5.1 και Σχήμα 5.27).

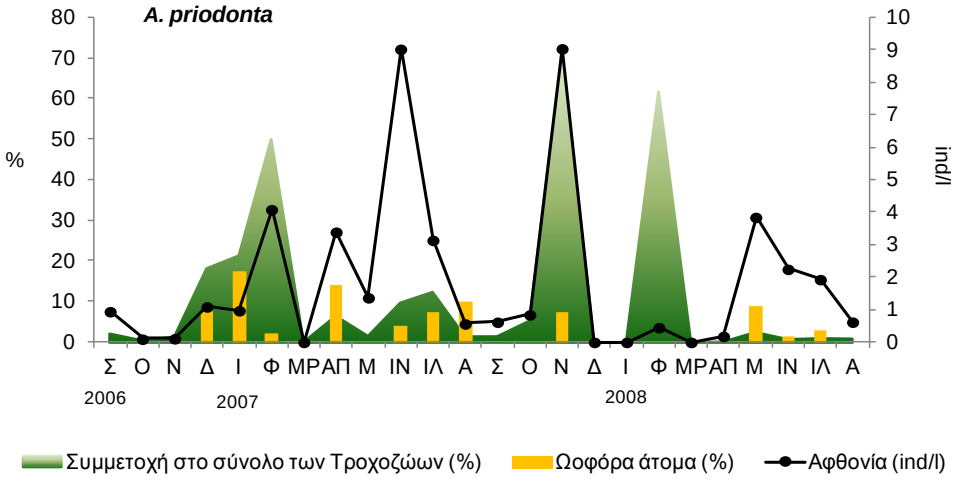


Σχήμα 5.27 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του *Conochilus unicornis* (ind/l) στο στρώμα των 0-20 m, ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του είδους.

Ωοφόρα άτομα βρέθηκαν κυρίως κατά την περίοδο αύξησης του πληθυσμού, ενώ τη μεγαλύτερη ποσοστιαία συμμετοχή σημείωσαν τη χειμερινή περίοδο 2007-2008, πριν από την κορυφή αφθονίας του είδους την άνοιξη (Σχήμα 5.27).

Asplanchna priodonta

Το είδος *Asplanchna priodonta* είχε σχεδόν συνεχή παρουσία, ενώ κυριάρχησε στην ομάδα των τροχοζώων το Φεβρουάριο του 2007 και του 2008 συμμετέχοντας με 49,8 και 61,6 % αντίστοιχα, καθώς και το Νοέμβριο του 2007 όπου σημείωσε μέγιστο αφθονίας, με ποσοστό 71,1 % (Πίνακας 5.1 και Σχήμα 5.28). Την περίοδο 2006-2007, παρουσίασε μέγιστο αφθονίας το καλοκαίρι (Ιούνιος) με τιμή 9,03 ind/l (μέση τιμή αφθονίας στο στρώμα των 0-20 m), ενώ την περίοδο 2007-2008 το μέγιστο αφθονίας καταγράφηκε το φθινόπωρο (Νοέμβριος) με τιμή σχεδόν ίση, στα 9,05 ind/l. Το είδος εμφάνισε επίσης και δύο μικρότερες αυξήσεις, η μια το χειμώνα και η άλλη την άνοιξη (και στις δύο περιόδους), ενώ απουσίαζε τους μήνες Δεκέμβριο-Ιανουάριο της δεύτερης περιόδου και το μήνα Μάρτιο και στις δύο περιόδους.

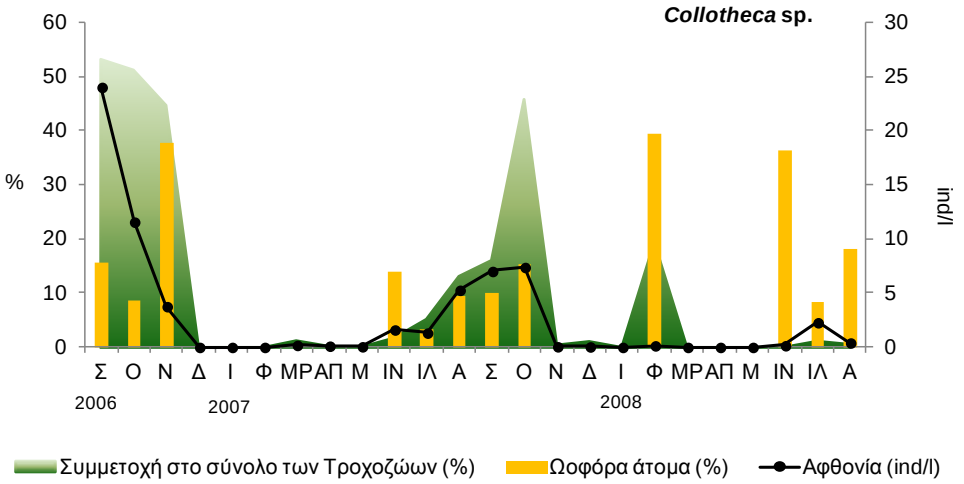


Σχήμα 5.28 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του *Asplanchna priodonta* (ind/l) στο στρώμα των 0-20 m, ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του είδους.

Το μεγαλύτερο ποσοστό συμμετοχής των ωοφόρων ατόμων σημειώθηκε τον Ιανουάριο του 2007 (17,4 %), ενώ γενικά παρατηρήθηκε αύξηση της συμμετοχής τους στη συνολική αφθονία του είδους κυρίως κατά τις περιόδους αύξησης του πληθυσμού (Σχήμα 5.28).

Collotheca sp.

Τα άτομα του γένους *Collotheca* παρουσίασαν μεγαλύτερες αφθονίες κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου και στις δύο περιόδους μελέτης. Την περίοδο 2006-2007, καταγράφηκε μέγιστο αφθονίας το Σεπτέμβριο με τιμή 24 ind/l, ενώ παράλληλα επικράτησε μεταξύ των τροχοζώων σε όλη τη διάρκεια του φθινοπώρου, με ποσοστό συμμετοχής που κυμάνθηκε από 44,7 έως 53,1 % (Πίνακας 5.1 και Σχήμα 5.29). Το 2007-2008, το γένος *Collotheca* εμφάνισε μέγιστη τιμή αφθονίας 7,4 ind/l το μήνα Οκτώβριο οπότε και κυριάρχησε, συμμετέχοντας στο σύνολο της ομάδας με ποσοστό 45,7 %. Τον υπόλοιπο χρόνο, τα άτομα του γένους *Collotheca* βρεθήκαν είτε σε χαμηλές αφθονίες, είτε απουσίαζαν εντελώς.



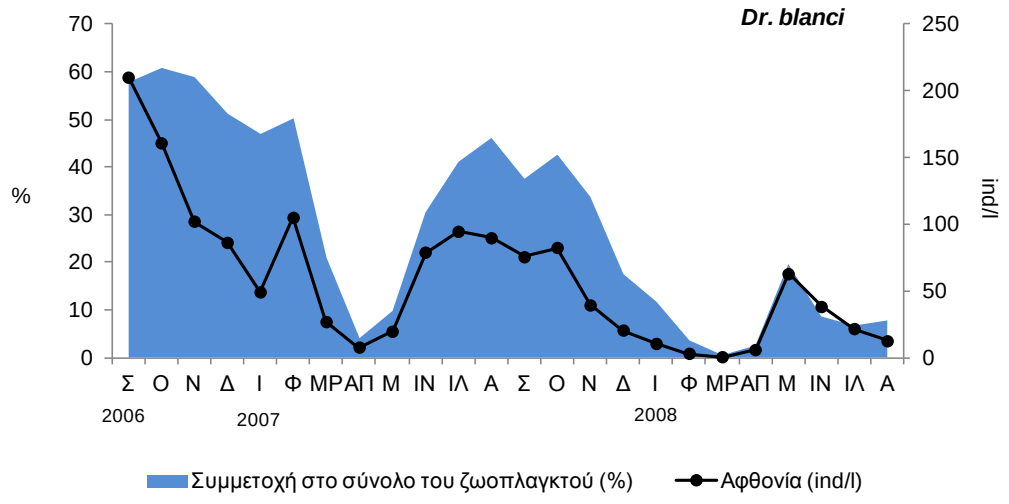
Σχήμα 5.29 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του γένους *Collotheca* (ind/l) στο στρώμα των 0-20 m, ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του.

Η συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων στη συνολική αφθονία του γένους ήταν αυξημένη κατά την περίοδο αφθονίας του πληθυσμού (Σχήμα 5.29). Την πρώτη περίοδο, η μέγιστη ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων ήταν 37,6 % το Νοέμβριο και τη δεύτερη περίοδο 39,4 % το Φεβρουάριο.

5.1.1.5 Προνύμφες δίθυρων μαλακίων

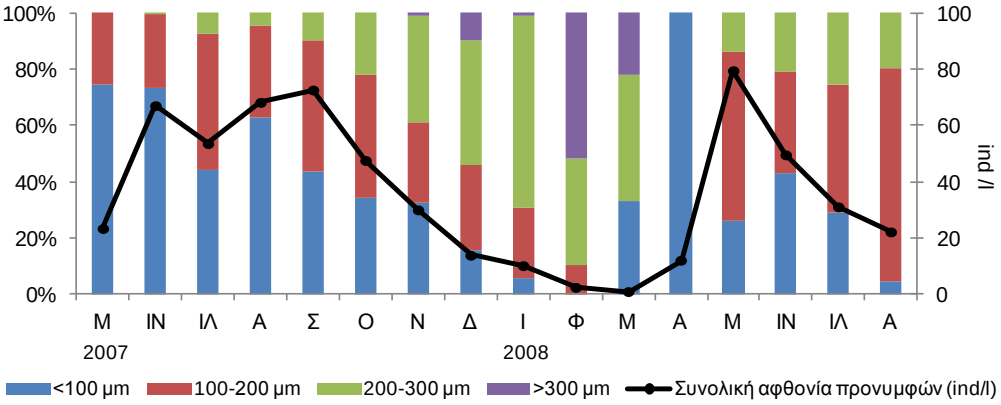
Dreissena blanci

Οι προνύμφες του δίθυρου μαλακίου *Dreissena blanci* ήταν η δεύτερη αφθονότερη ομάδα της ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας της λίμνης Αμβρακίας. Η μέση αφθονία τους στο στρώμα των 0-20 m κυμάνθηκε από 0,5 έως 210,2 ind/l, το Μάρτιο 2008 και το Σεπτέμβριο 2006 αντίστοιχα (Σχήμα 5.30), και βρέθηκε να διαφέρει στατιστικά μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων (*U*-test, p=0,038, p=0,033 και p=0,003 για τους τρείς σταθμούς αντίστοιχα), καθώς τη δεύτερη περίοδο μελέτης η αφθονία των προνυμφών μειώθηκε σημαντικά. Μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας δεν σημειώθηκαν διαφορές (*H*-test, p>0,05).



Σχήμα 5.30 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας των προνυμφών *Dreissena blanci* (ind/l) στο στρώμα των 0-20 m και ποσοστιαία συμμετοχή τους (%) στη συνολική αφθονία του ζωοπλαγκτού.

Οι προνύμφες του *D. blanci* είχαν συνεχή παρουσία στη λίμνη καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας. Η γενική εικόνα που προκύπτει από την εποχική διακύμανσή τους, είναι πως η αφθονία τους σημειώνει μέγιστο τη φθινοπωρινή περίοδο, ενώ την άνοιξη καταγράφονται οι ελάχιστες τιμές. Αυξημένη ήταν επίσης η παρουσία τους και κατά τους χειμερινούς μήνες της πρώτης δειγματοληπτικής περιόδου. Το 2006-2007, συμμετείχαν στο σύνολο του ζωοπλαγκτού με μέσο ποσοστό 39,9 %, ενώ το επόμενο έτος όπου η παρουσία των προνυμφών μειώθηκε αισθητά, η μέση ποσοστιαία συμμετοχή τους ήταν μόλις 16 %. Οι προνύμφες του *D. blanci* κυριάρχησαν επίσης στο συνολικό ζωοπλαγκτό από το Σεπτέμβριο του 2006 μέχρι και το Φεβρουάριο του 2007 με μέσο ποσοστό 54,4 %, καθώς επίσης και από τον Ιούλιο έως και τον Οκτώβριο του 2007 (41,9 %). Η μεγαλύτερη ποσοστιαία συμμετοχή τους καταγράφηκε τον Οκτώβριο του 2006 με τιμή 60,9 %.



Σχήμα 5.31 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή (%) των κλάσεων μεγέθους των προνυμφών *Dreissena blanci* στην αφθονία (ind/l) τους στο στρώμα των 0-20 m.

Η μέτρηση του μεγέθους των προνυμφών του *D. blanci* στη λίμνη Αμβρακία έδειξε ότι άτομα της μικρότερης κλάσης μεγέθους (<100 μm) είχαν σχεδόν συνεχή παρουσία στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία και απουσίασαν μόνο το Φεβρουάριο του 2008 (Σχήμα 5.31). Η παρουσία των προνυμφών της κλάσης μεγέθους 100-200 μm ήταν συνεχής κατά τη διάρκεια των δειγματοληψιών εκτός από το Μάρτιο και Απρίλιο του 2008, ενώ οι προνύμφες μεγέθους 200-300 μm δεν βρέθηκαν κατά την εαρινή και καλοκαιρινή περίοδο (Σχήμα 5.31). Τέλος, τα μεγαλύτερα άτομα βρέθηκαν μόνο στο

χρονικό διάστημα από το χειμώνα του 2007 έως στις αρχές της άνοιξης του 2008. Η μέση ποσοστιαία συμμετοχή των μικρότερων προνυμφών στη συνολική αφθονία του πληθυσμού ήταν μεγαλύτερη κατά την περίοδο της άνοιξης, ενώ οι προνύμφες των κλάσεων μεγέθους 200-300 μm και >300 μm είχαν μεγαλύτερη συμμετοχή το χειμώνα.

5.1.2 Εποχική διακύμανση του ζωοπλαγκτού στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός

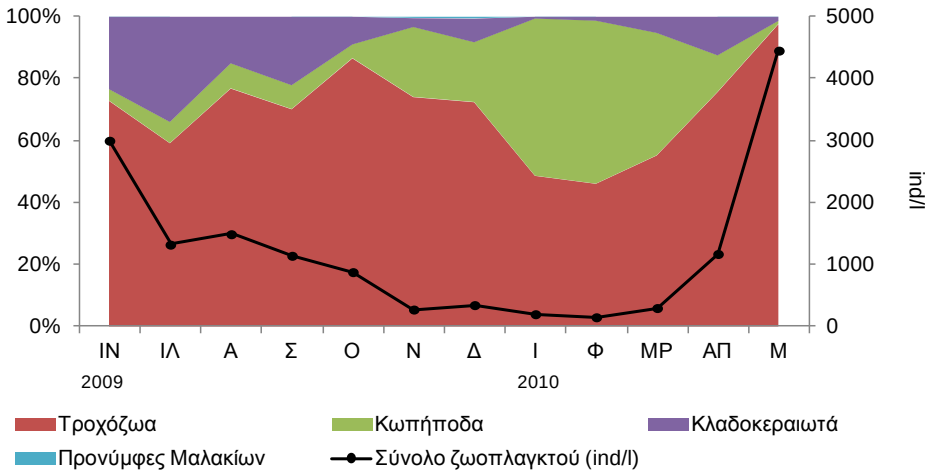
Στη συνέχεια ακολουθεί η περιγραφή της εποχικής διακύμανσης της αφθονίας του συνολικού ζωοπλαγκτού, καθώς και των επιμέρους ομάδων και ζωοπλαγκτικών ειδών στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός. Είναι χαρακτηριστικό ότι μεταξύ των δυο σταθμών δειγματοληψίας και στις δύο λίμνες, δεν υπήρξαν στατιστικά σημαντικές διαφορές τόσο για το συνολικό ζωοπλαγκτό, όσο και για καμία από τις επιμέρους ομάδες (*U*-test, $p>0,05$). Για το λόγο αυτό τα αποτελέσματα της αφθονίας δίνονται ως μέσες τιμές των δύο σταθμών.

5.1.2.1 Σύνολο ζωοπλαγκτού

Η μέση συνολική αφθονία του ζωοπλαγκτού στη λίμνη Λυσιμαχεία κυμάνθηκε μεταξύ 147,9 και 4449,3 ind/l το Φεβρουάριο και το Μάιο, αντίστοιχα (Σχήμα 5.32). Οι υψηλότερες τιμές αφθονίας καταγράφθηκαν τη θερμή περίοδο (καλοκαίρι και άνοιξη), ενώ στο τέλος του φθινοπώρου και κατά τη διάρκεια του χειμώνα οι τιμές κυμάνθηκαν σε χαμηλότερα επίπεδα. Η κορυφή της αφθονίας του συνολικού ζωοπλαγκτού την εαρινή περίοδο είναι αποτέλεσμα της αύξησης της ομάδας των τροχοζώων.

Η επικρατέστερη ομάδα στη λίμνη Λυσιμαχεία ήταν αυτή των τροχοζώων, η οποία κυριάρχησε στο σύνολο του ζωοπλαγκτού κατά το μεγαλύτερο διάστημα του έτους. Τα τροχόζωα συμμετείχαν στο συνολικό ζωοπλαγκτό με ποσοστά που κυμάνθηκαν από 46,1 έως 97,6 % (μέση τιμή 69,6 %), ενώ ακολούθησαν τα κωπήποδα και τα κλαδοκεραιωτά, τα οποία συμμετείχαν με ποσοστά που κυμάνθηκαν μεταξύ 1,1-

52,6 % (μέση τιμή 19,1 %) και 0,6-34 % (μέση τιμή 11,2 %), αντίστοιχα. Η ομάδα των κωπηπόδων επικράτησε στο συνολικό ζωοπλαγκτό μόνο κατά τους μήνες Ιανουάριο και Φεβρουάριο, με μέση τιμή 51,7 %. Τέλος, η ποσοστιαία συμμετοχή των προνυμφών του είδους *Dreissena blanci* στο συνολικό ζωοπλαγκτό ήταν αμελητέα και κυμάνθηκε από 0 έως 0,6 % (μέση τιμή 0,1 %).

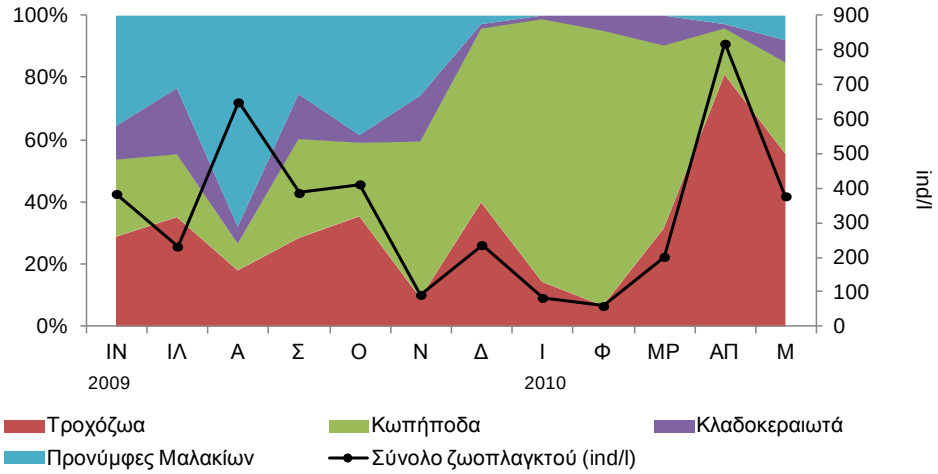


Σχήμα 5.32 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του συνολικού ζωοπλαγκτού (ind/l) και ποσοστιαία συμμετοχή (%) των επιμέρους ζωοπλαγκτικών ομάδων στη λίμνη Λυσιμαχεία.

Η μέση συνολική αφθονία του ζωοπλαγκτού στη λίμνη Οζερός κυμάνθηκε από 59,4 (Φεβρουάριος) έως 818 ind/l (Απρίλιος), και εμφάνισε ένα πρότυπο εποχικής διακύμανσης σύμφωνα με το οποίο μετά τις υψηλές τιμές την περίοδο του καλοκαιριού η αφθονία μειώνεται σταδιακά ως το χειμώνα και μετά ακολουθεί αύξηση την άνοιξη με μέγιστη τιμή τον Απρίλιο (Σχήμα 5.33). Το μέγιστο της αφθονίας αυτή την εποχή οφείλεται στα τροχόζωα. Μια μικρότερη κορυφή αφθονίας σημειώθηκε επίσης τον Αύγουστο, ως αποτέλεσμα της αύξησης των προνυμφών των δίθυρων μαλακίων του είδους *D. blanci*.

Από τις ομάδες του ζωοπλαγκτού αφθονότερη ήταν αυτή των κωπηπόδων, τα οποία κυμάνθηκαν μεταξύ 8,6 και 88,4 % (μέση τιμή 40,9 %), ενώ ακολούθησαν τα τροχόζωα με διακύμανση 6,7-81 % (μέση τιμή 32,0 %), οι προνύμφες του δίθυρου μαλακίου *D. blanci* με 0-67,9 % (μέση τιμή 19,1 %) και τέλος τα κλαδοκεραιωτά με ποσοστό 1,2-21,3 % (μέση τιμή 7,9 %) (Σχήμα 5.33). Τα κωπήποδα κυριάρχησαν στο

μεγαλύτερο διάστημα του έτους, από το φθινόπωρο μέχρι και το χειμώνα, ενώ το καλοκαίρι αφθονότερη ήταν κυρίως η ομάδα των προνυμφών του *D. blanci*. Τα τροχόζωα επικράτησαν στο σύνολο του ζωοπλαγκτού κυρίως την εαρινή περίοδο, ενώ τα κλαδοκεραιωτά δεν βρέθηκαν να κυριαρχούν ποτέ μεταξύ των ομάδων.



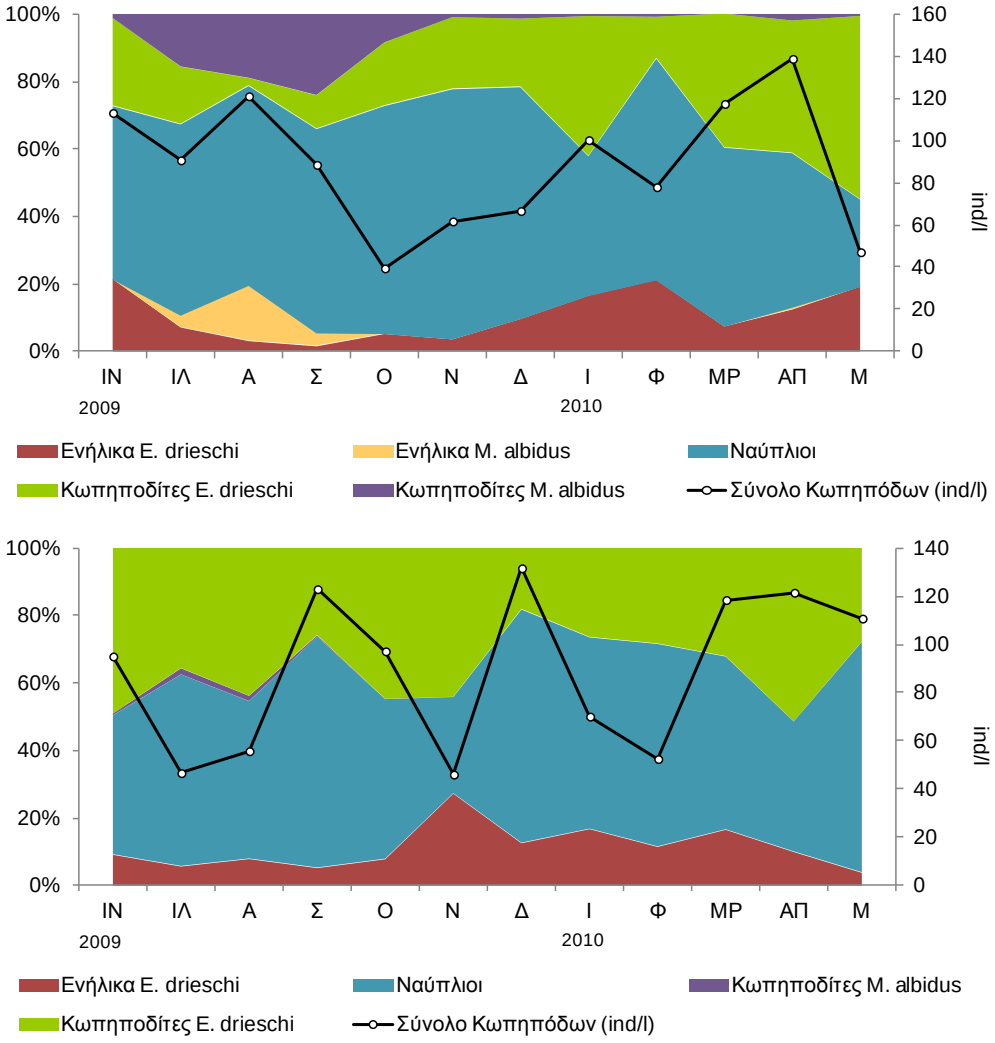
Σχήμα 5.33 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του συνολικού ζωοπλαγκτού (ind/l) και ποσοστιαία συμμετοχή (%) των επιμέρους ζωοπλαγκτικών ομάδων στη λίμνη Οζερός.

5.1.2.2 Κωπήποδα

Η παρουσία των κωπηπόδων στη βιοκοινωνία του ζωοπλαγκτού των λιμνών Λυσιμαχείας και Οζερός ήταν συνεχής καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας. Η μέση αφθονία του συνόλου της ομάδας στη λίμνη Λυσιμαχεία κυμάνθηκε από 39,3 έως 138,7 ind/l, τον Οκτώβριο και τον Απρίλιο, αντίστοιχα (Σχήμα 5.34). Η εποχική κατανομή της μέσης αφθονίας του συνόλου των κωπηπόδων εμφάνισε αρκετές διακυμάνσεις, καθώς στο μεγαλύτερο διάστημα του έτους, η αφθονία τους κυμάνθηκε σε υψηλά επίπεδα, σημειώνοντας τρεις κορυφές. Οι χαμηλότερες τιμές καταγράφθηκαν τη φθινοπωρινή περίοδο και στο τέλος της άνοιξης.

Στη λίμνη Οζερός, η μέση αφθονία των κωπηπόδων κυμάνθηκε από 46,1 έως 131,7 ind/l το Νοέμβριο και το Δεκέμβριο αντίστοιχα, και η εποχική κατανομή της εμφάνισε αρκετές διακυμάνσεις (Σχήμα 5.34). Εκτός από το μέγιστο αφθονίας τη

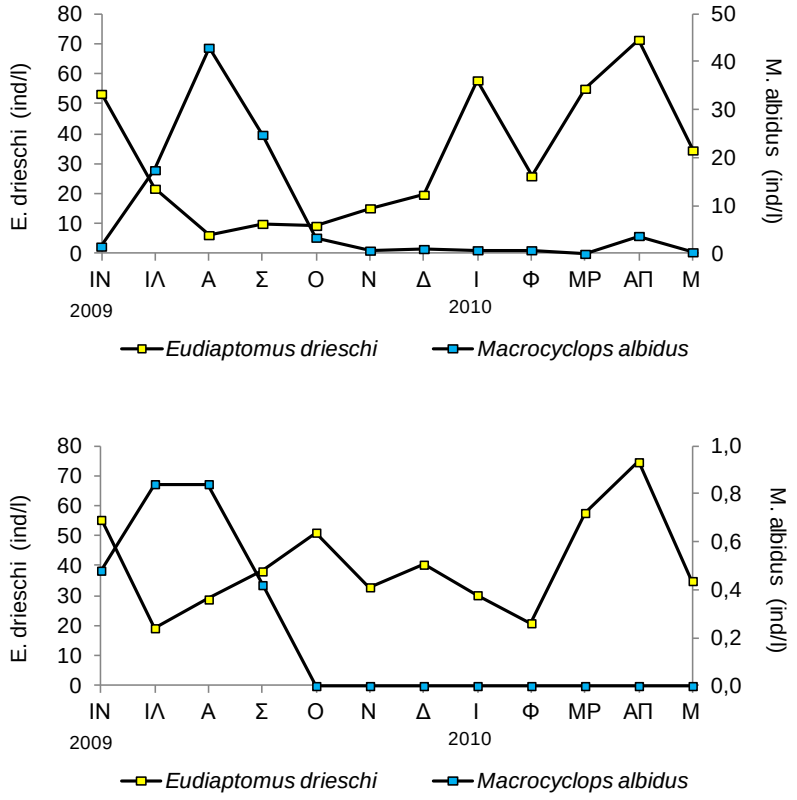
χειμερινή περίοδο, δύο μικρότερες κορυφές σημειώθηκαν επίσης το φθινόπωρο και την άνοιξη.



Σχήμα 5.34 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του συνόλου των κωπηπόδων (ind/l) και ποσοστιαία συμμετοχή (%) των επιμέρους αναπτυξιακών σταδίων στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και στη λίμνη Οζερός (κάτω).

Στην ομάδα των κωπηπόδων των δύο λιμνών συμμετείχαν το καλανοειδές *Eudiaptomus drieschi* και το κυκλοποειδές *Macrocyclops albidus*. Και στις δύο λίμνες οι κωπηποδίτες και οι ναύπλιοι υπερείχαν αριθμητικά σε σύγκριση με τα ενήλικα άτομα σχεδόν καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας (Σχήμα 5.34). Στη λίμνη Οζερός ωστόσο βρέθηκαν μόνο οι κωπηποδίτες του είδους *M. albidus*. Στα δείγματα καταγράφθηκαν και ελάχιστα άτομα της τάξης των αρπακτικοειδών κωπηπόδων, τα οποία δεν συμπεριελήφθησαν στο σύνολο των μετρήσεων λόγω της σποραδικής τους εμφάνισης.

Το καλανοειδές *E. drieschi* κυριάρχησε έναντι του κυκλοποειδούς *M. albidus* και στις δύο λίμνες (Σχήμα 5.35). Στη λίμνη Λυσιμαχεία, η μέση αφθονία του *E. drieschi* κυμάνθηκε μεταξύ 6,2 και 71,3 ind/l, ενώ η μέση αφθονία του *M. albidus* δεν ξεπέρασε τα 42,9 ind/l. Αντίστοιχα για τη λίμνη Οζερός, η μέση αφθονία του *E. drieschi* κυμάνθηκε μεταξύ 19,3 και 74,6 ind/l, ενώ η αφθονία του *M. albidus* ήταν αμελητέα και έφτασε μέχρι τα 0,8 ind/l. Η εμφάνιση των κυκλοποειδών κωπηπόδων και στα δύο λιμναία οικοσυστήματα, συνέπεσε με τη μειωμένη παρουσία των καλανοειδών την καλοκαιρινή περίοδο.

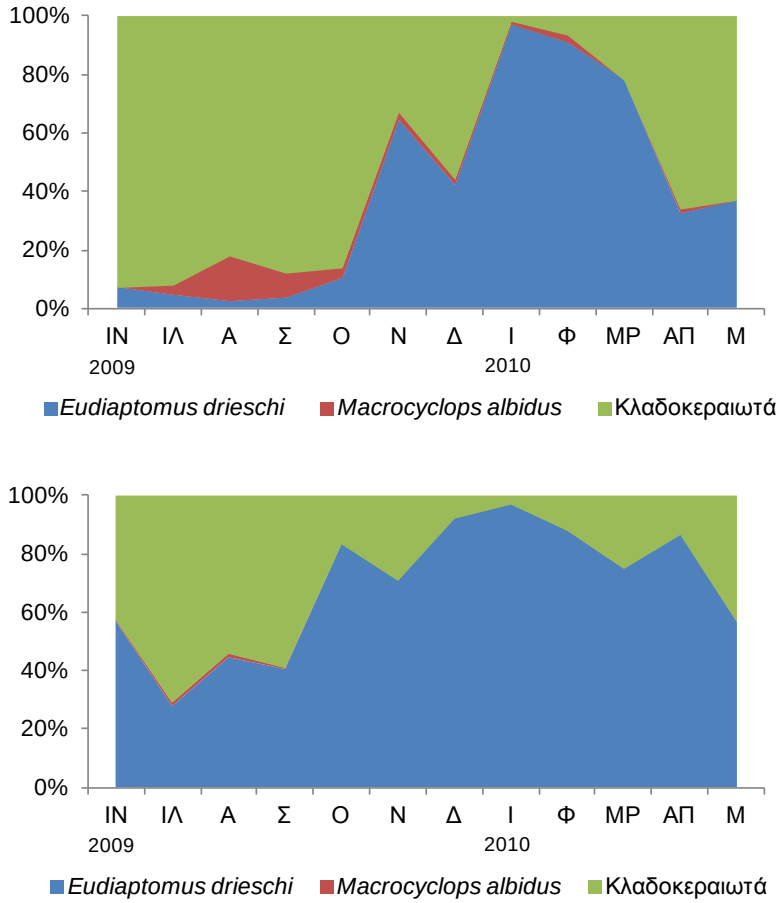


Σχήμα 5.35 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας (ind/l) των κωπηπόδων *Eudiaptomus drieschi* και *Macrocyclops albidus* στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Όσον αφορά στη συμμετοχή των δύο ειδών κωπηπόδων στο σύνολο της ομάδας των καρκινοειδών (άθροισμα κωπηπόδων και κλαδοκεραιωτών) στη λίμνη Λυσιμαχεία (Σχήμα 5.36) τη μεγαλύτερη συμμετοχή είχε η ομάδα των κλαδοκεραιωτών που κυμάνθηκε μεταξύ 2 και 92,7 %, ενώ ακολούθησαν το *E. drieschi* με διακύμανση από 2,3 έως 96,8 % και τέλος το *M. albidus* που δεν ξεπέρασε το 15,7 %. Υπήρξε διαδοχή

στην κυριαρχία των καρκινοειδών, καθώς τα κλαδοκεραιωτά επικράτησαν κυρίως κατά τη θερμή περίοδο του έτους και τα κωπήποδα του ειδους *E. drieschi* κατά την ψυχρή. Στη λίμνη Οζερός, τη μεγαλύτερη συμμετοχή είχε το καλανοειδές *E. drieschi* το οποίο κυμάνθηκε μεταξύ 27,7 και 96,9 %, ενώ ακολούθησε η ομάδα των κλαδοκεραιωτών η οποία συμμετείχε με ποσοστό το οποίο κυμάνθηκε από 3,1 έως 71 % (Σχήμα 5.36). Η συμμετοχή του *M. albidus* στο σύνολο της ομάδας των καρκινοειδών ήταν αμελητέα (0,3 %). Το *E. drieschi* επικράτησε στο σύνολο των καρκινοειδών το μεγαλύτερο διάστημα του έτους, ενώ τα κλαδοκεραιωτά μόνο την περίοδο Ιούλιος-Σεπτέμβριος.

Ο λόγος των καλανοειδών προς το άθροισμα των κυκλοποειδών και των κλαδοκεραιωτών στη λίμνη Λυσιμαχεία κυμάνθηκε μεταξύ 0,02 και 29,9 (μέση τιμή 3,9) και αντίστοιχα στη λίμνη Οζερός από 0,38 έως 31,3 (μέση τιμή 5,9).



Σχήμα 5.36 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή (%) των κωπηπόδων και των κλαδοκεραιωτών στο σύνολο της ομάδας των καρκινοειδών στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Eudiaptomus drieschi

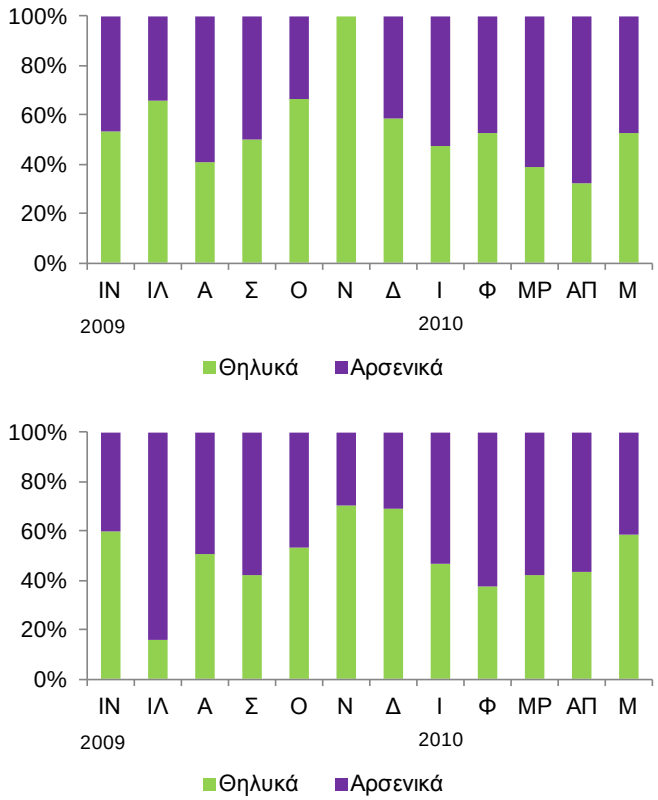
Το είδος *Eudiaptomus drieschi* είχε συνεχή παρουσία στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία των δύο λιμνών. Η μέση αφθονία του στη λίμνη Λυσιμαχεία κυμάνθηκε μεταξύ 6,2 και 71,3 ind/l τον Αύγουστο και τον Απρίλιο, αντίστοιχα. Σημείωσε δύο κορυφές αφθονίας, τη χειμερινή και την εαρινή περίοδο, ενώ σε χαμηλότερες τιμές κυμάνθηκε μετά το τέλος του καλοκαιριού και κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου. Η μέση τιμή αφθονίας του στη λίμνη Οζερός κυμάνθηκε μεταξύ 19,3 και 74,6 ind/l τον Ιούλιο και τον Απρίλιο, αντίστοιχα και σημείωσε τρείς κορυφές, το φθινόπωρο, το χειμώνα και την άνοιξη αντίστοιχα. Οι χαμηλότερες τιμές καταγράφθηκαν τον Ιούλιο και το Φεβρουάριο (Σχήμα 5.37).



Σχήμα 5.37 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του είδους *Eudiaptomus drieschi* (ind/l) και ποσοστιαία συμμετοχή (%) των επιμέρους αναπτυξιακών σταδίων στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Οι κωπηποδίτες αποτέλεσαν το μεγαλύτερο μέρος του πληθυσμού του είδους σχεδόν σε όλη τη διάρκεια της έρευνας, με ποσοστό που κυμάνθηκε για τη λίμνη Λυσιμαχεία μεταξύ 36,5 και 86,5 % και για τη λίμνη Οζερός μεταξύ 58,9 και 87,9 %. Τα ενήλικα άτομα είχαν μικρότερη συμμετοχή, η οποία κυμάνθηκε από 13,5 έως 63,5 % και από 12,1 έως 41,1 %, για τις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός αντίστοιχα.

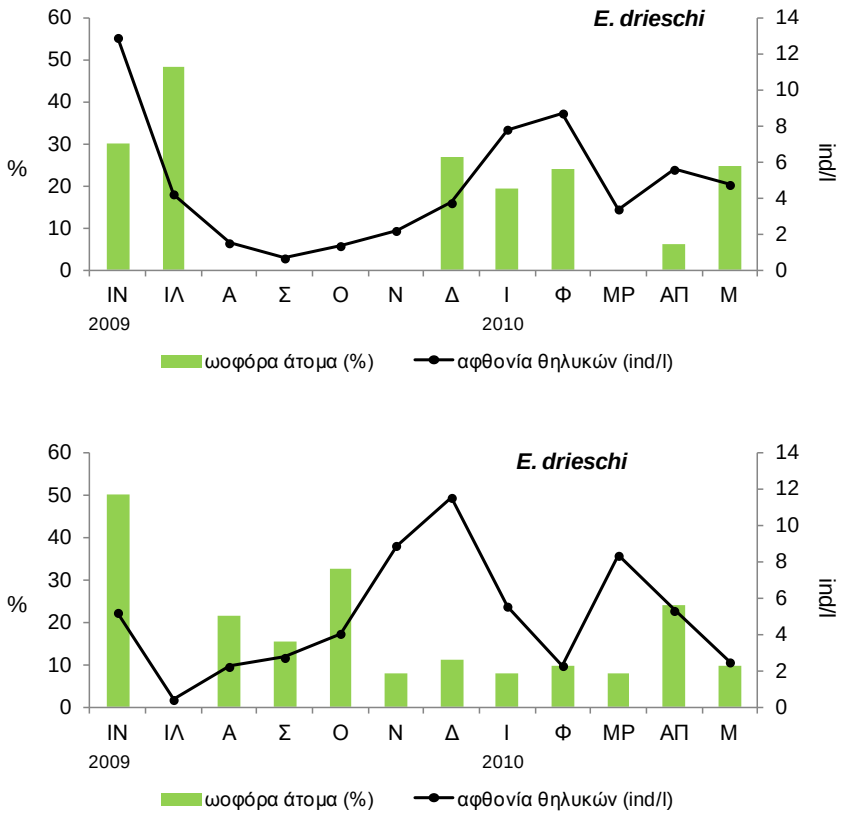
Στη λίμνη Λυσιμαχεία, τα θηλυκά άτομα υπερείχαν αριθμητικά (μέση τιμή 55,1 %) έναντι των αρσενικών (μέση τιμή 44,9 %) (Σχήμα 5.38), χωρίς ωστόσο ο λόγος αρσενικά : θηλυκά να αποκλίνει σημαντικά από 1:1 (*G*-test, p>0,05).



Σχήμα 5.38 Ποσοστιαία συμμετοχή των δυο φύλων στη μέση αφθονία των ενήλικων ατόμων του είδους *Eudiaptomus drieschi* στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Αντίθετα, στη λίμνη Οζερός υπερείχαν αριθμητικά τα αρσενικά άτομα (μέση τιμή 50,7 %) σε σχέση με τα θηλυκά (μέση τιμή 49,3 %) (Σχήμα 5.38). Η μεγαλύτερη συμμετοχή των θηλυκών σημειώθηκε στο τέλος του φθινοπώρου-αρχές χειμώνα και ο λόγος αρσενικά : θηλυκά απέκλινε σημαντικά από 1:1 (*G*-test, p=0,004) το Δεκέμβριο.

Ωοφόρα άτομα βρέθηκαν κυρίως κατά την περίοδο αυξημένης παρουσίας των θηλυκών ατόμων του είδους στη λίμνη Λυσιμαχεία (μέγιστη τιμή 48,3 %), ενώ στη λίμνη Οζερός ωοφόρα άτομα βρέθηκαν σχεδόν σε όλη τη διάρκεια της έρευνας (μέγιστη τιμή 49,9 %) εκτός από τον Ιούλιο όπου η αφθονία των θηλυκών ήταν μηδενική (Σχήμα 5.39).



Σχήμα 5.39 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στο σύνολο των θηλυκών *Eudiaptomus drieschi* και εποχική διακύμανση της αφθονίας (ind/l) των θηλυκών ατόμων στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Αναλύοντας τα μεγέθη των κωπηποδιτών σε τρεις κλάσεις μεγέθους (300-500, 500-700 και >700 μm), παρατηρήθηκε διαδοχή των τριών κλάσεων από τη μικρότερη στη μεγαλύτερη, καθώς οι κωπηποδίτες αυξάνονταν σε μέγεθος από το καλοκαίρι μέχρι και τον Ιανουάριο, περίοδο κατά την οποία επικράτησαν τα μεγαλύτερα άτομα και στις δύο λίμνες (Σχήμα 5.40). Την περίοδο της άνοιξης όπου σημειώθηκε η κορυφή αφθονίας των κωπηποδιτών, πιο άφθονα ήταν τα άτομα μεσαίου μεγέθους, τόσο για τη λίμνη Λυσιμαχεία όσο και για τη λίμνη Οζερός.



Σχήμα 5.40 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή (%) των κλάσεων μεγέθους των κωπηποδιτών του είδους *Eudiaptomus drieschi* στη συνολική αφθονία τους (ind/l) στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

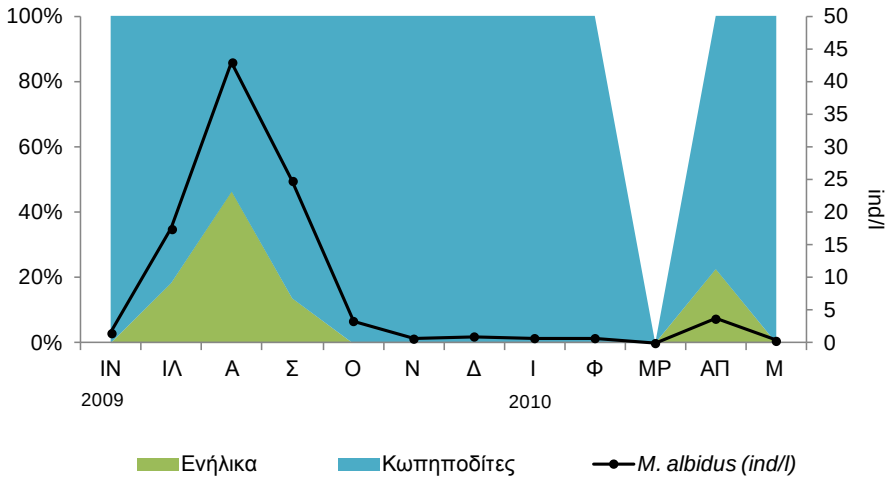
Συνδυάζοντας τις πληροφορίες από τα παραπάνω στοιχεία προκύπτει ότι το είδος *E. drieschi* είτε αναπαράγεται πολλές φορές κατά τη διάρκεια του χρόνου (λίμνη Λυσιμαχεία), ή ότι έχει συνεχή αναπαραγωγή (λίμνη Οζερός). Το συμπέρασμα αυτό προκύπτει από τη σχεδόν συνεχή παρουσία των ωοφόρων θηλυκών ατόμων κατά τη διάρκεια του έτους, καθώς και από τη συνεχή παρουσία των νεαρότερων ατόμων στον πληθυσμό ως αποτέλεσμα ενός αριθμού αναπαραγωγικών γεγονότων.

Macrocyclops albidus

Στη λίμνη Λυσιμαχεία, η μέση αφθονία του κυκλοποειδούς κωπηπόδου *Macrocyclops albidus* δεν ξεπέρασε τα 42,9 ind/l, εμφανίζοντας αυξημένη παρουσία

μόνο κατά τη διάρκεια της καλοκαιρινής περιόδου και σημειώνοντας μέγιστο τον Αύγουστο (Σχήμα 5.41). Το υπόλοιπο διάστημα του έτους η αφθονία του μειώθηκε αισθητά, ενώ το Μάρτιο απουσίαζε από τη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης. Μια μικρότερη αύξηση καταγράφηκε επίσης κατά την περίοδο της άνοιξης. Οι κωπηποδίτες αποτέλεσαν το μεγαλύτερο μέρος του πληθυσμού του είδους σε όλη τη διάρκεια της έρευνας, συμμετέχοντας με μέσο ποσοστό 83,3 %, ενώ τα ενήλικα άτομα συμμετείχαν με ποσοστό μόλις 8,4 %.

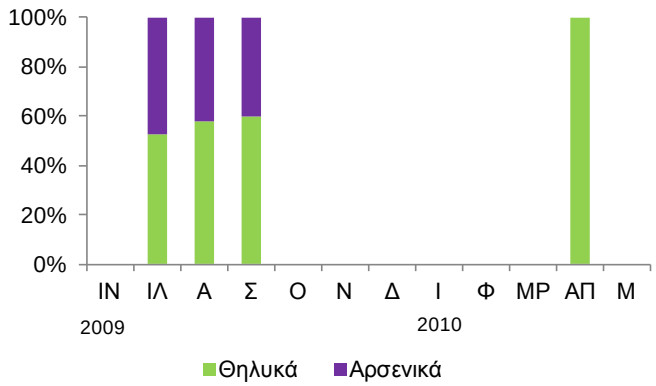
Στη λίμνη Οζερός όπως προαναφέρθηκε, το *M. albidus* βρέθηκε κατά την περίοδο του καλοκαιριού και το Σεπτέμβριο με αμελητέα μέση τιμή αφθονίας, η οποία κυμάνθηκε από 0 έως 0,8 ind/l (Σχήμα 5.35).



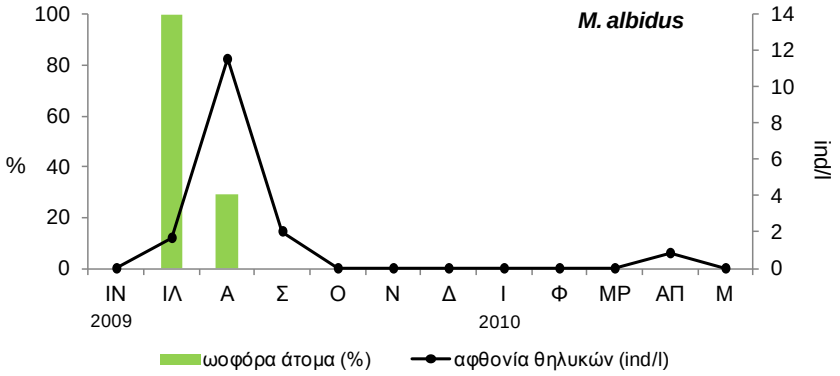
Σχήμα 5.41 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του είδους *Macrocyclops albidus* (ind/l) και ποσοστιαία συμμετοχή (%) των επιμέρους αναπτυξιακών σταδίων στη λίμνη Λυσιμαχεία.

Τα θηλυκά υπερείχαν αριθμητικά (μέση τιμή 22,6 %) σε σχέση με τα αρσενικά (μέση τιμή 10,7 %) (Σχήμα 5.42) χωρίς ωστόσο ο λόγος αρσενικά : θηλυκά να αποκλίνει σημαντικά από 1:1 (*G*-test, $p>0,05$). Ωοφόρα θηλυκά βρέθηκαν μόνο κατά την καλοκαιρινή περίοδο, όπου υπήρξε αυξημένη η παρουσία των θηλυκών ατόμων (Σχήμα 5.43).

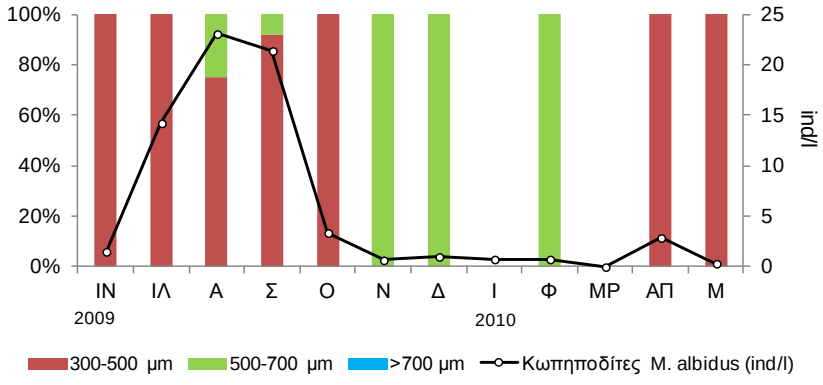
Όσον αφορά στη συμμετοχή των κλάσεων μεγέθους των κωπηποδιτών στη λίμνη Λυσιμαχεία (Σχήμα 5.44), βρέθηκαν μόνο άτομα των μικρότερων κλάσεων, τα οποία επικράτησαν πριν και κατά τη διάρκεια αύξησης της αφθονίας των κωπηποδιτών.



Σχήμα 5.42 Ποσοστιαία συμμετοχή των δυο φύλων στη μέση αφθονία των ενήλικων ατόμων του είδους *Macrocyclops albidus* στη λίμνη Λυσιμαχεία.



Σχήμα 5.43 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στο σύνολο των θηλυκών *Macrocyclops albidus* και εποχική διακύμανση της αφθονίας (ind/l) των θηλυκών ατόμων στη λίμνη Λυσιμαχεία.

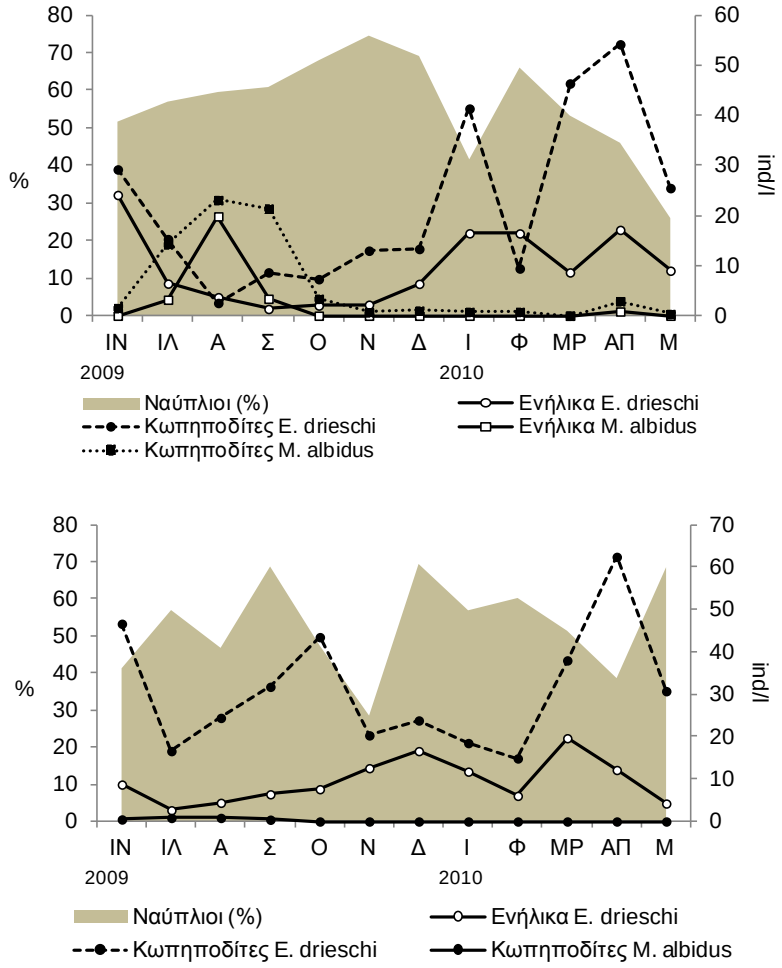


Σχήμα 5.44 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή (%) των κλάσεων μεγέθους των κωπηποδιτών του είδους *Macrocyclops albidus* στη συνολική αφθονία τους (ind/l) στη λίμνη Λυσιμαχεία.

Συμπερασματικά, φαίνεται πως το είδος *M. albidus* στη λίμνη Λυσιμαχεία αναπαράγεται κυρίως μέσα στο καλοκαίρι, ωστόσο λόγω της χαμηλής αφθονίας του δεν μπορούν να εξαχθούν ασφαλή συμπεράσματα.

Ναύπλιοι κωπηπόδων

Οι ναύπλιοι των κωπηπόδων, λόγω της δυσκολίας αναγνώρισής τους σε επίπεδο είδους, εξετάστηκαν συνολικά και για τα δύο είδη (*E. drieschi* και *M. albidus*).



Σχήμα 5.45 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας (ind/l) των ενήλικων και των κωπηποδιτών *Eudiaptomus drieschi* και *Macrocyclops albidus* και ποσοστιαία συμμετοχή των ναύπλιων (%) στο σύνολο των κωπηπόδων στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Η μέση αφθονία των ναυπλίων στη λίμνη Λυσιμαχεία κυμάνθηκε μεταξύ 12,2 και 71,8 ind/l, το Μάιο και τον Αύγουστο, αντίστοιχα και κατείχαν σημαντικά ποσοστά στο σύνολο των κωπηπόδων, τα οποία κυμάνθηκαν από 26 έως 74,3 % (Σχήμα 5.45). Τα υψηλότερα ποσοστά συμμετοχής παρατηρήθηκαν δύο μήνες πριν από την αύξηση της αφθονίας των κωπηποδιτών *E. drieschi* (Ιανουάριος και Απρίλιος), το Νοέμβριο και το Φεβρουάριο.

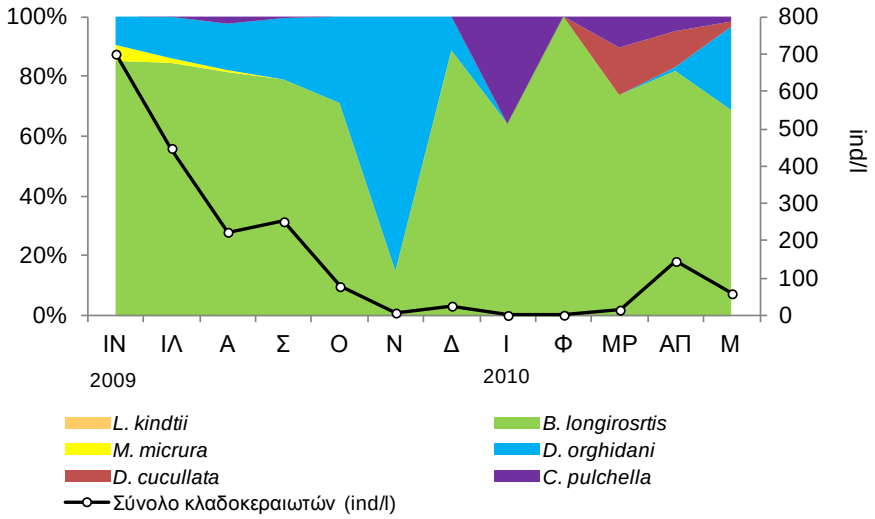
Στη λίμνη Οζερός, η μέση αφθονία των ναυπλίων κυμάνθηκε μεταξύ 13,2 και 91,2 ind/l το Νοέμβριο και το Δεκέμβριο αντίστοιχα, καταλαμβάνοντας επίσης σημαντικά ποσοστά στο σύνολο των κωπηπόδων, τα οποία κυμάνθηκαν από 28,6 έως 69,3 %. Παρατηρήθηκε διαδοχή των αναπτυξιακών σταδίων του *E. drieschi* με διαφορά περίπου 1-2 μηνών.

5.1.2.3 Κλαδοκεραιωτά

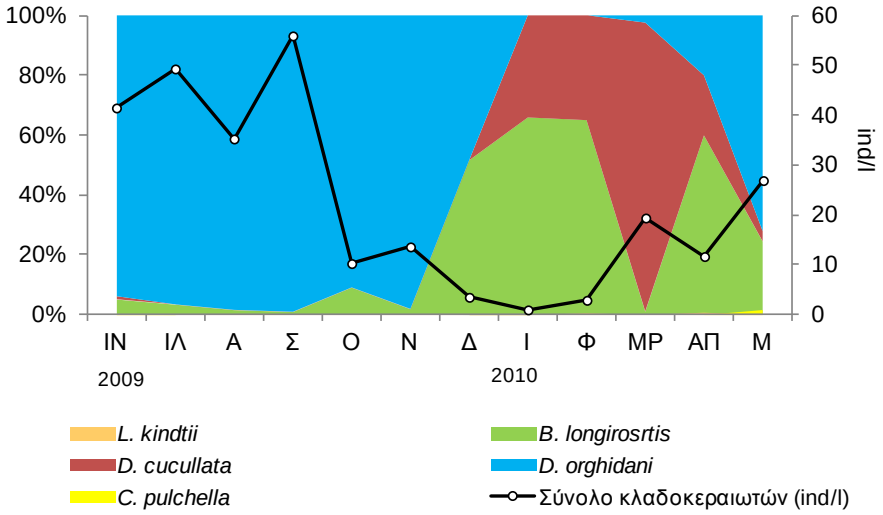
Τα κλαδοκεραιωτά ήταν η τρίτη αφθονότερη ομάδα στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης Λυσιμαχείας. Η μέση αφθονία του συνόλου της ομάδας κυμάνθηκε από 1,2 έως 700,3 ind/l τον Ιανουάριο και Ιούνιο, αντίστοιχα (Σχήμα 5.46). Στη λίμνη Οζερός, τα κλαδοκεραιωτά ήταν η λιγότερο άφθονη ομάδα στη βιοκοινωνία του ζωοπλαγκτού, με μέση αφθονία η οποία κυμάνθηκε από 1 έως 55,9 ind/l τον Ιανουάριο και το Σεπτέμβριο, αντίστοιχα (Σχήμα 5.47). Η εποχική διακύμανση της αφθονίας των κλαδοκεραιωτών, η οποία ήταν παρόμοια και για τις δύο λίμνες, χαρακτηρίζεται από αυξημένες τιμές την καλοκαιρινή περίοδο και μειωμένες τη χειμερινή, ενώ μια μικρότερη αύξηση σημειώθηκε την άνοιξη.

Στη λίμνη Οζερός, επικρατέστερο είδος ήταν το *Diaphanosoma orghidani* το οποίο συμμετείχε στη βιοκοινωνία των κλαδοκεραιωτών με ποσοστό που κυμάνθηκε μεταξύ 0 και 99 % (μέση τιμή 59,8 %) και ήταν κυρίαρχο το καλοκαίρι και το φθινόπωρο, ενώ παράλληλα επικράτησε μεταξύ των ειδών και στο τέλος της εαρινής περιόδου. Δεύτερο ακολούθησε το είδος *Bosmina longirostris*, το οποίο κυμάνθηκε από 0,9 έως 65,9 % (μέση τιμή 23,9 %) και επικράτησε στο σύνολο της ομάδας τη χειμερινή περίοδο και τον Απρίλιο, ενώ το είδος *Daphnia cucullata* με διακύμανση 0-96,4 % (μέση τιμή 15,8 %) ήταν κυρίαρχο το Μάρτιο. Το *Ceriodaphnia pulchella* εμφανίστηκε μόνο το Μάιο

έχοντας πολύ μικρή συμμετοχή (0,2 %) στη βιοκοινωνία των κλαδοκεραιωτών, όπως και το *Leptodora kindtii* (0,2 %) το οποίο βρέθηκε στα δείγματα κυρίως κατά τους θερμούς μήνες του έτους.



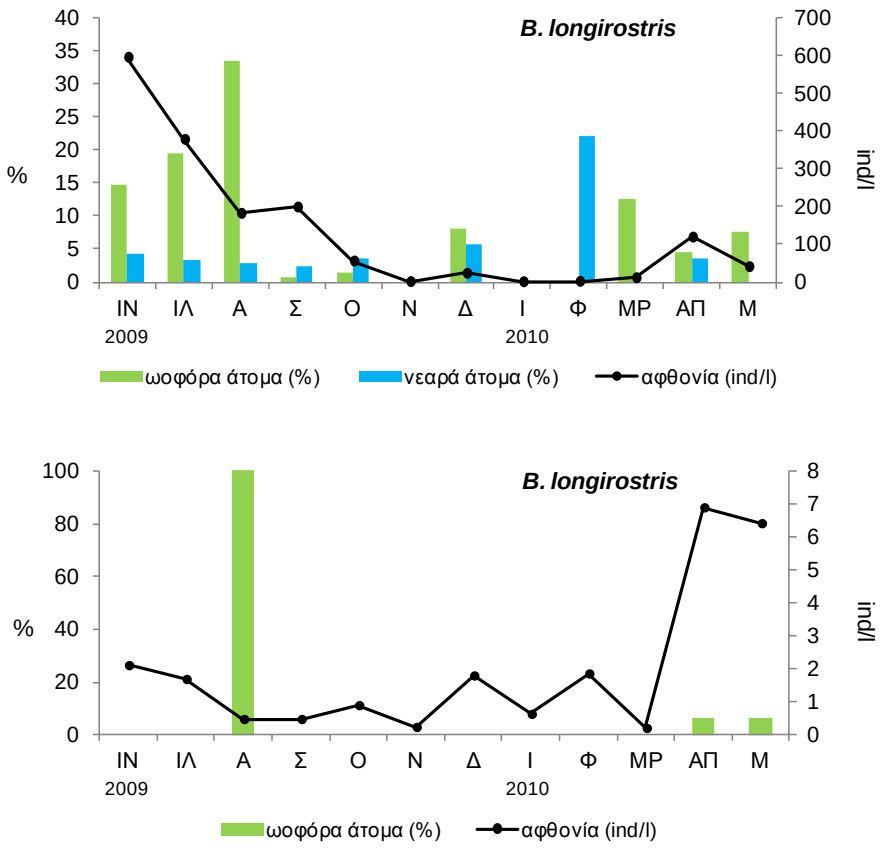
Σχήμα 5.46 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας της ομάδας των κλαδοκεραιωτών (ind/l) και ποσοστιαία συμμετοχή (%) των επιμέρους ειδών στη λίμνη Λυσιμαχεία.



Σχήμα 5.47 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας της ομάδας των κλαδοκεραιωτών (ind/l) και ποσοστιαία συμμετοχή (%) των επιμέρους ειδών στη λίμνη Οζερός.

Bosmina longirostris

Η παρουσία του κλαδοκεραιωτού *Bosmina longirostris* στη λίμνη Λυσιμαχεία ήταν συνεχής σε όλη τη διάρκεια της έρευνας. Η μέση αφθονία του είδους κυμάνθηκε μεταξύ 0,8 και 596,3 ind/l τον Ιανουάριο και τον Ιούνιο, αντίστοιχα. Η εποχική διακύμανση της αφθονίας του είναι παρόμοια με αυτή του συνόλου της ομάδας των κλαδοκεραιωτών και χαρακτηρίζεται από υψηλές τιμές τη θερμή περίοδο και μειωμένες την ψυχρή (Σχήμα 5.48). Καταγράφηκε αυξημένη παρουσία ωοφόρων και νεαρών ατόμων του είδους κυρίως κατά τη διάρκεια της καλοκαιρινής περιόδου, ενώ η μέση ποσοστιαία συμμετοχή τους στη συνολική αφθονία του πληθυσμού του ήταν 8,6 και 4 %, αντίστοιχα.



Σχήμα 5.48 Εποχική διακύμανση της μέσης συνολικής αφθονίας (ind/l) του *Bosmina longirostris* και μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) του είδους στη συνολική αφθονία του πληθυσμού στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Στη λίμνη Οζερός, το *B. longirostris* βρέθηκε επίσης καθ' όλη τη διάρκεια του έτους, με αυξημένη παρουσία κυρίως την περίοδο της άνοιξης (Σχήμα 5.48). Η μέση αφθονία του κυμάνθηκε μεταξύ 0,2 και 6,9 ind/l το Μάρτιο και τον Απρίλιο, αντίστοιχα. Τα ωοφόρα άτομα, τα οποία βρέθηκαν την άνοιξη και στο τέλος της καλοκαιρινής περιόδου, συμμετείχαν στη συνολική αφθονία του πληθυσμού με 9,4 %.

Συμπερασματικά, συνδυάζοντας τις παραπάνω πληροφορίες, προκύπτει πως το είδος *B. longirostris* πιθανά αναπαράγεται αρκετές φορές κατά τη διάρκεια του χρόνου στη λίμνη Λυσιμαχεία, κάτι το οποίο φαίνεται από τη σχεδόν συνεχή παρουσία των νεαρών και ωοφόρων ατόμων στο σύνολο του πληθυσμού. Αντίθετα, για τη λίμνη Οζερός δεν μπορεί να εξαχθεί ένα γενικό συμπέρασμα, λόγω της χαμηλής αφθονίας του.

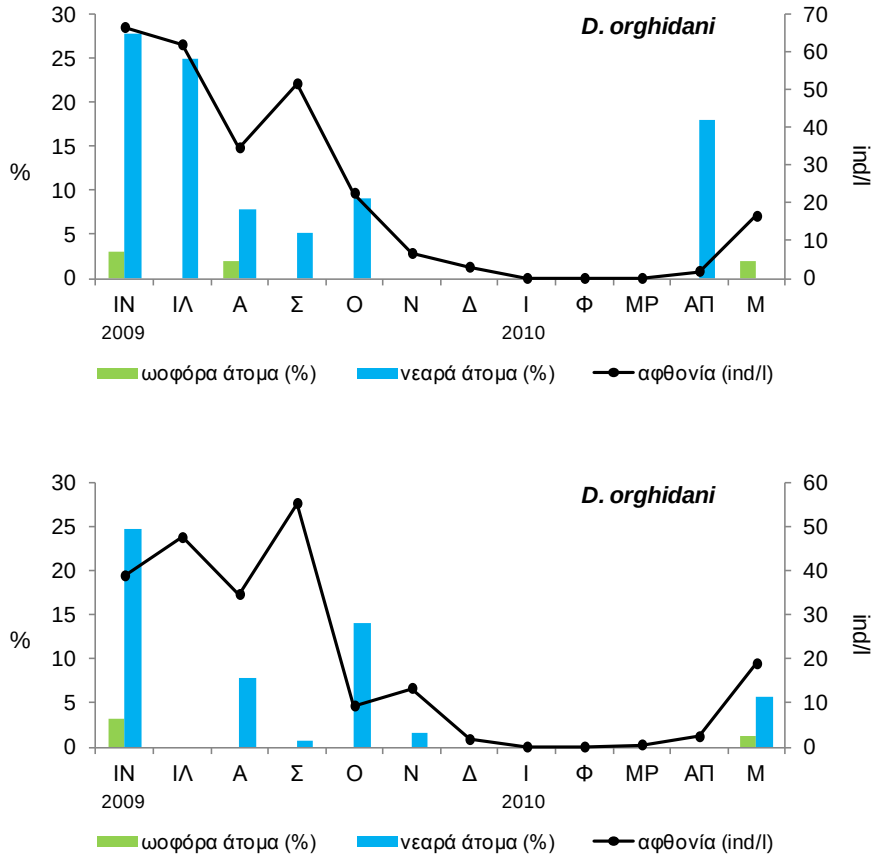
Diaphanosoma orghidani

Το *Diaphanosoma orghidani* ήταν το δεύτερο αφθονότερο είδος κλαδοκεραιωτού στη λίμνη Λυσιμαχεία και το επικρατέστερο στη λίμνη Οζερός. Η εποχική διακύμανσή του ήταν παρόμοια και στα δύο οικοσυστήματα, καθώς βρέθηκε σε μεγάλη αφθονία κατά τη διάρκεια της καλοκαιρινής και φθινοπωρινής περιόδου, στη συνέχεια η αφθονία του μειώθηκε απουσιάζοντας τη χειμερινή περίοδο, ενώ άρχισε και πάλι να αυξάνεται προς το τέλος της άνοιξης (Σχήμα 5.49). Στη λίμνη Λυσιμαχεία σημείωσε μέγιστη μέση αφθονία τον Ιούνιο φθάνοντας τα 66,6 ind/l και αντίστοιχα στη λίμνη Οζερός το Σεπτέμβριο με 55,4 ind/l.

Τα μεγαλύτερα ποσοστά των ωοφόρων και των νεαρών ατόμων (3,1 και 27,8 %, αντίστοιχα) στη συνολική αφθονία του πληθυσμού του είδους στη λίμνη Λυσιμαχεία, καταγράφθηκαν τον Ιούνιο, όπου το είδος παρουσίασε επίσης μέγιστο αφθονίας. Παρόμοια στη λίμνη Οζερός, τα μεγαλύτερα ποσοστά ωοφόρων και νεαρών ατόμων καταγράφθηκαν τον Ιούνιο πριν από την αύξηση αφθονίας του είδους. Η μέση ποσοστιαία συμμετοχή τους στο σύνολο του πληθυσμού ήταν 0,4 και 4,6 %, αντίστοιχα για τα ωοφόρα και νεαρά άτομα.

Συνδυάζοντας τις παραπάνω πληροφορίες, φαίνεται πως το είδος *D. orghidani* αναπαράγεται τη θερμή περίοδο του έτους και στα δύο λιμναία οικοσυστήματα

(καλοκαίρι - φθινόπωρο και άνοιξη), κάτι το οποίο προκύπτει από τη μεγάλη παρουσία των νεαρών και ωοφόρων ατόμων στον πληθυσμό αυτή την περίοδο.

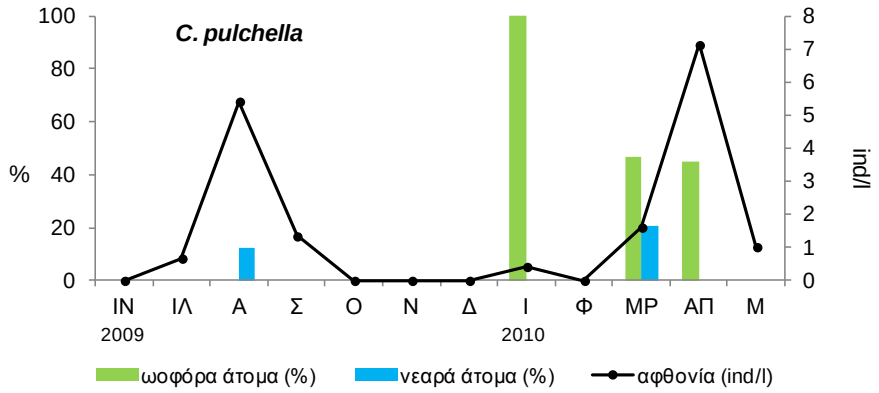


Σχήμα 5.49 Εποχική διακύμανση της μέσης συνολικής αφθονίας (ind/l) του *Diaphanosoma orghidani* και μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων και των νεαρών ατόμων (%) του είδους στη συνολική αφθονία του πληθυσμού στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Ceriodaphnia pulchella

Το είδος *Ceriodaphnia pulchella* συμμετείχε στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης Λυσιμαχείας με χαμηλή μέση αφθονία, η οποία σημείωσε μέγιστο την άνοιξη 7,1 ind/l, ενώ παράλληλα μια μικρότερη κορυφή αφθονίας εμφάνισε και κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού (Σχήμα 5.50). Το υπόλοιπο διάστημα του έτους η παρουσία του ήταν αρκετά χαμηλή, ενώ σε κάποιους μήνες απουσίαζε. Τα ωοφόρα και τα νεαρά άτομα, των οποίων η παρουσία ήταν αυξημένη την εαρινή περίοδο, συμμετείχαν στη

συνολική αφθονία του πληθυσμού με μέση ποσοστιαία τιμή 16 και 2,8 % αντίστοιχα, ωστόσο λόγω της χαμηλής αφθονίας του είδους δεν μπορεί να εξαχθεί ένα ασφαλές συμπέρασμα για την περίοδο της αναπαραγωγής. Στη λίμνη Οζερός το είδος βρέθηκε μόνο το Μάιο με μέση τιμή αφθονίας η οποία δεν ξεπέρασε τα 0,7 ind/l.



Σχήμα 5.50 Εποχική διακύμανση της μέσης συνολικής αφθονίας (ind/l) του *Ceriodaphnia pulchella* και μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων και των νεαρών ατόμων (%) του είδους στη συνολική αφθονία του πληθυσμού στη λίμνη Λυσιμαχεία.

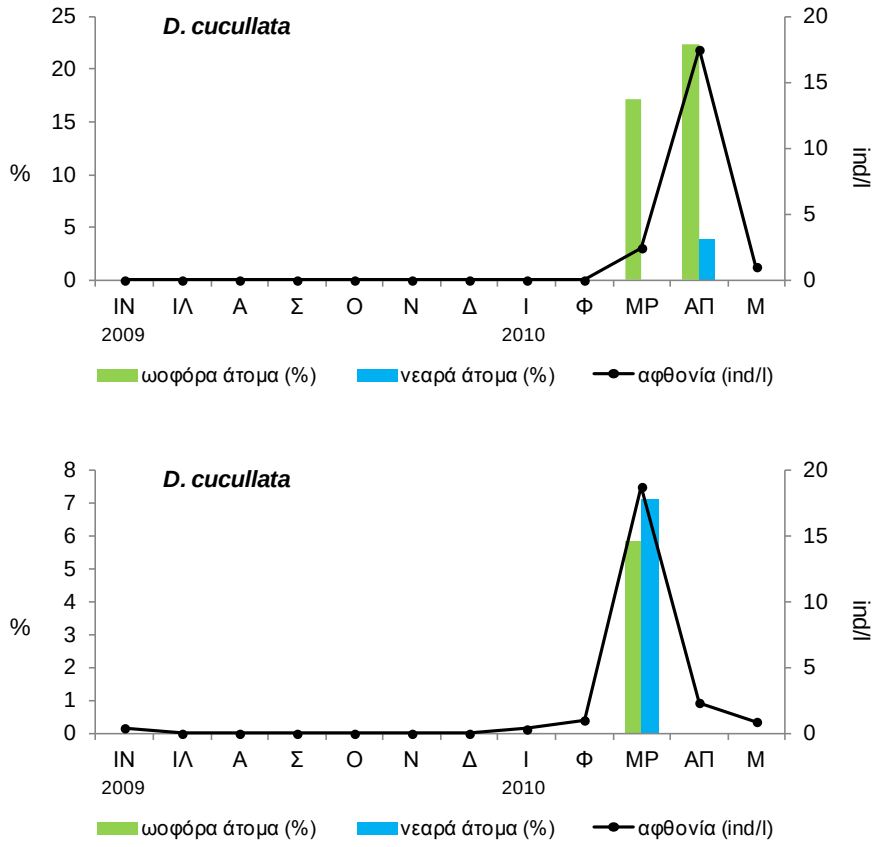
Daphnia cucullata

Το είδος *Daphnia cucullata* βρέθηκε και στα δύο οικοσυστήματα μόνο κατά την εαρινή περίοδο. Στη λίμνη Λυσιμαχεία σημείωσε μέγιστη μέση τιμή αφθονίας τον Απρίλιο 17,5 ind/l, ενώ τον ίδιο μήνα η συμμετοχή των ωοφόρων και των νεαρών ατόμων στη συνολική αφθονία του πληθυσμού ήταν αντίστοιχα 22,3 και 3,8 % (Σχήμα 5.51). Παρόμοια για τη λίμνη Οζερός, η μέση τιμή αφθονίας του *D. cucullata* δεν ξεπέρασε τα 18,7 ind/l το Μάρτιο και την ίδια εποχή η συμμετοχή των ωοφόρων και των νεαρών ατόμων στη συνολική αφθονία του πληθυσμού ήταν 5,8 και 7,1 %, αντίστοιχα (Σχήμα 5.51).

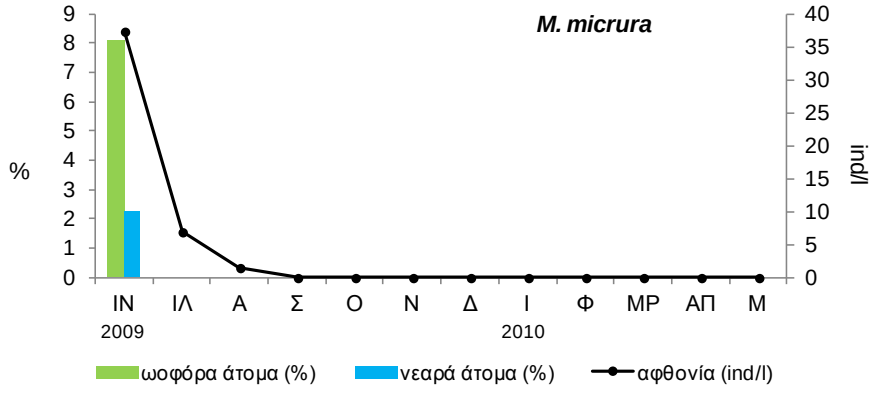
Moina micrura

Το κλαδοκεραιωτό *Moina micrura*, το οποίο βρέθηκε μόνο στη λίμνη Λυσιμαχεία, καταγράφηκε κατά την καλοκαιρινή περίοδο, σημειώνοντας μέγιστο αφθονίας τον

Ιούνιο 37,4 ind/l (Σχήμα 5.52). Τον ίδιο μήνα, η συμμετοχή των ωοφόρων και των νεαρών ατόμων στη συνολική αφθονία του πληθυσμού ήταν 8,1 και 2,3 %, αντίστοιχα.



Σχήμα 5.51 Εποχική διακύμανση της μέσης συνολικής αφθονίας (ind/l) του *Daphnia cucullata* και μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων και των νεαρών ατόμων (%) του είδους στη συνολική αφθονία του πληθυσμού στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).



Σχήμα 5.52 Εποχική διακύμανση της μέσης συνολικής αφθονίας (ind/l) του *Moina micrura* και μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων και των νεαρών ατόμων (%) του είδους στη συνολική αφθονία του πληθυσμού στη λίμνη Λυσιμαχεία.

Leptodora kindtii

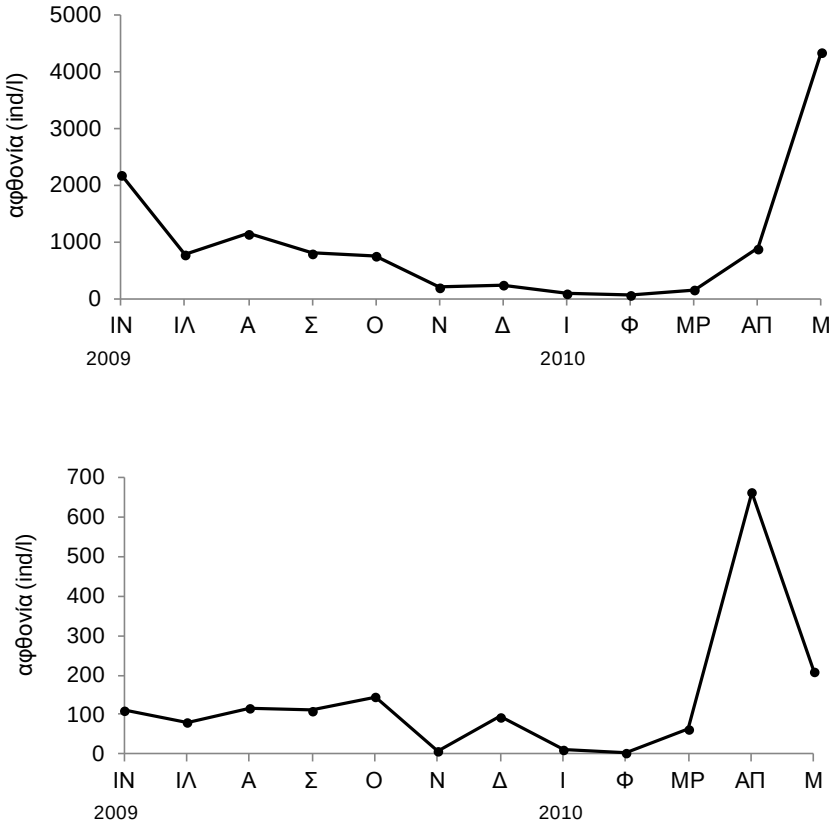
Το αρπακτικό είδος *Leptodora kindtii* το οποίο βρέθηκε στη λίμνη Οζερός κυρίως κατά τη θερμή περίοδο του έτους, σημείωσε μέγιστο αφθονίας 0,8 ind/l τον Απρίλιο (Σχήμα 5.53). Στη λίμνη Λυσιμαχεία εμφανίστηκε μόνο τον Ιούνιο και Ιούλιο, έχοντας αμελητέα αφθονία η οποία δεν ξεπέρασε τα 0,08 και 0,02 ind/l, αντίστοιχα.



Σχήμα 5.53 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας (ind/l) του είδους *Leptodora kindtii* στη λίμνη Οζερός.

5.1.2.4 Τροχόζωα

Τα τροχόζωα ήταν η πιο άφθονη ομάδα στη βιοκοινωνία του ζωοπλαγκτού της λίμνης Λυσιμαχείας. Η μέση αφθονία τους κυμάνθηκε μεταξύ 68,2 και 4343 ind/l το Φεβρουάριο και το Μάιο, αντίστοιχα (Σχήμα 5.54). Στη λίμνη Οζερός, όπου αποτέλεσαν τη δεύτερη αφθονότερη ομάδα στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία, κυμάνθηκαν από 4 έως 662,7 ind/l το Φεβρουάριο και τον Απρίλιο, αντίστοιχα (Σχήμα 5.54). Η εποχική διακύμανση της αφθονίας της ομάδας των τροχοζώων, η οποία παρουσίασε αρκετές ομοιότητες μεταξύ των δύο λιμνών, χαρακτηρίζεται από υψηλές τιμές στα τέλη της άνοιξης και στην καλοκαιρινή περίοδο, οι οποίες στη συνέχεια μειώνονται μέχρι και την περίοδο του χειμώνα, οπότε σημειώνονται και οι μικρότερες τιμές αφθονίας.



Σχήμα 5.54 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας (ind/l) της ομάδας των τροχοζώων στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Η ποσοστιαία συμμετοχή των επιμέρους ειδών των τροχοζώων στη συνολική αφθονία της ομάδας για τις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός παρουσιάζεται στους Πίνακες 5.2 και 5.3, αντίστοιχα. Πολλά από τα είδη κυριάρχησαν διαδοχικά. Να σημειωθεί ότι, όπως και στην περίπτωση της Αμβρακίας, από το γένος *Hexarthra* αναγνωρίστηκαν δύο είδη, τα *H. mira* και *H. intermedia*, ωστόσο τα αποτελέσματα για αυτά παρουσιάζονται μαζί.

Τα επικρατέστερα είδη τροχοζώων στη λίμνη Λυσιμαχεία ήταν τα *Keratella cochlearis, Polyarthra* sp. και *Synchaeta* sp., τα οποία συμμετείχαν στο σύνολο της ομάδας των τροχοζώων με μέση ποσοστιαία τιμή 21,9, 16,2 και 10,8 %, αντίστοιχα (Πίνακας 5.2). Ακολούθησαν τα είδη *Filinia longiseta, Conochilus unicornis, Asplanchna priodonta, Filinia opoliensis, Hexarthra* sp. και *Keratella tropica*, των οποίων η μέση τιμή ποσοστιαίας συμμετοχής τους στο σύνολο της ομάδας κυμάνθηκε μεταξύ 4,3 και 9,9 %. Η μέση ποσοστιαία συμμετοχή των υπολοίπων ειδών στη

συνολική αφθονία των τροχοζώων στη λίμνη Λυσιμαχεία ήταν αρκετά μικρή, καθώς κυμάνθηκε από 0,01 έως 2,1 % (Πίνακας 5.2).

Πίνακας 5.2 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ειδών (%) στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων στη λίμνη Λυσιμαχεία.

Είδη / Μήνες	2009-2010											
	ΙΝ	ΙΛ	Α	Σ	Ο	Ν	Δ	Ι	Φ	ΜΡ	ΑΠ	Μ
Asplanchna priodonta	5,8	2,4	3,8	8,2	14,2	42,9	1,6	4,2	1,1	3,9	0,6	6,5
Brachionus angularis	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	6,1	1,4	2,2	1,2	0,4
Brachionus calyciflorus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Bcfa*	1,6	0,2	1,6	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	2,7
Brachionus falcatus	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
***Collotheca* sp.**	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,1
Conochilus unicornis	0,0	6,9	2,0	0,4	0,3	1,1	0,0	18,9	28,5	33,6	7,5	5,5
***Epiphanes* sp.**	2,6	0,8	0,6	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Filinia opoliensis	17,7	53,2	8,1	2,1	4,5	7,8	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Filinia longiseta	0,1	0,0	1,3	2,2	14,7	0,0	15,4	5,3	40,8	18,7	19,7	0,3
Gastropus stylifer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	3,6	0,6	0,7	0,5	0,0	2,4	4,1
Hexarthra sp.	10,7	12,8	22,5	15,0	5,1	0,6	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,3
Kellicottia longispina	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	2,3	0,0
Keratella cochlearis	1,2	5,2	27,9	24,5	6,4	10,7	65,2	4,5	13,9	8,3	43,2	51,6
Keratella tecta	0,1	0,0	0,3	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	5,5
Keratella tropica	37,5	2,0	6,4	3,3	1,2	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0
Keratella quadrata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
***Polyarthra* sp.**	3,5	8,9	17,6	18,3	37,7	17,5	11,4	43,6	3,7	5,5	14,4	12,2
Pompholyx sulcata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,6	0,0	0,0	0,0
Ploesoma hudsoni	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
***Synchaeta* sp.**	13,8	3,1	1,9	12,2	14,0	14,5	4,9	13,8	8,8	24,4	8,2	10,0
Trichocerca similis	5,3	3,7	4,2	10,6	0,4	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
***Trichocerca* sp.**	0,2	1,0	1,3	0,6	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,4
***Trichotria* sp.**	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
Lecane sp.	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Brachionus calyciflorus f. anuraeiformis

Στη λίμνη Οζερός τα αφθονότερα τροχόζωα ήταν τα *Filinia longiseta, Synchaeta* sp., *Conochilus unicornis* και *Polyarthra* sp. τα οποία συμμετείχαν στη βιοκοινωνία των τροχοζώων με ποσοστά 20,7, 17,4, 16,8 και 14,2 %, αντίστοιχα, ενώ ακολούθησαν τα είδη *Keratella quadrata*, *Hexarthra* sp. και *Asplanchna priodonta* με ποσοστά, 10,8, 10,1 και 5,1 %, αντίστοιχα. Η μέση ποσοστιαία συμμετοχή των υπολοίπων ειδών στη

συνολική αφθονία της ομάδας ήταν αρκετά μικρή, καθώς κυμάνθηκε μεταξύ 0,01 και 1,9 % (Πίνακας 5.3).

Πίνακας 5.3 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή των ειδών (%) στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων στη λίμνη Οζερός.

	2009-2010											
	ΙΝ	ΙΛ	Α	Σ	Ο	Ν	Δ	Ι	Φ	ΜΡ	ΑΠ	Μ
Asplanchna priodonta	0,0	0,0	0,0	0,0	10,8	35,3	0,0	0,0	2,6	0,0	2,5	9,8
Conochilus unicornis	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	85,9	7,1	2,6	0,8	38,8	66,2
Filinia opoliensis	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Filinia longiseta	44,5	3,9	6,0	5,0	5,1	10,6	9,5	77,0	53,8	14,1	9,5	10,1
***Hexarthra* sp.**	0,0	68,0	41,7	7,5	0,3	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8
Kellicottia longispina	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	0,3	0,0	0,0
Keratella cochlearis	0,0	1,6	0,7	0,0	0,6	5,0	1,8	1,0	0,0	0,4	0,4	3,9
Keratella tecta	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Keratella tropica	1,2	0,0	6,0	2,2	0,0	2,5	0,4	0,0	10,6	0,0	0,0	0,0
Keratella quadrata	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	1,9	14,9	27,7	84,5	0,4	0,0
***Polyarthra* sp.**	2,5	9,8	8,1	76,7	45,2	25,3	0,4	0,0	0,0	0,0	0,8	1,3
Ploesoma hudsoni	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
***Synchaeta* sp.**	50,6	13,6	31,0	8,2	38,0	13,2	0,0	0,0	0,0	0,0	47,2	7,6
Trichocerca similis	1,2	3,1	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
***Trichocerca* sp.**	0,0	0,0	0,4	0,4	0,0	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Α) Κοινά είδη τροχοζώων στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός

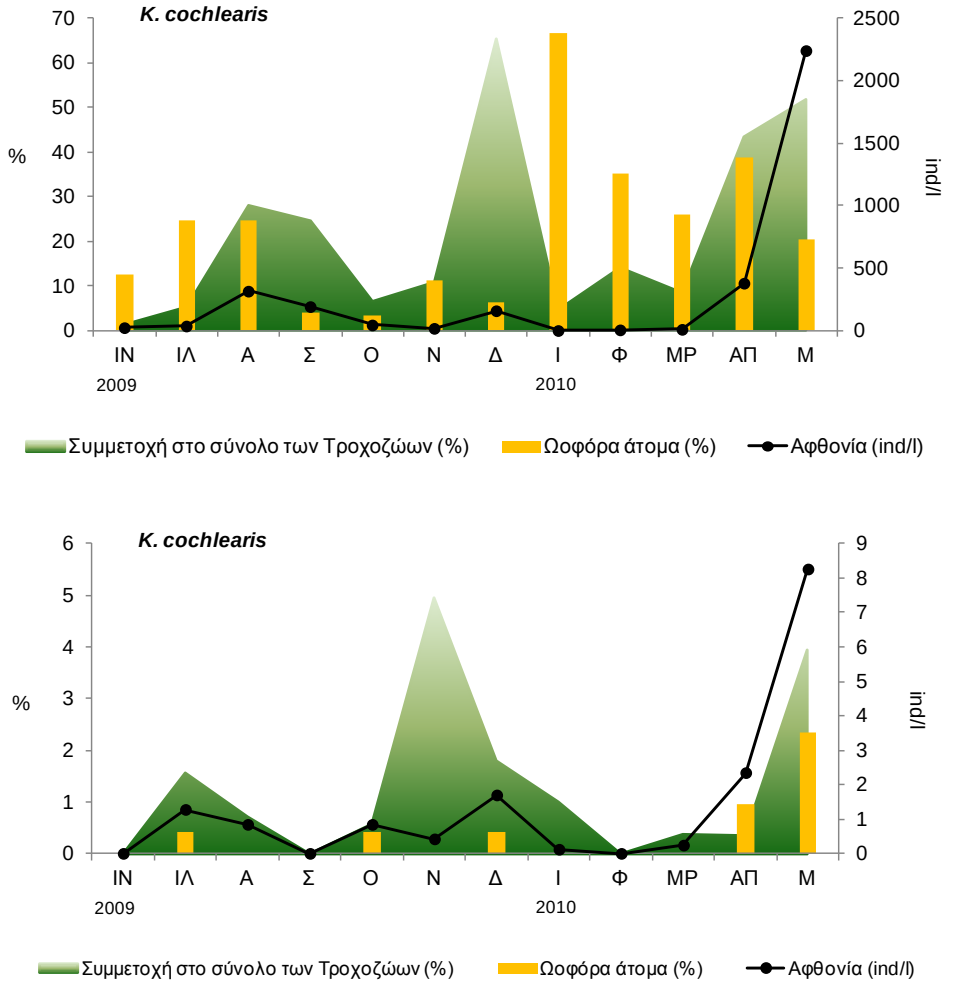
Σχετικά με τις εποχικές διακυμάνσεις των κοινών ειδών που καταγράφθηκαν στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός, αυτές παρουσιάζονται αναλυτικά στα Σχήματα 5.55 έως 5.68 που ακολουθούν.

Η γενική εικόνα που προκύπτει, είναι πως η χρονική κατανομή των περισσοτέρων ειδών είναι παρόμοια μεταξύ των δύο οικοσυστημάτων, ενώ συνήθως διαφέρουν ως προς τις τιμές αφθονίας τους. Τα είδη που αυξάνουν την παρουσία τους κατά την εαρινή περίοδο είναι τα *Keratella cochlearis, Synchaeta* sp., *Filinia longiseta, Conochilus unicornis, Asplanchna priodonta, Keratella quadrata, Kellicottia longispina* και *Keratella tecta*, ενώ κατά την περίοδο του καλοκαιριού αυξημένα παρουσιάζονται τα *Trichocerca* sp., *Hexarthra* sp., *Keratella tropica* και *Filinia opoliensis*. Διαφορά υπήρξε στην εμφάνιση των ατόμων του γένους *Polyarthra*, το οποίο βρέθηκε σε

αυξημένη αφθονία την άνοιξη στη λίμνη Λυσιμαχεία και το φθινόπωρο στη λίμνη Οζερός.

Keratella cochlearis

Το είδος *Keratella cochlearis* είχε συνεχή παρουσία στα δείγματα καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας στη λίμνη Λυσιμαχεία. Η μέση αφθονία του κυμάνθηκε μεταξύ 4,3 και 2240,9 ind/l τον Ιανουάριο και το Μάιο, αντίστοιχα, ενώ παράλληλα δύο μικρότερες κορυφές αφθονίας σημειώθηκαν τον Αύγουστο και το Δεκέμβριο (Σχήμα 5.55).



Σχήμα 5.55 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του *Keratella cochlearis* (ind/l), ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του είδους στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Το *K. cochlearis* ήταν το κυρίαρχο είδος στη βιοκοινωνία των τροχοζώων τους περισσότερους μήνες του έτους (Αύγουστος - Σεπτέμβριος, Δεκέμβριος και Απρίλιος - Μάιος) συμμετέχοντας στο σύνολο της ομάδας με ποσοστά που κυμάνθηκαν μεταξύ 1,2 και 65,2 %. Το ίδιο είδος ήταν υπεύθυνο για το μέγιστο αφθονίας των τροχοζώων το Μάιο, καθώς επικράτησε μεταξύ των ειδών με μέση ποσοστιαία τιμή 51,6 %. Ωοφόρα άτομα καταγράφθηκαν σε όλη τη διάρκεια της παρουσίας του, συμμετέχοντας στο σύνολο του πληθυσμού με μέση ποσοστιαία τιμή 22,9 %, ενώ παρατηρήθηκε αύξηση του ποσοστού τους κατά τις περιόδους πριν από την αύξηση της αφθονίας του είδους (Σχήμα 5.55).

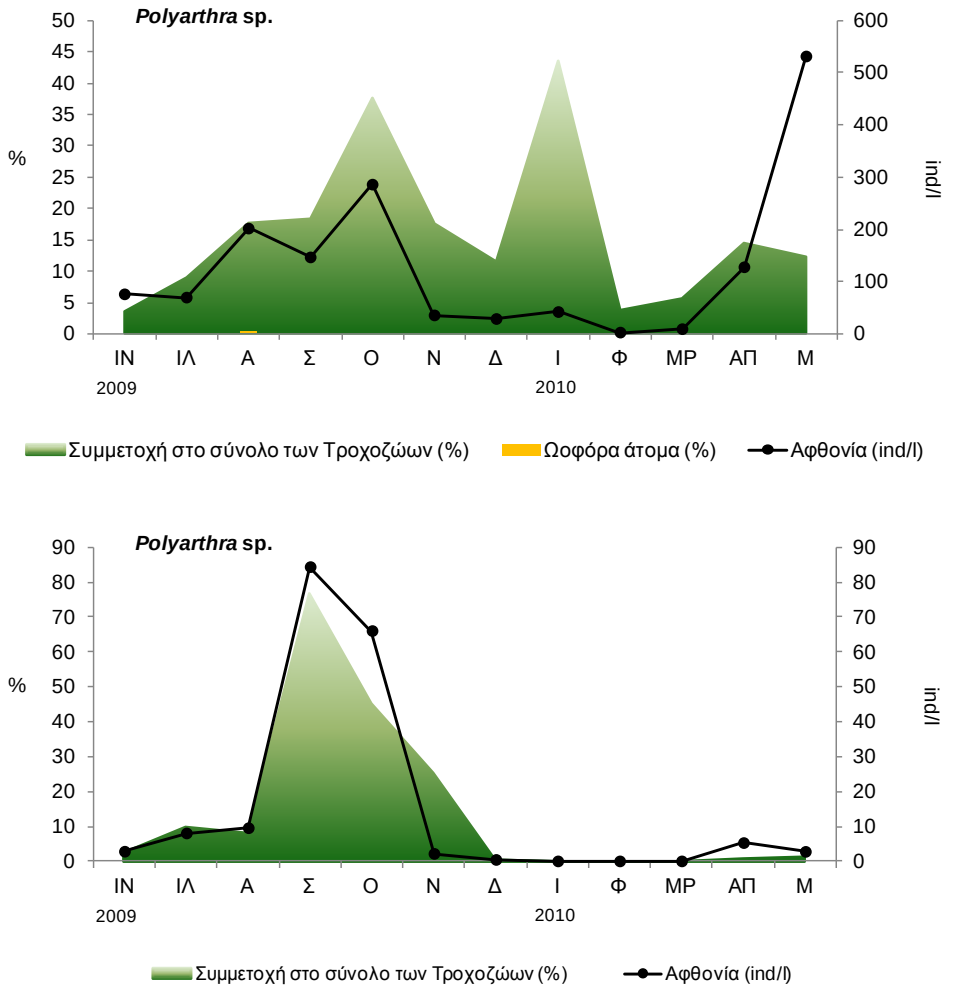
Στη λίμνη Οζερός, το *K. cochlearis* εμφάνισε παρόμοια εποχική διακύμανση όπως και στη λίμνη Λυσιμαχεία, ωστόσο η αφθονία του δεν ξεπέρασε τα 8,2 ind/l το Μάιο (Σχήμα 5.55). Η μέση ποσοστιαία συμμετοχή του στο σύνολο της ομάδας των τροχοζώων ήταν 1,3 % και δεν επικράτησε ποτέ μεταξύ των ειδών τροχοζώων. Ωοφόρα άτομα *K. cochlearis* βρέθηκαν και στις τέσσερις εποχές του χρόνου συμμετέχοντας στο σύνολο του πληθυσμού με μικρό ποσοστό (0,4 %).

Polyarthra sp.

Το γένος *Polyarthra* ήταν το δεύτερο κυρίαρχο μεταξύ των τροχοζώων στη λίμνη Λυσιμαχεία, με μέση ποσοστιαία τιμή 16,2 % (Σχήμα 5.56). Η μέση αφθονία του κυμάνθηκε μεταξύ 2,5 και 530,9 ind/l το Φεβρουάριο και το Μάιο, αντίστοιχα. Αυξημένη ήταν επίσης η παρουσία του στο τέλος της καλοκαιρινής περιόδου και στις αρχές της φθινοπωρινής. Επικράτησε μεταξύ των τροχοζώων τον Οκτώβριο και τον Ιανουάριο με μέσο ποσοστό 37,7 και 43,6 %, αντίστοιχα. Ωοφόρα άτομα βρέθηκαν μόνο τον Αύγουστο, με αμελητέα όμως συμμετοχή στο σύνολο του πληθυσμού (0,42 %).

Στη λίμνη Οζερός, το γένος *Polyarthra* είχε μεγάλη παρουσία κυρίως τη φθινοπωρινή περίοδο, σημειώνοντας μέγιστο αφθονίας το Σεπτέμβριο με 84,3 ind/l (Σχήμα 5.56). Επικράτησε μεταξύ των ειδών τροχοζώων τον ίδιο μήνα καθώς και τον Οκτώβριο με ποσοστά 76,7 και 45,2 %, αντίστοιχα, ενώ τον επόμενο μήνα ήταν το δεύτερο κυρίαρχο είδος καθώς συμμετείχε με 25,3 %. Τα άτομα του γένους *Polyarthra*

απουσίαζαν κατά το διάστημα Ιανουάριος-Μάρτιος και εμφανίστηκαν ξανά τον Απρίλιο, με χαμηλή ωστόσο αφθονία.

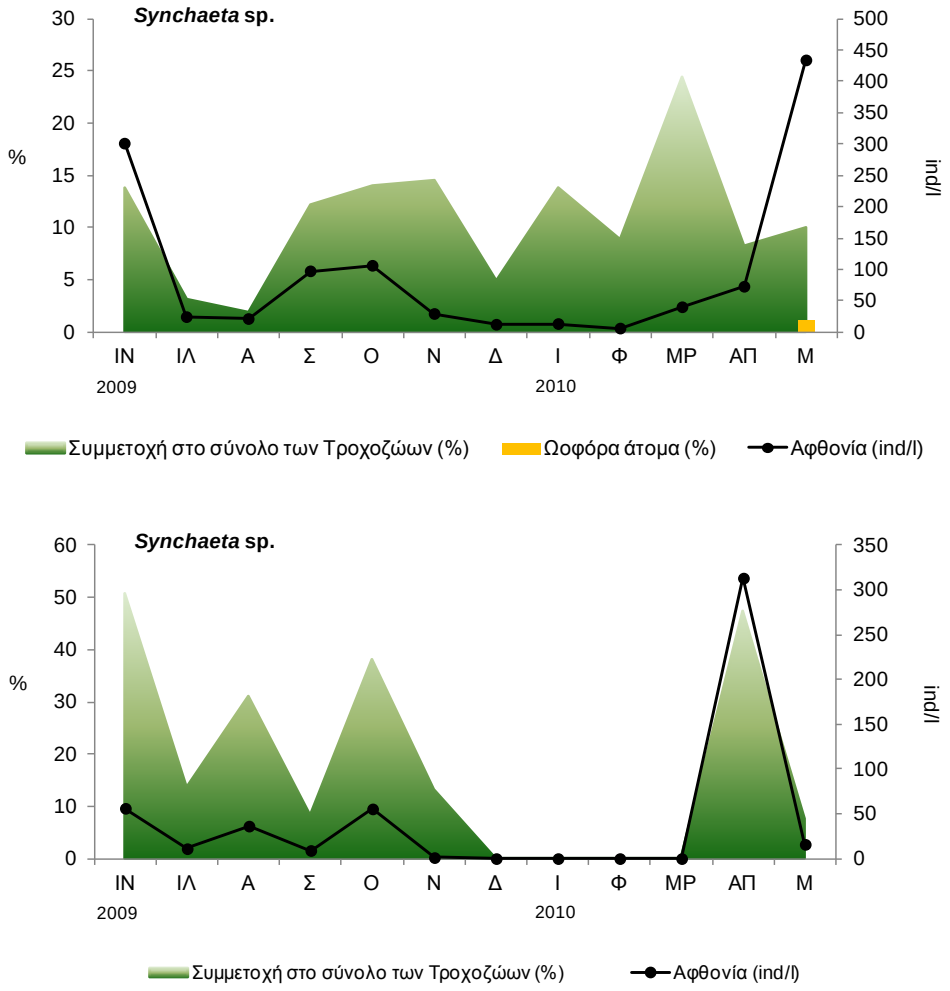


Σχήμα 5.56 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του γένους *Polyarthra* (ind/l), ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Synchaeta sp.

Η μέση αφθονία του γένους *Synchaeta* στη λίμνη Λυσιμαχεία κυμάνθηκε μεταξύ 6 και 433,7 ind/l το Φεβρουάριο και το Μάιο, αντίστοιχα και συμμετείχε στο σύνολο της ομάδας των τροχοζώων με μέση ποσοστιαία τιμή 10,8 % (Σχήμα 5.57). Υψηλές τιμές αφθονίας παρουσίασε επίσης το καλοκαίρι και το φθινόπωρο. Είχε συνεχή παρουσία

στα δείγματα καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης και ήταν το δεύτερο επικρατέστερο τροχόζωο το Μάρτιο με μέσο ποσοστό συμμετοχής 24,4 %. Ωοφόρα άτομα καταγράφθηκαν μόνο το Μάιο όπου σημειώθηκε το μέγιστο αφθονίας, ενώ συμμετείχαν στο σύνολο του πληθυσμού με μέση ποσοστιαία τιμή 1,16 %.



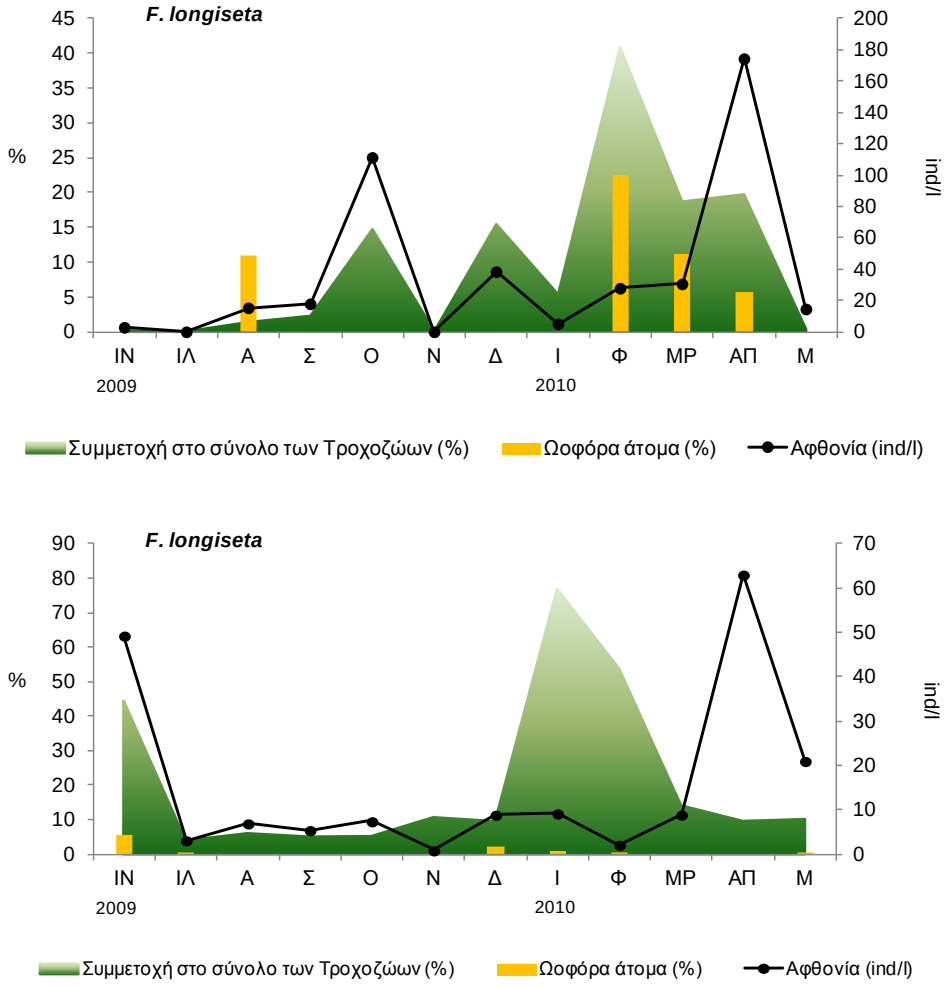
Σχήμα 5.57 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του γένους *Synchaeta* (ind/l), ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Στη λίμνη Οζερός, το γένος *Synchaeta* ήταν το δεύτερο αφθονότερο στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία. Ο πληθυσμός του είχε αυξημένη παρουσία κατά τους θερμούς μήνες του έτους, ενώ κατά την ψυχρή περίοδο απουσίαζε από τα δείγματα. Η μέγιστη αφθονία καταγράφηκε τον Απρίλιο φθάνοντας τα 313,1 ind/l και αυτή την

περίοδο το γένος ήταν υπεύθυνο για το μέγιστο της συνολικής αφθονίας των τροχοζώων (Σχήμα 5.57). Το γένος *Synchaeta* επικράτησε στη βιοκοινωνία των τροχοζώων τον Ιούνιο και τον Απρίλιο με ποσοστά 50,6 και 47,2 %, αντίστοιχα, ενώ παράλληλα ήταν το δεύτερο πιο άφθονο τροχόζωο τον Οκτώβριο με ποσοστό 38 %.

Filinia longiseta

Το είδος *Filinia longiseta* σημείωσε μέγιστο αφθονίας στη λίμνη Λυσιμαχεία τον Απρίλιο με τιμή 174,3 ind/l και βρέθηκε να απουσιάζει από τη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία μόνο τον Ιούλιο (Σχήμα 5.58).



Σχήμα 5.58 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του *Filinia longiseta* (ind/l), ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του είδους στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

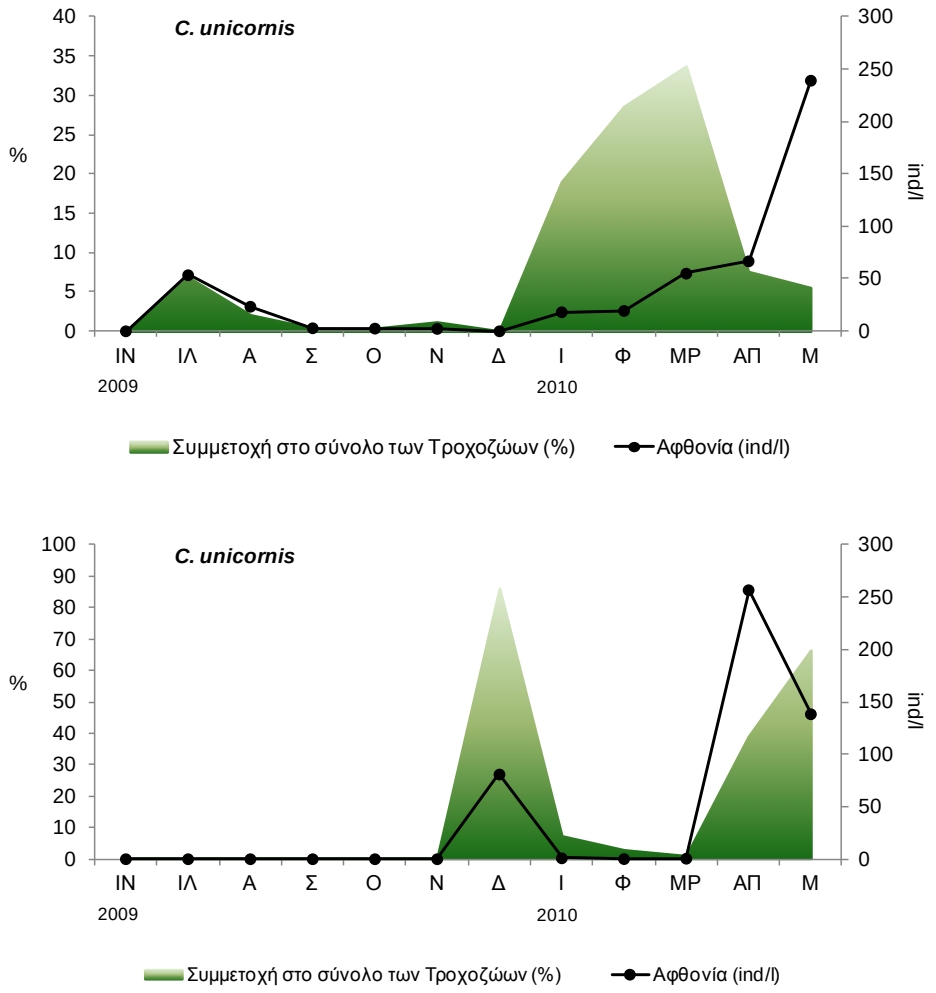
Δύο μικρότερες επίσης κορυφές αφθονίας καταγράφθηκαν το φθινόπωρο και το χειμώνα. Η μέση ποσοστιαία συμμετοχή του στο σύνολο της ομάδας των τροχοζώων ήταν 9,9 %, ενώ επικράτησε μεταξύ των ειδών το Φεβρουάριο με ποσοστό 40,8 %. Τα ωοφόρα άτομα συμμετείχαν στο σύνολο του πληθυσμού με μέση ποσοστιαία τιμή 4,2 % και παρατηρήθηκε αύξηση του ποσοστού τους δύο μήνες πριν το μέγιστο αφθονίας του είδους, τον Αύγουστο και το Φεβρουάριο, αντίστοιχα.

Το είδος *F. longiseta* είχε συνεχή παρουσία στα δείγματα καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας στη λίμνη Οζερός. Η μέση αφθονία του κυμάνθηκε μεταξύ 0,9 και 63,1 ind/l το Νοέμβριο και τον Απρίλιο, αντίστοιχα (Σχήμα 5.58). Ήταν κυρίαρχο μεταξύ των τροχοζώων τον Ιανουάριο και το Φεβρουάριο, παρά τη χαμηλή αφθονία του εκείνη την εποχή, συμμετέχοντας στο σύνολο της ομάδας με ποσοστά 77 και 53,8 %, αντίστοιχα. Το μεγαλύτερο ποσοστό συμμετοχής των ωοφόρων ατόμων *F. longiseta* σημειώθηκε τον Ιούνιο με 5,7 %, περίοδο κατά την οποία το είδος είχε αυξημένη παρουσία και συμμετείχε στο σύνολο της ομάδας με 44,5 %, ενώ παράλληλα ωοφόρα άτομα βρέθηκαν και το χειμώνα με μικρότερη όμως ποσοστιαία συμμετοχή.

Conochilus unicornis

Το τροχόζωο *Conochilus unicornis* εμφάνισε μέγιστο αφθονίας στη λίμνη Λυσιμαχεία το Μάιο με τιμή 239,1 ind/l, ενώ παράλληλα μια μικρότερη αύξηση του πληθυσμού σημειώθηκε και το καλοκαίρι (Σχήμα 5.59). Το είδος είχε μεγάλο ποσοστό συμμετοχής κατά τη διάρκεια της ψυχρής περιόδου, παρά τη μειωμένη αφθονία του. Βρέθηκε να κυριαρχεί στο σύνολο της ομάδας των τροχοζώων το Μάρτιο, με ποσοστό 33,6 %.

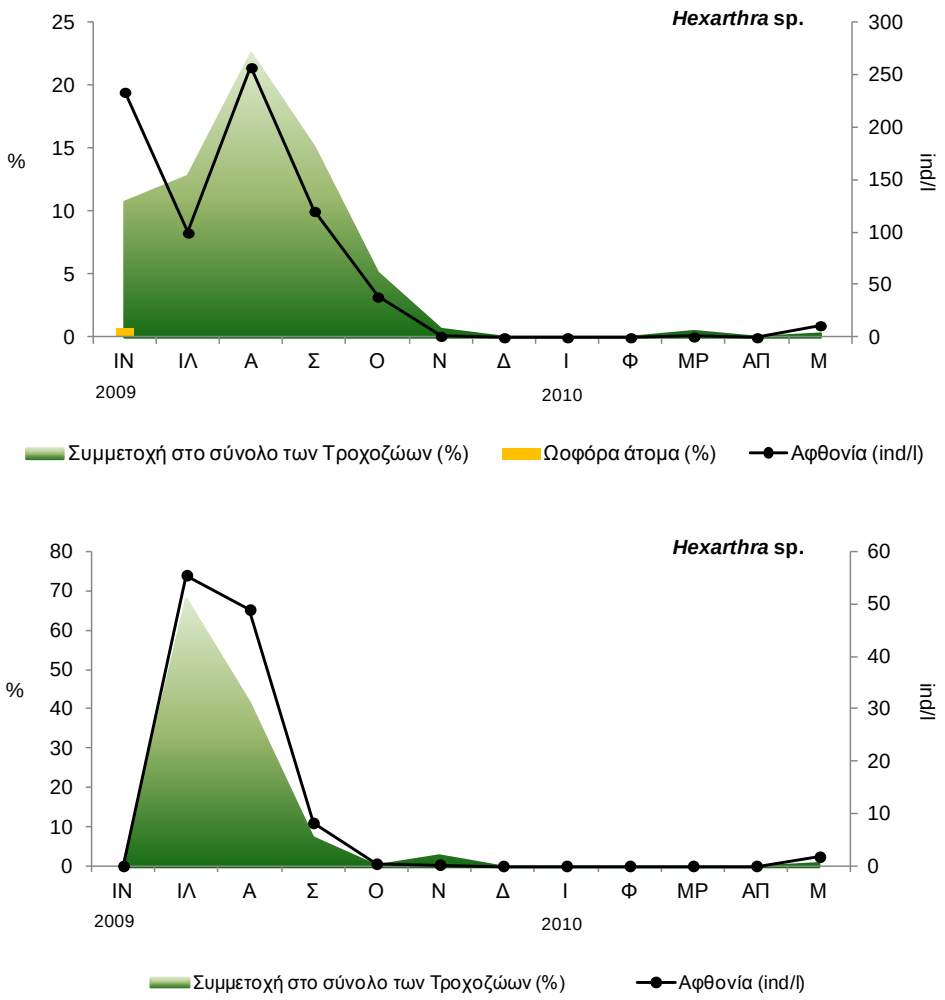
Στη λίμνη Οζερός, το είδος *C. unicornis* εμφανίστηκε μετά το Νοέμβριο και σημείωσε μέγιστο αφθονίας τον Απρίλιο με τιμή 256,9 ind/l (Σχήμα 5.59). Μια μικρότερη σύντομη αύξηση καταγράφηκε επίσης το Δεκέμβριο, όπου και επικράτησε μεταξύ των τροχοζώων με 85,9 %. Το είδος κυριάρχησε επίσης και στο τέλος της άνοιξης, συμμετέχοντας στη συνολική αφθονία της ομάδας με 66,2 %.



Σχήμα 5.59 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του *Conochilus unicornis* (ind/l) και ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Hexartrha sp.

Η μέγιστη τιμή αφθονίας που σημειώθηκε για τα άτομα του γένους *Hexarthra* στη λίμνη Λυσιμαχεία ήταν 257,1 ind/l τον Αύγουστο. Τον ίδιο μήνα, ήταν το δεύτερο επικρατέστερο στη βιοκοινωνία των τροχοζώων συμμετέχοντας με μέσο ποσοστό 22,5 % (Σχήμα 5.60). Μετά το τέλος της καλοκαιρινής περιόδου, ο πληθυσμός του μειώθηκε αισθητά, ενώ δεν βρέθηκε καθόλου μέσα στο χειμώνα. Η μέση ποσοστιαία τιμή συμμετοχής του γένους στο σύνολο της ομάδας των τροχοζώων ήταν 5,6 %. Ωοφόρα άτομα βρέθηκαν τον Ιούνιο, πριν από την αύξηση της παρουσίας του πληθυσμού, με ποσοστό 0,72 %.

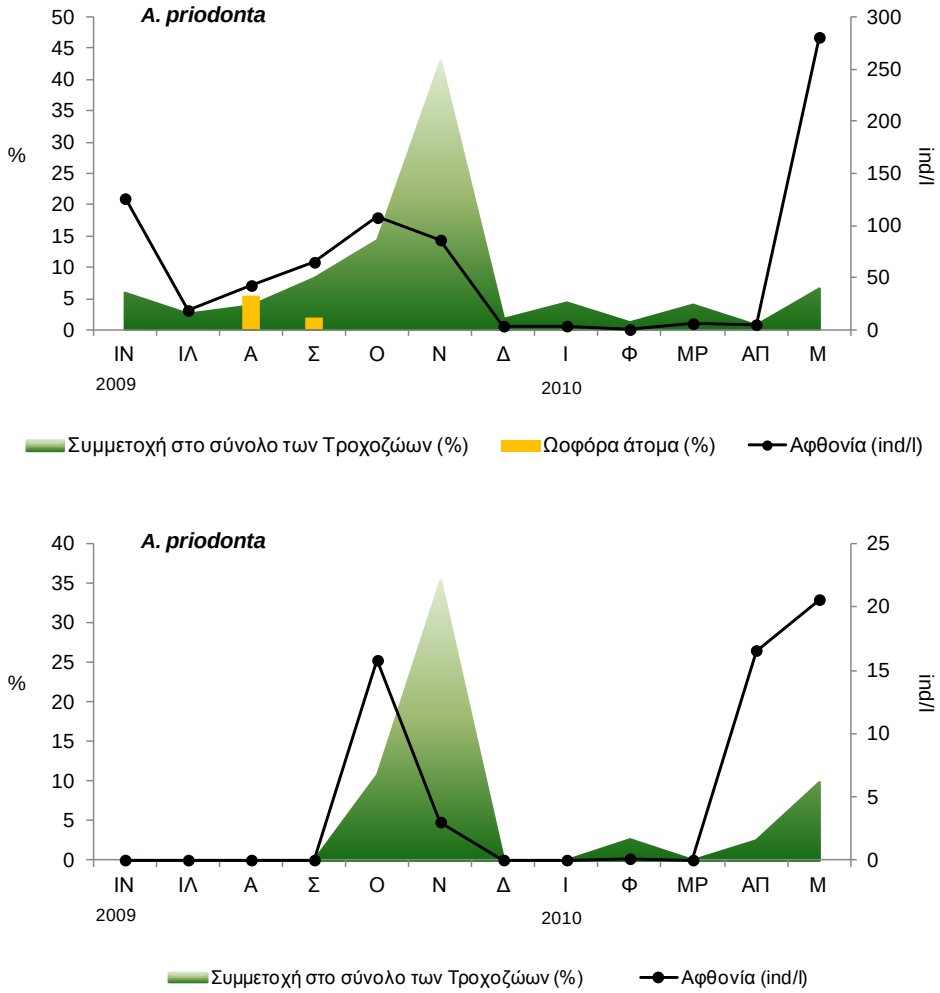


Σχήμα 5.60 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του γένους *Hexarthra* (ind/l), ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Το γένος *Hexarthra* ήταν επίσης άφθονο στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης Οζερός κατά τη διάρκεια της καλοκαιρινής περιόδου. Σημείωσε μέγιστο αφθονίας τον Ιούλιο φθάνοντας τα 55,4 ind/l και επικράτησε μεταξύ των ειδών τροχοζώων με ποσοστό 68 % (Σχήμα 5.60). Τον επόμενο μήνα ήταν επίσης κυρίαρχο συμμετέχοντας στο σύνολο της ομάδας με 41,7 %. Μετά το τέλος της καλοκαιρινής περιόδου, ο πληθυσμός του μειώθηκε αισθητά, ενώ δεν βρέθηκε καθόλου από το Δεκέμβριο μέχρι και τον Απρίλιο.

Asplanchna priodonta

Η μέση αφθονία του είδους *Asplanchna priodonta* στη λίμνη Λυσιμαχεία κυμάνθηκε μεταξύ 0,7 και 280,8 ind/l το Φεβρουάριο και το Μάιο, αντίστοιχα και συμμετείχε στο σύνολο της ομάδας των τροχοζώων με μέση ποσοστιαία τιμή 7,9 % (Σχήμα 5.61).



Σχήμα 5.61 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του *Asplanchna priodonta* (ind/l), ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του είδους στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

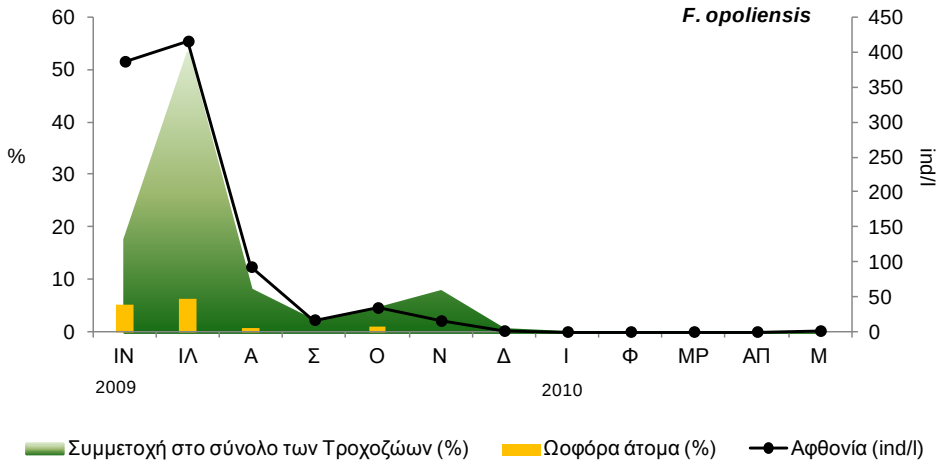
Το είδος είχε αυξημένη παρουσία κατά τη διάρκεια της φθινοπωρινής περιόδου και επικράτησε μεταξύ των τροχοζώων το Νοέμβριο με ποσοστό 42,9 %. Το μέγιστο

ποσοστό συμμετοχής των ωοφόρων ατόμων βρέθηκε τον Αύγουστο (5,5 %), δύο μήνες πριν την αύξηση του πληθυσμού τον Οκτώβριο.

Στη λίμνη Οζερός, το *A. priodonta* σημείωσε μέγιστη τιμή αφθονίας το Μάιο με 20,6 ind/l, ενώ παράλληλα μια μικρότερη αύξηση εμφάνισε και τον Οκτώβριο. Το είδος είχε αυξημένη παρουσία κυρίως τη φθινοπωρινή περίοδο και επικράτησε στη βιοκοινωνία της ομάδας των τροχοζώων το Νοέμβριο με ποσοστό 35,3 % (Σχήμα 5.61). Την περίοδο του καλοκαιριού απουσίαζε από τη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία.

Filinia opoliensis

Το είδος *Filinia opoliensis*, το οποίο είχε αυξημένη παρουσία κατά τη διάρκεια της καλοκαιρινής περιόδου στη λίμνη Λυσιμαχεία, σημείωσε μέγιστο αφθονίας 415 ind/l τον Ιούλιο (Σχήμα 5.62). Τον ίδιο μήνα, επικράτησε μεταξύ των ειδών με ποσοστό 53,2 %, ενώ η μέση ποσοστιαία τιμή συμμετοχής του στη συνολική αφθονία της βιοκοινωνίας των τροχοζώων ήταν 7,8 %. Το είδος απουσίαζε κατά τη διάρκεια της ψυχρής περιόδου. Τα ωοφόρα άτομα συμμετείχαν στο σύνολο του πληθυσμού με μέση ποσοστιαία τιμή 1,1 %, η παρουσία των οποίων ήταν αυξημένη κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού.

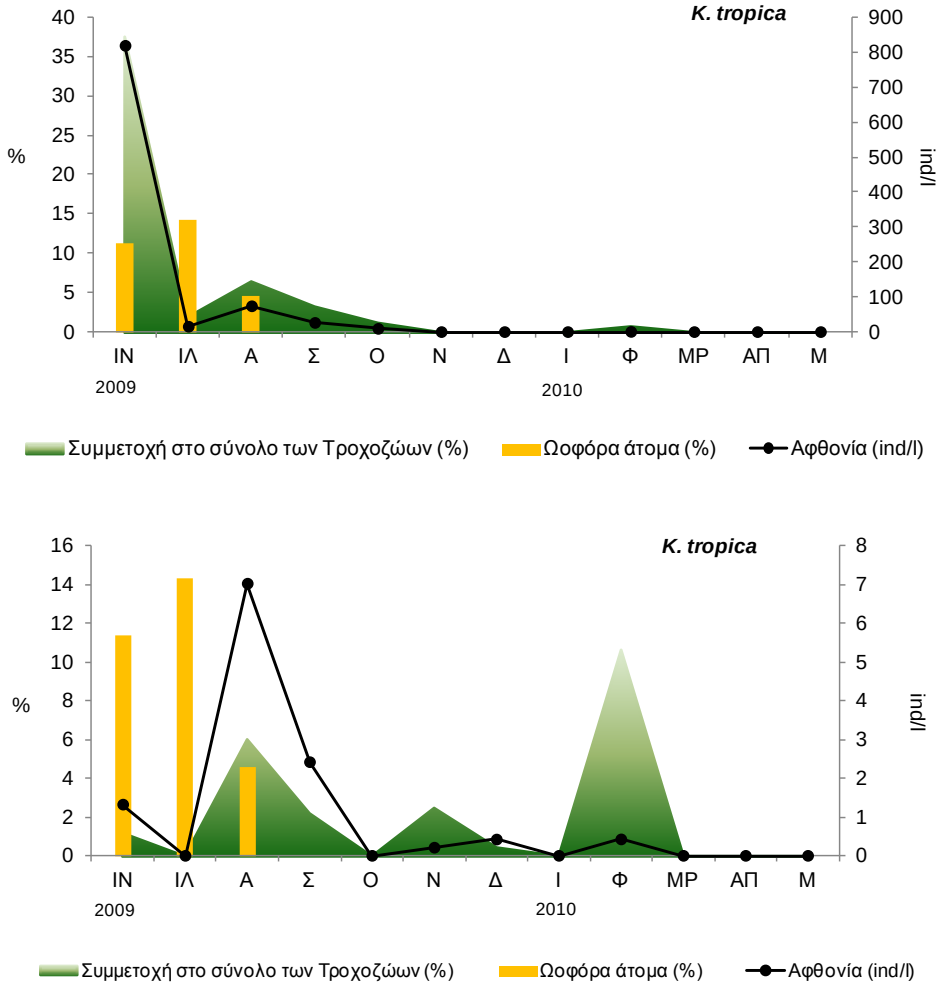


Σχήμα 5.62 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του *Filinia opoliensis* (ind/l), ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του είδους στη λίμνη Λυσιμαχεία.

Στη λίμνη Οζερός το *F. opoliensis* ήταν σπάνιο, καθώς βρέθηκε στα δείγματα μόνο το μήνα Νοέμβριο, με τιμή αφθονίας στα 0,2 ind/l.

Keratella tropica

Το τροχόζωο *Keratella tropica*, το οποίο βρέθηκε κατά τη διάρκεια της καλοκαιρινής και φθινοπωρινής περιόδου στη λίμνη Λυσιμαχεία, σημείωσε μέγιστο αφθονίας 817,8 ind/l τον Ιούνιο όπου και επικράτησε μεταξύ των ειδών με ποσοστό 37,5 % (Σχήμα 5.63).



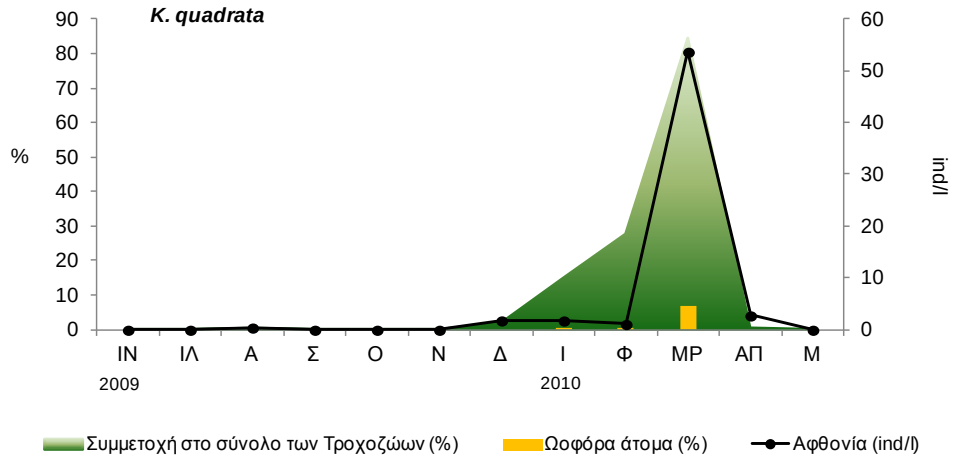
Σχήμα 5.63 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του *Keratella tropica* (ind/l), ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του είδους στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Η μέση ποσοστιαία τιμή συμμετοχής του στο σύνολο της βιοκοινωνίας των τροχοζώων ήταν 4,3 %. Μετά τη μείωση της αφθονίας του το φθινόπωρο, το είδος εμφανίστηκε ξανά μόνο το Φεβρουάριο, με αμελητέα όμως παρουσία (0,5 ind/l). Τα ωοφόρα άτομα που καταγράφθηκαν το καλοκαίρι, συμμετείχαν στο σύνολο του πληθυσμού με μέση ποσοστιαία τιμή 2,5 % .

Στη λίμνη Οζερός, το *K. tropica*, με μέση ποσοστιαία τιμή συμμετοχής στο σύνολο των τροχοζώων 1,9 %, εμφάνισε παρόμοια εποχική διακύμανση σημειώνοντας μέγιστο αφθονίας στο τέλος της καλοκαιρινής περιόδου, με τιμή 7 ind/l (Σχήμα 5.63). Το Φεβρουάριο, παρά τη χαμηλή αφθονία του, το είδος συμμετείχε στη βιοκοινωνία των τροχοζώων με 10,6 %. Όσον αφορά στα ωοφόρα άτομα του είδους, αυτά εμφανίστηκαν με αυξημένο ποσοστό στις αρχές του καλοκαιριού πριν από το μέγιστο της αφθονίας, συμμετέχοντας στον πληθυσμό με μέση ποσοστιαία τιμή 2,5 %.

Keratella quadrata

Το είδος *Keratella quadrata* στη λίμνη Οζερός ξεκίνησε να αυξάνει κατά τη διάρκεια της χειμερινής περιόδου μέχρι και το Μάρτιο, όπου σημείωσε μέγιστο αφθονίας με τιμή 53,7 ind/l (Σχήμα 5.64). Την ίδια εποχή επικράτησε μεταξύ των ειδών τροχοζώων με ποσοστό 84,5 %.



Σχήμα 5.64 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του *Keratella quadrata* (ind/l), ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του είδους στη λίμνη Οζερός.

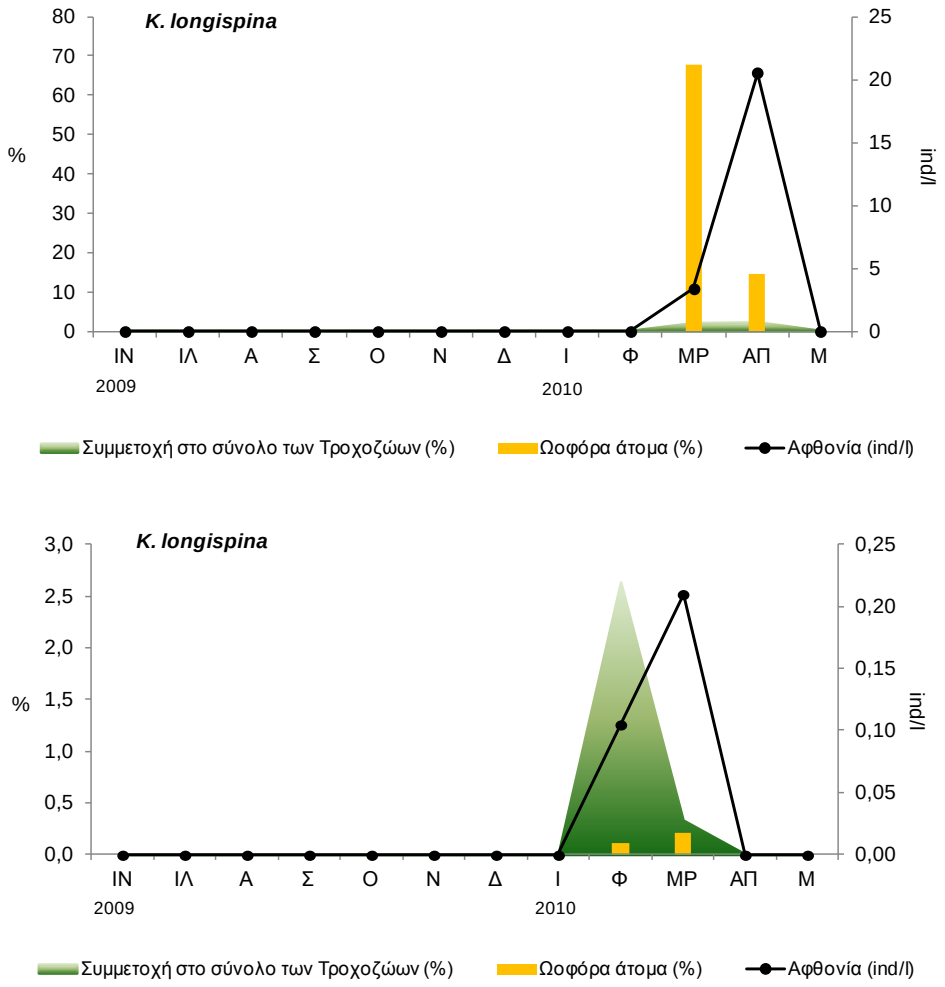
Παρά τη χαμηλή τιμή αφθονίας του το Φεβρουάριο, ήταν το δεύτερο αφθονότερο είδος στη βιοκοινωνία των τροχοζώων (27,7 %). Ωοφόρα άτομα εμφανίστηκαν κυρίως κατά την περίοδο αύξησης του είδους και συμμετείχαν στο σύνολο του πληθυσμού με ποσοστό 6,8 %. Τον Ιανουάριο η συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων ήταν αμελητέα (0,4 %).

Στη λίμνη Λυσιμαχεία, το *K. quadrata* βρέθηκε μόνο το Μάρτιο, με αμελητέα ωστόσο τιμή αφθονίας η οποία δεν ξεπέρασε τα 0,3 ind/l.

Kellicottia longispina

Το τροχόζωο *Kellicottia longispina* είχε σχεδόν παρόμοια εποχική διακύμανση μεταξύ των δύο λιμνών. Στη Λυσιμαχεία το είδος εμφανίστηκε στις αρχές της άνοιξης και σημείωσε μέγιστο αφθονίας τον Απρίλιο με τιμή 20,5 ind/l και στη λίμνη Οζερός με διαφορά ενός μήνα, το *K. longispina* παρουσίασε μέγιστη τιμή αφθονίας το Μάρτιο με 0,2 ind/l (Σχήμα 5.65).

Η μέση ποσοστιαία τιμή συμμετοχής του είδους στο σύνολο της βιοκοινωνίας των τροχοζώων ήταν αμελητέα και στα δύο οικοσυστήματα με ποσοστό 0,4 και 0,2 %, αντίστοιχα για τις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός. Τα ωοφόρα άτομα, τα οποία είχαν αυξημένη παρουσία το Μάρτιο, συμμετείχαν στο σύνολο του πληθυσμού με ποσοστά 67,7 και 0,2 %, αντίστοιχα για τη λίμνη Λυσιμαχεία και τη λίμνη Οζερός.

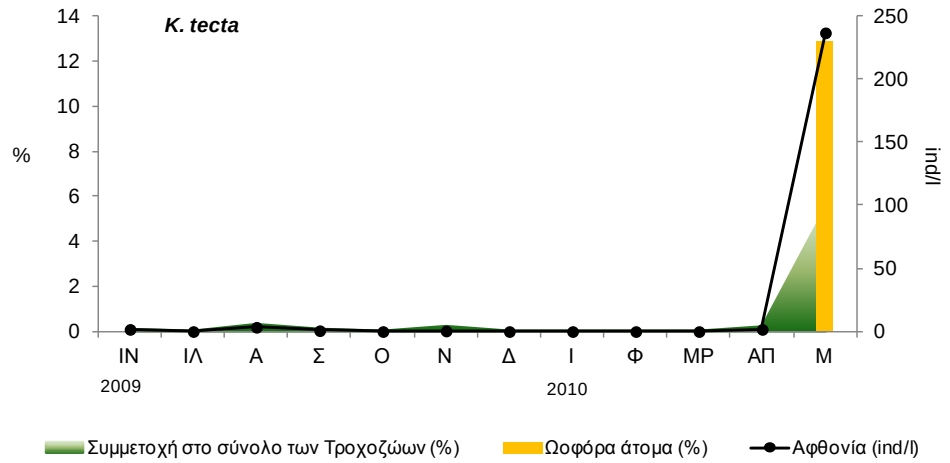


Σχήμα 5.65 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του *Kellicottia longispina* (ind/l), ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του είδους στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Keratella tecta

Το τροχόζωο *Keratella tecta* παρουσίασε μέγιστο αφθονίας στη λίμνη Λυσιμαχεία 237 ind/l το Μάιο και τον ίδιο μήνα, η συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων στο σύνολο του πληθυσμού ήταν 12,9 % (Σχήμα 5.66). Γενικά, η παρουσία του είδους στη λίμνη δεν ήταν σημαντική, καθώς συμμετείχε στο σύνολο της βιοκοινωνίας των τροχοζώων με ποσοστό μόλις με 0,5 %.

Στη λίμνη Οζερός το *K. tecta* ήταν σπάνιο στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία και βρέθηκε μόνο το Μάιο με τιμή αφθονίας στα 0,2 ind/l.

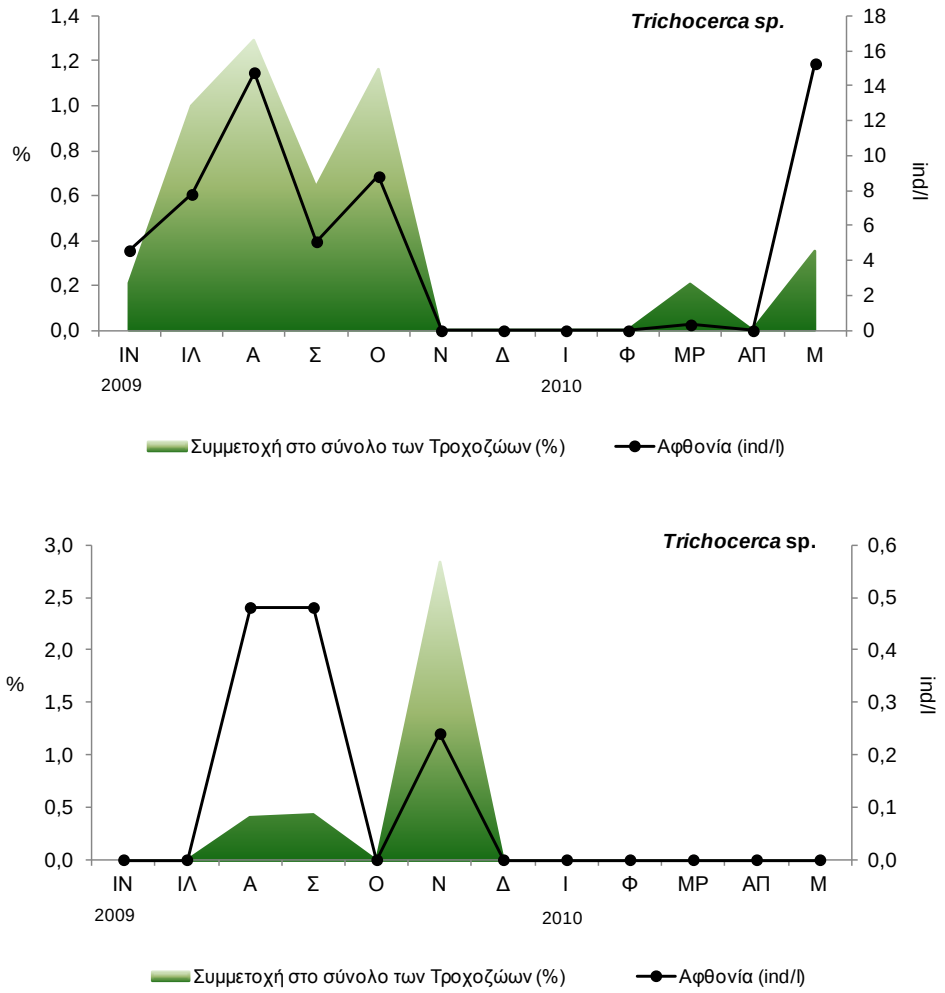


Σχήμα 5.66 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του *Keratella tecta* (ind/l), ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του είδους στη λίμνη Λυσιμαχεία.

Trichocerca sp.

Άτομα που ανήκαν στο γένος *Trichocerca* βρέθηκαν στη λίμνη Λυσιμαχεία κατά τη διάρκεια της καλοκαιρινής και φθινοπωρινής περιόδου, ενώ απουσίαζαν από τη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία κατά τους χειμερινούς μήνες. Την άνοιξη εμφανίστηκαν ξανά σημειώνοντας μέγιστο αφθονίας το Μάιο με τιμή 15,3 ind/l (Σχήμα 5.67). Η μέση ποσοστιαία τιμή συμμετοχής του γένους στο σύνολο της βιοκοινωνίας των τροχοζώων ήταν 0,4 %.

Στη λίμνη Οζερός το γένος *Trichocerca* εμφανίστηκε παρόμοια το καλοκαίρι και το φθινόπωρο, ωστόσο με αρκετά πιο χαμηλή τιμή αφθονίας η οποία δεν ξεπέρασε τα 0,5 ind/l (Αύγουστος και Σεπτέμβριος), ενώ δεν βρέθηκε ξανά στα δείγματα. Η συμμετοχή του στο σύνολο της ομάδας ήταν μόλις 0,3 % (Σχήμα 5.67).

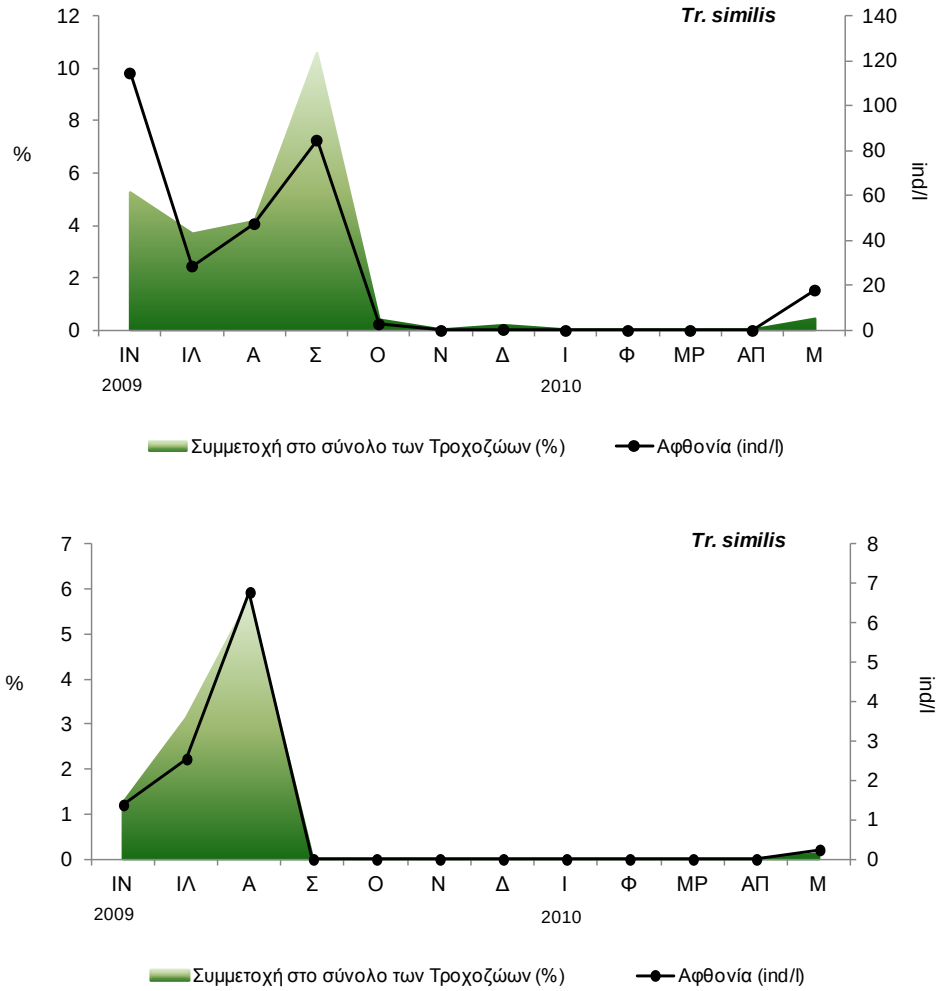


Σχήμα 5.67 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του γένους *Trichocerca* (ind/l) και ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Trichocerca similis

Μεταξύ των ατόμων του γένους *Trichocerca* αναγνωρίστηκε το είδος *T. similis* που ήταν παρών και στις δύο λίμνες. Σχετικά με την εποχική διακύμανση του είδους στις δύο λίμνες, αυτή ήταν σχεδόν παρόμοια όπως απεικονίζεται και στο Σχήμα 5.68. Το είδος βρέθηκε κυρίως από το καλοκαίρι έως και τις αρχές του φθινοπώρου, ενώ μετά τη μείωση-απουσία του από τη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία των δύο οικοσυστημάτων, εμφανίστηκε ξανά στο τέλος της άνοιξης. Στη λίμνη Λυσιμαχεία σημείωσε μέγιστη τιμή αφθονίας τον Ιούνιο στα 114,6 ind/l και στη λίμνη Οζερός τον Αύγουστο στα 6,8 ind/l. Η μέση ποσοστιαία τιμή συμμετοχής του είδους στο σύνολο

της βιοκοινωνίας των τροχοζώων ήταν 2,1 και 0,9 %, αντίστοιχα για τις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός.



Σχήμα 5.68 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας του *Trichocerca similis* (ind/l) και ποσοστιαία συμμετοχή του στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και Οζερός (κάτω).

Ploesoma hudsoni

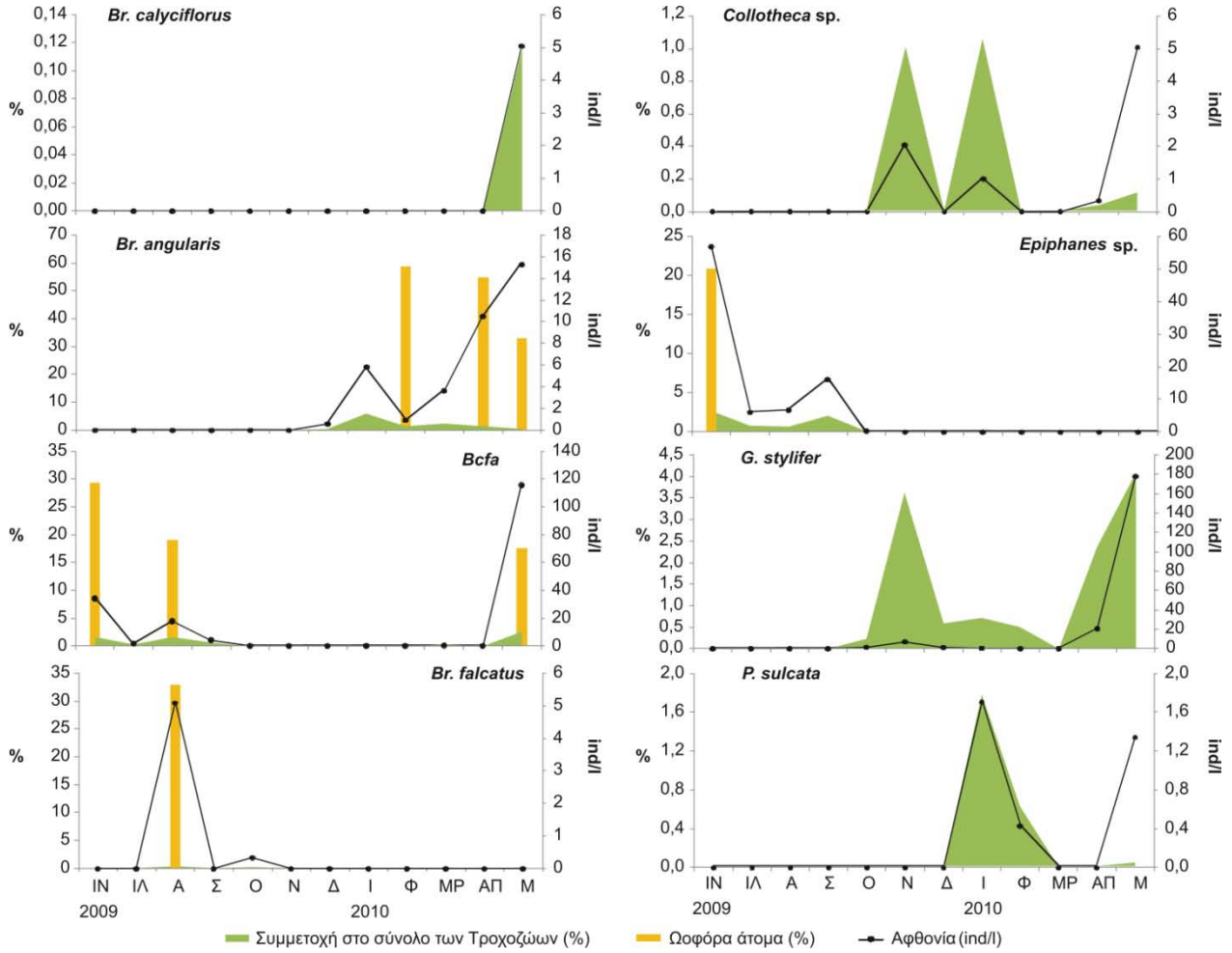
Το είδος *Ploesoma hudsoni*, με αμελητέα συμμετοχή στο σύνολο της βιοκοινωνίας των τροχοζώων, βρέθηκε στα δείγματα μόνο κατά τον Απρίλιο, με τιμή αφθονίας 1,5 και 2,8 ind/l, αντίστοιχα για τις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός.

Β) Είδη τροχοζώων που βρέθηκαν μόνο στη λίμνη Λυσιμαχεία

Όσον αφορά στην εποχική διακύμανση των υπόλοιπων ειδών τροχοζώων που βρέθηκαν μόνο στη λίμνη Λυσιμαχεία, η παρουσία των περισσοτέρων αυξάνει τη θερμή περίοδο του έτους (άνοιξη και καλοκαίρι), ενώ κατά την ψυχρή περίοδο είτε απουσιάζουν από τη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης είτε η παρουσία τους μειώνεται (Σχήμα 5.69).

Τα τροχόζωα *Epiphanes* sp. και *Brachionus falcatus* παρουσίασαν μέγιστο αφθονίας την καλοκαιρινή περίοδο με τιμή αντίστοιχα για κάθε είδος 56,9 και 5,1 ind/l. Την άνοιξη, μέγιστη τιμή αφθονίας σημείωσαν τα είδη *Gastropus stylifer, Brachionus angularis, Brachionus calyciflorus anuraeiformis* (*Bcfa*), *Brachionus calyciflorus* και *Collotheca* sp. (117,9, 15,3, 115,4, 5 και 5 ind/l, αντίστοιχα), ενώ το είδος *Pompholyx sulcata* με τιμή 1,7 ind/l, παρουσίασε μέγιστο αφθονίας το χειμώνα. Τα γένη *Lecane* και *Trichotria* ήταν σπάνια στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης και βρέθηκαν τον Αύγουστο και το Μάρτιο, αντίστοιχα με αμελητέα τιμή αφθονίας.

Σχετικά με την παρουσία ωοφόρων ατόμων στους πληθυσμούς των παραπάνω ειδών, παρατηρήθηκε γενικά αύξηση του ποσοστού συμμετοχής πριν (ένα μήνα περίπου) και κατά τη διάρκεια αύξησης της αφθονίας τους.

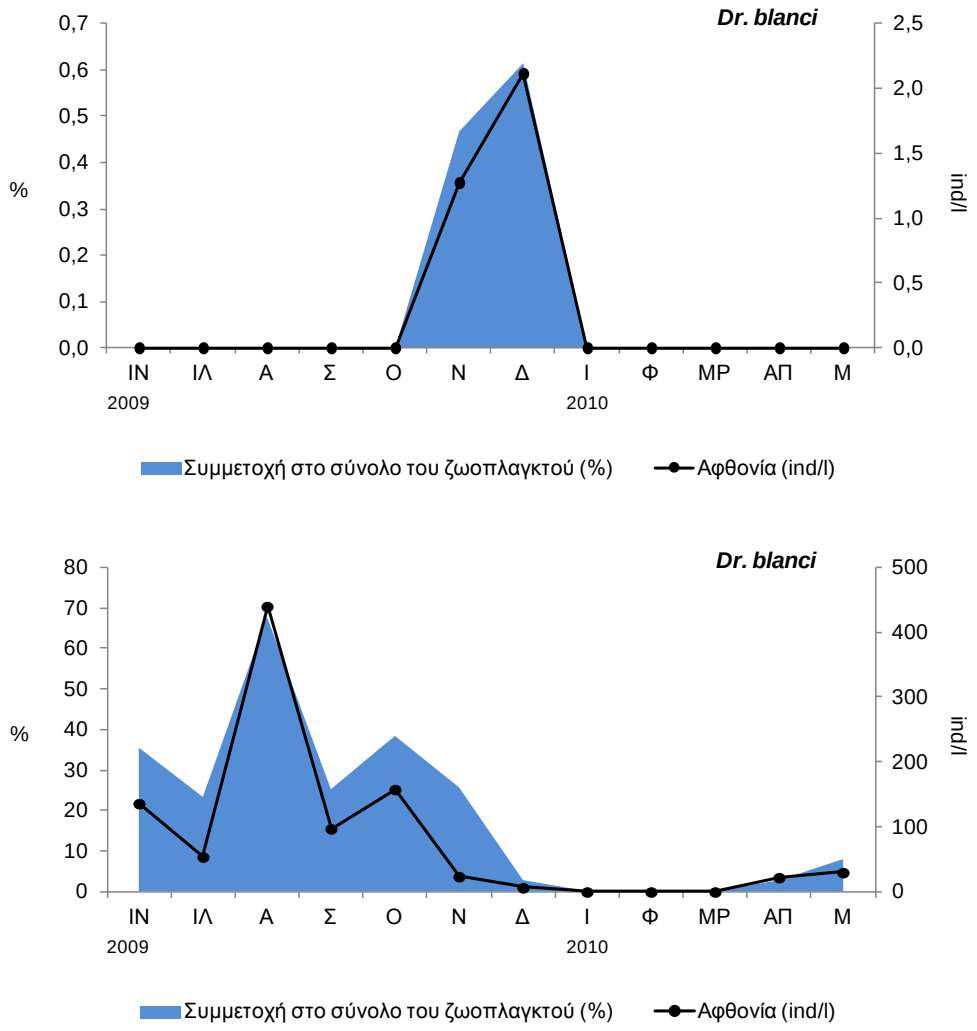


Σχήμα 5.69 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας των ειδών *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus anuraeiformis (Bcfa)*, *Brachionus falcatus*, *Collotheca* sp., *Epiphanes* sp., *Gastropus stylifer* και *Pompholyx sulcata* (ind/l), ποσοστιαία συμμετοχή τους στη συνολική αφθονία της ομάδας των τροχοζώων (%) και ποσοστιαία συμμετοχή των ωοφόρων ατόμων (%) στον πληθυσμό του κάθε είδους αντίστοιχα στη λίμνη Λυσιμαχεία.

5.1.2.5 Προνύμφες δίθυρων μαλακίων

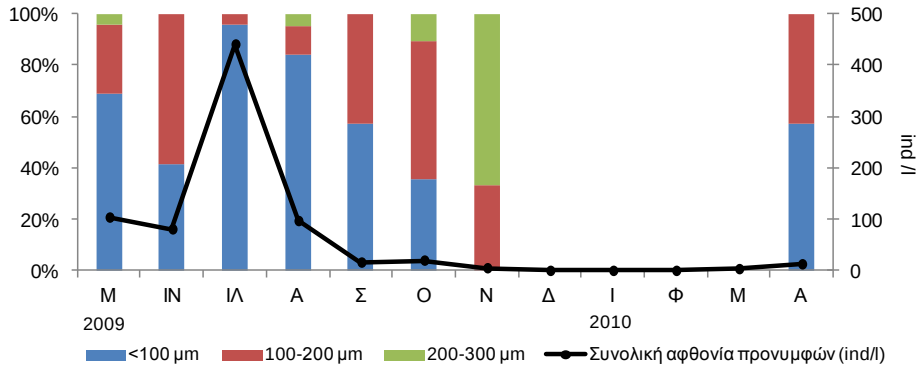
Dreissena blanci

Οι προνύμφες του δίθυρου μαλακίου *Dreissena blanci* ήταν σπάνιες στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης Λυσιμαχείας, καθώς βρέθηκαν μόνο τους μήνες Νοέμβριο και Δεκέμβριο με πολύ χαμηλή τιμή αφθονίας (μέγιστη τιμή 2,1 ind/l). Η ποσοστιαία συμμετοχή τους στο σύνολο του ζωοπλαγκτού ήταν επίσης αμελητέα με μέγιστη τιμή 0,6 % (Σχήμα 5.70).



Σχήμα 5.70 Εποχική διακύμανση της μέσης αφθονίας των προνυμφών *Dreissena blanci* (ind/l) και ποσοστιαία συμμετοχή τους στη συνολική αφθονία του ζωοπλαγκτού (%) στη λίμνη Λυσιμαχεία (επάνω) και στη λίμνη Οζερός (κάτω).

Αντίθετα, στη λίμνη Οζερός οι προνύμφες του *D. blanci* ήταν η τρίτη πιο άφθονη ομάδα στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία. Βρέθηκαν καθ' όλη τη διάρκεια του έτους εκτός από το χειμώνα και παρουσίασαν μέγιστο το καλοκαίρι, φθάνοντας τα 440,6 ind/l (Αύγουστος) (Σχήμα 5.70). Τον ίδιο μήνα επικράτησαν στη συνολική αφθονία του ζωοπλαγκτού με ποσοστό 67,9 %, ενώ παράλληλα ήταν κυρίαρχα και τους μήνες Ιούνιο και Οκτώβριο, συμμετέχοντας στο σύνολο του ζωοπλαγκτού με 35,5 και 38,4 %, αντίστοιχα.



Σχήμα 5.71 Μέση ποσοστιαία συμμετοχή (%) των κλάσεων μεγέθους των προνυμφών *Dreissena blanci* στην αφθονία (ind/l) τους στη λίμνη Οζερός.

Από τη μέτρηση του μεγέθους των προνυμφών του *D. blanci* στη λίμνη Οζερός, παρατηρήθηκε πως τα άτομα της μικρότερης κλάσης μεγέθους (<100 μm), καθώς και τα άτομα μεγέθους 100-200 μm είχαν σχεδόν συνεχή παρουσία στον πληθυσμό της ομάδας (Σχήμα 5.71). Η μέση ποσοστιαία συμμετοχή των μικρότερων προνυμφών στη συνολική αφθονία του πληθυσμού των προνυμφών του *D. blanci* ήταν μεγαλύτερη κατά την καλοκαιρινή περίοδο, ενώ οι προνύμφες μεγέθους 200-300 μm είχαν αυξημένη παρουσία στο τέλος του φθινοπώρου. Άτομα μεγαλύτερα από 300 μm δεν βρέθηκαν όπως στην περίπτωση της λίμνης Αμβρακίας.

5.2 ΣΥΖΗΤΗΣΗ

5.2.1 Εποχική διακύμανση του ζωοπλαγκτού

Η αφθονία των ζωοπλαγκτικών ομάδων και ειδών στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός δεν παρουσίασε διαφορές στο οριζόντιο επίπεδο, γεγονός που προφανώς οφείλεται στη μικρή έκταση των λιμνών και στην κυκλοφορία των υδάτων (Ψιλοβίκος και συν., 1995). Στη λίμνη Αμβρακία, η οποία γενικά χαρακτηρίζεται από υδρολογική ομοιογένεια κατά μήκος του οριζόντιου άξονα (Verginis & Leontaris, 1978), βρέθηκαν ελάχιστες διαφορές οι οποίες αφορούν κυρίως στην αφθονία των τροχοζώων *Pompholyx sulcata* και *Keratella tropica,* καθώς είχαν αυξημένη παρουσία στο σταθμό Γ την πρώτη περίοδο μελέτης. Αυτό ίσως σχετίζεται με το γεγονός ότι ο σταθμός Γ βρίσκεται κοντά σε παρακείμενες καλλιέργειες και επομένως δέχεται πιο έντονα την επίδραση από τις εκπλύσεις λιπασμάτων που πιθανόν δημιουργούν ευνοϊκές συνθήκες για την παρουσία τέτοιων ειδών, τα οποία αποτελούν δείκτες υψηλής τροφικότητας (Sládeček, 1983). Άλλα είδη τροχοζώων τα οποία είχαν αυξημένη παρουσία στο σταθμό Γ, χωρίς ωστόσο η αφθονία τους να παρουσιάζει στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας, ήταν τα *Brachionus calyciflorus* και *Keratella tecta* τα οποία επίσης είναι είδη δείκτες ευτροφικών καταστάσεων (Sládeček, 1983). Η πολύ χαμηλή αφθονία των ειδών *K. tropica, B. calyciflorus* και *K. tecta* που καταγράφηκε, σε συνδυασμό με την ταυτόχρονη αύξηση της παρουσίας τους το διάστημα Σεπτέμβριος - Οκτώβριος του 2006, αποτελεί ίσως μεμονωμένο γεγονός το οποίο μπορεί να μη σχετίζεται με συγκεκριμένα τροφικά χαρακτηριστικά του σταθμού Γ διαφοροποιώντας τον από τους άλλους δύο σταθμούς. Είναι άλλωστε γνωστό πως τα τροχόζωα εκμεταλλεύονται τις όποιες ευνοϊκές για αυτά συνθήκες και χάρη στους γρήγορους αναπαραγωγικούς τους ρυθμούς μπορούν να αυξήσουν την παρουσία τους σε σύντομο χρονικό διάστημα (Allan, 1976).

Η μέση τιμή αφθονίας του ζωοπλαγκτού που καταγράφηκε στην παρούσα μελέτη για τη λίμνη Αμβρακία είναι υψηλότερη σε σύγκριση με εκείνες άλλων ολιγότροφων λιμνών της νότιας Ευρώπης, όπως η λίμνη Οχρίδα (Stanković, 1960), η λίμνη

Ταυρωπού (Tsekos et al., 1992) και η λίμνη Bracciano (Ferrara et al., 2002), αλλά και σε σύγκριση με τη γειτονική ολιγομεσότροφη λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010). Ωστόσο, σε σχέση με τις τιμές αφθονίας που καταγράφονται σε εύτροφες λίμνες της Ελλάδας οι τιμές αφθονίας του ζωοπλαγκτού είναι αρκετά χαμηλότερες (Μικρή Πρέσπα, Michaloudi et al., 1997; Παμβώτιδα, Antonopoulos et al., 2008; Ισμαρίδα, Μουστάκα και συν., 2011). Στη λίμνη Οζερός, αντίθετα, η μέση τιμή αφθονίας του ζωοπλαγκτού είναι παρόμοια με αυτή της εύτροφης λίμνης Μικρή Πρέσπα (Michaloudi et al., 1997), ενώ η τιμή αφθονίας που σημειώθηκε στη λίμνη Λυσιμαχεία ήταν ακόμη μεγαλύτερη, παρόμοια με αυτή της εύτροφης λίμνης Ισμαρίδας (Μουστάκα και συν., 2011), αλλά σημαντικά χαμηλότερη σε σχέση με αυτήν της υπερ-εύτροφης λίμνης Κορώνειας (Michaloudi & Kostecka, 2004). Τα παραπάνω δείχνουν ότι η λίμνη Αμβρακία προσεγγίζει καλύτερα τα χαρακτηριστικά ζωοπλαγκτικής αφθονίας μιας μεσότροφης λίμνης, ενώ η λίμνη Οζερός και ιδιαίτερα η Λυσιμαχεία παρουσιάζουν τιμές αφθονίας που συναντώνται σε εύτροφες λίμνες. Κατά συνέπεια, οι διαφορές στην αφθονία του ζωοπλαγκτού μεταξύ των λιμνών μπορεί να αποδοθούν στο διαφορετικό βαθμό τροφικότητάς τους.

Είναι καλά τεκμηριωμένο ότι μεταξύ των συνεπειών του ευτροφισμού είναι και η σημαντική αύξηση της πυκνότητας του ζωοπλαγκτού και ειδικότερα της ομάδας των τροχοζώων (Arora & Mehra, 2009; Tasevska et al., 2010). Πράγματι, η εύτροφη λίμνη Λυσιμαχεία κυριαρχείται από τα τροχόζωα σε αντίθεση με τις λίμνες Αμβρακία, Οζερός, αλλά και την Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010), όπου τα κωπήποδα (καλανοειδή) ήταν η επικρατέστερη ομάδα στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία. Η επικράτηση των καλανοειδών κωπηπόδων στη βιοκοινωνία των καρκινοειδών που παρατηρήθηκε σχεδόν σε όλη τη διάρκεια της έρευνας στις λίμνες Αμβρακία και Οζερός, θεωρείται χαρακτηριστικό ολιγότροφων οικοσυστημάτων (Elser & Goldman, 1991; Sager & Richman, 1991; Maier, 1996). Το γεγονός αυτό, σε συνδυασμό και με τις αυξημένες τιμές αφθονίας του ζωοπλαγκτού που σημειώθηκαν στις δύο λίμνες (Αμβρακία και Οζερός), παρόμοιες με αυτές άλλων εύτροφων οικοσυστημάτων, δείχνει μια εικόνα υδάτινων οικοσυστημάτων που χαρακτηρίζονται από ενδιάμεσες, μεσότροφες συνθήκες με τάση αύξησης του τροφισμού τους.

Σε λίμνες που ανήκουν σε ανώτερα επίπεδα τροφικότητας συνήθως αυξάνει η συμμετοχή των κυκλοποειδών και των κλαδοκεραιωτών, ενώ μειώνεται η παρουσία

των καλανοειδών στη βιοκοινωνία των καρκινοειδών (Patalas, 1972; Karabin, 1983; Maier & Buchholz, 1996; Pinto-Coelho et al., 2005). Στη λίμνη Λυσιμαχεία, η οποία παρουσιάζει υψηλότερη τροφικότητα σε σχέση με τις υπόλοιπες λίμνες της περιοχής, στη βιοκοινωνία των καρκινοειδών επικράτησαν τα κλαδοκεραιωτά κατά το μεγαλύτερο διάστημα του έτους. Ωστόσο, η συμμετοχή των κυκλοποειδών έναντι των καλανοειδών κωπηπόδων ήταν αρκετά μικρότερη. Η συνεχής εισροή νερού από την ολιγομεσότροφη λίμνη Τριχωνίδα, όπου κυρίαρχο είδος είναι το καλανοειδές *Eudiaptomus drieschi*, σε συνδυασμό με τη βελτίωση της ποιότητας του νερού (όπως αναφέρθηκε σε προηγούμενη ενότητα), είναι πιθανώς υπεύθυνα για την υψηλή αφθονία των καλανοειδών κωπηπόδων. Όπως έχει αναφερθεί από τους Mialet et al. (2011), η βελτίωση της ποιότητας του νερού, κυρίως στα γλυκά ύδατα, είναι παράλληλη με σημαντικές αλλαγές στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία, όπως είναι η αύξηση της αφθονίας των καλανοειδών κωπηπόδων και των κλαδοκεραιωτών, όπως επίσης και η μείωση των κυκλοποειδών κωπηπόδων.

Η γενική εικόνα που παρατηρήθηκε όσον αφορά στην εποχική διακύμανση του ζωοπλαγκτού στα τρία υπό μελέτη οικοσυστήματα, ήταν η χαμηλή αφθονία των ειδών κατά τη χειμερινή περίοδο και η σταδιακή αύξησή τους κατά την εαρινή, γεγονός κοινό σε πλήθος άλλων λιμνών (π.χ. Michaloudi et al., 1997; Ferrara et al., 2002; Antonopoulos et al., 2008; Guseska et al., 2008; Ντούλκα, 2010). Η αύξηση του ζωοπλαγκτού μετά τη χειμερινή περίοδο είναι συνήθως αποτέλεσμα της εκκόλαψης αυγών από τα στάδια διάπαυσης ή/και της υψηλής γονιμότητας που προκαλείται από τα υψηλά επίπεδα της διαθέσιμης τροφής, καθώς η αυξημένη διαθεσιμότητα θρεπτικών και η αύξηση της φωτεινής ακτινοβολίας ευνοούν την ανάπτυξη του φυτοπλαγκτού αυτή την εποχή, ενώ παράλληλα πολύ σημαντικό ρόλο διαδραματίζει και η αύξηση της θερμοκρασίας. Η θερμοκρασία εντείνει το ρυθμό εκδύσεων και τα αναπαραγωγικά γεγονότα, ενώ η αυξημένη παροχή τροφής οδηγεί στην αύξηση του αριθμού των αυγών που παράγονται (Wetzel, 2001). Στη λίμνη Αμβρακία, η συνολική αφθονία του ζωοπλαγκτού εμφάνισε μια ευδιάκριτη κορυφή και στις δύο περιόδους δειγματοληψίας στην αρχή της καλοκαιρινής περιόδου, σε αντίθεση με τη λίμνη Τριχωνίδα, όπου η διακύμανση της αφθονίας εμφάνισε δύο κορυφές, την άνοιξη και το καλοκαίρι (Ντούλκα, 2010). Στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός, η συνολική αφθονία του

ζωοπλαγκτού κορυφώθηκε την εαρινή περίοδο, ενώ επιπλέον για τη λίμνη Οζερός, μια μικρότερη κορυφή καταγράφηκε στο τέλος του καλοκαιριού.

Σύμφωνα με το επονομαζόμενο «PEG model» (Plankton Ecology Group: PEG), οι οργανισμοί που αναπτύσσονται αρχικά μετά από τη χειμερινή περίοδο είναι αυτοί που έχουν γρήγορη ανάπτυξη (τροχόζωα, ναύπλιοι, κωπηποδίτες) και ακολουθούν αυτοί με τους μικρότερους ρυθμούς αύξησης (κλαδοκεραιωτά, κωπήποδα) (Sommer et al., 1986). Στην παρούσα μελέτη, η αύξηση της αφθονίας των τροχοζώων την άνοιξη (λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός) και το καλοκαίρι (λίμνη Αμβρακία) συμφωνεί με το παραπάνω μοντέλο. Παρόλα αυτά, η αύξηση των κωπηπόδων, στα οποία κυριαρχεί το καλανοειδές φυτοφάγο *E. drieschi*, δεν συμφωνεί με το πρότυπο διαδοχής των φυτοφάγων οργανισμών, καθώς και στα τρία οικοσυστήματα προηγήθηκε της αύξησης των τροχοζώων. Να σημειωθεί εδώ ότι το ίδιο μοτίβο εποχικής διαδοχής μεταξύ κωπηπόδων και τροχοζώων περιγράφηκε επίσης και για τη λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010), αλλά και για την τεχνητή λίμνη Στράτου (Kehayias et al., 2008).

Εξετάζοντας την εποχική διακύμανση του ζωοπλαγκτού στα τρία υπό μελέτη οικοσυστήματα, διαπιστώνουμε την ύπαρξη χαμηλής αφθονίας κατά την περίοδο του χειμώνα. Σύμφωνα με το «PEG-model», η βιομάζα των φυτοφάγων κατά τη χειμερινή περίοδο μειώνεται λόγω μειωμένης γονιμότητας, εξαιτίας της μειωμένης θερμοκρασίας και της διαθέσιμης τροφής, ενώ πολλά είδη κλαδοκεραιωτών κατά την περίοδο αυτή εισέρχονται σε φάση διάπαυσης (Wetzel, 2001). Ωστόσο, μπορεί να υπάρξουν αποκλίσεις από το μοντέλο, καθώς η περιγραφή αφορά κυρίως κρύες εύκρατες λίμνες (Sommer et al., 1986). Στην περίπτωση πιο θερμών λιμνών με ήπιους χειμώνες, είναι δυνατόν να παρατηρηθεί αύξηση του φυτοπλαγκτού το χειμώνα, ή η αυξημένη βιομάζα του φυτοπλαγκτού που σημειώνεται το φθινόπωρο να διατηρείται και τη χειμερινή περίοδο. Οι λίμνες αυτές όπου δεν εμφανίζουν ξεκάθαρα ένα ελάχιστο αυτή την εποχή είναι λίμνες όπου υπάρχει σταδιακή μεταβολή από το χειμώνα προς την εαρινή άνθιση του φυτοπλαγκτού και έτσι δεν είναι ευδιάκριτο το σημείο έναρξης (φαινόμενο κοινό και σε υποτροπικές λίμνες), ενώ παράλληλα θα επηρεάσει την αύξηση των φυτοφάγων οργανισμών. Στη λίμνη Αμβρακία, ήδη από το μήνα Ιανουάριο, η σταδιακή αύξηση της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α (η οποία θεωρείται ως μια ποσοτική ένδειξη της φυτοπλαγκτικής βιομάζας), δείχνει να ακολουθείται από τη σταδιακή επίσης αύξηση των φυτοφάγων *Eudiaptomus drieschi* και *Daphnia cucullata*. Στη λίμνη Οζερός

παρατηρήθηκε η ίδια αύξηση ειδών και κυρίως του *E. drieschi*, η οποία επίσης δείχνει να ακολουθεί την αύξηση της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α κατά τη διάρκεια της χειμερινής περιόδου. Στη λίμνη Λυσιμαχεία την περίοδο του χειμώνα άρχισε να αυξάνει σε αφθονία μόνο το *E. drieschi*, ενώ η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α αυτή την περίοδο διατηρεί τα επίπεδα τιμών που σημειώνονται από το τέλος του φθινοπώρου.

Μετά την περίοδο του χειμώνα, η παρουσία/αφθονία των διηθηματοφάγων οργανισμών κατά την εαρινή περίοδο είναι πολύ σημαντική, καθώς σύμφωνα με το «PEG model» καθορίζουν την εξέλιξη και τη διαδοχή των οργανισμών. Οι φυτοφάγοι πληθυσμοί (ειδικά τα κλαδοκεραιωτά του γένους *Daphnia*) δύναται να αυξάνονται εκθετικά μέχρι του σημείου όπου οι ρυθμοί διήθησης για την πρόσληψη του φυτοπλαγκτού υπερβαίνουν τους αναπαραγωγικούς ρυθμούς της φυτοπλαγκτικής βιοκοινωνίας, έχοντας ως αποτέλεσμα να μειωθεί η βιομάζα του φυτοπλαγκτού σε χαμηλά επίπεδα, με σημαντική αύξηση της οπτικής διαφάνειας του ύδατος (Schoenberg & Carlson, 1984; Shapiro & Wright, 1984; Sommer et al., 1986). Η κατάσταση αυτή ονομάζεται «φάση διαυγούς ύδατος» και διατηρείται μέχρι να αναπτυχθούν πληθυσμοί ειδών φυκών που είναι σε μικρότερο βαθμό εδώδιμα (Shapiro & Wright, 1984; Carpenter et al., 1987; Benndorf et al., 1988). Η «φάση διαυγούς ύδατος» όπως αναφέρει το «PEG model», συνήθως συμπίπτει με τη μέγιστη αφθονία των διηθηματοφάγων ζωοπλαγκτικών οργανισμών και την ελάχιστη τιμή της φυτοπλαγκτικής βιομάζας. Ωστόσο υπάρχει περίπτωση, η «φάση διαυγούς ύδατος» να μην είναι τόσο εμφανής σε λίμνες με αρκετά αιωρούμενα σωματίδια, ή ακόμα σε ολιγότροφες λίμνες, καθώς το φαινόμενο σε αυτή την περίπτωση μπορεί να εξελίσσεται με αργούς ρυθμούς από την περίοδο της άνοιξης έως και το καλοκαίρι, ενώ σε μη στρωματοποιημένες λίμνες το φαινόμενο μπορεί να μη συμβεί ή να είναι παροδικό (Sommer et al., 1986). Σημαντικό ρόλο για την επίτευξη της «φάσης διαυγούς ύδατος» παίζουν και τα είδη των διηθηματοφάγων οργανισμών που εμφανίζονται κατά την εαρινή περίοδο, καθώς και η αφθονία την οποία σημειώνουν. Στη λίμνη Μικρή Πρέσπα για παράδειγμα, της οποίας η εποχική διακύμανση του συνολικού ζωοπλαγκτού συμφωνεί με το πρότυπο του «PEG model» για τις εύτροφες λίμνες, η «φάση διαυγούς ύδατος» συνέπεσε με τα μέγιστα δύο σημαντικών ζωοπλαγκτικών ειδών με υψηλούς ρυθμούς διήθησης, το κλαδοκεραιωτό *Daphnia cucullata* και το καλανοειδές κωπήποδο

Arctodiaptomus steindachneri (Richard 1897) (Μιχαλούδη, 1997). Αντίθετα, στις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός, αν και οι κύριοι διηθηματοφάγοι οργανισμοί που σημειώνουν αύξηση κατά την εαρινή περίοδο είναι τα κλαδοκεραιωτά *D. cucullata* και το καλανοειδές *E. drieschi*, το φαινόμενο αυτό δεν παρατηρήθηκε, γεγονός που πιθανόν δείχνει πως άλλοι παράγοντες εκτός της βόσκησης, ελέγχουν τη διαδοχή των φυτοπλαγκτικών και ζωοπλαγκτικών βιοκοινωνιών. Γενικά, η τροφή που καταναλώνεται κατά τη διάρκεια μιας χρονικής περιόδου εξαρτάται από τις ικανότητες των φυτοφάγων καταναλωτών (για παράδειγμα τα μεγαλόσωμα είδη κλαδοκεραιωτών έχουν μεγαλύτερες ταχύτητες διήθησης σε σχέση με τα μικρότερα, ενώ τα μη θηρευτικά κωπήποδα έχουν πολύ χαμηλότερους ρυθμούς βόσκησης έναντι των κλαδοκεραιωτών), καθώς και από το ρυθμό αναπαραγωγής των θηρευτών, καταστάσεις οι οποίες είναι υπό την επιρροή και άλλων περιβαλλοντικών μεταβλητών (Wetzel, 2001). Θα πρέπει επίσης να αναφερθεί πως το *D. cucullata*, που θεωρείται από τους σημαντικότερους φυτοφάγους λιμναίους οργανισμούς που μπορούν να επηρεάσουν τη φυτοπλαγκτική βιομάζα (Sterner, 1989), σημείωσε αρκετά χαμηλότερη αφθονία στις τρεις λίμνες συγκριτικά με τη Μικρή Πρέσπα (Μιχαλούδη, 1997), ενώ ποτέ δεν επικράτησε μεταξύ των ειδών του ζωοπλαγκτού. Τέλος, θα πρέπει να ληφθεί υπόψη και η επίδραση του δίθυρου μαλακίου *Dreissena blanci*, καθώς είναι γνωστό πως τα είδη του γένους *Dreissena* ως διηθηματοφάγοι οργανισμοί, είναι ικανά να απομακρύνουν μεγάλες ποσότητες φυτοπλαγκτού, βελτιώνοντας σημαντικά την οπτική διαφάνεια των υδάτων (Idrisi et al., 2001; Hwang et al., 2004). Η ικανότητα αυτή βέβαια διαφέρει μεταξύ των οικοσυστημάτων, ενώ σχετίζεται άμεσα από τα είδη τα οποία συνθέτουν τη φυτοπλαγκτική βιοκοινωνία σε αυτά. Στις λίμνες Αμβρακία και Οζερός η αφθονία των προνυμφών του *D. blanci* είναι σημαντική, καθώς για κάποια διαστήματα του έτους (καλοκαίρι-φθινόπωρο) επικρατούν επί των άλλων ομάδων του ζωοπλαγκτού. Ωστόσο, στα δεδομένα της παρούσας μελέτης δεν υπάρχουν στοιχεία για το φυτοπλαγκτό ώστε να αποσαφηνίσουν την υπόθεση αυτή.

Μετά την εαρινή περίοδο (ή προς το τέλος αυτής), τα τροχόζωα αρχίζουν να επικρατούν τάχιστα. Τα είδη τα οποία ήταν υπεύθυνα για το μέγιστο της αφθονίας σε κάθε λίμνη ήταν διαφορετικά, ανάλογα με την τροφικότητα του κάθε οικοσυστήματος. Στις λίμνες Αμβρακία και Οζερός, επικράτησαν τα είδη *Kellicottia longispina* και το γένος *Synchaeta* αντίστοιχα, τα οποία συναντώνται σε ολιγότροφες και μεσότροφες

λίμνες, ενώ αφθονότερο στη λίμνη Λυσιμαχεία ήταν το *Keratella cochlearis*, τυπικός εκπρόσωπος εύτροφων οικοσυστημάτων (Mäemets, 1983; Sládeček, 1983; Bērziņš & Pejler, 1989a). Η αύξηση της ομάδας των τροχοζώων ακολούθησε τη μείωση των καλανοειδών κωπηπόδων και των μεγαλόσωμων κλαδοκεραιωτών *D. cucullata*. Όπως αναφέρεται από τους Sommer et al. (1986), η μείωση αυτή στο τέλος της άνοιξης συμβαίνει λόγω της μείωσης της διαθέσιμης τροφής, η οποία οδηγεί σε ραγδαία μείωση του σωματικού βάρους αλλά και της γονιμότητας, με συνέπεια τη μείωση της πυκνότητας και βιομάζας του είδους κατά τη θερινή περίοδο. Τα τροχόζωα ως μέλη των ζωοπλαγκτικών βιοκοινωνιών του γλυκού νερού, γενικώς δεν αφθονούν όταν συνυπάρχουν με μεγάλα άτομα *Daphnia* sp. και κωπήποδα, ακόμη και όταν οι κοινοί πόροι τροφής διατίθενται σε αφθονία (Neil, 1984; Gilbert & Stemberger, 1985; Gilbert, 1988; Lair, 1990; MacIsaac & Gilbert; 1991). Επιπλέον, ενδέχεται να εμφανισθεί μηχανική παρεμβολή, καθώς τα τροχόζωα εισέρχονται στο θάλαμο των βραγχίων των *Daphnia*, όπου θανατώνονται αμέσως, πληγώνονται θανάσιμα ή χάνουν τα προσδεδεμένα αυγά πριν αυτά απορριφθούν, ενώ σε μερικές περιπτώσεις προσλαμβάνονται ως τροφή μαζί με τα φύκη (Wetzel, 2001). Αντίθετα, τροχόζωα μεγάλου μεγέθους, συνήθως βλάπτονται ελάχιστα από τα κλαδοκεραιωτά, αλλά πρέπει να ανταγωνίζονται με αυτά ως προς την τροφή, περιορίζονται δε, συχνά από τον ανταγωνισμό ως προς την εκμετάλλευση πόρων όταν η τροφή είναι περιορισμένη. Αντίθετα, τα μικρόσωμα κλαδοκεραιωτά που αρχίζουν να αυξάνουν σε αφθονία το καλοκαίρι, γενικά δεν παρεμποδίζονται με μηχανικό τρόπο από τα τροχόζωα (Wetzel, 2001). Την περίοδο της άνοιξης και στις τρεις λίμνες, ο πληθυσμός του τροχοζώου *Conochilus unicornis* σημειώνει αύξηση της αφθονίας του παρουσία των μεγαλόσωμων καρκινοειδών, καθώς λόγω της ικανότητας του είδους να σχηματίζει αποικίες μπορεί να συνυπάρξει με ευμεγέθη ζωοπλαγκτικά είδη (García et al., 2002). Τέλος, πολύ σημαντικό ρόλο στη μείωση ή απουσία των μεγάλων καρκινοειδών που παρατηρήθηκε στο τέλος της άνοιξης και κατά τη διάρκεια της θερινής περιόδου σε γενικές γραμμές και στα τρία οικοσυστήματα, οφείλεται πιθανόν στη θηρευτική δραστηριότητα άλλων ειδών του ζωοπλαγκτού, αλλά και ιχθύων (Wetzel, 2001).

Η πλαγκτοβόρος ιχθυοπανίδα ενδέχεται να είναι σημαντική στη ρύθμιση της αφθονίας και της δομής των ζωοπλαγκτικών πληθυσμών και ιδιαίτερα στη βιοκοινωνία των καρκινοειδών (Jeppesen et al., 1996; Tátrai et al., 2003; Iglesias et al., 2007). Αν

και δεν είναι γνωστή η επίδραση των ιχθύων στο ζωοπλαγκτό των τριών υπό μελέτη λιμνών, γνωρίζουμε πως ένας μεγάλος αριθμός κυπρινοειδών διαβιεί στα οικοσυστήματα αυτά. Στα ζωοπλαγκτικά καρκινοειδή παρατηρείται συχνά κατά τη θερινή περίοδο της υψηλής θηρευτικής δραστηριότητας, μια μείωση του μέσου μεγέθους σώματος λόγω της επιλεκτικής θήρευσης, ενώ επίσης τα ευμεγέθη είδη των φυτοφάγων καρκινοειδών αντικαθίστανται από μικρότερα είδη και από τροχόζωα (Brooks & Dodson, 1965; Zaret, 1980; Lampert, 1988; Gliwicz & Pijanowska, 1989). Τα μικρά αυτά είδη δεν είναι τόσο ευάλωτα στη θηρευτική δραστηριότητα των ιχθύων και επηρεάζονται σε μικρότερο βαθμό από το φράξιμο της διηθητικής συσκευής τους, που μπορεί να προκληθεί από μερικές μορφές μη εδώδιμων φυκών, όπως μπορεί να συμβεί στα μεγαλόσωμα καρκινοειδή (Sommer et al., 1986; Christoffersen et al., 1993; Telesh, 1993; Agasild et al., 2007). Η αλλαγή αυτή στο μέγεθος των ειδών μπορεί με τη σειρά της να οδηγήσει σε αλλαγή της σύνθεσης του φυτοπλαγκτού, με αύξηση των Κυανοφυκών κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού (Vanni & Layne, 1997), όπως πιθανόν συμβαίνει και στην περίπτωση των λιμνών Αμβρακίας και Λυσιμαχείας (Σπαρτινού, 1992; Danielidis et al., 1996; Gkelis et al., 2005; Vardaka et al., 2005), ενώ δεν υπάρχουν αναφορές σχετικά με τη φυτοπλαγκτική βιοκοινωνία της λίμνης Οζερός. Η ύπαρξη Κυανοφυκών κατά τη διάρκεια της θερινής περιόδου είναι ίσως ακόμα ένας παράγοντας που πιθανόν να ευθύνεται για τη μείωση της αφθονίας των καλανοειδών κωπηπόδων και των μεγαλόσωμων κλαδοκεραιωτών *D. cucullata*, καθώς μπορούν να επηρεάσουν σε μεγάλο βαθμό την ανάπτυξη και την αναπαραγωγή τους, είτε επειδή είναι τοξικά, είτε επειδή μπλοκάρουν τις συσκευές διήθησής τους (G-Tóth et al., 1987; Michaloudi et al., 1997; Whitton & Potts, 2000; Michaloudi & Kostecka, 2004; Hansson et al., 2007a). Τα παραπάνω έχουν ως συνέπεια τη μικρότερη θνησιμότητα και τη μεγαλύτερη γονιμότητα των πληθυσμών του μικροσκοπικού ζωοπλαγκτού σε σύγκριση με τα μεγαλόσωμα είδη (Wetzel, 2001). Η διαδοχή αυτή είναι συνήθως πιο εμφανής σε εύτροφα οικοσυστήματα όπου η θήρευση είναι πιο υψηλή, όπως και σε στρωματοποιημένες λίμνες όπου δημιουργούνται ανοξικά υπολίμνια κατά τη θερινή περίοδο και δεν μπορούν να χρησιμοποιηθούν σαν καταφύγιο από το ζωοπλαγκτό (Shapiro et al., 1975). Ωστόσο κάτι τέτοιο μπορεί και να αντισταθμιστεί όταν υπάρχει επαρκής διαθεσιμότητα τροφής και το ζωοπλαγκτό διατηρεί μεγάλους αναπαραγωγικούς ρυθμούς και υψηλή γονιμότητα (Sommer et al., 1986).

Κατά την περίοδο του φθινοπώρου, η συνολική αφθονία του ζωοπλαγκτού των τριων λιμνών άρχισε να μειώνεται, ενώ σε καμία από αυτές δεν παρατηρήθηκε μια δεύτερη αύξηση του ζωοπλαγκτού. Σε κάποιες περιπτώσεις εύτροφων λιμνών ενδέχεται να παρατηρηθεί αύξηση του φυτοπλαγκτού αυτή την περίοδο, η οποία είναι πιθανό να προκαλέσει μια δεύτερη αύξηση της αφθονίας ορισμένων μεγαλόσωμων ζωοπλαγκτικών οργανισμών (Sommer et al., 1986). Στην εύτροφη λίμνη Λυσιμαχεία, πράγματι η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α σημείωσε μέγιστο κατά τη φθινοπωρινή περίοδο, ωστόσο δεν σημειώθηκε μια δεύτερη αύξηση της αφθονίας του συνολικού ζωοπλαγκτού.

Συνδυάζοντας τις παραπάνω πληροφορίες, συμπεραίνουμε πως η εποχική διακυμάνση της συνολικής αφθονίας του ζωοπλαγκτού που σημειώθηκε στα τρία υπό μελέτη οικοσυστήματα, αποκλίνει σε γενικές γραμμές από τα πρότυπα μοντέλα εποχικότητας των ζωοπλαγκτικών ειδών που περιγράφουν οι Sommer et al. (1986) στο «PEG model». Σύμφωνα με αυτό, παράγοντες όπως η θερμοκρασία, η τροφή και η θήρευση επιβάλλουν εποχικότητα και διαδοχή στην εμφάνιση τόσο των ειδών, όσο και των ομάδων της ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας, ενώ οι αλλαγές αυτές δεν είναι τυχαίες καθώς η εποχική εξέλιξη είναι προβλέψιμο επακόλουθο προηγούμενων γεγονότων (Sommer et al., 1986). Πάντως, είναι γεγονός πως, αν και το το «PEG model» χρησιμοποιείται ευρέως από πολλούς ερευνητές και αποτελεί έτσι μια βάση σύγκρισης για πολλά λιμναία οικοσυστήματα, εντούτοις δεν βρίσκει πάντοτε εφαρμογή. Θα πρέπει εδώ να σημειωθεί ότι, το παραπάνω μοντέλο αναφέρεται κυρίως στην περίοδο από την άνοιξη μέχρι το φθινόπωρο, όπου πιστεύεται ότι υπάρχει πραγματική διαδοχή φαινομένων που δεν ελέγχονται αποκλειστικά από αβιοτικούς παράγοντες οι οποίοι ωστόσο, μπορούν να συμβάλλουν στη δημιουργία τυχαίων φαινομένων, όταν το οικοσύστημα διαφοροποιείται από το ιδανικό πρότυπο της λίμνης που περιγράφει. Επίσης, θα πρέπει να τονίσουμε ότι, οι σχέσεις που αναφέρονται στο μοντέλο αυτό, αφορούν κυρίως στρωματοποιημένες λίμνες της βόρειας εύκρατης ζώνης όπου διαβιούν μεγάλα είδη κλαδοκεραιωτών του ζωοπλαγκτού. Είναι λογικό λοιπόν, το μοντέλο να μην μπορεί πάντα να προβλέψει τη συχνότητα των φαινομένων και να υπάρχουν αποκλίσεις όσον αφορά στη διαδοχή των φυτοπλαγκτικών και ζωοπλαγκτικών βιοκοινωνιών, λόγω της μεγάλης ποικιλομορφίας των λιμναίων οικοσυστημάτων (Brönmark & Hansson, 2005). Σύμφωνα με τους Sommer et al. (1986), διάφοροι

παράγοντες που μπορεί να συμβάλλουν σε διαφοροποιήσεις από το γενικό πρότυπο όσον αφορά στην εποχικότητα και διαδοχή των ειδών είναι η τροφικότητα των λιμνών, το βάθος των υπό μελέτη οικοσυστημάτων, οι υψηλοί ρυθμοί ανανέωσης των υδάτων μιας λίμνης, καθώς και πρακτικές εμπλουτισμού με ψάρια. Γίνεται επομένως αντιληπτό, ότι οι αποκλίσεις από το μοντέλο των Sommer et al. (1986) για τις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία, Οζερός, αλλά και τη λίμνη Τριχωνίδα (όπως έχει αναφερθεί από τη Ντούλκα, 2010), μπορεί να οφείλονται σε διάφορους παράγοντες, ενώ παράλληλα σημαντικό ρόλο διαδραματίζει και η διαφορετική γεωγραφική θέση των παραπάνω οικοσυστημάτων σε σχέση με αυτή των βόρειων εύκρατων λιμνών (διαφορές στη θερμοκρασία και στη διάρκεια της ημέρας, δημιουργία πάγου κτλ.), η παρουσία/αφθονία των διηθηματοφάγων οργανισμών κατά την εαρινή περίοδο, καθώς και η επίδραση συγκεκριμένων θηρευτών.

Στη συνέχεια γίνεται αναλυτική αναφορά και σχολιασμός των αποτελεσμάτων για τα σημαντικότερα από τα επιμέρους είδη που βρέθηκαν στις τρεις λίμνες.

5.2.2 Κωπήποδα

Ο μοναδικός εκπρόσωπος των καλανοειδών κωπηπόδων στις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός ήταν το είδος *Eudiaptomus drieschi* για το οποίο δεν υπάρχουν αρκετές πληροφορίες στη βιβλιογραφία. Η παρουσία του έχει αναφερθεί σε λίμνες της Τουρκίας (Gündüz, 1998; Ustaoğlu, 2004; Bozkurt 2006; Atici et al., 2010), στη λίμνη Kinneret στο Ισραήλ (Gophen, 1978) και στη λίμνη Skadar (Pulevic and coauthors, 2001) που βρίσκεται στα σύνορα της Αλβανίας και του Μαυροβουνίου. Στην Ελλάδα το είδος *E. drieschi* έχει καταγραφεί στην τεχνητή λίμνη Στράτου (Kehayias et al., 2008) και στη λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010). Στις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός το *E. drieschi* ήταν κυρίαρχο στη βιοκοινωνία των κωπηπόδων. Ο Bozkurt (2006), οι Doulka & Kehayias (2008) και οι Atici et al. (2010) αναφέρουν την παρουσία του είδους καθ' όλη τη διάρκεια της χρονιάς, ενώ στην τεχνητή λίμνη Στράτου (Kehayias et al., 2008) το είδος εμφανίστηκε κυρίως την εαρινή περίοδο. Η παρουσία του *E. drieschi* και ιδιαίτερα των ωοφόρων θηλυκών του καθ' όλη τη διάρκεια του έτους στις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός, αλλά και στη λίμνη Τριχωνίδα

(Doulka & Kehayias, 2008; Ντούλκα, 2010), αποτελεί ένδειξη είτε συνεχούς αναπαραγωγής του είδους, ή ύπαρξης πολλαπλών περιόδων αναπαραγωγής. Γενικά, υπήρχαν μεγάλες ομοιότητες στη μέση τιμή αφθονίας καθώς και στην εποχική διακύμανση του είδους μεταξύ των τριών λιμνών, συμπεριλαμβανομένης και της λίμνης Τριχωνίδας (Ντούλκα, 2010). Μια πιθανή εξήγηση για τη χαμηλή αφθονία του είδους την περίοδο του καλοκαιριού και προς το τέλος αυτής στις λίμνες Αμβρακία και Λυσιμαχεία, σε αντίθεση με τη λίμνη Τριχωνίδα που παρουσίασε μέγιστο αφθονίας κατά τη θερινή περίοδο (Ντούλκα, 2010), είναι η μεγάλη ανάπτυξη των Κυανοφυκών. Σύμφωνα με την Σπαρτινού (1992) και τους Gkelis et al. (2005), τα Κυανοφύκη έχουν σημαντική παρουσία στις λίμνες αυτές και παρουσιάζουν μέγιστο κατά τη θερμή περίοδο του έτους, ενώ όπως προαναφέρθηκε δεν προτιμώνται συνήθως ως τροφή από τα κωπήποδα (G-Tóth et al., 1987). Αντίθετα, στη λίμνη Τριχωνίδα τα Κυανοφύκη δεν έχουν σημαντική συμβολή στην πλαγκτική φυτοκοινωνία και εμφανίζονται σε μικρές αφθονίες στις αρχές του φθινοπώρου (Tafas & Economou-Amilli, 1997).

Το κυκλοποειδές κωπήποδο *Macrocyclops albidus* είναι ένα κοσμοπολίτικο είδος, εξαιρετικά αδηφάγο, το οποίο επιτίθεται, θανατώνει και τρέφεται με οργανισμούς πολύ μεγαλύτερους από το μέγεθος του. Είναι σαρκοφάγο και τρέφεται με άλλα καρκινοειδή και προνύμφες δίπτερων (Fryer, 1957). Τα κωπήποδα *M. albidus* εμφάνισαν τη μεγαλύτερη αφθονία στη λίμνη Λυσιμαχεία γεγονός που σχετίζεται με την αυξημένη τροφικότητα της λίμνης σε σχέση με τις υπόλοιπες της περιοχής (Patalas, 1972; Pinto-Coelho et al., 2005). Είναι χαρακτηριστικό ότι η αύξηση της αφθονίας του *M. albidus* συνέπεσε με τις χαμηλότερες τιμές του *E. drieschi* και στις τρεις λίμνες, γεγονός που πιθανόν υποδηλώνει ανταγωνιστικές αλληλεπιδράσεις ή/και θήρευση επί αυτού του καλανοειδούς είδους (Soto & Hurlbert, 1991a,b).

Αντιπρόσωποι του γένους *Thermocyclops*, τα οποία αποτελούν ένα σημαντικό μέρος της βιομάζας του ζωοπλαγκτού των τροπικών λιμνών (Margalef, 1983), έχουν επίσης αναφερθεί σε διάφορες περιοχές της Ευρώπης (Maier, 1990). Το είδος *Thermocyclops dybowskii* που βρέθηκε στη λίμνη Αμβρακία, απαντάται συνήθως σε μικρού μεγέθους υδάτινα οικοσυστήματα και στην παράκτια ζώνη των λιμνών (Maier, 1990). Το είδος παρουσίασε αυξημένη αφθονία κατά το τέλος της καλοκαιρινής περιόδου και στις αρχές της φθινοπωρινής, όπως και στην περίπτωση της εύτροφης λίμνης Ισμαρίδας, με τη συμμετοχή του στο σύνολο της ομάδας των κωπηπόδων να μην

είναι σημαντική (Μουστάκα και συν., 2011). Για τα είδη του γένους *Thermocyclops* υπάρχουν αναφορές ότι είναι φυτοφάγα (Hopp et al., 1997), αλλά και σαρκοφάγα (De Carvalho, 1984). Επίσης, σε μεσότροφες και εύτροφες λίμνες όπου εμφανίζονται Κυανοφύκη, τα άτομα του γένους *Thermocyclops* είναι πιθανό να αυξήσουν την αφθονία τους, καθώς είναι ικανά να τα χρησιμοποιήσουν ως τροφή σε σχέση με άλλα φυτοφάγα κυκλοποειδή και καλανοειδή κωπήποδα (Reid, 1989). Η αυξημένη αφθονία των κωπηπόδων *T. dybowskii* το Σεπτέμβριο του 2007 στη λίμνη Αμβρακία συνέπεσε με τη μείωση των κυκλοποειδών *M. albidus* και των καλανοειδών *E. drieschi*. Σύμφωνα με την Σπαρτινού (1992) αυτή την εποχή στη λίμνη παρατηρείται ανάπτυξη των Κυανοφυκών. Ωστόσο, επιβεβαίωση της παραπάνω υπόθεσης δεν μπορεί να υπάρξει καθώς δεν υπάρχουν δεδομένα φυτοπλαγκτού στην παρούσα μελέτη.

5.2.3 Τροχόζωα

Τα τροχόζωα, αν και είναι συνήθως ασήμαντα ως προς τη βιομάζα (Ruttner-Kolisko, 1974), αποτελούν ένα σημαντικό μέρος του ζωοπλαγκτού των γλυκών νερών, καθώς συμβάλλουν στη μεταφορά ενέργειας και στην ανακύκλωση των θρεπτικών στοιχείων (Makarewicz & Likens, 1979). Εξαιτίας των γρήγορων αναπαραγωγικών τους ρυθμών μπορούν να επιτύχουν υψηλές αφθονίες σε σύντομο χρονικό διάστημα εκμεταλλευόμενα τις όποιες ευνοϊκές συνθήκες για αυτά. Οι κυριότεροι παράγοντες που ευνοούν την αύξησή τους και την εποχική διαδοχή των διαφόρων ειδών είναι η θερμοκρασία σε συνδυασμό με τα τροφικά αποθέματα (Allan, 1976; Lair, 1990), ενώ είναι πιθανό να υπάρξουν διαφορές στη διαδοχή των ειδών από έτος σε έτος (García et al., 2002), όπως παρατηρήθηκε στη λίμνη Αμβρακία μεταξύ των δύο περιόδων μελέτης.

Η εποχική διακύμανση της αφθονίας της ομάδας των τροχοζώων παρουσίασε αρκετές ομοιότητες μεταξύ των τριών υπό μελέτη λιμνών, σημειώνοντας μια μονοκόρυφη αύξηση, σε αντίθεση με τη λίμνη Τριχωνίδα όπου εμφανίστηκαν περισσότερες από μια κορυφές. Διαφορές υπήρξαν και ως προς τις τιμές αφθονίας, καθώς στην ολιγομεσότροφη λίμνη Τριχωνίδα καταγράφθηκαν πολύ χαμηλότερες τιμές συγκριτικά με αυτές των λιμνών Αμβρακίας, Λυσιμαχείας και Οζερός, όπου οι τιμές αφθονίας τους μοιάζουν με αυτές άλλων εύτροφων λιμνών (Μικρή Πρέσπα,

Michaloudi et al., 1997; Παμβώτιδα, Antonopoulos et al., 2008; Ισμαρίδα, Μουστάκα και συν., 2011). Η εποχική διακύμανση των πιο σημαντικών ειδών τροχοζώων παρουσιάζει αρκετές ομοιότητες μεταξύ των τριών λιμνών, ενώ βρίσκεται γενικά σε συμφωνία και με άλλες αναφορές, όπως αυτές για τις λίμνες Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010) και Μικρή Πρέσπα (Μιχαλούδη, 1997).

Στη λίμνη Λυσιμαχεία τα τροχόζωα ήταν η σημαντικότερη ομάδα του ζωοπλαγκτού, γεγονός αναμενόμενο λόγω της υψηλής τροφικότητας του οικοσυστήματος (Stemberger, 1974; Walz et al., 1987). Η κυριαρχία των τροχοζώων σε ευτροφικά περιβάλλοντα έχει αποδοθεί στη διαθεσιμότητα ενός ευρέως φάσματος σωματίδιων τροφής (π.χ., Dumont, 1977; Pourriot, 1977; Starkweather, 1980). Σε γενικές γραμμές, τα περισσότερα από τα είδη τροχοζώων που βρέθηκαν στη λίμνη Λυσιμαχεία συνδέονται με καταστάσεις υψηλής τροφικότητας (Bērziņš & Pejler, 1989a). Ωστόσο, φαίνεται ότι η σημαντική απόκριση της βιοκοινωνίας των τροχοζώων στην αυξημένη φόρτιση με θρεπτικά, είναι μια αύξηση στην πυκνότητα των κυρίαρχων ευρυτοπικών ειδών, που έχουν ένα ευρύ φάσμα οικολογικής ανοχής από άποψη θρεπτικών ουσιών, βάθους και θερμοκρασίας, παρά προς μια αύξηση των ειδών που απαντώνται σε πολύ εύτροφες λίμνες. Οι Bērziņš & Pejler (1989a) σημείωσαν ότι η αρχική αντίδραση των τροχοζώων στην αύξηση της τροφικότητας ενός οικοσυστήματος, είναι η αύξηση της αφθονίας των ιθαγενών ειδών. Σε πιο «επίμονα» ευτροφικά ύδατα, ορισμένα είδη γίνονται αριθμητικά σημαντικά στη βιοκοινωνία των τροχοζώων, όπως συμβαίνει στην περίπτωση της λίμνης Κορώνειας, όπου η βιοκοινωνία τους αποτελείται σχεδόν εξ' ολοκλήρου από το γένος *Brachionus* που είναι δείκτης υψηλής τροφικότητας (Michaloudi & Kostecka, 2004). Αντίθετα, η μεγάλη αφθονία που καταγράφηκε για ένα πλήθος ευρυτοπικών ειδών στη λίμνη Λυσιμαχεία, δείχνει πως το οικοσύστημα πιθανόν «βιώνει» μια ενδιάμεση παρά μια υψηλά ευτροφική κατάσταση.

Τα περισσότερα από τα τροχοζώα που καταγράφθηκαν στις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός είναι κοσμοπολίτικα πλαγκτικά είδη. Λίγα από αυτά είναι περιφυτικά είδη που διαβιούν στη μακροφυτική παράλια ζώνη των λιμνών, που όμως μπορεί περιστασιακά να βρεθούν και στην πελαγική ζώνη.

Το *Asplanchna priodonta* είναι ένα κοσμοπολίτικο είδος που μπορεί να βρεθεί σε γλυκά ύδατα, ταμιευτήρες, καθώς και σε υφάλμυρα οικοσυστήματα, ενώ σχετικά με την

ποιότητα των υδάτων, έχει καταγραφεί σε εύτροφα αλλά και ολιγότροφα υδάτινα σώματα. Λόγω του μικρού του μεγέθους και της διαφάνειας του σώματός του, το *A. priodonta* δεν επηρεάζεται γενικά από τη θήρευση των ιχθύων (Kutikova, 1970; Gilbert, 1985; Kappes et al., 2000; Nogrady & Segers, 2002). Θεωρείται ετήσιο είδος και μπορεί να αντέχει σε θερμοκρασίες από 4-29 ^{o}C (Ruttner-Kolisko, 1974). Στην παρούσα μελέτη βρέθηκε στα δείγματα του ζωοπλαγκτού σχεδόν καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας στις λίμνες Αμβρακία και Λυσιμαχεία, ενώ στη λίμνη Οζερός είχε αυξημένη παρουσία κυρίως το φθινόπωρο και την άνοιξη όπως παρόμοια έχει αναφερθεί και για τη λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010). Το *A. priodonta* είναι ένα πολυφάγο είδος καθώς μπορεί να τραφεί με πρώτιστα (Żurek, 2007), φυτοπλαγκτό, όπως Διάτομα, Χλωροφύκη, Χρυσοφύκη και Κυανοφύκη (Dumont, 1977; Guiset, 1977; Kappes et al., 2000; Milovskaya & Bonk, 2004; Pociecha & Wilk-Wozniak, 2008). Έχει επίσης αναφερθεί ότι μπορεί να τραφεί και με μικρού μεγέθους ζωοπλαγκτό, όπως τροχόζωα και καρκινοειδή, και είναι ικανό να ρυθμίζει τους πληθυσμούς του μικροζωοπλαγκτού (Gilbert, 1980; Gilbert & Williamson, 1978; Hofmann, 1983; Kappes et al., 2000; Nogrady & Segers, 2002; Milovskaya & Bonk, 2004). Ειδικότερα για τη βιοκοινωνία των τροχοζώων, το *A. priodonta* πιστεύεται ότι ρυθμίζει αποτελεσματικά την πυκνότητα και τη βιομάζα των θηραμάτων, καθώς και τη δομή και το μέγεθός τους (Dumont, 1977; Hessen & Nilssen, 1985; Virro et al., 2009). Η προτιμώμενη τροφή του είναι συνήθως το τροχόζωο *Keratella cochlearis*, ενώ έχει αναφερθεί να τρέφεται και με άλλα μικρόσωμα τροχόζωα, όπως αντιπροσώπους από τα γένη *Anuraeopsis*, *Kellicottia*, *Filinia*, *Brachionus*, *Synchaeta*, *Trichocerca*, *Notholca*, *Polyarthra* και *Pompholyx* (Ejsmont- Karabin, 1974; Dumont, 1977; Guiset, 1977; Pourriot, 1977; Hofmann, 1983; Hessen & Nilssen, 1985; Milovskaya & Bonk, 2004). Είναι ένας ευκαιριακός θηρευτής και η διατροφή του προσαρμόζεται ανάλογα με τις εκάστοτε περιβαλλοντικές συνθήκες και την αφθονία των πιθανών θηραμάτων (Kappes et al., 2000). Σύμφωνα με την εποχική διακύμανση του *A. priodonta* στη λίμνη Αμβρακία, βρέθηκε πως όταν το είδος αυξανόταν σε αφθονία, τα γένη *Hexarthra*, *Collotheca* και *Keratella* καθώς και το είδος *Conochilus unicornis* μειώνονταν. Στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός, η μέγιστη αφθονία του *A. priodonta* την άνοιξη συνέπεσε με την εμφάνιση των ατόμων *K. cochlearis*.

Τα είδη του γένους *Brachionus* είναι τυπικοί εκπρόσωποι εύτροφων οικοσυστημάτων (Mäemets, 1983)και συχνά βρίσκονται σε ρηχά νερά και εποχικά λιμνία (Ruttner-Kolisko, 1974). Είναι διηθηματοφάγοι καταναλωτές και τρέφονται με βακτήρια, θρύμματα και φύκη (Pourriot, 1977; Pourriot et al., 1982; Boon & Shiel, 1990). Τα περισσότερα είδη βρίσκονται στην παράλια ζώνη των λιμνών μεταξύ της μακροφυτικής βλάστησης, ενώ λίγα είναι αυτά που θεωρούνται αποκλειστικά πλαγκτικά. Στην παρούσα μελέτη αναγνωρίστηκαν τέσσερεις πλαγκτικές μορφές, τα κοσμοπολίτικα είδη *B. angularis*, *B. calyciflorus*, *B. c. f. anuraeiformis* και το *B. falcatus* που συναντάται σε ρηχές λίμνες της Ευρώπης, αλλά και σε λίμνες της τροπικής ζώνης. Στη λίμνη Λυσιμαχεία εμφανίστηκαν και τα τέσσερα παραπάνω είδη, στη λίμνη Αμβρακία τα *B. angularis* και *B. calyciflorus*, ενώ στη λίμνη Οζερός δεν καταγράφηκε κανένα είδος του γένους *Brachionus*. Ο μεγαλύτερος αριθμός ειδών, αλλά και η αυξημένη αφθονία αυτών στη λίμνη Λυσιμαχεία δικαιολογείται λόγω της υψηλότερης τροφικότητάς της σε σχέση με τις υπόλοιπες της περιοχής. Η εποχική διακύμανση των ειδών είναι σε συμφωνία με το θερμόφιλο χαρακτήρα τους (Ruttner-Kolisko, 1974), όπως παρόμοια έχει αναφερθεί για άτομα του γένους *Brachionus* και σε άλλες περιοχές (Michaloudi et al., 1997; Michaloudi & Kostecka, 2004; Ντούλκα, 2010; Μουστάκα και συν., 2011).

Τα είδη του γένους *Collotheca* είναι κυρίως βενθικοί οργανισμοί (Pejler & Bērziņš, 1993), ενώ οι πλαγκτικές μορφές είναι σπάνιες και συνήθως βρίσκονται σε θερμά νερά (Ruttner-Kolisko, 1974). Αφθονούν την καλοκαιρινή περίοδο (Bērziņš & Pejler, 1989b), γεγονός που καταγράφηκε και στις λίμνες Μικρή Πρέσπα και Τριχωνίδα (Michaloudi et al., 1997; Ντούλκα, 2010).

Το είδος *Conochilus unicornis* είναι κοσμοπολίτικο, απαντάται στην πελαγική ζώνη ολιγότροφων λιμνών και συνήθως εμφανίζει μέγιστο αφθονίας κατά το τέλος της εαρινής περιόδου (Ruttner-Kolisko, 1974), όπως επίσης σημειώθηκε και για τις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός.

Το τροχόζωο *Filinia longiseta* είναι επίσης ένα κοσμοπολίτικο είδος, τυπικός εκπρόσωπος εύτροφων λιμνών (Bērziņš & Pejler, 1989a). Σχετικά με τις διατροφικές συνήθειες του είδους, θεωρείται ότι τρέφεται με θρύμματα και βακτήρια, καθώς και με Χλωροφύκη της τάξης *Chlorococcales* (Pourriot, 1977). Το *F. longiseta* βρέθηκε σε μεγάλη αφθονία το καλοκαίρι (λίμνη Αμβρακία) και την άνοιξη (λίμνες Λυσιμαχεία και

Οζερός) κάτι που είναι σε συμφωνία με το θερμόφιλο χαρακτήρα του (Ruttner-Kolisko, 1974; Schaber & Schrimpf, 1984). Ωστόσο σύμφωνα με τους παραπάνω συγγραφείς αλλά και με τη Μιχαλούδη (1997), το είδος απουσιάζει όταν η θερμοκρασία πέσει κάτω από το όριο των 15 ^{o}C. Στις τρείς υπό μελέτη λίμνες, το είδος βρέθηκε σχεδόν καθ' όλη τη διάρκεια του έτους, ενώ η παρουσία του κατά τη χειμερινή περίοδο έχει αναφερθεί και στη λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010). Από το γένος *Filinia* αναγνωρίστηκε και το είδος *F. opoliensis*, ένα τροχόζωο κοινό στις τροπικές και υποτροπικές περιοχές (Ruttner-Kolisko, 1974). Η εποχική διακύμανσή του στη λίμνη Λυσιμαχεία είναι σε συμφωνία με το θερμόφιλο χαρακτήρα του. Το είδος ήταν σπάνιο στη λίμνη Οζερός όπως επίσης και στη λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010).

Τα κοσμοπολίτικα είδη του γένους *Hexarthra*, βρέθηκαν σε υψηλές αφθονίες στις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός κατά τη διάρκεια της καλοκαιρινής και φθινοπωρινής περιόδου, κάτι που συμφωνεί με το θερμόφιλο χαρακτήρα τους (Ruttner-Kolisko, 1974), σε αντίθεση όμως με τη λίμνη Τριχωνίδα όπου τα είδη ήταν αφθονότερα την πιο ψυχρή περίοδο του έτους (Ντούλκα, 2010). Από τα είδη του γένους *Hexarthra*, το είδος *H. mira*, το οποίο τρέφεται με βακτήρια και θρύμματα (Pourriot, 1977), θεωρείται εκπρόσωπος εύτροφων λιμνών (Mäemets, 1983).

Το είδος *Kellicottia longispina*, τυπικός εκπρόσωπος ολιγομεσότροφων λιμνών (Mäemets, 1983),θεωρείται ετήσιο είδος που συνήθως δεν βρίσκεται σε μικρού μεγέθους λίμνες, και τρέφεται με φύκη (Pourriot, 1977). Στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός το είδος εμφανίστηκε κυρίως την άνοιξη, ενώ στη λίμνη Αμβρακία βρέθηκε καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας, με το μέγιστο αφθονίας του πληθυσμού του την καλοκαιρινή περίοδο, γεγονός που βρίσκεται σε συμφωνία με τις αναφορές των Michaloudi et al. (1997) στη Μικρή Πρέσπα, των Guseska et al., (2008) στην Μεγάλη Πρέσπα και την Ντούλκα (2010) στη λίμνη Τριχωνίδα.

Τα άτομα του γένους *Keratella* είναι από τα πιο κοινά είδη τροχοζώων στον κόσμο καθώς μπορούν να βρεθούν σε διάφορα λιμναία περιβάλλοντα, έχοντας ένα ευρύ φάσμα ανοχής θερμοκρασίας και αλατότητας (Ruttner-Kolisko, 1974). Τα περισσότερα είναι κοσμοπολίτικα και ευρυτοπικά είδη. Τα *Keratella cochlearis* και *Keratella quadrata* είναι ευρύθερμα είδη που μπορεί να βρεθούν σε ολιγότροφες αλλά και εύτροφες λίμνες (Sládeček, 1983; Bērziņš & Pejler, 1989a). Σε συνθήκες υψηλής τροφικότητας τα είδη αυξάνουν σε αφθονία και γίνονται σημαντικό μέρος της

ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας. Στις τροφικές τους προτιμήσεις συμπεριλαμβάνονται βακτήρια, θρύμματα, καθώς και μια μεγάλη ποικιλία φυκών (Pourriot, 1965, 1977; Boon & Shiel, 1990). Άτομα του είδους *K. cochlearis* αποτελούν τροφή των τροχοζώων *Asplanchna* και *Ploesoma* (Guiset, 1977), καθώς και των κυκλοποειδών κωπηπόδων (Gilbert & Williamson, 1978). Παράγοντες όπως η θερμοκρασία, η διαθεσιμότητα τροφής καθώς και η παρουσία των θηρευτών, καθορίζουν τη μορφολογία των ατόμων του είδους, η οποία μπορεί να παρουσιάζει διαφορές ανάλογα με την εποχή (Stemberger & Gilbert, 1984). Το τροχόζωο *Keratella tropica* είναι ένα θερμόφιλο είδος, κοινό των τροπικών και υποτροπικών λιμνών (Ruttner-Kolisko, 1974). Το είδος *Keratella tecta* χωρίς άκανθο αναπτύσσεται σε μεγάλες αφθονίες σε εύτροφες λίμνες κατά τη θερμή περίοδο (Haberman, 2000). Μεταξύ των τριών υπό μελέτη οικοσυστημάτων, τα είδη του γένους *Keratella* παρουσίασαν τη μεγαλύτερη αφθονία στη λίμνη Λυσιμαχεία, εκτός από το *K. quadrata* που βρέθηκε αυξημένο στη λίμνη Οζερός. Οι εποχικές διακυμάνσεις των ειδών παρουσίασαν αρκετές ομοιότητες μεταξύ τους, καθώς και με αυτές που έχουν περιγραφεί σε άλλες λίμνες, σημειώνοντας αυξημένη παρουσία κυρίως την άνοιξη και το καλοκαίρι (Michaloudi et al., 1997; Guseska et al., 2008; Ντούλκα, 2010; Μουστάκα και συν., 2011). Η αύξηση της αφθονίας του *K. cochlearis* στις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός ακολούθησε τη μείωση της αφθονίας του *Daphnia cucullata*. Μεταξύ των δύο αυτών ειδών φαίνεται ότι υπάρχουν ποικίλες αλληλεπιδράσεις. Για παράδειγμα, έχει αναφερθεί πως η παρουσία του γένους *Daphnia* αναστέλλει την αύξηση του πληθυσμού των ειδών *K. cochlearis* ακόμη και όταν η τροφή βρίσκεται σε αφθονία, ενώ από την άλλη ενδέχεται να εμφανισθεί μηχανική παρεμβολή καθώς τα τροχόζωα εισέρχονται στο θάλαμο βραγχίων των *Daphnia*, όπου θανατώνονται ή πληγώνονται (Gilbert & Stemberger, 1985; Burns & Gilbert, 1986a, 1986b).

Το γένος *Polyarthra* αποτελείται από μια πληθώρα ειδών με διαφορετικό εύρος ανοχής σε θερμοκρασία και συγεντρώσεις οξυγόνου και μπορούν να βρεθούν σε ολιγότροφες ή εύτροφες συνθήκες (Ruttner-Kolisko, 1974). Στη διατροφή των ατόμων του γένους *Polyarthra* έχουν αναφερθεί διάφορα είδη φυκών (Dumont, 1977; Pourriot, 1977; Bogdan & Gilbert, 1982), ενώ τα ίδια, λόγω των ιδιαίτερων κολυμβητικών τους κινήσεων είναι ικανά να αποφεύγουν πιθανούς θηρευτές όπως το *A. priodonta*, τις νεαρές προνύμφες *Chaoborus* και τα κωπήποδα (Gilbert, 1985). Η εποχική διακύμανση

των ειδών ήταν παρόμοια μεταξύ των τριών υπό μελέτη λιμνών, καθώς και με αυτή που έχει περιγραφεί για τη λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010), ενώ διαφορές σημειώθηκαν ως προς την εμφάνιση του μέγιστου της αφθονίας του πληθυσμού των ειδών. Σύμφωνα με τους Koussouris (1978) και Dianielidis et al. (1996), στις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός συναντάται το είδος *P. vulgaris* (η ονομασία *P. trigla* χρησιμοποιείται συχνά από διάφορους συγγραφείς ως συνώνυμο του *P. vulgaris*). Με βάση τα μορφολογικά χαρακτηριστικά του, το είδος αυτό μαζί με το *P. dolichoptera* (Idelson 1925) ανήκουν στην ομάδα "vulgaris-dolichoptera". Και τα δύο είδη έχουν πολύ μεταβλητά μορφολογικά χαρακτηριστικά, ενώ είναι δυνατόν ο υβριδισμός μεταξύ των δύο ειδών (Pejler, 1956). Το *P. vulgaris* θεωρείται ευρύθερμο είδος που απαντάται σε νερά καλά οξυγονωμένα και μπορεί να βρεθεί σε όλη τη διάρκεια του έτους, με μέγιστα το καλοκαίρι και το φθινόπωρο (Ruttner-Kolisko, 1974; Michaloudi et al., 1997 και αναφορές εκεί). Το *P. dolichoptera* είναι ψυχρό στενόθερμο είδος και βρίσκεται σε νερά με χαμηλή συγκέντρωση οξυγόνου. Κατά τη διάρκεια της θερμοστρωμάτωσης μπορεί να βρεθεί στο υπολιμνιτικό στρώμα (Ruttner-Kolisko, 1974).

Το τροχόζωο *Pompholyx sulcata* είναι ένα κοσμοπολίτικο, ευρύθερμο είδος που απαντάται συνήθως σε λίμνες με υψηλή τροφικότητα (Gannon & Stemberger, 1978; Geller & Mi ller, 1981; Mäemets, 1983; Pejler, 1983) και το οποίο τρέφεται με θρύμματα και βακτήρια (Pourriot, 1977). Στη λίμνη Αμβρακία το είδος παρουσίασε αυξημένη αφθονία κατά τη θερμή περίοδο του έτους, όπως και στη λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010), ενώ στη λίμνη Λυσιμαχεία βρέθηκε το χειμώνα σε σχετικά χαμηλή αφθονία.

Τα άτομα του γένους *Synchaeta* είχαν αυξημένη παρουσία στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός κυρίως κατά την εαρινή περίοδο, όπως επίσης έχει αναφερθεί και στη λίμνη Ισμαρίδα (Μουστάκα και συν., 2011). Στη λίμνη Αμβρακία το γένος είχε μικρή παρουσία και εμφανίστηκε κυρίως το φθινόπωρο και την άνοιξη. Σύμφωνα με τον Koussouris (1978), το είδος που υπάρχει στη λίμνη Αμβρακία είναι το φυτοφάγο *Synchaeta pectinata*. Το είδος αυτό, είναι ένας κοσμοπολίτικος οργανισμός που μπορεί να βρεθεί σε διάφορα λιμναία περιβάλλοντα, με διαφορετικές περιβαλλοντικές συνθήκες. Θεωρείται ετήσιο και εμφανίζει συνήθως μέγιστο σε χαμηλές θερμοκρασίες (Ruttner-Kolisko, 1974).

Το γένος *Trichocerca* απαρτίζεται από είδη που βρίσκονται κυρίως στη μακροφυτική ζώνη των λιμνών και μπορούν να ανεχθούν ένα μεγάλος εύρος τιμών pH (Ruttner-Kolisko, 1974). Το πλαγκτικό είδος *T. similis* βρέθηκε σε υψηλή αφθονία κυρίως το καλοκαίρι και το φθινόπωρο και στα τρία υπό μελέτη οικοσυστήματα, ενώ στη λίμνη Τριχωνίδα το *T. similis* είχε αυξημένη συμμετοχή κυρίως την άνοιξη, πιθανόν ως αποτέλεσμα της αύξησης των Διατόμων αυτή την εποχή (May et al., 2001; Ντούλκα, 2010). Σύμφωνα με τους Bērziņš & Pejler (1989 b), το είδος *T. similis* μπορεί να βρεθεί σε θερμοκρασίες από 3 έως 27 ^{o}C, ενώ σχετικά με τη διατροφή του ο Pourriot (1970) αναφέρει ως προτιμώμενη τροφή τα Κρυπτοφύκη και Χρυσοφύκη.

5.2.4 Κλαδοκεραιωτά

Η βιοκοινωνία των κλαδοκεραιωτών στις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός χαρακτηρίστηκε κυρίως από την παρουσία των ειδών *Diaphanosoma orghidani* και *Bosmina longirostris*, και σε μικρότερο βαθμό από το *Daphnia cucullata*, όπως και στην περίπτωση της λίμνης Τριχωνίδας (Ντούλκα, 2010). Η διακύμανση της ομάδας των κλαδοκεραιωτών, η οποία κυριαρχείται από μικρόσωμα είδη των οποίων η αφθονία ήταν υψηλότερη κατά τη διάρκεια της καλοκαιρινής περιόδου, είναι παρόμοια με αυτή που έχει περιγραφεί σε άλλες λίμνες (Michaloudi et al., 1997; Antonopoulos et al., 2008; Ντούλκα, 2010; Guseska et al., 2012).

Εποχική διαδοχή ειδών των κλαδοκεραιωτών έχει παρατηρηθεί σε πολλά λιμναία οικοσυστήματα της εύκρατης ζώνης. Ένας από τους κυριότερους παράγοντες που καθορίζουν τη διαδοχή των κλαδοκεραιωτών είναι η ποιότητα και η ποσότητα της διαθέσιμης τροφής, δηλαδή το φυτοπλαγκτό (Abrantes et al., 2006). Εκτός όμως από την επίδραση του φυτοπλαγκτού, αλλά και της πλαγκτοβόρου ιχθυοπανίδας στην εποχική διαδοχή των ειδών των κλαδοκεραιωτών, τα βακτήρια ως τροφή είναι δυνατό να έχουν επίσης σημαντικό ρόλο. Η εποχική διαδοχή των αφθονότερων ειδών στις λίμνες Αμβρακία και Οζερός βρίσκεται σε συμφωνία με το πρότυπο που περιγράφεται από τους Geller & Müller (1981)για εύτροφες λίμνες, ένα μοντέλο διαδοχής που βασίζεται στην ικανότητα των διαφόρων ειδών να καταναλώνουν βακτήρια. Πράγματι, το είδος *D. orghidani* που είναι υψηλής ικανότητας βακτηριοφάγο κλαδοκεραιωτό ήταν

άφθονο την περίοδο του καλοκαιριού, ενώ το *B. longirostris* που είναι χαμηλής ικανότητας βακτηριοφάγο είδος, παρουσίασε αύξηση αφθονίας το χειμώνα και την άνοιξη. Παρόμοιο φαινόμενο διαδοχής παρατηρήθηκε και στη γειτονική λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010). Επιπλέον, η διαδοχή των ειδών *D. cucullata* και *D. orghidani* είναι παρόμοια με αυτή που έχει καταγραφεί σε άλλες λίμνες (Michaloudi et al., 1997; Ferrara et al., 2002; Ντούλκα, 2010) και πιθανόν να οφείλεται σε ανταγωνιστικές αλληλεπιδράσεις μεταξύ των δύο ειδών, όπως είναι η αλληλοεπικάλυψη των τροφικών τους προτιμήσεων (Matveev, 1987). Στη λίμνη Λυσιμαχεία η διαδοχή των ειδών δεν ήταν τόσο ευδιάκριτη, καθώς το *B. longirostris* ήταν το επικρατέστερο είδος σχεδόν καθ' όλη τη διάρκεια του έτους. Η υψηλή αφθονία των *B. longirostris* και *Moina micrura* το καλοκαίρι στη λίμνη Λυσιμαχεία, τα οποία θεωρούνται δείκτες υψηλής τροφικότητας (Henssen et al., 1995; Petrusek et al. 2004; Wang et al., 2007; Yildiz et al., 2007), φάνηκε να ελέγχεται από την ικανότητα του κάθε είδους να καταναλώνει βακτήρια (Geller & Müller, 1981).

Η θερμοκρασία είναι από τους σημαντικότερους παράγοντες που επηρεάζουν το βιολογικό κύκλο του γένους *Diaphanosoma*, το οποίο δείχνει προτίμηση στη θερμότερη περίοδο του έτους (Herzig, 1984; Korovchinsky, 1992). Στη λίμνη Αμβρακία το *D. orghidani* βρέθηκε καθ' όλη τη διάρκεια της περιόδου μελέτης, όπως και στη λίμνη Τριχωνίδα (Ντούλκα, 2010). Η σχεδόν συνεχής παρουσία νεαρών και ωοφόρων ατόμων στο σύνολο του πληθυσμού, δείχνει πως το είδος αναπαράγεται αρκετές φορές κατά τη διάρκεια του χρόνου. Αντίθετα, στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός, το είδος δεν βρέθηκε στα δείγματα της χειμερινής περιόδου. Καθώς η θερμοκρασία που καταγράφηκε την περίοδο του χειμώνα και στις τρείς λίμνες δεν παρουσίασε ιδιαίτερες διαφορές, άλλοι παράγοντες εκτός της θερμοκρασίας μπορεί να επηρεάζουν την παρουσία ή απουσία του είδους, όπως για παράδειγμα η μείωση της διαθέσιμης τροφής (Michaloudi et al., 1997). Είναι γνωστό ότι στις τροφικές προτιμήσεις του γένους *Diaphanosoma*, εκτός από βακτήρια περιλαμβάνονται και διάφορα είδη φυκών, όπως Κυανοφύκη και Χλωροφύκη (Gliwicz, 1969; Geller & Müller, 1981; DeMott, 1985; Kerfoot et al., 1985; Jarvis et al., 1987). Ωστόσο, για την εξαγωγή ασφαλών συμπερασμάτων, είναι απαραίτητη η ύπαρξη πληροφορίας για τη διατροφή του είδους, μαζί με την ταυτόχρονη μελέτη της σύνθεσης και αφθονίας του φυτοπλαγκτού στις τρεις λίμνες.

Το είδος *Bosmina longirostris*, το οποίο αποτελεί ένα κοινό εκπρόσωπο εύτροφων λιμνών, είχε διαρκή παρουσία κατά τη διάρκεια του έτους και στα τρία υπό μελέτη οικοσυστήματα. Η συνεχής παρουσία του στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία έχει αναφερθεί σε πλήθος άλλων λιμνών, αλλά η εμφάνιση των μέγιστων τιμών αφθονίας διαφέρει από λίμνη σε λίμνη (Michaloudi et al., 1997 και αναφορές εκεί; Ντούλκα, 2010). Από τους πιο βασικούς παράγοντες που συμβάλλουν στην εποχικότητα του είδους *B. longirostris* θεωρείται η τροφή και όχι τόσο η θερμοκρασία (Μιχαλούδη, 1997). Το είδος αυτό που χαρακτηρίζεται ως χαμηλής ικανότητας βακτηριοφάγος οργανισμός, μπορεί να εκμεταλλεύεται τη χαμηλή διαθεσιμότητα τροφής διατηρώντας υψηλές πυκνότητες, καθώς σε αντίθεση με άλλα είδη κλαδοκεραιωτών έχει τη δυνατότητα, πέραν της παθητικής διηθητικής τροφοληψίας, να εφαρμόζει και ενεργητική διατροφή (Geller & Müller, 1981; Kerfoot et al., 1985). Αυτή η ιδιότητά του, του παρέχει το πλεονέκτημα να προσαρμόζεται καλύτερα από άλλα είδη κλαδοκεραιωτών σε δύσκολες περιόδους, όπως για παράδειγμα σε σχέση με το γένος *Daphnia*, και να μπορεί έτσι να αυξάνει την αφθονία του το χειμώνα και κατά τις αρχές της άνοιξης, όπως παρατηρήθηκε και στην παρούσα μελέτη. Στη λίμνη Αμβρακία, η ανάπτυξη και η αναπαραγωγή του *B. longirostris* κατά την περίοδο της άνοιξης σχετίζεται πιθανόν με τις ευνοϊκές συνθήκες που επικρατούν σχετικά με τη διαθεσιμότητα της τροφής, καθώς σύμφωνα με τους Danielidis et al. (1996) αυτή την εποχή σημειώνονται σε υψηλή αφθονία οι ομάδες των Χλωροφυκών και Κρυπτοφυκών, τα οποία αποτελούν την κύρια πηγή τροφής για το είδος (DeMott & Kerfoot, 1982). Συνήθως η αύξηση της αφθονίας του γένους *Daphnia* έχει ως αποτέλεσμα τη μείωση του *B. longirostris*, ωστόσο κάτι τέτοιο δεν ήταν ευδιάκριτο καθώς η αφθονία που σημείωσε το *D. cucullata* στις λίμνες Αμβρακία, Λυσιμαχεία και Οζερός ήταν πολύ μικρή. Πιθανοί θηρευτές του *B. longirostris* θεωρούνται το αρπακτικό τροχόζωο *Asplanchna priodonta*, το κλαδοκεραιωτό *Leptodora kindtii*, οι προνύμφες του δίπτερου εντόμου *Chaoborus* και τα ψάρια (Culver et al., 1984; De Bernardi et al., 1987; Branstrator & Lehman, 1991). Η εμφάνιση του *L. kindtii* στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός δεν φάνηκε να επηρεάζει την αφθονία του *B. longirostris* καθώς η αφθονία του πρώτου ήταν αμελητέα. Αντίθετα, εξετάζοντας τις εποχικές διακυμάνσεις των ειδών *A. priodonta* και *B. longirostris* στις λίμνες Αμβρακία και Λυσιμαχεία, φάνηκε να υπάρχει

μια σχέση μεταξύ τους, καθώς η αύξηση του πρώτου συνέπιπτε με τη μείωση του δεύτερου.

Το κλαδοκεραιωτό *Daphnia cucullata* θεωρείται εκπρόσωπος εύτροφων οικοσυστημάτων (Amoros, 1984). Είναι ένα θερμόφιλο είδος που εμφανίζει μέγιστο αφθονίας στο τέλος της άνοιξης ή το καλοκαίρι, και μπορεί να βρίσκεται στο ζωοπλαγκτό καθ' όλη τη διάρκεια του έτους (Gliwicz et al., 1981; Ζαρφντζιάν, 1989; Michaloudi et al., 1997; Ντούλκα, 2010). Η θερμοκρασία είναι ένας σημαντικός παράγοντας που καθορίζει το ρυθμό αύξησης των αυγών που παράγονται, το μέγεθος των ώριμων ατόμων, το ρυθμό αύξησης των ατόμων και την ανάπτυξη των αυγών, ενώ παράλληλα πολύ σημαντικός παράγοντας είναι και τα τροφικά αποθέματα (Vijverberg, 1980; Gliwicz et al., 1981; Orcutt & Porter, 1984; Gulbrandsen & Johnsen, 1990). Το *D. cucullata* είναι υψηλής ικανότητας βακτηριοφάγος οργανισμός, με υψηλούς ρυθμούς διήθησης (Pourriot, 1977; Geller & Müller, 1981; Zankai & Ponyi, 1986). Η διηθητική του ικανότητα όμως μειώνεται με την αύξηση της θερμοκρασίας πάνω από 20-25 ^{o}C (Lynch, 1978; Michaloudi et al., 1997), έχοντας ως αποτέλεσμα τη μείωση της αφθονίας του το καλοκαίρι, όπως πιθανόν συμβαίνει και στην περίπτωση των λιμνών Αμβρακίας, Λυσιμαχείας και Οζερός. Στα τρία υπό μελέτη οικοσυστήματα, η θερμοκρασία στο τέλος της άνοιξης είχε ήδη αρχίσει να αυξάνεται, σημειώνοντας τιμές μεγαλύτερες από 20-23 ^{o}C. Παράλληλα, η ανάπτυξη των Κυανοφυκών στις λίμνες Αμβρακία και Λυσιμαχεία αυτή την εποχή, μπορεί επίσης να ευθύνεται για τη μειωμένη παρουσία του κατά τη θερινή περίοδο, όπως αναφέρθηκε προηγουμένως (Danielidis et al., 1996; Gkelis et al., 2005; Vardaka et al., 2005; Hansson et al., 2007a). Η παρουσία του είδους στη λίμνη Αμβρακία καθ' όλη τη διάρκεια του χρόνου δείχνει ότι η ποιότητα και η ποσότητα της τροφής ήταν κατάλληλες για να διατηρήσουν την παρουσία του (Michaloudi et al., 1997). Η αυξημένη παρουσία ωοφόρων ατόμων των μεγαλύτερων κλάσεων μεγέθους κυρίως το χειμώνα πιθανότατα δηλώνει περιορισμένα τροφικά αποθέματα, θεωρώντας ότι άφθονη τροφή ευνοεί τη γονιμότητα των μικρών κλάσεων μεγέθους σύμφωνα με τους Gliwicz et al. (1981). Παράλληλα όμως, οι Gliwicz et al. (1981) εκτιμούν πως κάτω από σταθερές συνθήκες θερμοκρασίας και μη περιοριστικές ποσότητες τροφής, η επικράτηση των μεγαλύτερων κλάσεων μεγέθους υποδεικνύει την επίδραση της θήρευσης. Επομένως, η μεταβολή προς την επικράτηση των μικρόσωμων ατόμων στο τέλος της άνοιξης και το καλοκαίρι στη λίμνη Αμβρακία, ίσως να

οφείλεται στη θηρευτική επίδραση που ασκεί η ιχθυοπανίδα (Tet al., 2003). Παρόμοια, στη λίμνη Οζερός η μείωση της αφθονίας του *D. cucullata* συνέπεσε με την εμφάνιση του αρπακτικού κλαδοκεραιωτού *L. kindtii* (Lunte & Luecke, 1990), γεγονός που υποδηλώνει ίσως θήρευση από ασπόνδυλους θηρευτές.

Το είδος *Ceriodaphnia pulchella* συναντάται σε εύκρατες λίμνες (Boersma & Vijverberg, 1996) και η παρουσία του φαίνεται να ρυθμίζεται από την ποιότητα και την ποσότητα της τροφής (Abrantes & Gonçalves, 2003). Τα είδη του γένους *Ceriodaphnia* θεωρούνται καλοκαιρινά είδη, με εμφάνιση από το Μάιο έως τον Οκτώβριο, κάτι που συμφωνεί με την εμφάνισή του είδους στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός (Smyly, 1974; Allan, 1977; Gliwicz, 1977; Herzig, 1979; Wagner & Seitz, 1992). Ωστόσο, στη λίμνη Αμβρακία το είδος παρουσίασε αυξημένη αφθονία και κατά την περίοδο του χειμώνα. Σύμφωνα με τον Allan (1977), τα είδη του γένους *Ceriodaphnia* απουσιάζουν κατά τη χειμερινή περίοδο λόγω των χαμηλών θερμοκρασιών που σημειώνονται και είναι απαγορευτικές για την ανάπτυξή τους, που πραγματοποιείται σε θερμοκρασίες μεγαλύτερες των 9 ^{o}C. Το γεγονός αυτό, ωστόσο, μπορεί να εξηγεί την περίπτωση της λίμνης Αμβρακίας, όπου η θερμοκρασία που σημειώθηκε κατά την εμφάνιση του *C. pulchella* το Δεκέμβριο ήταν μεγαλύτερη από 10 ^{o}C. Το *C. pulchella* και το *D. cucullata* εμφάνισαν το φαινόμενο της διαδοχής στη λίμνη Αμβρακία, γεγονός που πιθανόν σχετίζεται με τον τροφικό ανταγωνισμό μεταξύ των δύο ειδών (Allan, 1977; Gliwicz, 1977; Lynch, 1978; Wagner & Seitz, 1992). Τα είδη αυτά θεωρούνται βακτηριοφάγοι οργανισμοί με υψηλούς ρυθμούς διήθησης (Geller & Müller, 1981) και η εποχική τους διαδοχή επηρεάζεται από τη θερμοκρασία, αλλά και από το μέγεθος των ατόμων (Michaloudi et al., 1997). Η διαδοχή ήταν παρόμοια με αυτή που έχει περιγραφεί για τη λίμνη Μικρή Πρέσπα (Michaloudi et al., 1997), όπου μετά την εμφάνιση των μεγαλόσωμων *D. cucullata* την άνοιξη, ακολουθούν τα μικρόσωμα *C. pulchella* το καλοκαίρι. Η διαφορά μεταξύ των δύο οικοσυστημάτων ήταν η εμφάνιση του *C. pulchella* νωρίτερα κατά την περίοδο του χειμώνα στη λίμνη Αμβρακία. Ως πιθανοί θηρευτές του είδους έχουν αναφερθεί τα κυκλοποειδή κωπήποδα, οι προνύμφες του δίπτερου εντόμου *Chaoborus* και τα ψάρια (Smyly, 1974; De Bernardi et al., 1987; Michaloudi et al., 1997).

Το κλαδοκεραιωτό *Leptodora kindtii*, καταγράφηκε μόνο στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός, με αμελητέα ωστόσο αφθονία κατά τους θερμούς κυρίως μήνες. Το *L.*

kindtii, που συνήθως δεν απαντάται σε μεγάλες αφθονίες (Karabin, 1974), θεωρείται καλοκαιρινό είδος και αποτελεί προτιμώμενη τροφή πλαγκτοφάγων ιχθύων (Herzig, 1995). Είναι ένα ικανό αρπακτικό που τρέφεται με διάφορα καρκινοειδή, όπως *Daphnia, Diaphanosoma*, ναύπλιους κωπηπόδων, αλλά και με τροχόζωα όπως το *C. unicornis* (Karabin, 1974; Lunte & Luecke, 1990; Branstrator & Lehman, 1991; Herzig, 1995).

5.2.5 Προνύμφες δίθυρων μαλακίων

Προηγούμενες μελέτες σχετικά με το ζωοπλαγκτό της λίμνης Τριχωνίδας και της τεχνητής λίμνης Στράτου αναφέρουν την παρουσία των προνυμφών του δίθυρου μαλακίου *Dreissena polymorpha* (Kehayias et al., 2004; Kehayias et al., 2008; Doulka & Kehayias, 2008, 2011). Ωστόσο, μετά την πρόσφατη εργασία των Wilke et al. (2010), οι οποίοι με τη χρήση μοριακών τεχνικών επισήμαναν την παρουσία του είδους *Dreissena blanci* και όχι του είδους *D. polymorpha* στις λίμνες της περιοχής, τα προηγούμενα ευρήματα των παραπάνω μελετών θα πρέπει να τροποποιηθούν. Έτσι, σύμφωνα και με τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας, οι προνύμφες του *D. blanci* βρέθηκαν σε όλες τις λίμνες της Δυτικής Στερεάς Ελλάδας που μελετήθηκαν από τους παραπάνω ερευνητές, συμπεριλαμβανομένων και των λιμνών Οζερός και Λυσιμαχεία, για τις οποίες δεν υπήρχαν στοιχεία από τις μελέτες των Albrecht et al. (2007) και Wilke et al. (2010). Ως εκ τούτου, η παρούσα έρευνα προσφέρει συμπληρωματικά στοιχεία για τη γεωγραφική κατανομή του γένους *Dreissena* στα Βαλκάνια.

Τα δεδομένα της παρούσας έρευνας έδειξαν ότι το *D. blanci* συναντάται στις σημαντικότερες φυσικές λίμνες της Δυτικής Ελλάδας, όπως και στις τεχνητές λίμνες του ποταμού Αχελώου (Καστράκι και Στράτος). Όπως αναφέρθηκε και προηγουμένως (Κεφ. 4), αν εξαιρέσει κανείς τη λίμνη Αμβρακία, οι λίμνες Τριχωνίδα, Λυσιμαχεία και Οζερός συνδέονται με φυσικά ή τεχνητά κανάλια με τον ποταμό Αχελώο, με αποτέλεσμα να εξηγείται η παρουσία του *D. blanci* σε αυτές. Όμως, η παρουσία του στην "απομονωμένη" λίμνη Αμβρακία είναι δύσκολο να εξηγηθεί, εκτός και αν συνέβη μια τυχαία μεταφορά του από μια άλλη λίμνη, με προσκόλληση ενήλικων δίθυρων μαλακίων στα ύφαλα κάποιου σκάφους (Carlton, 1993; Johnson & Carlton, 1996). Μια

άλλη πιθανή εξήγηση για αυτή τη γεωγραφική κατανομή προέρχεται πιθανόν από τη γεωλογική ιστορία της περιοχής, καθώς όπως αναφέρθηκε και νωρίτερα, με τη σταδιακή μείωση της στάθμης του νερού της "Αιτωλοακαρνανικής λεκάνης" κατά το τέλος του Πλειόκαινου, οι επιμέρους λεκάνες απορροής απομονώθηκαν, δημιουργώντας τις ξεχωριστές λίμνες (Verginis & Leontaris, 1978). Έτσι, είναι πιθανόν το είδος *D. blanci* να μην μεταφέρθηκε παθητικά ή ενεργητικά από κάποια άλλη λίμνη της περιοχής στη λίμνη Αμβρακία, αλλά να παρέμεινε ως ξεχωριστός πληθυσμός σε αυτή, όπως και στις υπόλοιπες λίμνες. Η υπόθεση αυτή θα μπορούσε να διαλευκανθεί στο μέλλον με τη χρήση μοριακών τεχνικών ανάλυσης της γενετικής δομής των πληθυσμών του είδους στις επιμέρους λίμνες.

Μεταξύ των τριών υπό μελέτη λιμνών, αλλά και των υπόλοιπων λιμνών της περιοχής, υπήρξαν διαφορές στην αφθονία των προνυμφών του *D. blanci*. Παρά το γεγονός ότι οι διαφορές αυτές μπορεί να οφείλονται σε ετήσιες διακυμάνσεις, καθώς οι δειγματοληψίες έγιναν σε διαφορετικά έτη, θα μπορούσαν να υπάρχουν και άλλες εξηγήσεις. Για παράδειγμα, οι προνύμφες του *D. blanci* ήταν σπάνιες στο ζωοπλαγκτό της λίμνης Λυσιμαχείας, καθώς βρέθηκαν ελάχιστα άτομα σε δυο μόνο δειγματοληψίες. Αυτό είναι εξαιρετικά ενδιαφέρον, δεδομένου ότι η λίμνη Λυσιμαχεία συνδέεται με τη λίμνη Τριχωνίδα, όπου το είδος υπάρχει σε αφθονία, επομένως θα περίμενε κανείς μια συνεχή παρουσία του και στη λίμνη Λυσιμαχεία. Ωστόσο, η σημαντική διαφορά της Λυσιμαχείας, όχι μόνο με την Τριχωνίδα αλλά και με τις υπόλοιπες λίμνες της περιοχής, είναι το λασπώδες υπόστρωμα του πυθμένα της, σε αντίθεση με το βραχώδη πυθμένα των άλλων λιμνών. Ο Lewandowski (1982b) διαπίστωσε ότι η λάσπη και η άμμος είναι ακατάλληλα υποστρώματα για την εγκατάσταση των προνυμφών του συγγενικού είδους *D. polymorpha*. Επομένως, ο λασπώδης πυθμένας της Λυσιμαχείας, είναι πιθανό να λειτουργεί ως περιοριστικός παράγοντας για την ανάπτυξη και εγκατάσταση του *D. blanci*. Επιπλέον, σε δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν στο κανάλι που συνδέει τις δύο λίμνες συλεχθηκαν προνύμφες του *D. blanci*, γεγονός που σημαίνει ότι θα πρέπει να υπάρχει μια σταθερή "εισροή" τους από τη λίμνη Τριχωνίδα, δεδομένης της μονόδρομης κίνησης του νερού από αυτή προς τη Λυσιμαχεία. Σύμφωνα με την παραπάνω υπόθεση, φαίνεται ότι οι περισσότερες, ή ίσως και όλες οι προνύμφες που εισέρχονται από την Τριχωνίδα στη Λυσιμαχεία, αποτυγχάνουν να εγκατασταθούν λόγω του ακατάλληλου υποστρώματος και δεν είναι σε θέση να σχηματίσουν ένα

βιώσιμο πληθυσμό. Στην πραγματικότητα, είναι πιθανό οι λίγες προνύμφες που βρέθηκαν στη λίμνη Λυσιμαχεία στην παρούσα μελέτη, να είχαν μόλις πρόσφατα μεταφερθεί από τη λίμνη Τριχωνίδα.

Από την άλλη, οι διαφορές στην αφθονία των προνυμφών του *D. blanci* μεταξύ των λιμνών Αμβρακίας, Οζερού, αλλά και Τριχωνίδας (Ντούλκα, 2010), είναι πιθανό να οφείλονται στη διαφορετική τροφική κατάσταση των οικοσυστημάτων. Για παράδειγμα, οι υψηλότερες αφθονίες των προνυμφών στη λίμνη Οζερός μπορεί να οφείλονται σε αυξημένη παρουσία διαθέσιμης τροφής σε αυτή. Παρά τις διαφορές ωστόσο που καταγράφθηκαν στην αφθονία των προνυμφών του *D. blanci* μεταξύ των παραπάνω λιμνών, η εποχική διακύμανση τους ήταν παρόμοια. Κατά τους θερμούς μήνες σημειώθηκαν υψηλές τιμές αφθονίας, ενώ το χειμώνα οι προνύμφες εμφανίστηκαν με χαμηλή αφθονία, ή απουσίαζαν εντελώς από το ζωοπλαγκτό. Εποχικά οι προνύμφες ανευρίσκονται στο ζωοπλαγκτό στο μεγαλύτερο διάστημα ή και σε ολόκληρο το έτος. Αυτό έχει επίσης παρατηρηθεί σύμφωνα με τον Lewandowski (1982a) και για το συγγενικό είδος *D. polymorpha*. Ο παραπάνω ερευνητής διαπίστωσε ότι η διάρκεια της φάσης των πλαγκτικών προνυμφών διαφέρει μεταξύ των λιμνών και γενικά αυξάνει από το βορρά προς το νότο σε λίμνες των Βαλκανίων ως αποτέλεσμα της θερμοκρασίας (Lewandowski, 1982a). Βεβαίως, σε κάποιες περιπτώσεις προνύμφες του *D. polymorpha* έχουν βρεθεί στο ζωοπλαγκτό ακόμα και σε θερμοκρασία 7,2 °C (Lucy, 2006).

Η αύξηση της θερμοκρασίας των υδάτων κατά τη διάρκεια της άνοιξης θεωρείται ως το περιβαλλοντικό έναυσμα για την αναπαραγωγή του *D. polymorpha*, όταν οι επιφανειακές θερμοκρασίες είναι μεγαλύτερες των 12 °C (Sprung, 1989; Borcherding, 1991) ή των 15 °C (Einsle, 1973; Stąkowska, 1977; Karatayev et al., 1998). Παρόμοια, η πρώτη εμφάνιση των μικρότερων σε μέγεθος προνυμφών του *D. blanci* μετά τη χειμερινή περίοδο ήταν το Μάρτιο (λίμνη Αμβρακία), ή τον Απρίλιο (λίμνη Οζερός), όταν η θερμοκρασία της επιφάνειας είχε φθάσει τους 13,5 °C και 19 °C, αντίστοιχα. Επιπλέον, η επίδραση της θερμοκρασίας στην εποχική διακύμανση των προνυμφών του είδους αντανακλάται στη χαρακτηριστική αύξηση της αφθονίας κατά τη θερμότερη περίοδο του έτους, αρχής γενομένης από την άνοιξη, ενώ αντίθετα το φθινόπωρο και το χειμώνα υπήρξε μείωση. Τα παραπάνω αποτελέσματα είναι σε συμφωνία με την εποχική διακύμανση της αφθονίας των προνυμφών του είδους *D.*

polymorpha από άλλες λίμνες της Ευρώπης (Borcherding, 1991; Sprung, 1993), τα Βόρεια Βαλκάνια (Stanković, 1960; Lewandowski, 1982a) και τη Βόρεια Ελλάδα (Zarfdjian et al., 1990; Michaloudi et al., 1997).

Λαμβάνοντας υπόψη την εποχική κατανομή του μεγέθους των προνυμφών του *D. blanci* και τη διακύμανση της αφθονίας τους στις λίμνες Αμβρακία και Οζερός, προτείνεται ότι η αναπαραγωγική περίοδος του είδους αρχίζει την άνοιξη και συνεχίζεται μέχρι τα τέλη του φθινοπώρου. Με βάση τη βιβλιογραφία για τον κύκλο ζωής του συγγενικού είδους *D. polymorpha*, θεωρήθηκε ότι προνύμφες μικρότερες από 100 μm βρίσκονται πιθανόν στο στάδιο της πλαγκτοτροφικής περιόδου (Sprung, 1993). Αυτές οι προνύμφες θα πρέπει να ήταν το αποτέλεσμα μιας αναπαραγωγής που προηγήθηκε και επομένως η παρουσία τους σχεδόν σε όλες τις μηνιαίες δειγματοληψίες υποδεικνύει κατά πάσα πιθανότητα την ύπαρξη αρκετών αναπαραγωγικών γεγονότων, ή τη συνεχή αναπαραγωγή του είδους.

Προνύμφες μήκους 100-200 μm θα μπορούσαν να αντιστοιχούν με εκείνες του σταδίου πριν την εγκατάσταση (pre-settling stage), ενώ αυτές των 200-300 μm βρίσκονται πιθανόν σε στάδιο εγκατάστασης (settling stage). Το μέγιστο μήκος των προνυμφών στη λίμνη Οζερός ήταν μικρότερο σε σύγκριση με αυτό που σημειώθηκε στη λίμνη Αμβρακία, όπου πολλά άτομα έφθασαν μέχρι και το μήκος των 350 μm. Σύμφωνα με τον Sprung (1993), οι μεγάλου μεγέθους προνύμφες μπορεί να είναι το αποτέλεσμα ακατάλληλων υποστρωμάτων που τις αναγκάζουν να καθυστερήσουν τη μεταμόρφωση τους. Συνθήκες οι οποίες έχουν αρνητική επίπτωση σε μια επιτυχημένη εγκατάσταση των προνυμφών *D. polymorpha* είναι οι μικρές συγκεντρώσεις οξυγόνου στο υπολίμνιο και οι ακατάλληλες δομές του πυθμένα (Stańczykowska, 1977), ενώ το βάθος στο οποίο οι προνύμφες μπορούν να εγκατασταθούν συνήθως δεν είναι μεγαλύτερο από 10 m (Sprung, 1993). Η περιεκτικότητα σε οξυγόνο στη λίμνη Οζερός ήταν επαρκής κατά τη διάρκεια ολόκληρης της περιόδου μελέτης και σε καμία περίπτωση δεν υπήρξαν υποξικές ή ανοξικές συνθήκες στην υδάτινη στήλη. Αντίθετα, στη λίμνη Αμβρακία καταγράφθηκαν υποξικές (διαλυμένο οξυγόνο <2 mg/l) ή ακόμη και ανοξικές (διαλυμένο οξυγόνο <0,2 mg/l) συνθήκες στο υπολιμνιτικό στρώμα και ειδικά κάτω από το βάθος των 30 m κατά τη διάρκεια της θερμοστρωμάτωσης. Επιπλέον, το μεγαλύτερο βάθος των σταθμών δειγματοληψίας στη λίμνη Αμβρακία (πάνω από 20 m) μπορεί να ήταν υπεύθυνο για τη μικρότερη επιτυχία εγκατάστασης

των προνυμφών, έχοντας ως συνέπεια την εμφάνιση μεγαλύτερων ατόμων στα δείγματα του ζωοπλαγκτού.

Συνοψίζοντας τα παραπάνω, τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης σχετικά με τη βιολογία και την οικολογία των προνυμφών του δίθυρου μαλακίου *Dreissena blanci*, το οποίο φαίνεται να αποτελεί μια "νέα καταγραφή" στα Βαλκάνια, αποκάλυψαν μεγάλες ομοιότητες με τις προνύμφες του συγγενικού είδους *Dreissena polymorpha*. Αυτό αποτελεί ένα ιδιαίτερα ενδιαφέρον θέμα αν ληφθεί υπόψη ο κατακτητικός χαρακτήρας για τον οποίο φημίζεται το είδος *D. polymorpha* και τις τεράστιες επιπτώσεις που έχει στα οικοσυστήματα του γλυκού νερού (Minchin et al., 2002). Υπό αυτή την έννοια, το είδος *D. blanci* θα μπορούσε να αποτελεί επίσης μια πιθανή απειλή των οικοσυστημάτων του γλυκού νερού ως ακόμα ένα επεκτατικό είδος. Κατά συνέπεια, η έρευνα στοιχείων της βιολογίας και του κύκλου ζωής του είδους, καθώς και των οικολογικών και οικονομικών επιπτώσεων της παρουσίας του σε λίμνες και ταμιευτήρες της περιοχής, θα ήταν εξαιρετικά σημαντική.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 6ο

ΚΑΤΑΚΟΡΥΦΗ ΚΑΤΑΝΟΜΗ ΖΩΟΠΛΑΓΚΤΟΥ ΣΤΗ ΛΙΜΝΗ ΑΜΒΡΑΚΙΑ



- **ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ**
  - Συνολικό ζωοπλαγκτό
  - Κωπήποδα
  - Κλαδοκεραιωτά
  - Τροχόζωα
  - Προνύμφες δίθυρων μαλακίων
  - Συγκρίσεις κατακόρυφων κατανομών με τη λίμνη Τριχωνίδα
- **ΣΥΖΗΤΗΣΗ**

6.1 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

Η κατακόρυφη κατανομή του ζωοπλαγκτού μελετήθηκε στη βαθειά λίμνη Αμβρακία με λήψη κατακόρυφων στρωματοποιημένων δειγμάτων ανά 5 m, από την επιφάνεια έως τα 40 m. Τα αποτελέσματα για το συνολικό ζωοπλαγκτό και για τις επιμέρους ομάδες και είδη παρουσιάζονται αναλυτικά στη συνέχεια.

6.1.1 Συνολικό ζωοπλαγκτό

Η κατακόρυφη κατανομή του συνολικού ζωοπλαγκτού στη λίμνη Αμβρακία (Σχήμα 6.1) εμφάνισε ένα χαρακτηριστικό πρότυπο σύμφωνα με το οποίο η συντριπτική πλειοψηφία του βρίσκεται συγκεντρωμένη στο επιφανειακό στρώμα 0-20 m. Σε αυτή την κατανομή η μέγιστη αφθονία δεν παρατηρείται συνήθως στο επιφανειακό στρώμα 0-5 m, αλλά βαθύτερα. Αντίθετα, η μικρότερη αφθονία παρατηρείται σχεδόν πάντα στο βαθύτερο στρώμα 35-40 m, ιδιαίτερα στην περίοδο της θερμοστρωμάτωσης. Θα μπορούσε να δει κανείς δύο χρονικές περιόδους όπου η κατακόρυφη κατανομή του ζωοπλαγκτού μεταβάλλεται. Έτσι, υπάρχει η περίοδος της έντονης θερμοστρωμάτωσης (Ιούνιος - Οκτώβριος), όπου το μέσο βάθος κατανομής του ζωοπλαγκτού φαίνεται να βρίσκεται κοντά ή μέσα στα όρια του θερμοκλινούς, ενώ στα βαθύτερα στρώματα που βρίσκονται πιο κοντά στο βυθό η αφθονία μειώνεται δραματικά. Αντίθετα, κατά την περίοδο της αναστροφής των νερών (Δεκέμβριος-Φεβρουάριος), το ζωοπλαγκτό εμφανίζει μια πιο ομοιόμορφη κατανομή με το βάθος. Μάλιστα το Φεβρουάριο και στα δύο έτη δειγματοληψιών παρατηρήθηκε η πλέον ομοιόμορφη κατακόρυφη κατανομή, με σημαντική αφθονία ζωοπλαγκτού να καταγράφεται ακόμη και στο βαθύτερο στρώμα 35-40 m.

6.1.2 Κωπήποδα

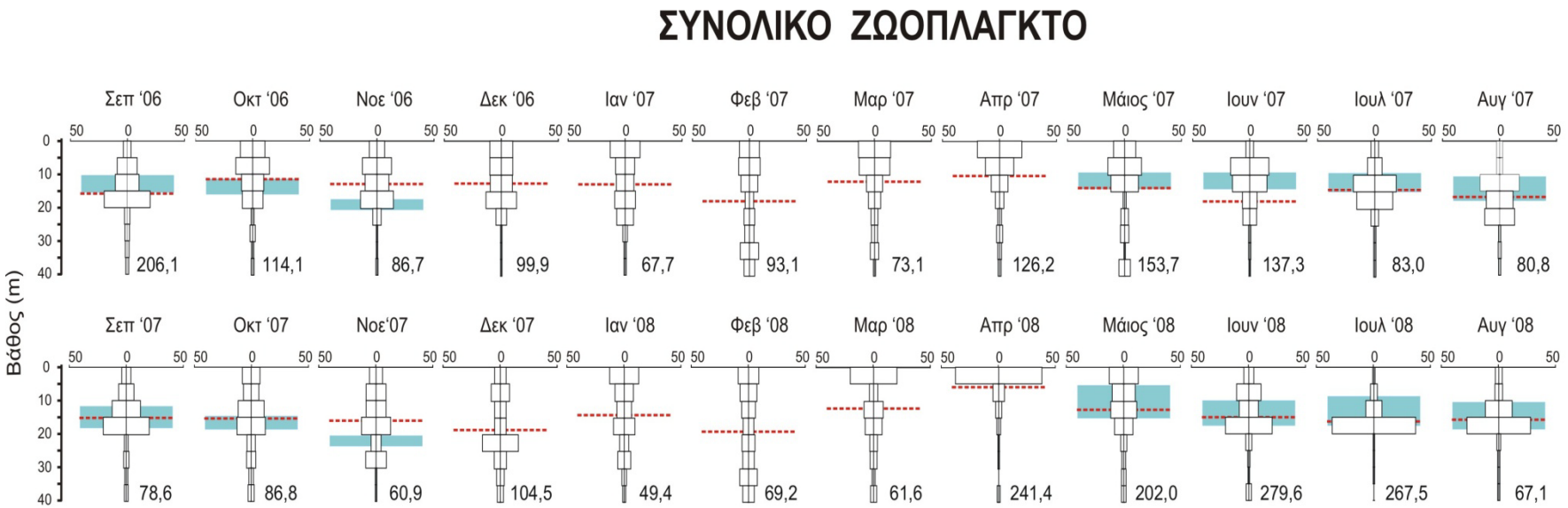
Η κατακόρυφη κατανομή του συνόλου των κωπηπόδων, που ήταν και η αφθονότερη ομάδα στη λίμνη Αμβρακία (Σχήμα 6.2), ακολουθεί σε γενικές γραμμές το πρότυπο κατανομής του συνολικού ζωοπλαγκτού που προαναφέρθηκε. Έτσι, τα κωπήποδα φαίνεται να συγκεντρώνονται κοντά ή μέσα στο στρώμα του θερμοκλινούς κατά τις περιόδους θερμοστρωμάτωσης και στα δύο έτη δειγματοληψιών, ενώ το χειμώνα η κατανομή τους με το βάθος είναι περισσότερο ομοιόμορφη. Σε ελάχιστες περιπτώσεις καταγράφηκε μέγιστο της αφθονίας τους στο επιφανειακό στρώμα 0-5 m. Μεταξύ των δύο περιόδων δειγματοληψίας παρατηρήθηκε μια σταθερότητα στην κατακόρυφη κατανομή του συνόλου των κωπηπόδων, χωρίς να υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές στα μέσα βάθη κατανομής (*U*-test, p>0,05).

Eudiaptomus drieschi

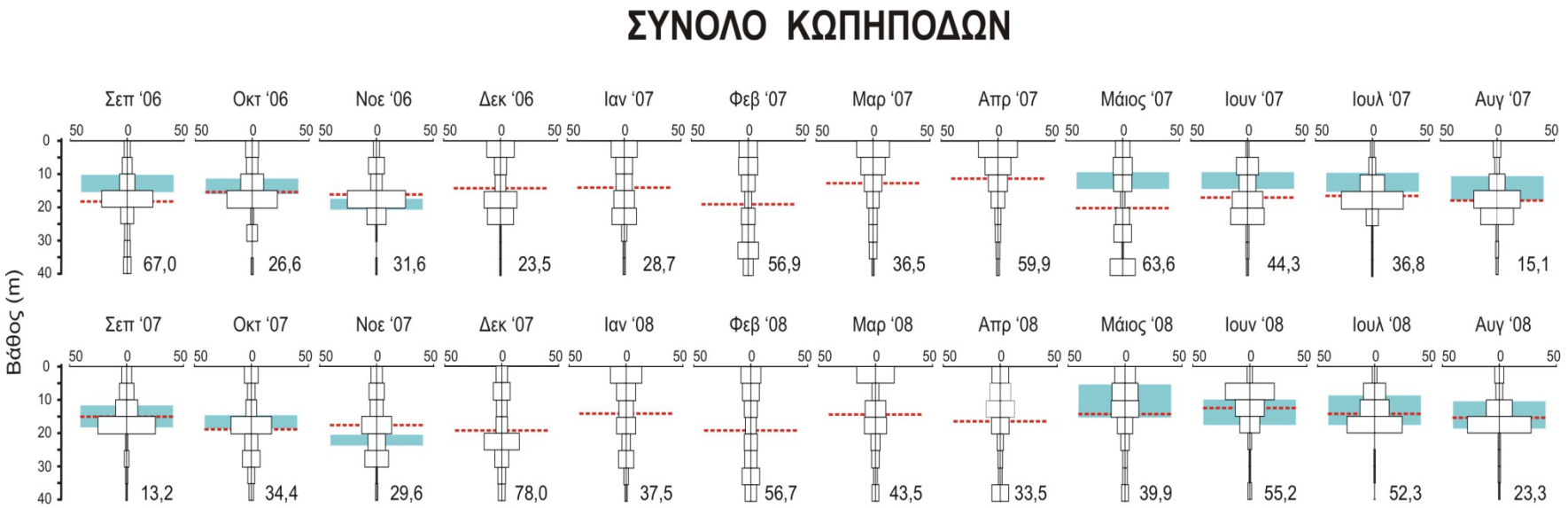
Η κατακόρυφη κατανομή του αφθονότερου είδους *Eudiaptomus drieschi* φαίνεται στο Σχήμα 6.3. Παρατηρούμε ότι στην πλειοψηφία του ο πληθυσμός του είδους συγκεντρώνεται στο επιφανειακό στρώμα 0-25 m, ενώ μειώνεται δραστικά κάτω από το βάθος των 25 m, εκτός από τους χειμερινούς μήνες όπου παρατηρείται σχετικά ομοιόμορφη κατακόρυφη κατανομή της αφθονίας. Στην περίοδο της έντονης θερμοστρωμάτωσης (Ιούνιος - Οκτώβριος), το μέσο βάθος κατανομής του είδους φαίνεται να βρίσκεται κοντά ή συνήθως κάτω από το βαθύτερο όριο του θερμοκλινούς. Μεταξύ των δύο περιόδων δειγματοληψίας δεν παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές στα μέσα βάθη κατανομής του (*U*-test, p>0,05). Επίσης, αναλύοντας την κατανομή του πληθυσμού του σε ηλικιακά στάδια και συγκεκριμένα συγκρίνοντας τις κατακόρυφες κατανομές των ενήλικων ατόμων (Σχήμα 6.4) και των κωπηποδιτών του είδους (Σχήμα 6.5), διαπιστώνεται ότι δεν υπάρχουν διαφορές στα μέσα βάθη τους (*U*-test, p=0,270). Επίσης, έλλειψη διαφορών διαπιστώνεται και όταν συγκρίνονται τα μέσα βάθη κατανομής των αρσενικών και των θηλυκών ατόμων (*U*-test, p=0,220).

Macrocyclops albidus

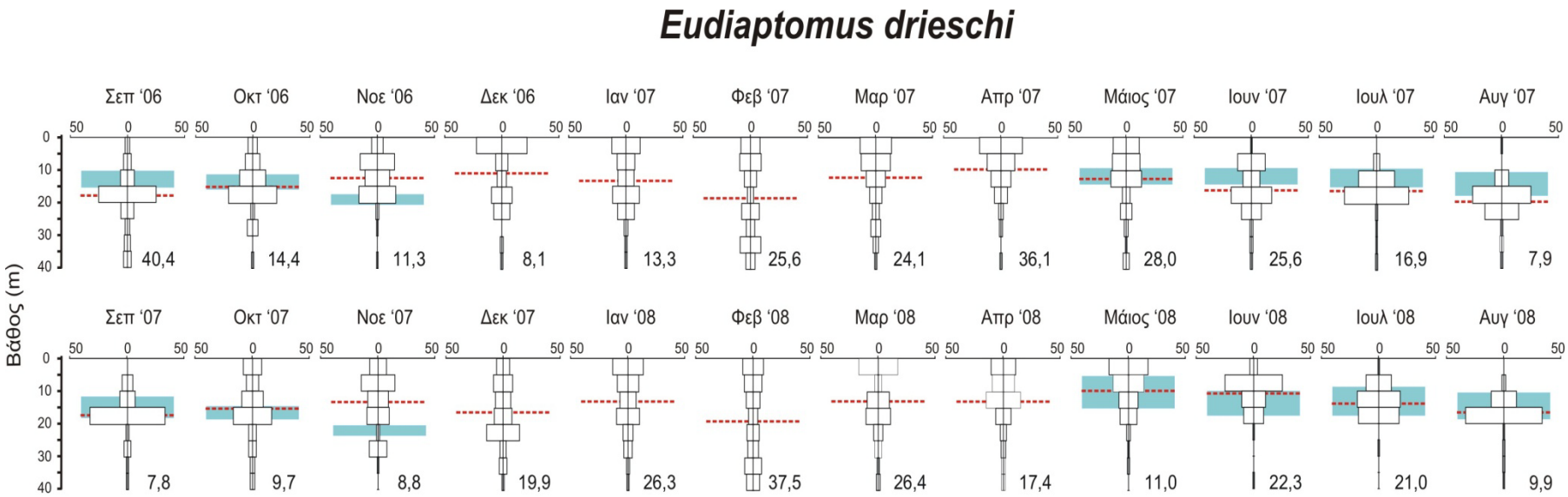
Η κατακόρυφη κατανομή του κυκλοποειδούς κωπηπόδου *Macrocyclops albidus* φαίνεται στο Σχήμα 6.6, όπου παρατηρούμε ένα αρκετά διαφορετικό πρότυπο σε σύγκριση με το *E. drieschi*. Έτσι, το *M. albidus* χαρακτηρίζεται από τη σχετικά βαθύτερη κατανομή του και την απουσία του από την επιφάνεια (0-5 m) κατά την περίοδο της θερμοστρωμάτωσης. Ωστόσο, η σύγκριση των μέσων βαθών των δύο κωπηπόδων *E. drieschi* και *M. albidus* έδειξε ότι δεν υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ τους (*U*-test, p=0,174). Επίσης, δεν παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές στα μέσα βάθη κατανομής του είδους *M. albidus* μεταξύ των δύο περιόδων δειγματοληψίας (*U*-test, p>0,05). Η κατανομή του *M. albidus* κατά την περίοδο της θερμοστρωμάτωσης φαίνεται να σχετίζεται με την παρουσία του θερμοκλινούς, κοντά ή μέσα στα όρια του οποίου εμφάνιζε συχνά τη μέγιστη αφθονία του, ενώ το χειμώνα δεν φαίνεται να παρουσίασε μια ομοιόμορφη κατανομή με το βάθος (Σχήμα 6.6).



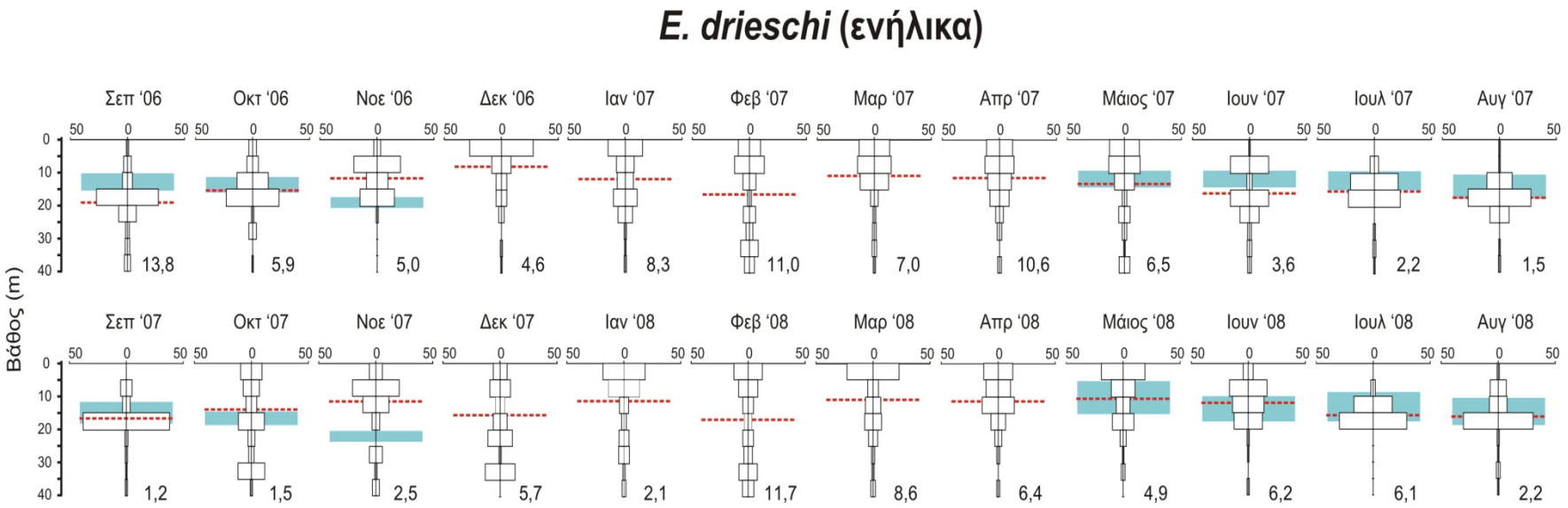
Σχήμα 6.1 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του συνολικού ζωοπλαγκτού στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.



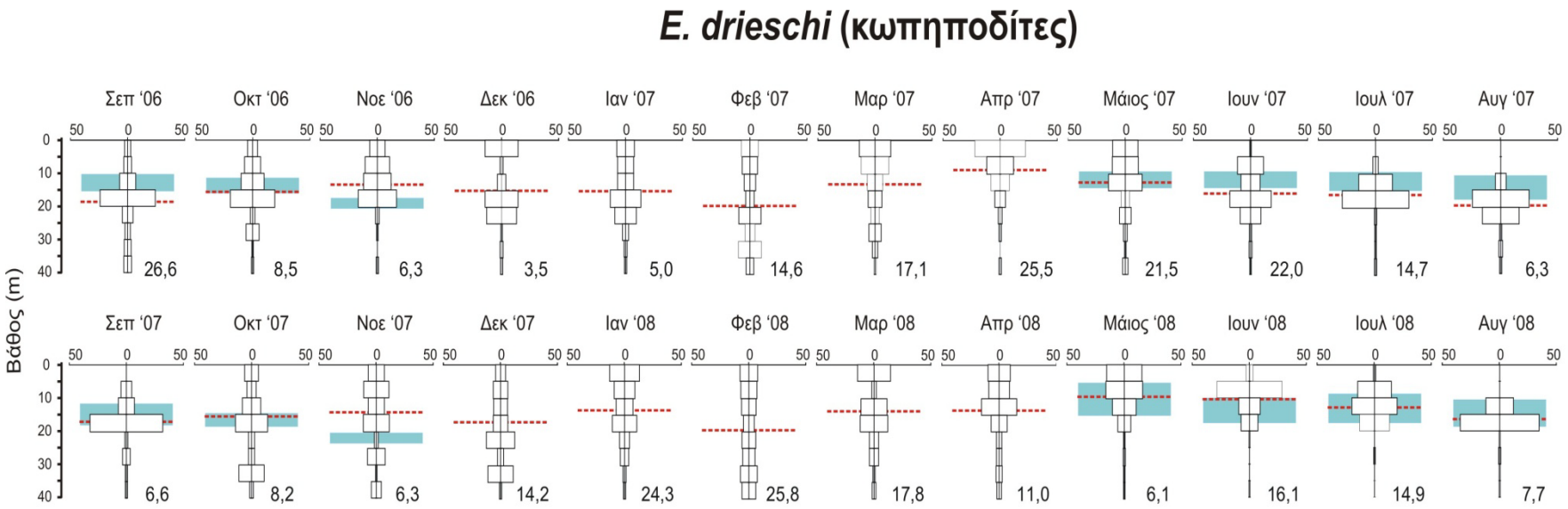
Σχήμα 6.2 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του συνόλου των κωπηπόδων στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.



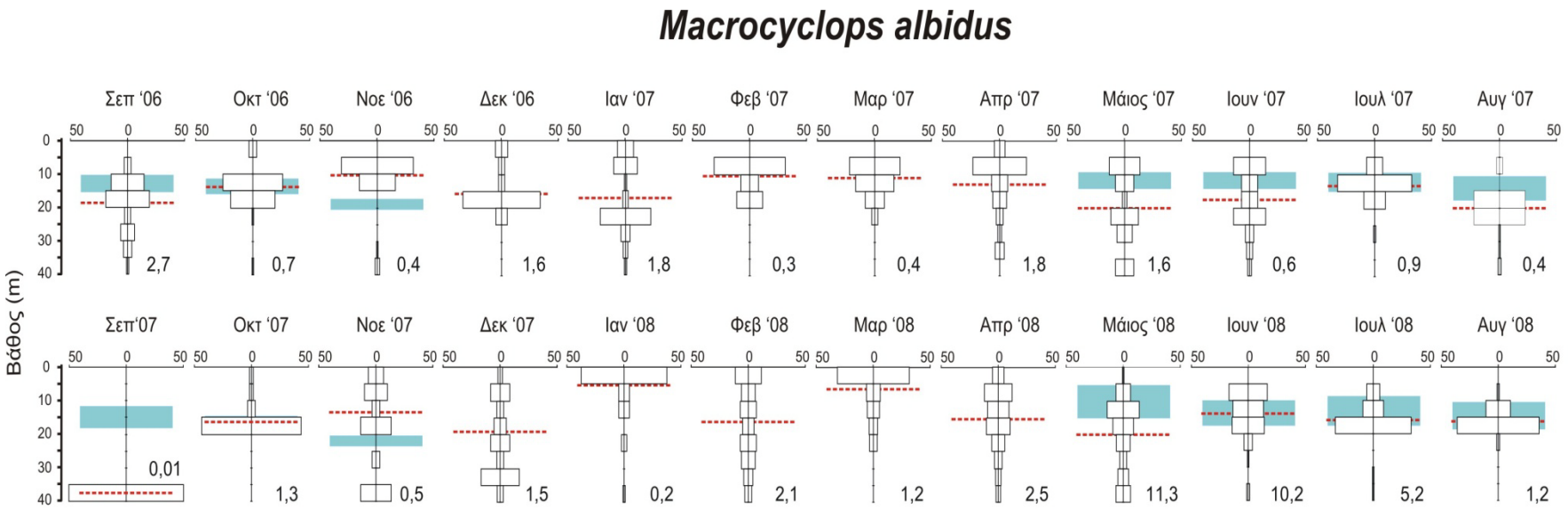
Σχήμα 6.3 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του είδους *Eudiaptomus drieschi* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.



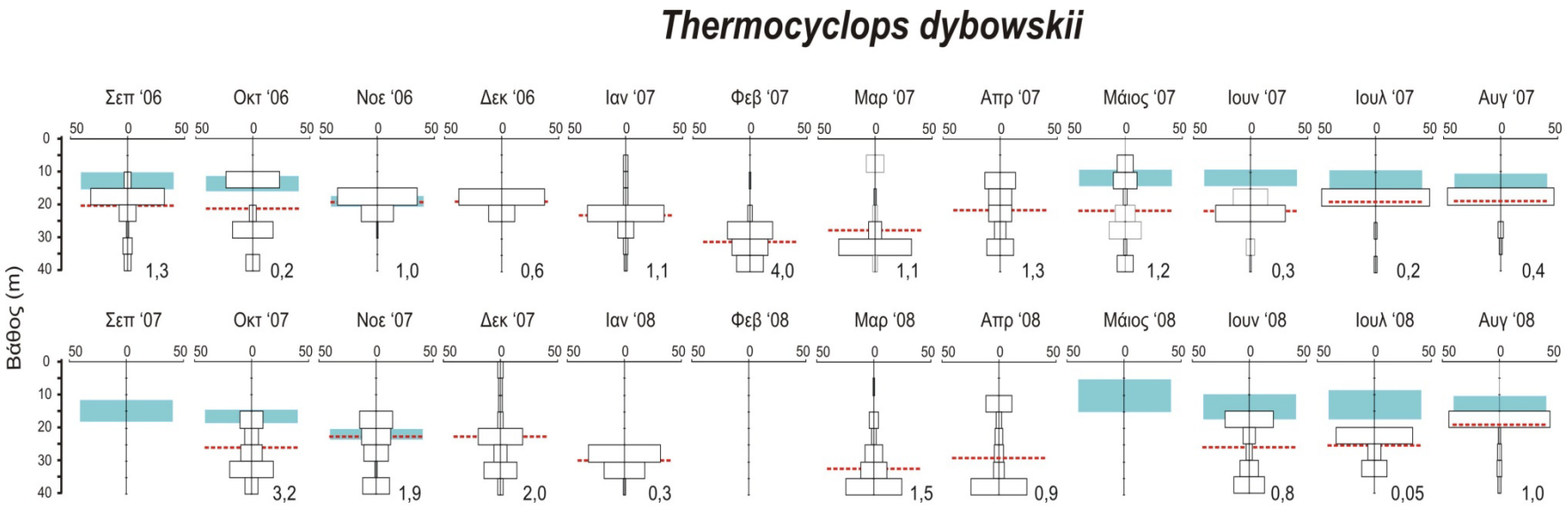
Σχήμα 6.4 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή των ενήλικων ατόμων του είδους *Eudiaptomus drieschi* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.



Σχήμα 6.5 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή των κωπηποδιτών του είδους *Eudiaptomus drieschi* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.



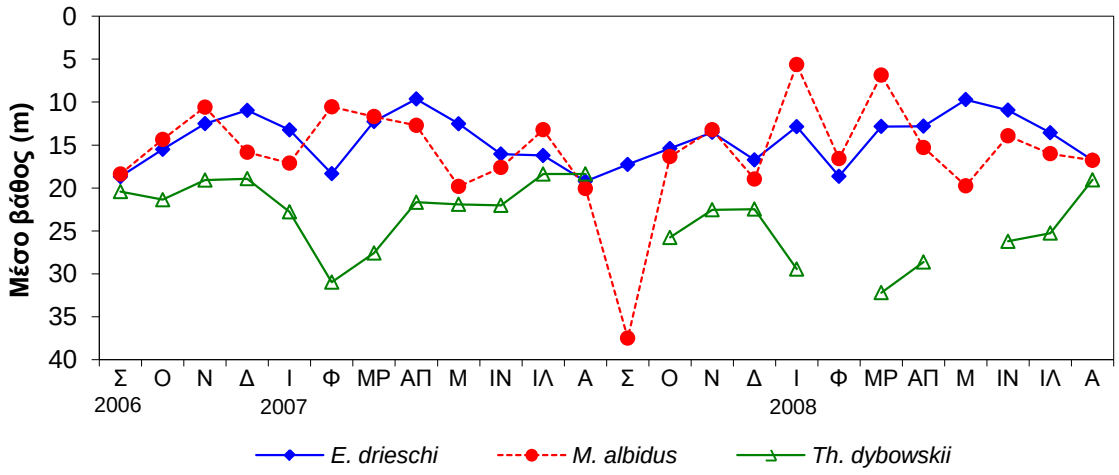
Σχήμα 6.6 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του είδους *Macrocyclops albidus* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.



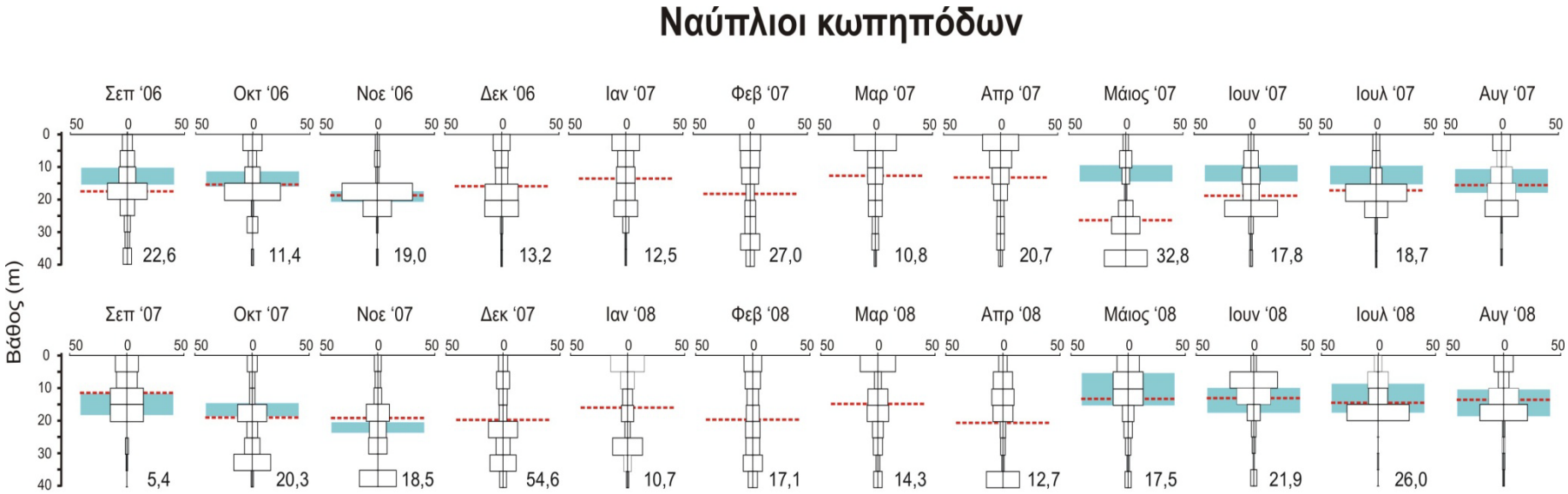
Σχήμα 6.7 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του είδους *Thermocyclops dybowskii* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.

Thermocyclops dybowskii

Το κυκλοποειδές είδος *Thermocyclops dybowskii*, που ήταν το λιγότερο άφθονο κωπήποδο στη λίμνη Αμβρακία, εμφάνισε εντελώς διαφορετική κατακόρυφη κατανομή σε σύγκριση με τα δύο προηγούμενα είδη (Σχήμα 6.7). Έτσι, το είδος κατανέμεται συνήθως κάτω από τα 10 m βάθος, ενώ μόνο σε μία περίπτωση λίγα άτομά του βρέθηκαν στα επιφανειακά 0-5 m (Δεκέμβριος 2007). Η βαθύτερη αυτή κατανομή του έχει σαν αποτέλεσμα να υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές στη σύγκριση των μέσων βαθών μεταξύ του είδους αυτού και των άλλων δύο κωπηπόδων *E. drieschi* και *M. albidus* (*U*-test, p=0,000 και p=0,001, αντίστοιχα), όπως φαίνεται στο Σχήμα 6.8. Πράγματι, το μέσο βάθος κατανομής του *T. dybowskii* ήταν συνήθως μεγαλύτερο από τα 20 m, ενώ πρέπει να σημειωθεί ότι σημαντικός αριθμός ατόμων του είδους καταγράφηκε στα βαθύτερα στρώματα βάθους 30-35 και 35-40 m. Τέλος, επισημαίνεται ότι παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές στα μέσα βάθη κατανομής του είδους μεταξύ των δύο περιόδων δειγματοληψίας (*U*-test, p=0,014), με τη βαθύτερη κατανομή να εμφανίζεται στη δεύτερη περίοδο (Σεπτέμβριος 2007 - Αύγουστος 2008).



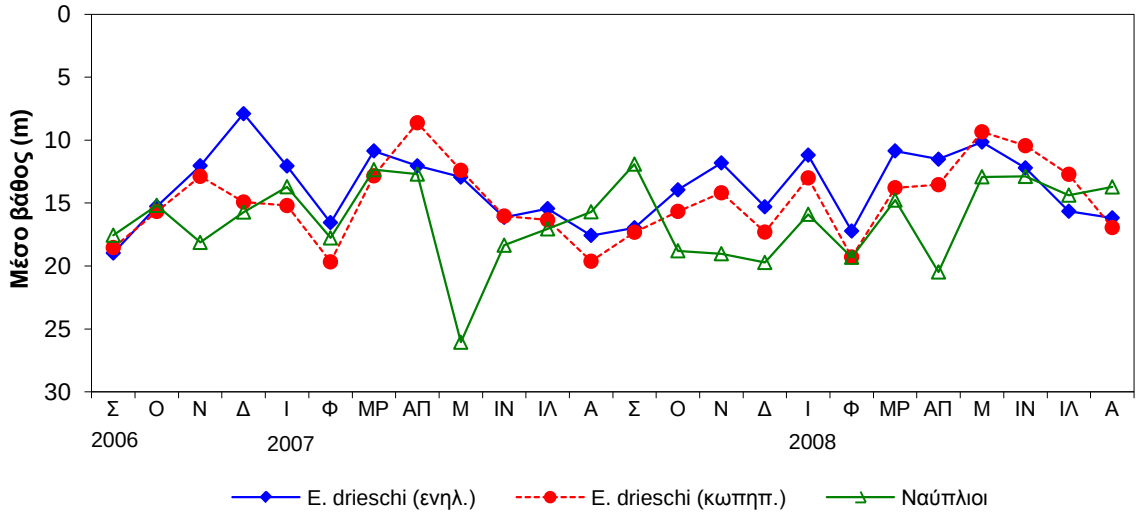
Σχήμα 6.8 Διακύμανση των μέσων βαθών των τριών ειδών κωπηπόδων *Eudiaptomus drieschi*, *Macrocyclops albidus* και *Thermocyclops dybowskii* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008.



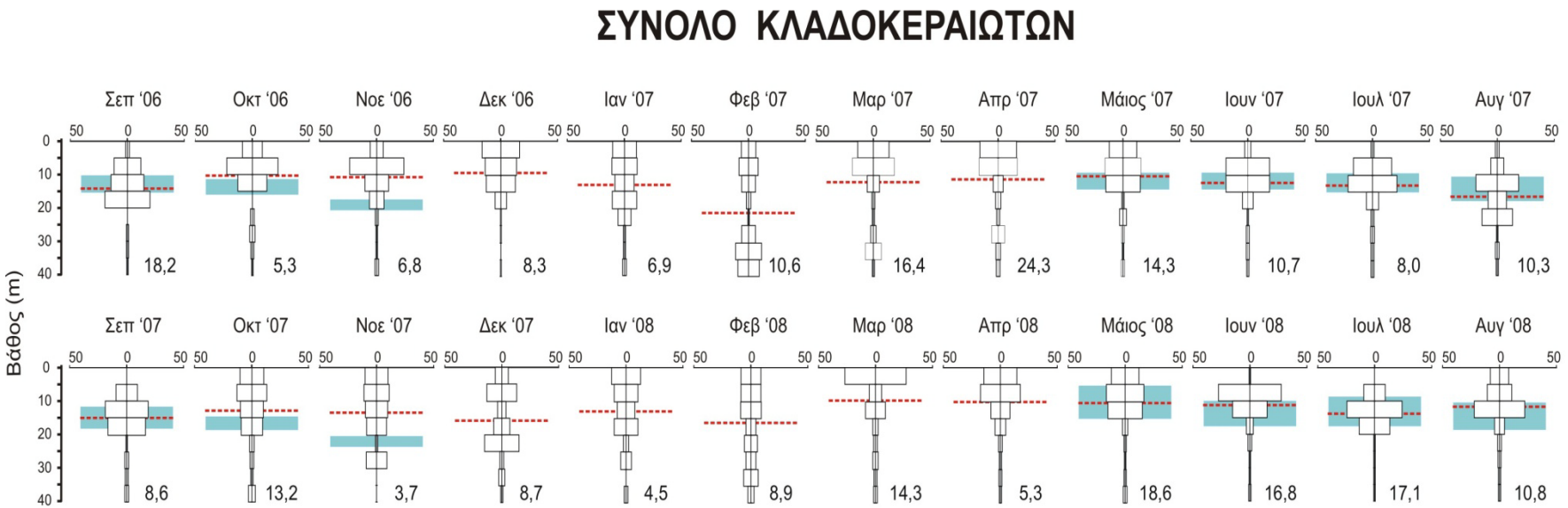
Σχήμα 6.9 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή των ναυπλιακών σταδίων των τριών ειδών κωπηπόδων στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.

Ναύπλιοι κωπηπόδων

Στο Σχήμα 6.9 παρουσιάζεται η κατακόρυφη κατανομή των ναυπλιακών σταδίων των τριών ειδών κωπηπόδων, αφού τα ναυπλιακά στάδια δεν διαχωρίστηκαν σε επίπεδο είδους. Ωστόσο, μπορούμε να υποθέσουμε ότι η μεγάλη πλειοψηφία των ναυπλίων ανήκει αναλογικά στο αφθονότερο είδος *E. drieschi*. Παρατηρούμε ότι και οι ναύπλιοι ακολουθούν την κατανομή του συνόλου των κωπηπόδων, εμφανίζοντας ωστόσο βαθύτερη κατανομή σε σχέση με τα ενήλικα άτομα του *E. drieschi* (Σχήμα 6.10). Μάλιστα η σύγκριση των μέσων βαθών μεταξύ των ναυπλίων και των ενήλικων ατόμων του είδους *E. drieschi* έδειξε ότι υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές (*U*-test, p=0,021). Αντίθετα, δεν υπήρξαν διαφορές στη σύγκριση των μέσων βαθών μεταξύ ναυπλίων και κωπηποδιτών του παραπάνω είδους (*U*-test, p=0,252), αλλά ούτε και με το είδος *M. albidus* (*U*-test, p=0,585), ενώ υπήρξαν διαφορές με το *T. dybowskii* (*U*-test, p=0,000), το οποίο κατανέμεται βαθύτερα. Είναι χαρακτηριστικό επίσης το γεγονός της παρουσίας σημαντικών ποσοστών ναυπλίων ακόμη και στα βαθύτερα στρώματα (30-35 και 35-40 m), δηλαδή παρόμοια με το είδος *T. dybowskii* και σε αντίθεση με το είδος *E. drieschi*.



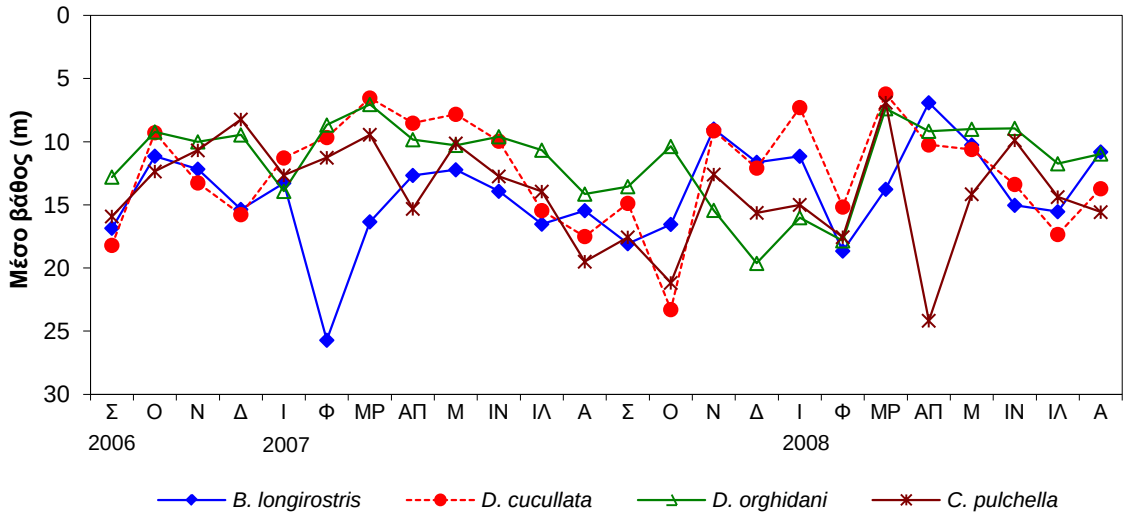
Σχήμα 6.10 Διακύμανση των μέσων βαθών των ενήλικων ατόμων και των κωπηποδιτών του είδους *Eudiaptomus drieschi*, αλλά και των ναυπλίων όλων των ειδών κωπηπόδων στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008.



Σχήμα 6.11 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του συνόλου των κλαδοκεραιωτών στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.

6.1.3 Κλαδοκεραιωτά

Η κατακόρυφη κατανομή του συνόλου των κλαδοκεραιωτών στη λίμνη Αμβρακία φαίνεται στο Σχήμα 6.11. Παρατηρούμε ότι στους περισσότερους μήνες δειγματοληψίας ένα ποσοστό μεγαλύτερο από το 90 % βρέθηκε να κατανέμεται στο επιφανειακό στρώμα των 0-20 m. Αυτό ήταν ιδιαίτερα εμφανές κατά τις περιόδους της θερμοστρωμάτωσης, ενώ το χειμώνα (ιδιαίτερα το Φεβρουάριο) υπήρξε μια σχετική ομοιομορφία στην κατανομή της αφθονίας με το βάθος. Σε αυτή την περίπτωση βρέθηκαν αρκετά άτομα κλαδοκεραιωτών έως και στο βαθύτερο στρώμα των 35-40 m. Οι μεγαλύτερες τιμές αφθονίας του συνόλου των κλαδοκεραιωτών καταγράφονταν συνήθως στα βάθη 5-10 και 10-15 m. Συγκρίνοντας τα μέσα βάθη κατανομής του συνόλου των κωπηπόδων και των κλαδοκεραιωτών, βρέθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ τους (*U*-test, p=0,002), με τα κωπήποδα να καταλαμβάνουν βαθύτερα στρώματα.



Σχήμα 6.12 Διακύμανση των μέσων βαθών των τεσσάρων αφθονότερων ειδών κλαδοκεραιωτών *Bosmina longirostris*, *Daphnia cucullata*, *Diaphanosoma orghidani* και *Ceriodaphnia pulchella* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008.

Μεταξύ των τεσσάρων αφθονότερων ειδών κλαδοκεραιωτών που βρέθηκαν στη λίμνη Αμβρακία υπήρξαν στατιστικά σημαντικές διαφορές στα μέσα βάθη κατανομής τους (*H*-test, p=0,045). Από αυτά, τα είδη *Diaphanosoma orghidani* και *Daphnia cucullata* καταλάμβαναν πιο επιφανειακά βάθη, ενώ το είδος *Bosmina longirostris*

παρουσίασε τη βαθύτερη κατανομή (Σχήμα 6.12). Επίσης, για όλα τα παραπάνω είδη δεν υπήρξαν διαφορές στην κατακόρυφη κατανομή τους μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων (*U*-test, p>0,05).

Bosmina longirostris

Όπως προαναφέρθηκε, το είδος *Bosmina longirostris* εμφάνισε τη βαθύτερη κατανομή μεταξύ των ειδών των κλαδοκεραιωτών, η οποία παρουσιάζεται στο Σχήμα 6.13. Παρατηρούμε ότι ακόμα και στις περιόδους της θερμοστρωμάτωσης αρκετά άτομα του πληθυσμού επιλέγουν να βρίσκονται σε βαθύτερα στρώματα, κάτι που είναι αρκετά σύνηθες την περίοδο της ανάμιξης των νερών. Ένα άλλο χαρακτηριστικό της κατακόρυφης κατανομής αυτού του είδους είναι ότι σε αρκετές περιπτώσεις εμφανίζει δικόρυφες ή και πολυκόρυφες κατανομές, γεγονός που σχετίζεται ίσως με τη διαφορετική κατανομή των επιμέρους σταδίων ανάπτυξής του.

Diaphanosoma orghidani

Σε αντίθεση με το *B. longirostris*, το είδος *Diaphanosoma orghidani* έδειξε ξεκάθαρη προτίμηση στα επιφανειακά στρώματα (Σχήμα 6.14). Εξάλλου, η στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των δύο παραπάνω ειδών (*U*-test, p=0,009), επιβεβαιώνει τη διαφορετική κατακόρυφη κατανομή τους. Το *D. orghidani* φαίνεται να περιορίζει την κατανομή του σε βάθη κοντά στα κατώτερα όρια του θερμοκλινούς, γεγονός που είναι ιδιαίτερα εμφανές την περίοδο της θερμοστρωμάτωσης και στα δύο έτη δειγματοληψίας. Ιδιαίτερα, δε, στην περίοδο της εντονότερης θερμοστρωμάτωσης (Μάιος-Οκτώβριος), ελάχιστα έως κανένα άτομα του είδους βρέθηκαν σε βάθη μεγαλύτερα από 30 m (Σχήμα 6.14).

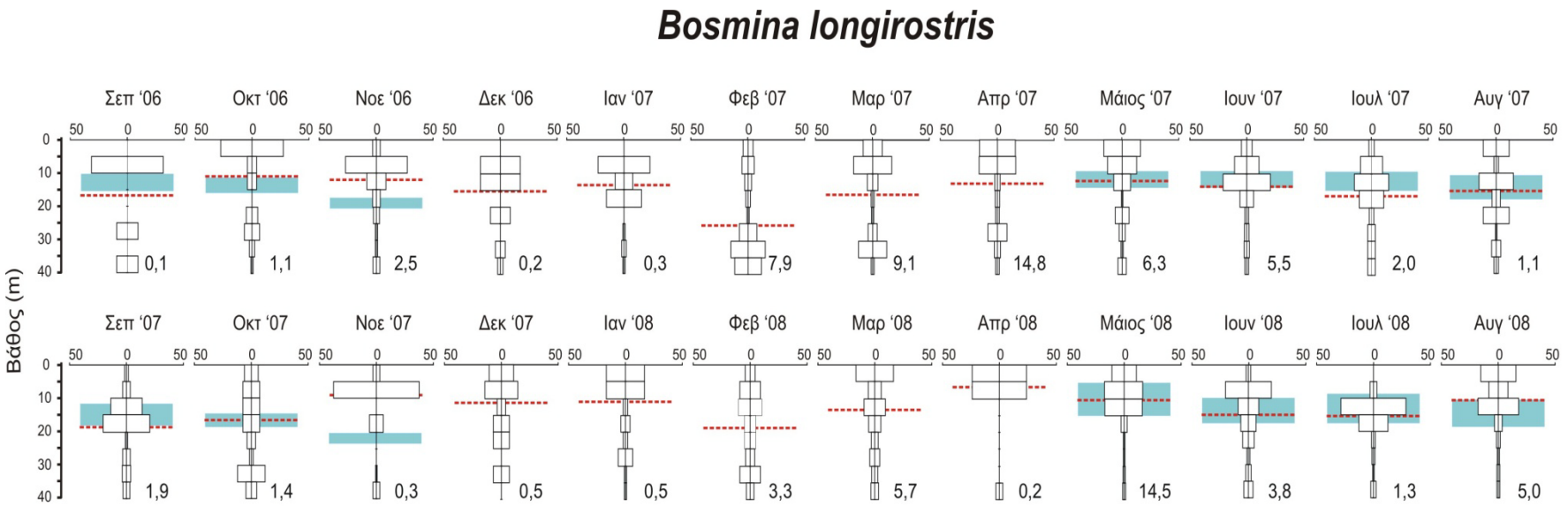
Daphnia cucullata

Η κατακόρυφη κατανομή του *Daphnia cucullata* παρουσιάζεται στο Σχήμα 6.15, όπου φαίνεται ότι το είδος ακολουθεί ένα ενδιάμεσο πρότυπο κατακόρυφης κατανομής

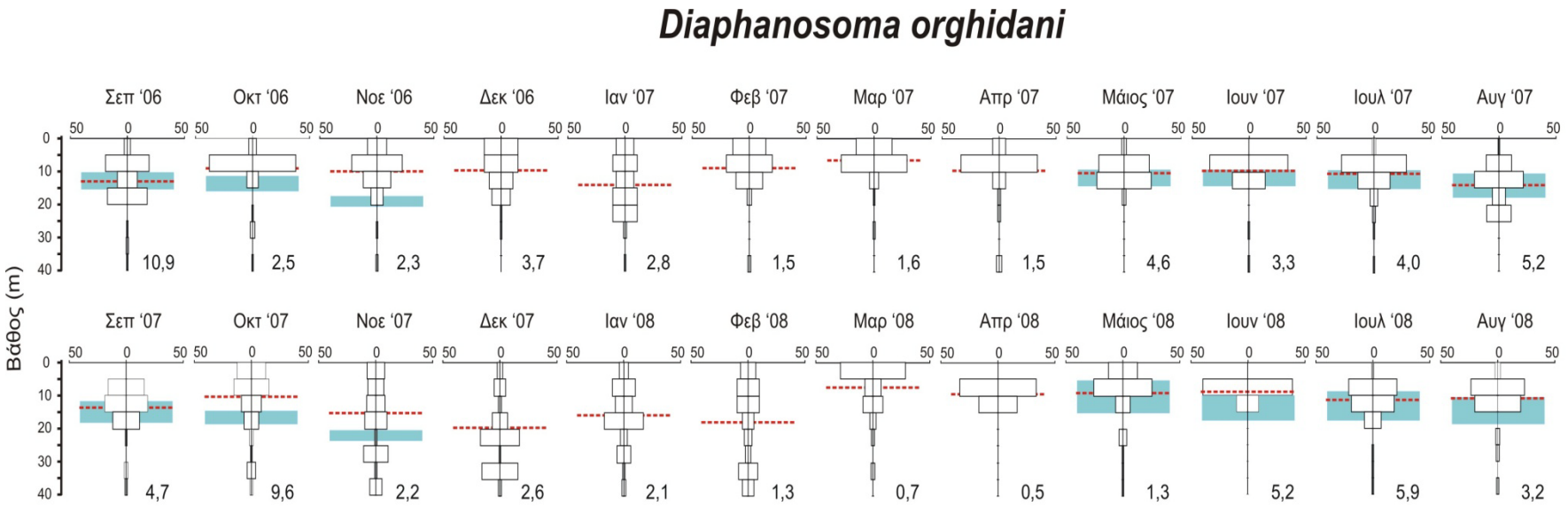
μεταξύ των *B. longirostris* και *D. orghidani*, αλλά και του είδους *Ceriodaphnia pulchella* από τα οποία δεν έχει στατιστικά σημαντικές διαφορές (*U*-test, p=0,149, p=0,490 και p=0,205 αντίστοιχα). Σε αρκετές περιπτώσεις το μέγιστο της αφθονίας του *D. cucullata* σημειώθηκε στο επιφανειακό στρώμα (0-5 m), ενώ από την άλλη αρκετά άτομα του είδους καταγράφθηκαν στα βαθύτερα στρώματα ακόμη και την περίοδο της θερμοστρωμάτωσης.

Ceriodaphnia pulchella

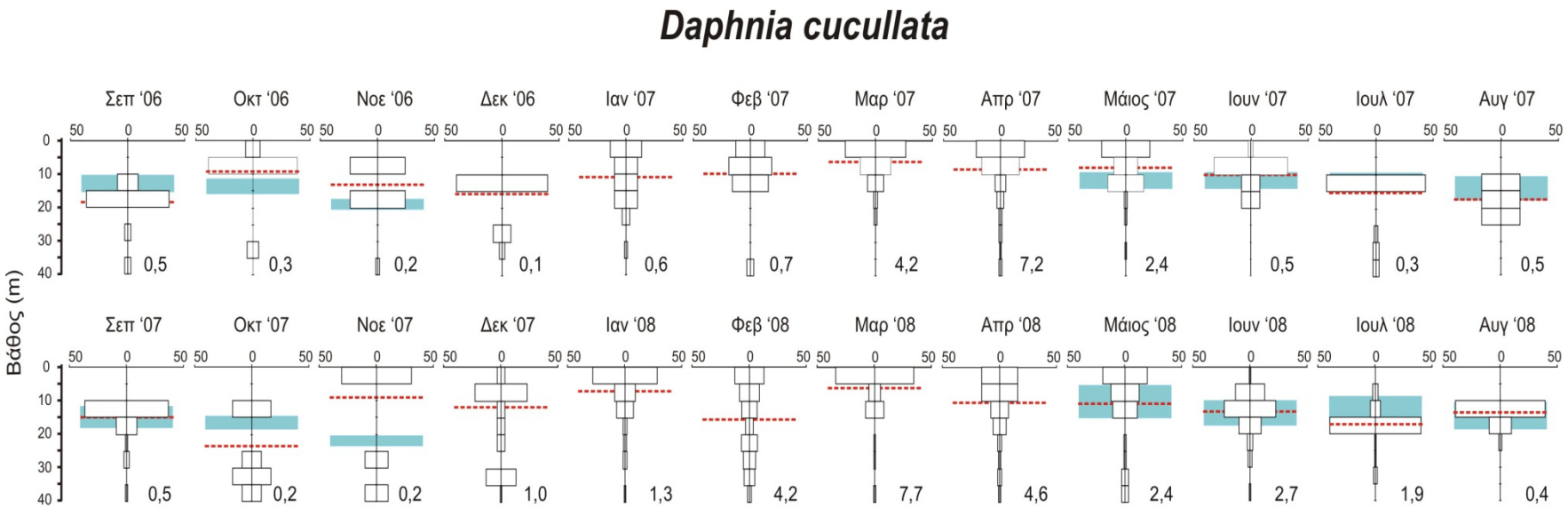
Το είδος *Ceriodaphnia pulchella* εμφάνισε βαθύτερη κατανομή (Σχήμα 6.16) από το *D. orghidani* (*U*-test, p=0,025), ενώ έδειξε παρόμοια κατανομή με τα υπόλοιπα τρία είδη (*U*-test, p>0,05). Κατά την περίοδο της εντονότερης θερμοστρωμάτωσης (Μάιος-Οκτώβριος), το μέσο βάθος του είδους βρίσκεται μέσα ή πολύ κοντά στα όρια του θερμοκλινούς.



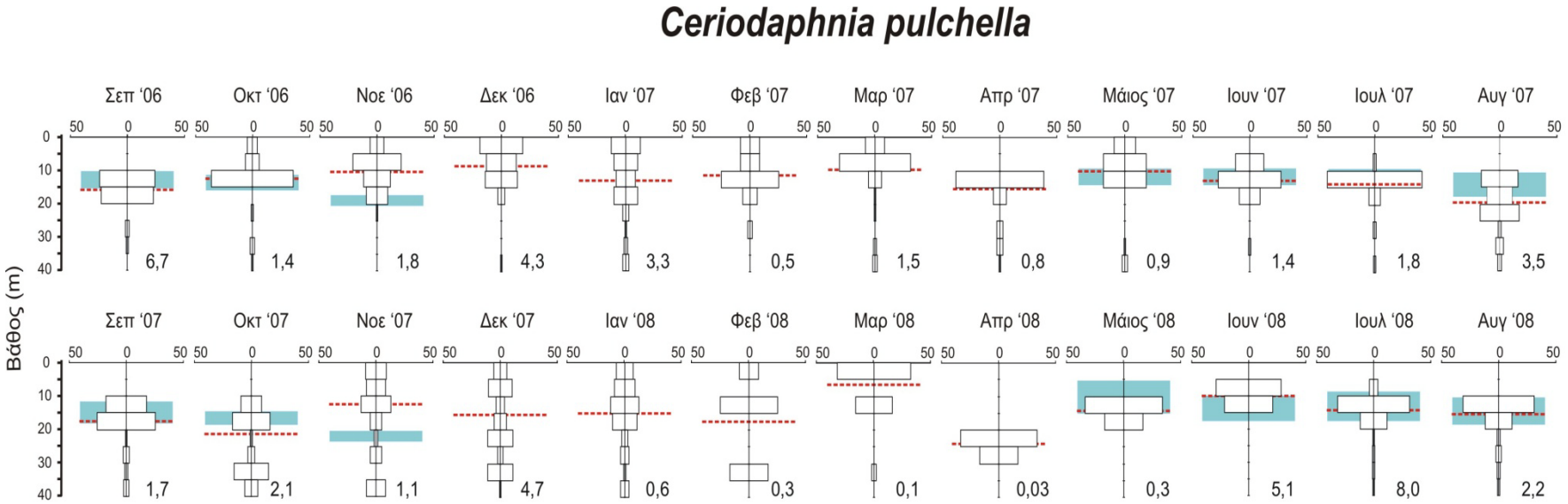
Σχήμα 6.13 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του είδους *Bosmina longirostris* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.



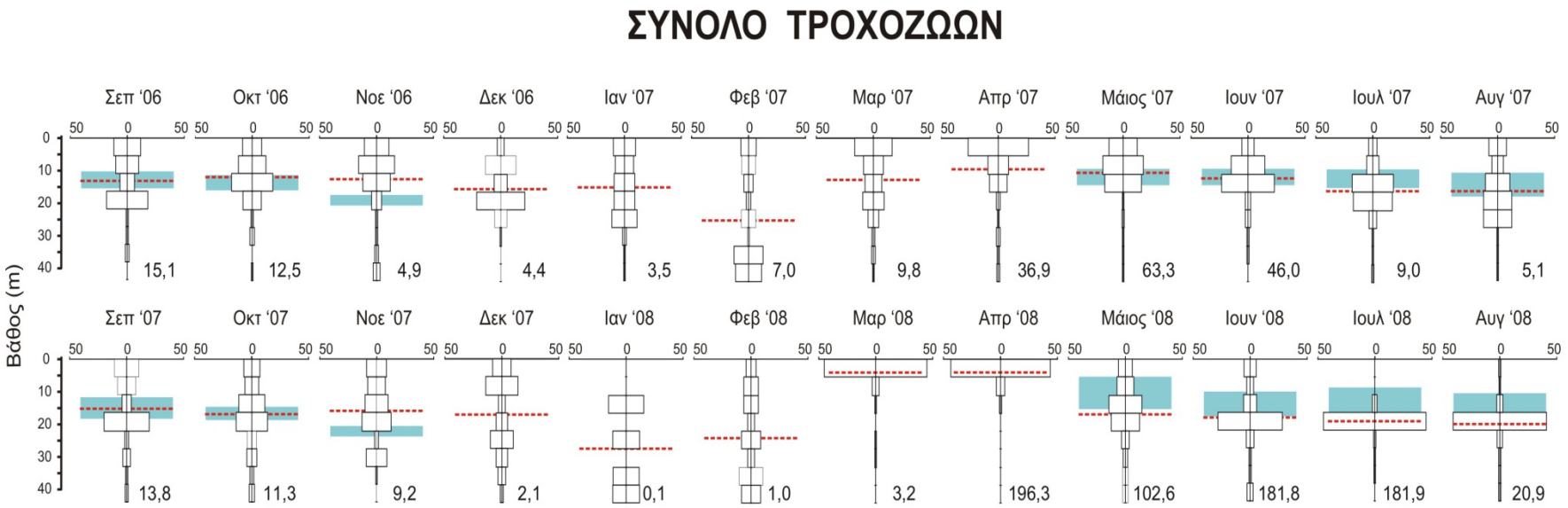
Σχήμα 6.14 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του είδους *Diaphanosoma orghidani* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.



Σχήμα 6.15 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του είδους *Daphnia cucullata* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.



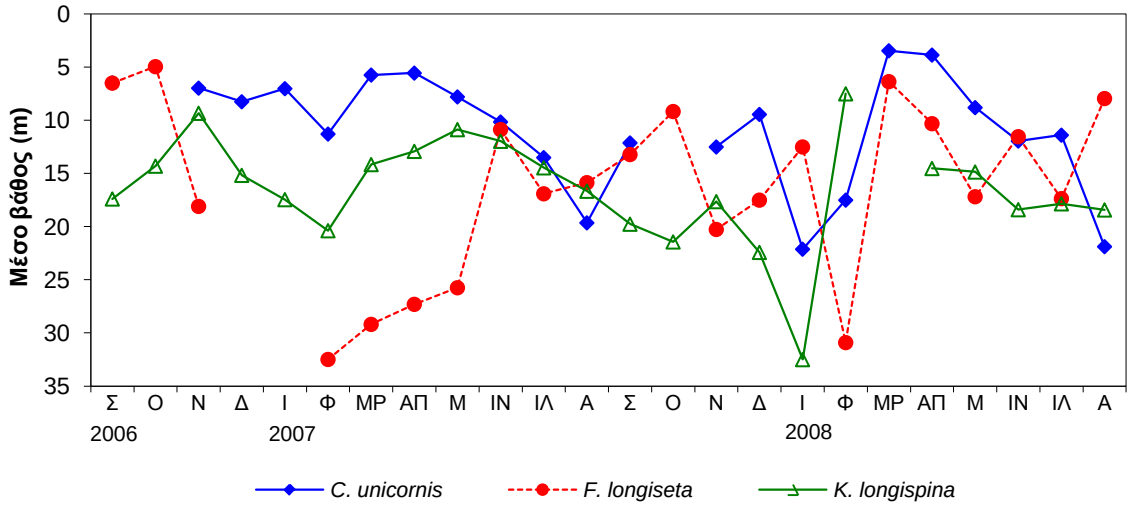
Σχήμα 6.16 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του είδους *Ceriodaphnia pulchella* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.



Σχήμα 6.17 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του συνόλου των τροχοζώων στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.

6.1.4 Τροχόζωα

Η κατακόρυφη κατανομή του συνόλου των τροχοζώων στη λίμνη Αμβρακία φαίνεται στο Σχήμα 6.17. Παρατηρούμε ότι το πρότυπο κατανομής μοιάζει με αυτό του συνολικού ζωοπλαγκτού και των κωπηπόδων, όπου η αφθονία βρίσκεται συγκεντρωμένη στα 0-30 m. Ωστόσο, σε συγκεκριμένες περιπτώσεις (π.χ. τους πρώτους ανοιξιάτικους μήνες) η μέγιστη αφθονία παρατηρείται συνήθως στο επιφανειακό στρώμα 0-5 m, ενώ αντίθετα το χειμώνα εμφανίζεται στα βαθύτερα στρώματα κάτω από τα 30 m. Κατά την περίοδο της έντονης θερμοστρωμάτωσης (Μάιος - Οκτώβριος), το μέσο βάθος κατανομής του συνόλου των τροχοζώων φαίνεται να βρίσκεται κοντά ή μέσα στα όρια του θερμοκλινούς. Η βιοκοινωνία των τροχοζώων χαρακτηρίζεται από ποικιλία στην κατακόρυφη κατανομή των ειδών που την απαρτίζουν. Έτσι, μεταξύ των τριών αφθονότερων ειδών τροχοζώων *Conochilus unicornis*, *Filinia longiseta* και *Kellicottia longispina* και για τις περιόδους όπου και τα τρία είδη συνυπήρχαν, παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές στα μέσα βάθη κατανομής τους (*H*-test, $p<0,05$), με το *F. longiseta* να κατανέμεται βαθύτερα και το *C. unicornis* να έχει τη ρηχότερη κατανομή (Σχήμα 6.18).



Σχήμα 6.18 Διακύμανση των μέσων βαθών των τριών αφθονότερων ειδών τροχοζώων *Conochilus unicornis*, *Filinia longiseta* και *Kellicottia longispina* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008.

Στη συνέχεια παρουσιάζονται αναλυτικά οι κατακόρυφες κατανομές των σημαντικότερων ειδών της βιοκοινωνίας των τροχοζώων στη λίμνη Αμβρακία. Στοιχεία για είδη που βρέθηκαν με πολύ μικρή αφθονία και σποραδικά στα δείγματα του ζωοπλαγκτού, παρουσιάζονται περιγραφικά και χωρίς σχηματική απεικόνιση.

Conochilus unicornis

Η κατακόρυφη κατανομή του είδους *Conochilus unicornis* (Σχήμα 6.19) δείχνει ότι πρόκειται για είδος που προτιμά τη διαβίωση στα επιφανειακά στρώματα και συνήθως μέχρι το βάθος των 15-20 m. Αυτό γίνεται ιδιαίτερα εμφανές την περίοδο της αναπαραγωγής του είδους (Μάρτιος-Μάιος), όπου η πλειοψηφία του πληθυσμού συναντάται στην επιφάνεια. Με την πάροδο των μηνών από αυτή την περίοδο φαίνεται να βαθαίνει η κατανομή του. Το χειμώνα, με την εποχική ανάμιξη των υδάτων, το είδος φαίνεται να κατανέμεται σε όλο το βάθος της λίμνης φτάνοντας έως και το στρώμα των 35-40 m.

Filinia longiseta

Όπως αναφέρθηκε πριν, το είδος *Filinia longiseta* κατανέμεται βαθύτερα (Σχήμα 6.20) από το είδος *C. unicornis* (*U*-test, p=0,003), αν και στο μεγαλύτερο μέρος του χρόνου η κατανομή του ποικίλει πολύ. Έτσι, κατά την περίοδο της αναπαραγωγής του, που εντοπίζεται στο τέλος της άνοιξης με τις αρχές του καλοκαιριού, το είδος εμφανίζει αυξημένη παρουσία τόσο στην επιφάνεια, όσο και σε μεγαλύτερα βάθη κάτω από το θερμοκλινές. Είναι σημαντικό εδώ να παρατηρήσουμε ότι η κατανομή του *F. longiseta* δεν σχετίζεται σε μεγάλο βαθμό με το θερμοκλινές, με την έννοια ότι συνήθως η μέγιστη αφθονία του πληθυσμού του συναντάται είτε πάνω είτε κάτω από αυτό (Σχήμα 6.20).

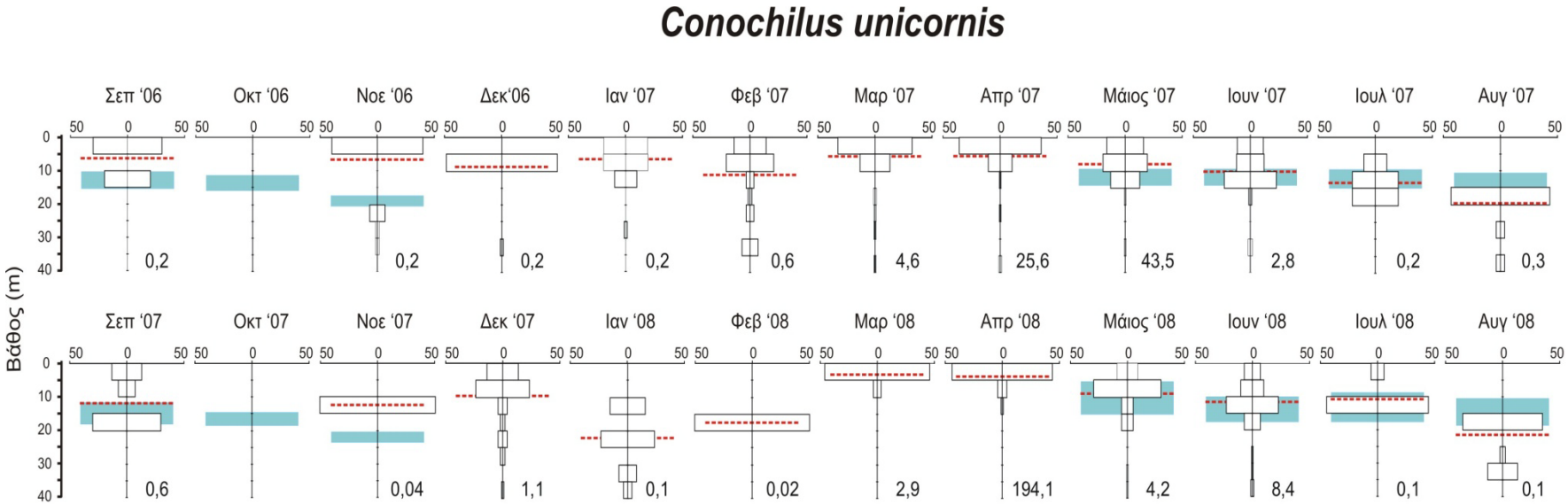
Kellicottia longispina

Το είδος *Kellicottia longispina* ήταν το αφθονότερο τροχόζωο στη λίμνη Αμβρακία και βρέθηκε σε όλους σχεδόν τους μήνες δειγματοληψίας. Η κατακόρυφη κατανομή του (Σχήμα 6.21) δείχνει ότι αποφεύγει συνήθως τα επιφανειακά νερά (0-5 m) και το μεγαλύτερο μέρος του πληθυσμού του βρίσκεται κοντά ή μέσα στο στρώμα του θερμοκλινούς, ιδιαίτερα κατά τις περιόδους της έντονης θερμοστρωμάτωσης (Μάιος-Οκτώβριος). Σύμφωνα με τα δεδομένα της εποχικής διακύμανσης της αφθονίας του, το *K. longispina* φαίνεται να αναπαράγεται στο τέλος της άνοιξης και στους πρώτους καλοκαιρινούς μήνες. Σε αυτή την περίοδο είναι ξεκάθαρη η προτίμησή του για το θερμοκλινές στρώμα (Σχήμα 6.21) και αυτό το χαρακτηριστικό της κατανομής του ξεχωρίζει το είδος αυτό από το *F. longiseta*, από το οποίο δεν φαίνεται να διαφέρει συγκρίνοντας τα μέσα βάθη κατανομής τους (*U*-test, p=0,795).

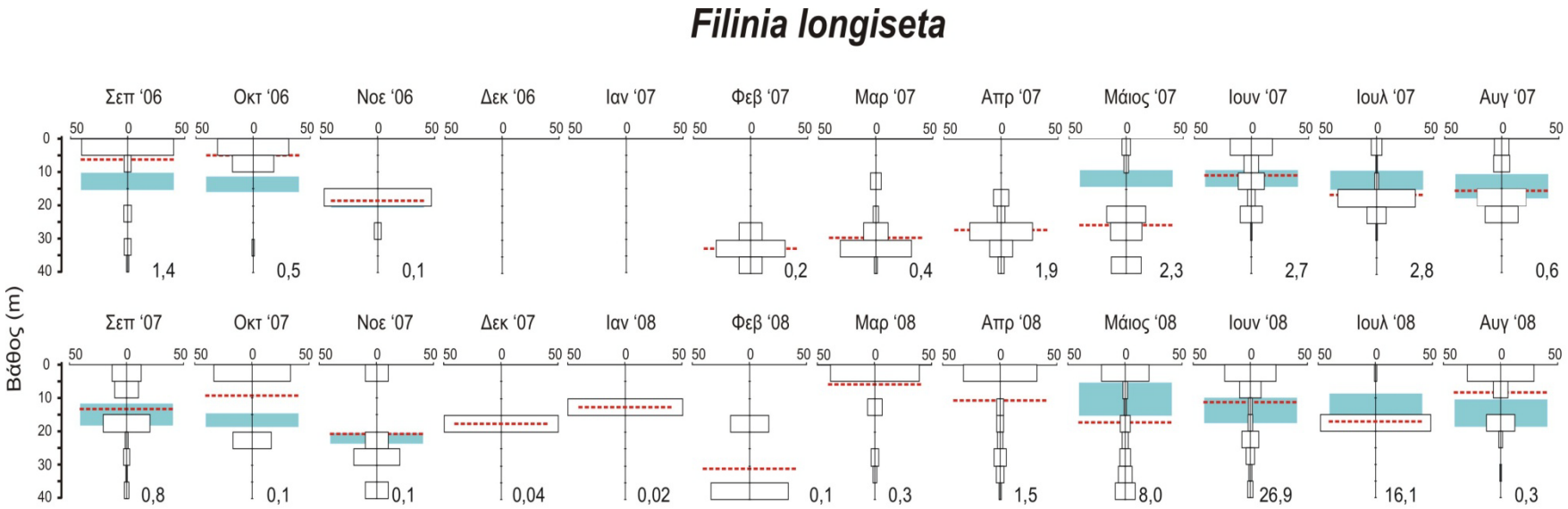
Από τα υπόλοιπα είδη των τροχοζώων και με βάση την αφθονία τους αξίζει να αναφερθούν το είδος *Asplanchna priodonta* και τα γένη *Collotheca* και *Polyarthra* όσον αφορά στην κατακόρυφη κατανομή τους.

Asplanchna priodonta

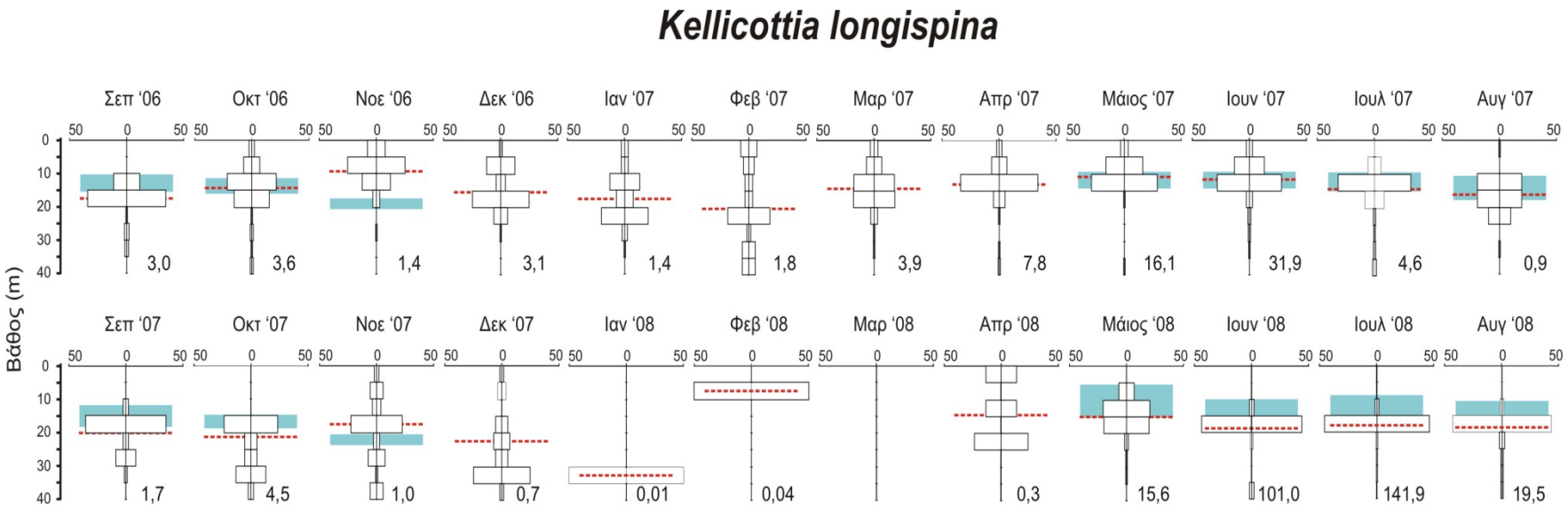
Το είδος *Asplanchna priodonta* βρέθηκε στους περισσότερους μήνες και στις δύο δειγματοληπτικές περιόδους. Η κατακόρυφη κατανομή του δεν μπορεί να χαρακτηριστεί από κάποιο συγκεκριμένο πρότυπο, αφού το είδος βρέθηκε τόσο στην επιφάνεια, όσο και στα μεγαλύτερα βάθη, συχνά χωρίς αυτή η κατανομή του να σχετίζεται με τη θερμοστρωμάτωση (Σχήμα 6.22). Χαρακτηριστική είναι η παρουσία του σε όλη την υδάτινη στήλη το Νοέμβριο του 2007, όταν καταγράφηκε η μεγαλύτερη αφθονία του, αλλά και στα επιφανειακά στρώματα την άνοιξη-καλοκαίρι του 2007 και του 2008, όταν επίσης καταγράφηκε σημαντική αφθονία του είδους στη λίμνη Αμβρακία (Σχήμα 6.22).



Σχήμα 6.19 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του είδους *Conochilus unicornis* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.



Σχήμα 6.20 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του είδους *Filinia longiseta* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.



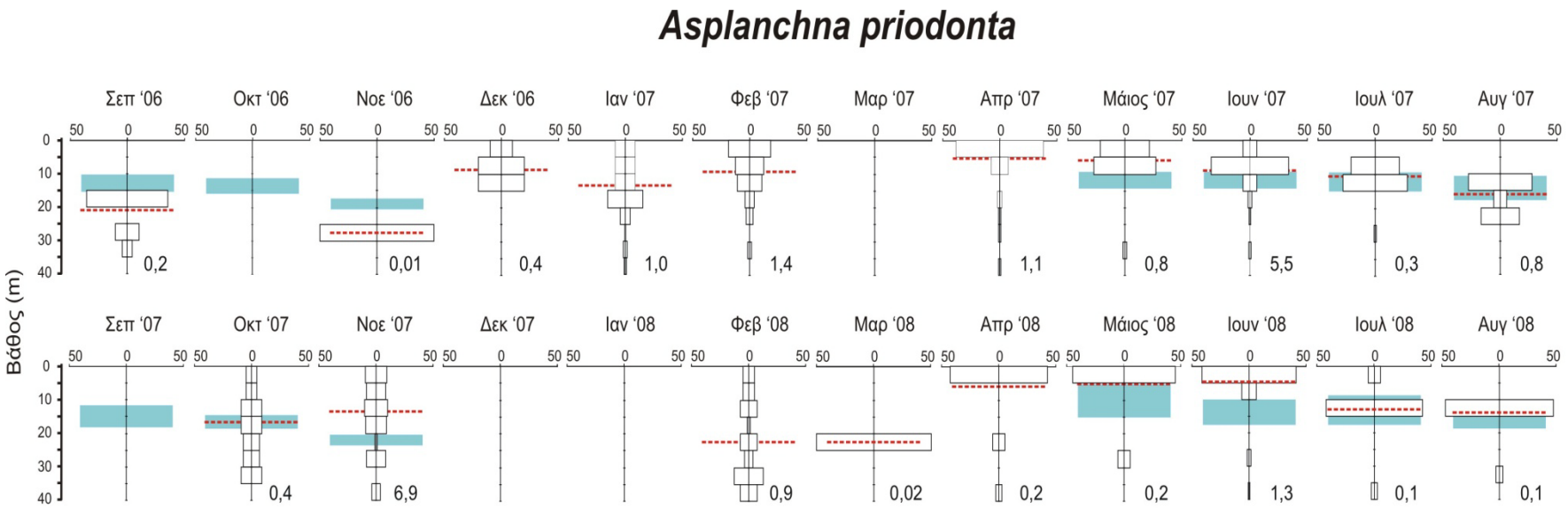
Σχήμα 6.21 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του είδους *Kellicottia longispina* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.

Collotheca sp.

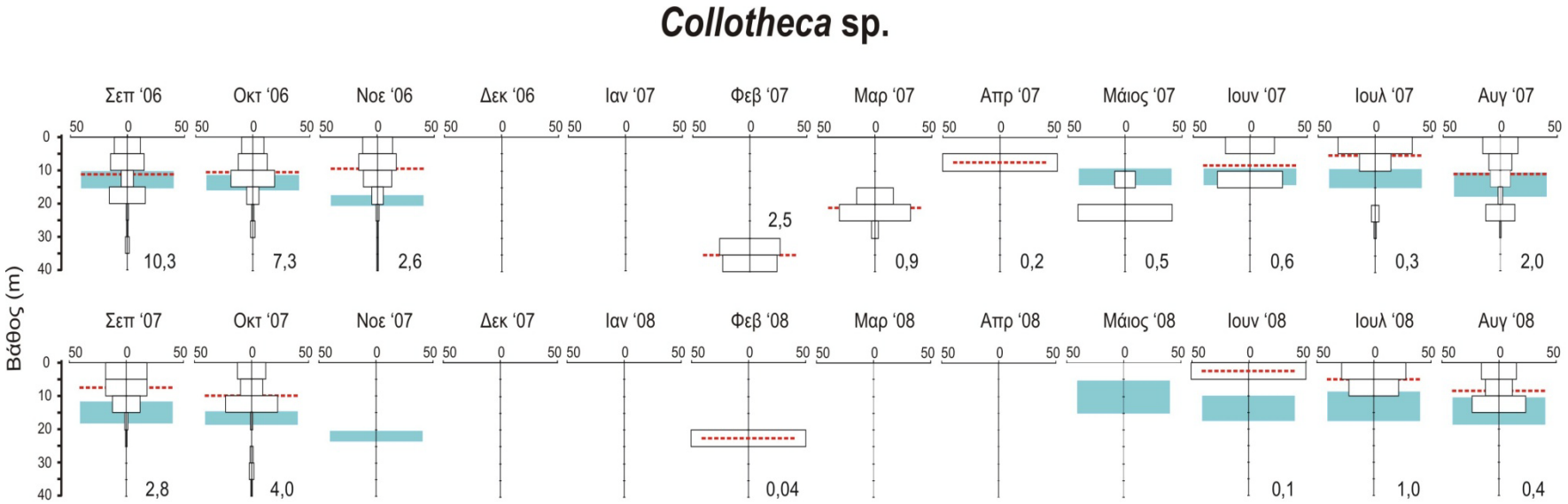
Το γένος *Collotheca* βρέθηκε σε συγκεκριμένες περιόδους του έτους και στις δύο δειγματοληπτικές περιόδους, κυρίως από το τέλος της άνοιξης έως το φθινόπωρο. Η κατακόρυφη κατανομή του χαρακτηρίζεται από την αυξημένη παρουσία του στα επιφανειακά στρώματα από τα 0-20 m, ενώ αντίθετα το Φεβρουάριο του 2007 καταγράφηκε πολύ μεγάλη αφθονία του είδους σε βάθη 30-40 m (Σχήμα 6.23).

Polyarthra sp.

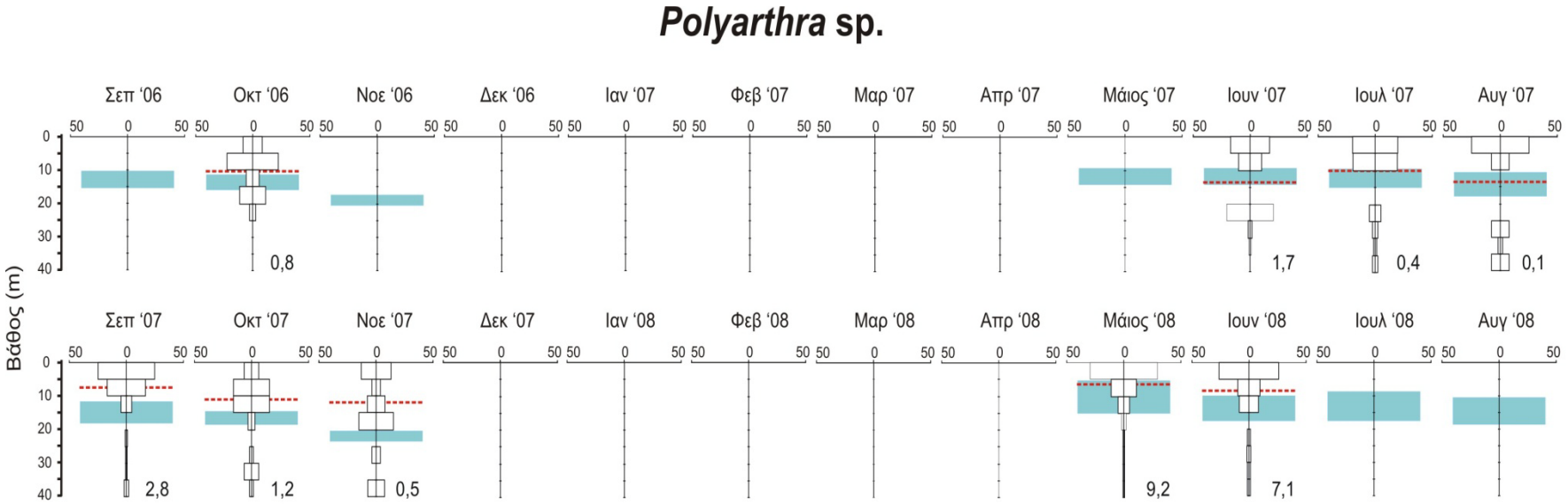
Το γένος *Polyarthra* βρέθηκε σε μικρές πυκνότητες στη λίμνη Αμβρακία σε διάφορες περιόδους, ενώ ήταν απών από το ζωοπλαγκτό την περίοδο από το Δεκέμβριο έως και τον Απρίλιο και στις δύο δειγματοληπτικές περιόδους. Συνήθως συναντάται σε επιφανειακά νερά, σε ορισμένες περιπτώσεις όμως εμφάνισε δικόρυφες κατανομές με παρουσία σε μεγαλύτερα βάθη (Σχήμα 6.24). Πάντως οι μικρές τιμές αφθονίας του και η μικρή χρονικά εμφάνισή του στη λίμνη Αμβρακία, δεν επιτρέπει την εξαγωγή σημαντικών συμπερασμάτων για την κατακόρυφη κατανομή του.



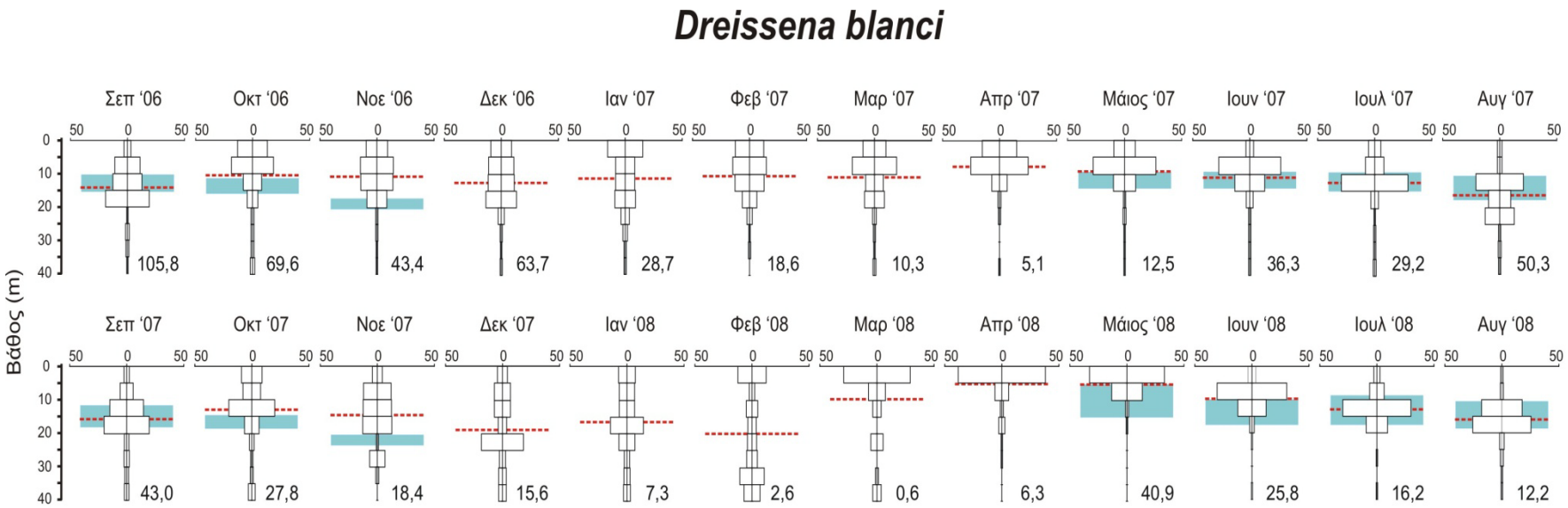
Σχήμα 6.22 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του είδους *Asplanchna priodonta* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.



Σχήμα 6.23 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του γένους *Collotheca* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.



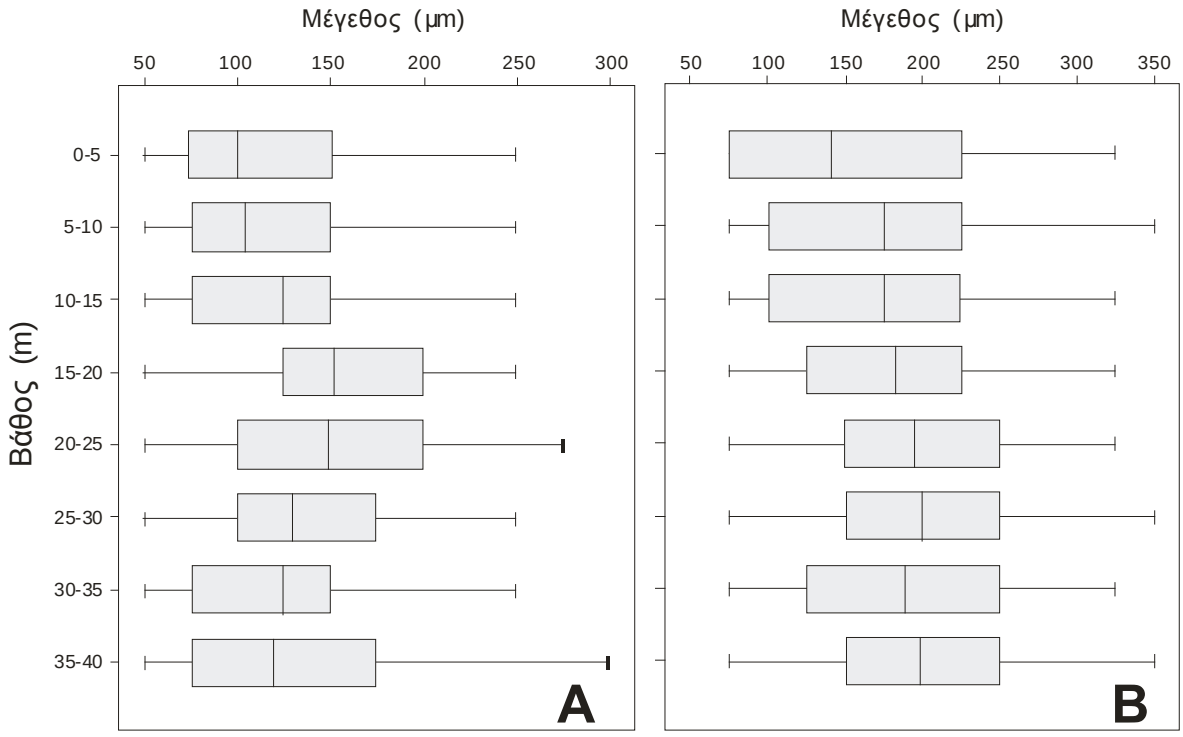
Σχήμα 6.24 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή του γένους *Polyarthra* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.



Σχήμα 6.25 Κατακόρυφη ποσοστιαία (%) κατανομή των προνυμφών του είδους *Dreissena blanci* στη λίμνη Αμβρακία την περίοδο Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008. Με την οριζόντια διακεκομμένη γραμμή δίνεται το μέσο βάθος κατανομής για κάθε μήνα. Η μέση αφθονία (ind/l) δίνεται αριθμητικά κάτω από κάθε διάγραμμα, ενώ η έκταση του θερμοκλινούς δίνεται με μπλε σκίαση.

6.1.5 Προνύμφες δίθυρων μαλακίων

Η κατηγορία αυτή των ζωοπλαγκτικών οργανισμών αντιπροσωπεύτηκε από τις προνύμφες του είδους *Dreissena blanci*, οι οποίες βρέθηκαν καθ' όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών στη λίμνη Αμβρακία. Παρατηρούμε ότι το πρότυπο κατανομής των προνυμφών του είδους χαρακτηρίστηκε από τη σημαντική παρουσία τους στο επιφανειακό στρώμα 0-20 m, ιδιαίτερα κατά τις περιόδους της θερμοστρωμάτωσης και στα δύο έτη δειγματοληψιών (Σχήμα 6.25). Μάλιστα, παρόμοια συμπεριφορά έδειξαν οι προνύμφες του *D. blanci* από τον Απρίλιο του 2007 και του 2008, δηλαδή πριν την έναρξη της δημιουργίας του εποχικού θερμοκλινούς. Μόνο κατά τις περιόδους της διάρρηξης του θερμοκλινούς και της ανάμιξης των νερών οι προνύμφες του *D. blanci* εμφανίζουν σχετικά ομοιόμορφη κατακόρυφη κατανομή και συναντώνται ακόμη και στα μεγαλύτερα βάθη.

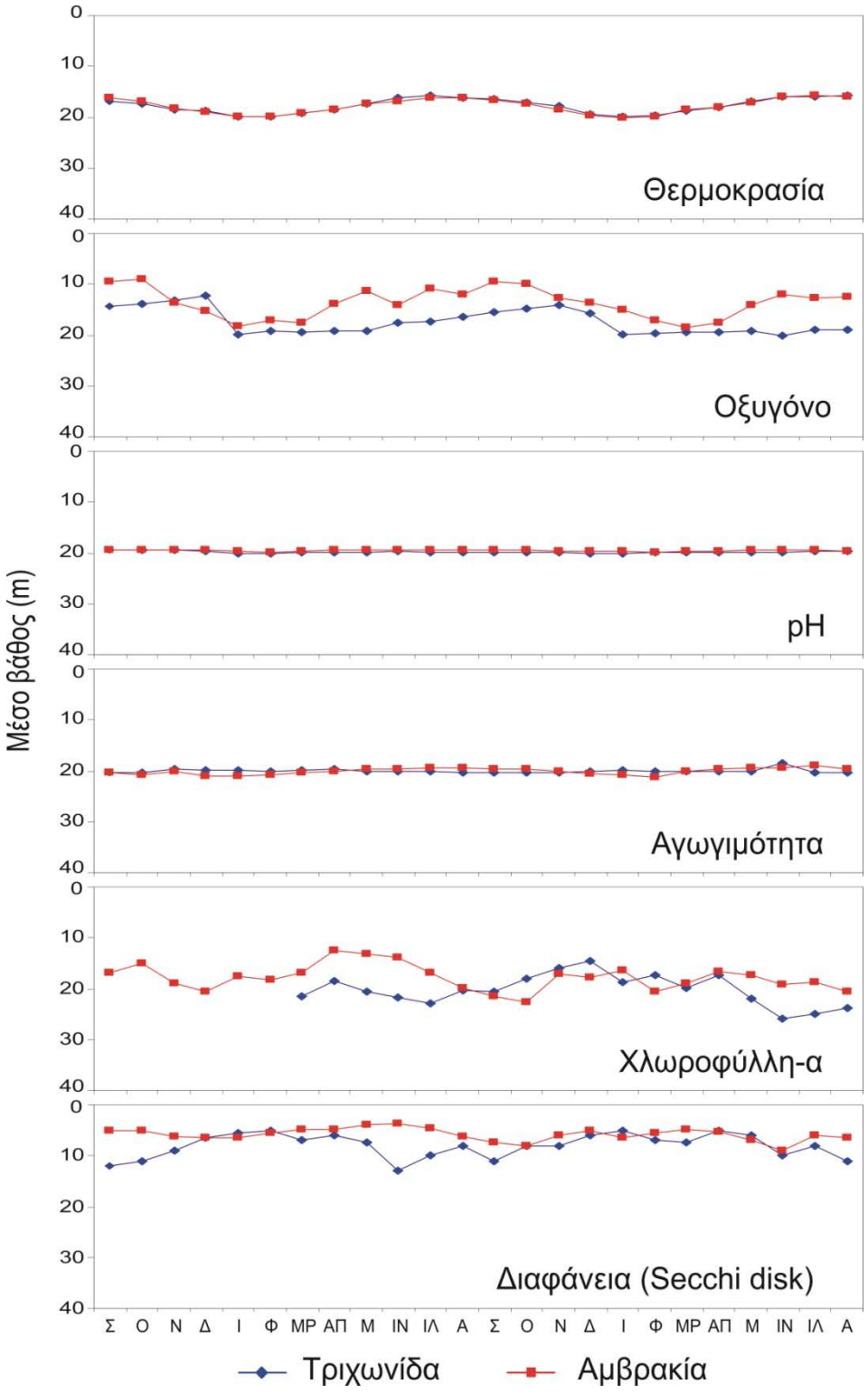


Σχήμα 6.26 Διακύμανση των μεγεθών των προνυμφών του είδους *Dreissena blanci* στον κατακόρυφο άξονα (Α) την περίοδο της θερμοστρωμάτωσης (Μάιος-Οκτώβριος) και (Β) την περίοδο της ανάμιξης των νερών στη λίμνη Αμβρακία. Στο σχήμα φαίνεται η διακύμανση του μεγέθους (οριζόντια γραμμή), η διακύμανση του 75 % των τιμών (παραλληλόγραμμο) και η μέση τιμή των τιμών (κατακόρυφη γραμμή μέσα σε κάθε παραλληλόγραμμο).

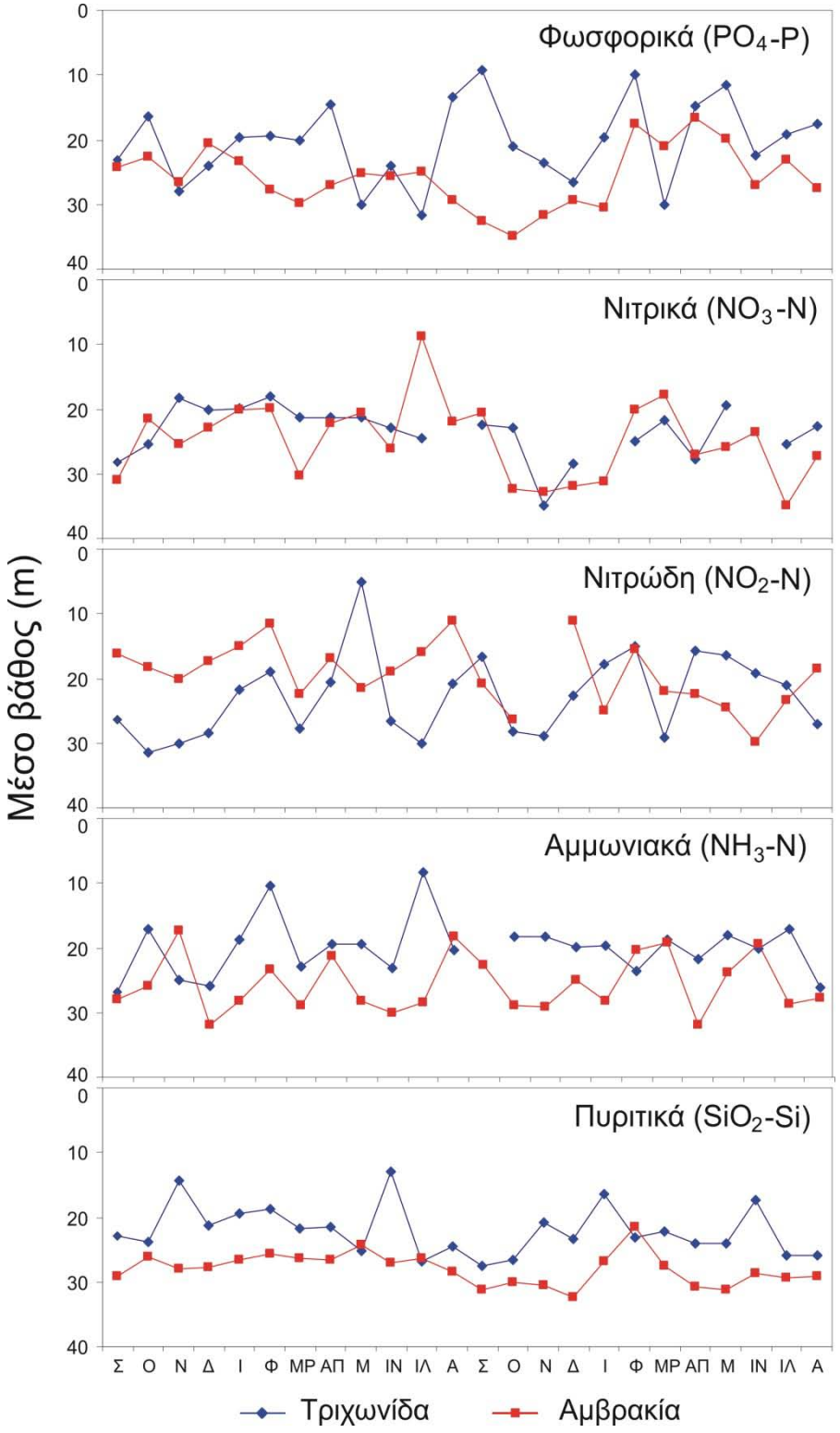
Παρατηρώντας τη διακύμανση των μεγεθών των προνυμφών του είδους *D. blanci* στον κατακόρυφο άξονα την περίοδο της θερμοστρωμάτωσης (Μάιος-Οκτώβριος) και την περίοδο της ανάμιξης των νερών (Σχήμα 6.26), διαπιστώνουμε ότι υπάρχει ένας διαχωρισμός των προνυμφών στα διάφορα βάθη ανάλογα με το μέγεθός τους, με τις μεγαλύτερου μεγέθους προνύμφες να κατανέμονται βαθύτερα (*H*-test, p=0,0001). Πράγματι, στη διάρκεια της περιόδου της θερμοστρωμάτωσης το μέγεθος των προνυμφών αυξάνει με το βάθος από την επιφάνεια και έως το κατώτερο όριο του θερμοκλινούς (25 m), ενώ κάτω από αυτό το βάθος δεν υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά στο μέγεθος των προνυμφών (*H*-test, p=0,102). Αντίθετα, κατά την περίοδο της ανάμιξης των νερών δεν υπάρχει μεταβολή του μεγέθους των προνυμφών κάτω από τα 5 m (*H*-test, p=0,273), ενώ οι μικρότερες προνύμφες συναντώνται στο επιφανειακό στρώμα 0-5 m (Σχήμα 6.26).

6.1.6 Συγκρίσεις κατακόρυφων κατανομών με τη λίμνη Τριχωνίδα

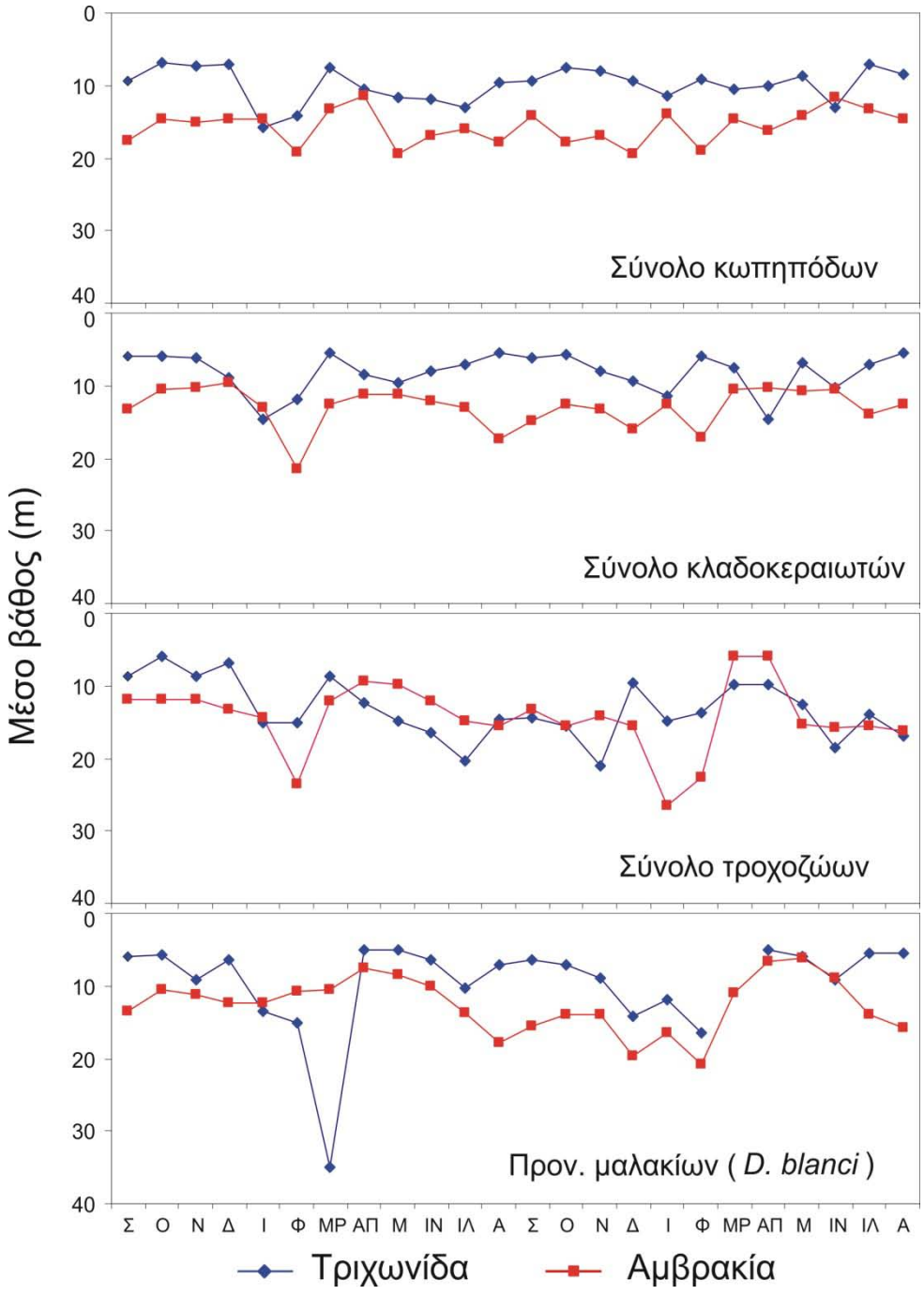
Οι κατακόρυφες κατανομές των ομάδων και των ειδών του ζωοπλαγκτού που βρέθηκαν στη λίμνη Αμβρακία σε μια περίοδο δύο ετών (Σεπτέμβριος 2006-Αύγουστος 2008), μπορούν να συγκριθούν με τις αντίστοιχες κατανομές των ίδιων ομάδων και ειδών που καταγράφθηκαν στη λίμνη Τριχωνίδα την περίοδο Σεπτέμβριος 2004-Αύγουστος 2006 (Ντούλκα, 2010). Επειδή πρόκειται για δύο λίμνες που βρίσκονται σε κοντινή απόσταση μεταξύ τους και έχουν παρόμοια χαρακτηριστικά, ενώ επίσης οι δειγματοληψίες συλλογής ζωοπλαγκτού και φυσικοχημικών παραμέτρων αφορούσαν παρόμοιες περιόδους, θα ήταν ενδιαφέρον να διαπιστωθεί η ύπαρξη ομοιοτήτων και διαφορών στην κατακόρυφη κατανομή. Για το λόγο αυτό, παρουσιάζονται στη συνέχεια με συγκριτικό τρόπο τα στοιχεία που αφορούν τόσο τα αβιοτικά όσο και τα βιοτικά στοιχεία στις δύο λίμνες. Για τη σύγκριση αυτών των δεδομένων επιλέχτηκε η χρήση των τιμών του μέσου βάθους κατανομής για όλες τις παραπάνω παραμέτρους, ενώ στις συγκρίσεις χρησιμοποιήθηκε το μη-παραμετρικό *U*-test.



Σχήμα 6.27 Συγκριτική απεικόνιση των μέσων βαθών ορισμένων φυσικοχημικών και βιολογικών παραμέτρων στις λίμνες Τριχωνίδα και Αμβρακία σε περίοδο 24 μηνών. (Οι τιμές διαφάνειας αντιστοιχούν στις πραγματικές τιμές που μετρήθηκαν).



Σχήμα 6.28 Συγκριτική απεικόνιση των μέσων βαθών ορισμένων φυσικοχημικών και βιολογικών παραμέτρων στις λίμνες Τριχωνίδα και Αμβρακία σε περίοδο 24 μηνών.



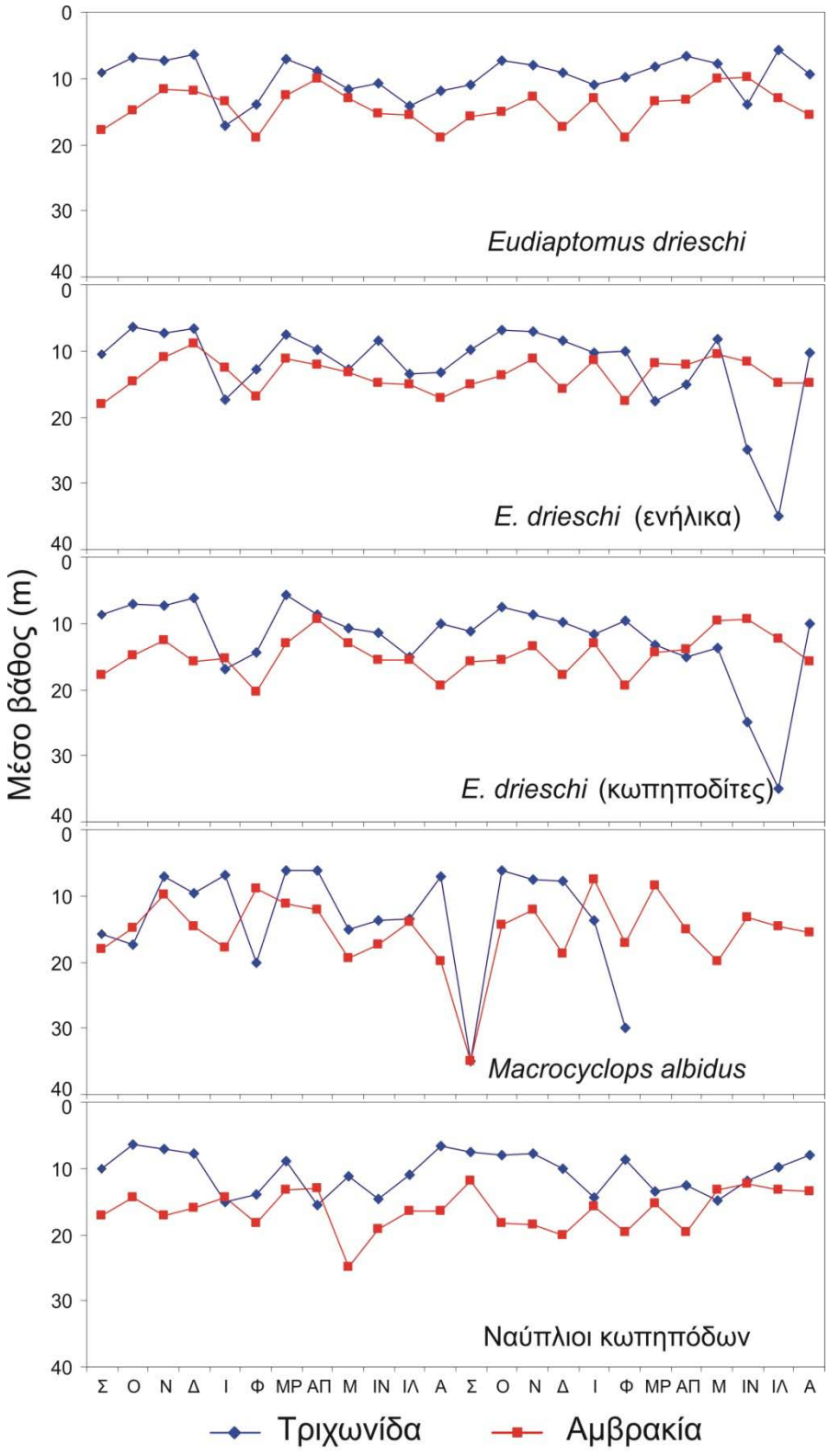
Σχήμα 6.29 Συγκριτική απεικόνιση των μέσων βαθών των τεσσάρων ομάδων του ζωοπλαγκτού στις λίμνες Τριχωνίδα και Αμβρακία σε περίοδο 24 μηνών.

Εξετάζοντας, λοιπόν, τις αβιοτικές παραμέτρους μεταξύ των δύο λιμνών (Σχήματα 6.27 και 6.28), παρατηρούμε ότι δεν υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές όσον αφορά στη διακύμανση της θερμοκρασίας και της αγωγιμότητας (*U*-test, p=0,828 και p=0,709, αντίστοιχα). Αντίθετα, υπάρχουν διαφορές όσον αφορά στο οξυγόνο (*U*-test, p=0,0001), το pH (p=0,001), τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α (p=0,020) και τη διαφάνεια του νερού (p=0,001), με την Αμβρακία να εμφανίζει τις ρηχότερες κατανομές σε όλες τις παραπάνω περιπτώσεις (Σχήμα 6.27).

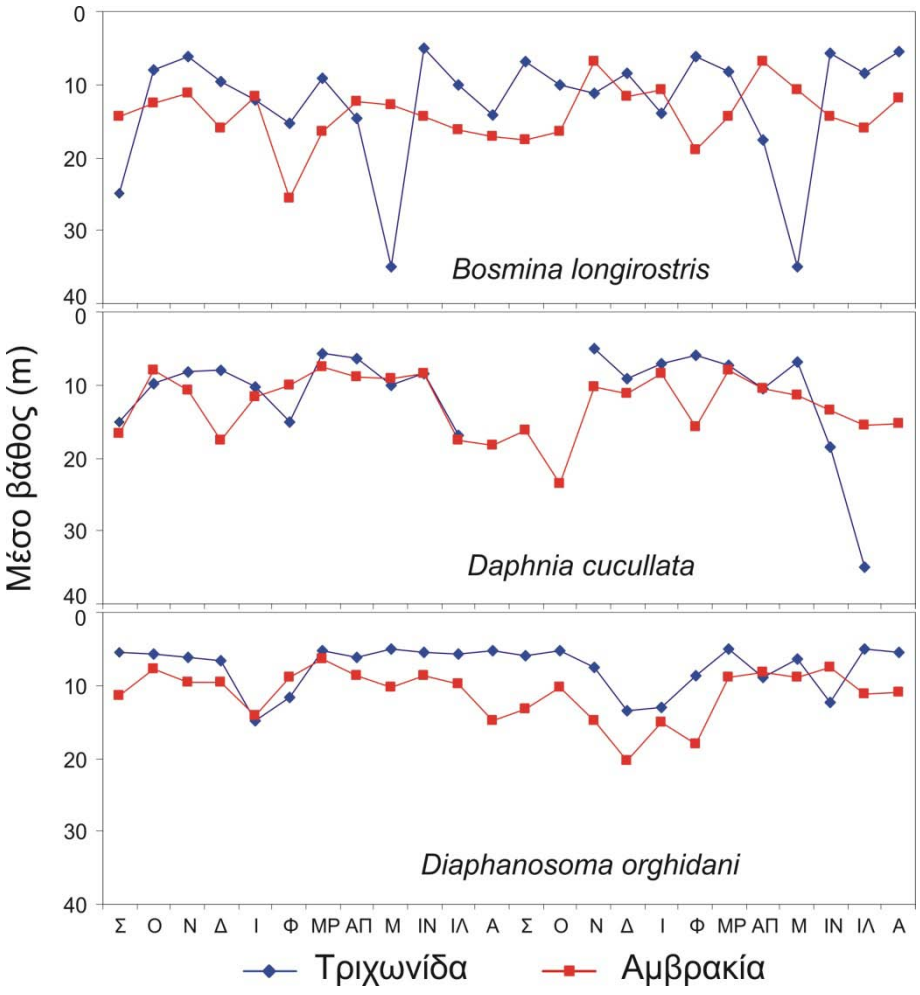
Συγκρίνοντας τις δύο λίμνες όσον αφορά στις χημικές παραμέτρους διαπιστώνουμε την ύπαρξη στατιστικά σημαντικών διαφορών στις περιπτώσεις του ολικού φωσφόρου (*U*-test, p=0,0001), των φωσφορικών (p=0,003), των αμμωνιακών (p=0,0001) και των πυριτικών ιόντων (p=0,0001), με τη λίμνη Αμβρακία να εμφανίζει τις βαθύτερες κατανομές (Σχήμα 6.28). Αντίθετα, δεν υπήρχαν στατιστικά σημαντικές διαφορές στις περιπτώσεις των νιτρικών και των νιτρωδών ιόντων (*U*-test, p=0,414 και p=0,059, αντίστοιχα).

Συγκρίνοντας τα μέσα βάθη κατανομών των διαφόρων ομάδων και ειδών του ζωοπλαγκτού διαπιστώθηκαν σημαντικές διαφορές μεταξύ των δύο λιμνών, με την κατανομή στην Αμβρακία να είναι πάντα βαθύτερη σε σύγκριση με την αντίστοιχη στην Τριχωνίδα. Πράγματι, διαφορές καταγράφθηκαν στο σύνολο των κωπηπόδων, των κλαδοκεραιωτών και των προνυμφών των μαλακίων (*U*-test, p=0,0001, p=0,0001 και p=0,002, αντίστοιχα). Αντίθετα, δεν υπήρξαν διαφορές μεταξύ των δύο λιμνών στην κατακόρυφη κατανομή του συνόλου των τροχοζώων (*U*-test, p=0,621).

Αναλύοντας τα στοιχεία για τα είδη των κωπηπόδων και των αναπτυξιακών σταδίων τους (ενήλικα, κωπηποδίτες, ναύπλιοι) στις λίμνες Τριχωνίδα και Αμβρακία (Σχήμα 6.30), διαπιστώνουμε την ύπαρξη στατιστικά σημαντικών διαφορών στα μέσα βάθη κατανομής για το συνολικό πληθυσμό του είδους *Eudiaptomus drieschi*, αλλά και για τα ενήλικα άτομα και τους κωπηποδίτες του (*U*-test, p=0,0001, p=0,0001 και p=0,003, αντίστοιχα). Επίσης, διαφορά βρέθηκε και στην περίπτωση των ναυπλίων όλων των ειδών κωπηπόδων (*U*-test, p=0,0001). Σε όλες τις παραπάνω περιπτώσεις, η κατανομή στην Αμβρακία ήταν βαθύτερη σε σύγκριση με την Τριχωνίδα. Μόνο στην περίπτωση του κυκλοποειδούς *Macrocyclops albidus*, δεν παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές στα μέσα βάθη κατανομής του μεταξύ Αμβρακίας και Τριχωνίδας (*U*-test, p=0,068).



Σχήμα 6.30 Συγκριτική απεικόνιση των μέσων βαθών των ειδών των κωπηπόδων και των αναπτυξιακών σταδίων τους στις λίμνες Τριχωνίδα και Αμβρακία σε περίοδο 24 μηνών.



Σχήμα 6.31 Συγκριτική απεικόνιση των μέσων βαθών των ειδών των κλαδοκεραιωτών στις λίμνες Τριχωνίδα και Αμβρακία σε περίοδο 24 μηνών.

Ανάλογα αποτελέσματα έδωσε και η σύγκριση των μέσων βαθών κατανομής των επιμέρους ειδών των κλαδοκεραιωτών (Σχήμα 6.31). Πράγματι, από τα τρία είδη το *Bosmina longirostris* και το *Diaphanosoma orghidani* εμφάνισαν στατιστικά σημαντικές διαφορές στα μέσα βάθη κατανομής τους μεταξύ των δύο λιμνών (*U*-test, p=0,020 και p=0,0001, αντίστοιχα), ενώ δεν υπήρχαν διαφορές για το είδος *Daphnia cucullata* (*U*-test, p=0,081).

Τέλος, λόγω της ασύγχρονης παρουσίας των περισσότερων κοινών ειδών των τροχοζώων στις λίμνες Αμβρακία και Τριχωνίδα, δεν ήταν δυνατό να πραγματοποιηθούν συγκρίσεις στα μέσα βάθη κατανομής παρά μόνο για τα είδη *Filinia longiseta* και το γένος *Collotheca*, τα οποία δεν εμφάνισαν στατιστικά σημαντικές

διαφορές στα μέσα βάθη κατανομής τους μεταξύ Αμβρακίας και Τριχωνίδας (*U*-test, p=0,833 και 0,264, αντίστοιχα). Έτσι, το τελικό συμπέρασμα από τις παραπάνω συγκρίσεις των ομάδων και ειδών είναι ότι τουλάχιστον τα αφθονότερα καρκινοειδή, αλλά και οι προνύμφες των μαλακίων επιλέγουν βαθύτερη διαβίωση στη λίμνη Αμβρακία σε σύγκριση με την Τριχωνίδα.

6.2 ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Η κατακόρυφη κατανομή του ζωοπλαγκτού σε ένα λιμναίο οικοσύστημα ελέγχεται από ένα πλήθος περιβαλλοντικών παραμέτρων όπως είναι για παράδειγμα το φως, η θερμοκρασία, η τροφή και η παρουσία των θηρευτών (Lampert, 1989). Η επίδραση αυτών των παραγόντων διαφέρει μεταξύ των λιμνών καθώς και μεταξύ των διαφόρων ζωοπλαγκτικών ειδών.

Στη λίμνη Αμβρακία, η κατακόρυφη κατανομή του ζωοπλαγκτού εμφάνισε ένα χαρακτηριστικό πρότυπο σύμφωνα με το οποίο η συντριπτική πλειοψηφία του βρέθηκε συγκεντρωμένη στο στρώμα των 0-20 m, καθώς και στα στρώματα νερού όπου οι τιμές των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης-α και του διαλυμένου οξυγόνου ήταν υψηλότερες, ενώ κάτω από το βάθος αυτό η αφθονία του μειωνόταν σημαντικά. Το πρότυπο αυτό είναι σύνηθες σε βαθιές στρωματοποιημένες λίμνες (Wetzel, 2001). Κατά την περίοδο της αναστροφής των υδάτων το ζωοπλαγκτό εμφάνισε μια σχετικά ομοιόμορφη κατανομή με το βάθος, ενώ αντίθετα κατά την περίοδο της έντονης θερμοστρωμάτωσης η μεγαλύτερη συγκέντρωση του ζωοπλαγκτού βρέθηκε κοντά ή μέσα στα όρια του θερμοκλινούς.

Η θέση των ζωοπλαγκτικών ειδών στην υδάτινη στήλη της λίμνης Αμβρακίας δείχνει να ελέγχεται από την παρουσία της τροφής, καθώς ακολουθεί όπως φαίνεται την κατακόρυφη κατανομή της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α, η οποία όπως φάνηκε και από τις στατιστικές αναλύσεις (Κεφ. 7) ήταν σημαντική για το σύνολο του ζωοπλαγκτού, αλλά και για ένα μεγάλο αριθμό ειδών στη λίμνη. Όπως αναφέρθηκε σε προηγούμενη ενότητα, το θερμοκλινές παγιδεύει νεκρή οργανική ύλη η οποία καθώς αποσυντίθεται εμπλουτίζει το νερό με ανόργανα συστατικά (θρεπτικά) που απαιτούνται για την ανάπτυξη του φυτοπλαγκτού, με αποτέλεσμα την αυξημένη πρωτογενή παραγωγή στο στρώμα αυτό. Κατά συνέπεια στο θερμοκλινές υπάρχει μεγάλη αφθονία τροφής για το ζωοπλαγκτό, το οποίο φαίνεται να ανταποκρίνεται θετικά με την αύξηση της αφθονίας του μέσα ή κοντά στα όρια αυτού του στρώματος.

Παράλληλα το θερμοκλινές, εκτός από τις ευνοϊκές συνθήκες που παρέχει όσον αφορά στη διαθεσιμότητα της τροφής για τους ζωοπλαγκτικούς οργανισμούς, είναι

δυνατόν να λειτουργεί και ως καταφύγιο του ζωοπλαγκτού έναντι της θήρευσης από τα ψάρια, καθώς το στρώμα αυτό του νερού έχει περιορισμένη διαφάνεια εξαιτίας της υψηλής συγκέντρωσης οργανικής ύλης και φυτοπλαγκτού στο εσωτερικό του (Neil, 1990; Pasternak et al., 2006). Για παράδειγμα, στη λίμνη Τριχωνίδα το θερμοκλινές μπορούσε να λειτουργεί ως προστατευτικό στρώμα μέσα στο οποίο κατέφευγαν τα μεγαλόσωμα καρκινοειδή για να αποφεύγουν τη θηρευτική πίεση από την αθερίνα, που είναι ο κύριος πλαγκτοφάγος θηρευτής στη λίμνη (Doulka et al., 2013). Στην περίπτωση της λίμνης Αμβρακίας, είναι γνωστό πως διαβιούν αρκετά κυπρινοειδή, τα νεαρά στάδια των οποίων αναμένεται να τρέφονται με ζωοπλαγκτό (Hansson et al., 2007b). Ωστόσο, δεν υπάρχουν καταγραφές για την αφθονία και τη χωρική και χρονική τους διακύμανση, έτσι ώστε να μπορεί να στηριχτεί μία υπόθεση αποφυγής της θήρευσης που θα εξηγεί τη μεγάλη συγκέντρωση του ζωοπλαγκτού στο στρώμα του μεταλιμνίου.

Ο κατακόρυφος διαχωρισμός, ή στρωμάτωση, των ειδών που παρατηρήθηκε στη λίμνη Αμβρακία, είναι ένα σύνηθες φαινόμενο σε βαθιές λίμνες που εμφανίζουν θερμική στρωμάτωση (Hanazato, 1992; Armengol-Diaz et al., 1993) και ενισχύεται από τον ενδο- ή διαειδικό ανταγωνισμό όταν οι πόροι τροφής είναι περιορισμένοι (Wetzel, 2001). Ο κατακόρυφος διαχωρισμός μεταξύ των σημαντικότερων ειδών τροχοζώων στη λίμνη αποτελεί πιθανόν μια τέτοια προσαρμογή προκειμένου τα είδη να μειώσουν τον μεταξύ τους ανταγωνισμό (Ντούλκα, 2010), ωστόσο είναι απαραίτητη η ύπαρξη παράλληλης γνώσης της κατακόρυφης κατανομής της φυτοπλαγκτικής βιοκοινωνίας προκειμένου να αποσαφηνιστούν αυτές τις σχέσεις. Σχετικά με την κατακόρυφη κατανομή του αφθονότερου είδους τροχόζωου στη λίμνη, το *Kellicottia longispina* έχει αναφερθεί ότι αποφεύγει τα επιφανειακά στρώματα δείχνοντας προτίμηση για τα μεγαλύτερα βάθη της υδάτινης στήλης και ιδιαίτερα για το στρώμα του μεταλιμνίου, συμπεριφορά η οποία φαίνεται να ελέγχεται από τη διαθεσιμότητα της τροφής (Grzegorz et al., 2006; Rainey et al., 2007; Ντούλκα, 2010). Στην παρούσα μελέτη, η θετική συσχέτιση του είδους *K. longispina* με τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α όπως αναφέρεται στο Κεφάλαιο 7 και η ξεκάθαρη προτίμησή του για το στρώμα του μεταλιμνίου, δείχνει να συμφωνεί με τις παρατηρήσεις των παραπάνω ερευνητών.

Παρόμοια, η βαθύτερη κατανομή των ναυπλίων σε σύγκριση με τα ενήλικα άτομα του *Eudiaptomus drieschi*, θα μπορούσε να σχετίζεται με τον ανταγωνισμό για τη

διαθέσιμη τροφή και άρα η κατακόρυφη στρωμάτωση τους να εξυπηρετεί την καλύτερη αξιοποίηση του φυτοπλαγκτού. Είναι γνωστό ότι οι ναύπλιοι μειώνουν τον ανταγωνισμό με τα μεγαλύτερα οντογενετικά στάδια επιλέγοντας να βρίσκονται σε διαφορετικούς ορίζοντες βάθους (Rejas et al., 2007; Zadereev & Tolomeyev, 2007), ενώ επιπλέον έχει αναφερθεί πως συγκριτικά με τα ενήλικα άτομα, οι ναύπλιοι επιλέγουν τα βαθύτερα υδάτινα στρώματα, καθώς αυτό το οντογενετικό στάδιο θεωρείται λιγότερο ανθεκτικό στην υπεριώδη ακτινοβολία (Leech & Williamson, 2000).

Μεταξύ των κωπηπόδων, το είδος *Thermocyclops dybowskii* έδειξε μια ξεκάθαρη προτίμηση για τα βαθύτερα στρώματα της υδάτινης στήλης σε σχέση με τα *E. drieschi* και *Macrocyclops albidus*, όπως παρόμοια έχει αναφερθεί και από άλλους συγγραφείς, γεγονός που πιθανότατα σχετίζεται με την αξιοποίηση της διαθέσιμης τροφής (Caramujo & Boavida, 2000). Είναι γνωστό, ότι τα σαρκοφάγα στάδια των κυκλοποειδών κωπηπόδων καταναλώνουν τόσο ζωντανά όσο και νεκρά καρκινοειδή, ενώ παράλληλα μπορούν να επιβιώσουν με οργανικά θρύμματα από τα ιζήματα του βυθού (Papinska, 1985). Έτσι, είναι πιθανό το κυκλοποειδές *T. dybowskii* να επιλέγει τα βαθύτερα στρώματα της λίμνης επειδή είναι πλούσια σε νεκρή οργανική ύλη.

Ένα επίσης ενδιαφέρον χαρακτηριστικό σχετικά με τις προνύμφες του δίθυρου μαλακίου *Dreissena blanci*, ήταν η διαφορετική κατανομή των μεγεθών τους στην υδάτινη στήλη. Έτσι, κατά τη διάρκεια της θερμοστρωμάτωσης παρατηρήθηκε αύξηση του μεγέθους τους μέχρι και το κατώτερο όριο του μεταλιμνίου, φαινόμενο το οποίο δεν σημειώθηκε κατά τη διάρκεια της ομοιοθερμίας. Αυτό σημαίνει ότι η θερμοστρωμάτωση ήταν πιθανώς υπεύθυνη ή ενίσχυσε αυτό το πρότυπο κάθετης κατανομής. Μια πιθανή εξήγηση θα μπορούσε να είναι η παθητική βύθιση των μεγαλύτερων προνυμφών (οι οποίες έχουν θεωρητικά υψηλότερο ειδικό βάρος λόγω της ανάπτυξης του κελύφους), μέχρι το μεταλίμνιο, όπου εκεί η αυξημένη πυκνότητα του νερού εξισορροπεί την κάθοδό τους. Επίσης, αν θεωρήσουμε ότι υπήρξε ενεργητική και όχι παθητική κίνηση των προνυμφών, τότε η παρουσία των μεγαλύτερων ατόμων στο μεταλιμνιτικό στρώμα θα μπορούσε να σχετίζεται με την υψηλότερη συγκέντρωση του φυτοπλαγκτού, λαμβάνοντας υπόψη τις υψηλές συγκεντρώσεις χλωροφύλλης-α που καταγράφονται εκεί. Η μείωση του ενδοειδικού ανταγωνισμού για τη διαθέσιμη τροφή μπορεί επίσης να είναι ακόμη ένας μηχανισμός διαχωρισμού του μεγέθους του

ζωοπλαγκτού στον κάθετο άξονα (Doulka & Kehayias, 2008; 2011). Τέλος, η προτίμηση των μεγαλύτερων προνυμφών στα βαθύτερα στρώματα νερού θα μπορούσε πιθανόν να σχετίζεται με την αποφυγή της θήρευσής τους από πλαγκτοφάγα ψάρια που πραγματοποιούν οπτική αναζήτηση τροφής-θηραμάτων στα επιλιμνιτικά ύδατα (De Meester et al., 1999).

Σχετικά με την κατακόρυφη κατανομή των κλαδοκεραιωτών, ο χωρικός ή/και χρονικός διαχωρισμός μεταξύ των σημαντικότερων ειδών *Diaphanosoma orghidani*, *Daphnia cucullata* και *Bosmina longirostris*, υποδηλώνει πιθανόν ανταγωνιστικές σχέσεις μεταξύ τους (Gliwicz, 1980; DeMott & Kerfoot, 1982; Matveev, 1987; Adamczuk, 2009). Επιπλέον, η επιφανειακότερη κατανομή του *D. orghidani* συμφωνεί με το θερμόφιλο χαρακτήρα του είδους (Korovchinsky, 1992), γεγονός το οποίο φάνηκε και από τη θετική συσχέτισή του με τη θερμοκρασία (βλ. Κεφάλαιο 7), σε αντίθεση για παράδειγμα με το *B. longirostris* που είχε βαθύτερη κατανομή και το οποίο δεν δείχνει κάποια ιδιαίτερη προτίμηση στη θερμοκρασία, αλλά συσχετίζεται πιθανόν με τη διαθέσιμη τροφή, όπως έχει αναφερθεί και από την Μιχαλούδη (1997) στη λίμνη Μικρή Πρέσπα. Όσον αφορά στην κατακόρυφη κατανομή του είδους *D. cucullata*, μια εξήγηση για την επιφανειακή κατανομή του σε αρκετές περιπτώσεις ακόμα και στο στρώμα των 0-5 m, οφείλεται ίσως στις μορφολογικές προσαρμογές που αναπτύσσει μέσω της κυκλομόρφωσης και που το κάνουν λιγότερο ελκυστικό στους θηρευτές του (Grzegorz et al., 2005). Τέλος, εξετάζοντας γενικά τη θέση των καρκινοειδών στα διάφορα στρώματα της υδάτινης στήλης της λίμνης Αμβρακίας, η βαθύτερη κατανομή της ομάδας των κωπηπόδων που παρατηρήθηκε σε σχέση με αυτή της ομάδας των κλαδοκεραιωτών υποδηλώνει ανταγωνιστικές σχέσεις για την τροφή μεταξύ των διαφόρων ειδών (Dodson, 1974; Muck & Lampert, 1984), ωστόσο καθώς δεν υπάρχουν παράλληλα δεδομένα για το φυτοπλαγκτό, αλλά και τις τροφικές προτιμήσεις των ειδών, η εξαγωγή ασφαλών συμπερασμάτων είναι δύσκολη.

Το πρότυπο της κατακόρυφης κατανομής των περισσότερων ζωοπλαγκτικών ειδών εμφάνισε αρκετές ομοιότητες μεταξύ των λιμνών Αμβρακίας και Τριχωνίδας, (Ντούλκα, 2010). Ωστόσο, η κύρια διαφορά που σημειώθηκε ήταν ότι στην Τριχωνίδα η μεγαλύτερη συγκέντρωση του ζωοπλαγκτού βρέθηκε επιφανειακότερα και κυρίως στο στρώμα των 0-10 m (Ντούλκα, 2010). Η εξήγηση που μπορεί να δοθεί εδώ ίσως έχει να κάνει με τη διαφορετική σύσταση της βιοκοινωνίας του φυτοπλαγκτού στις δύο

λίμνες, ιδιαίτερα κατά την περίοδο της θερμοστρωμάτωσης, γεγονός που θα μπορούσε να εξηγήσει και τις διαφορές στην κατακόρυφη κατανομή των Φ/Χ παραμέτρων που παρατηρήθηκαν. Μία υπόθεση που θα μπορούσε να γίνει είναι ότι στη φυτοπλαγκτική βιοκοινωνία της Αμβρακίας κυριαρχούν είδη που έχουν ρηχότερη κατανομή σε σύγκριση με αυτά που κυριαρχούν στην Τριχωνίδα, ή ότι η κατανομή τους μπορεί να είναι ρηχότερη ώστε να δέχονται την ίδια ποσότητα φωτός, δεδομένου του ότι η διαύγεια του νερού στη λίμνη Αμβρακία είναι μικρότερη από αυτή της Τριχωνίδας. Βέβαια, η διαύγεια του νερού της Αμβρακίας φαίνεται ότι είναι αρκετά υψηλή με αποτέλεσμα το φως να φτάνει μέχρι το θερμοκλινές, επιτρέποντας έτσι τη φωτοσύνθεση του φυτοπλαγκτού Η ρηχότερη κατανομή των κυρίαρχων ειδών του φυτοπλαγκτού θα εξηγούσε επίσης γιατί στην Αμβρακία έχουμε μεγαλύτερες ποσότητες θρεπτικών σε μεγαλύτερα βάθη (αφού δεν τα καταναλώνει το φυτοπλαγκτό), ενώ σε ρηχότερα βάθη και μάλιστα εκεί όπου αναμένεται να συναντώνται τα κυρίαρχα φυτοπλαγκτικά είδη έχουμε μεγαλύτερες τιμές οξυγόνου, pH και χλωροφύλλης-α σαν αποτέλεσμα της έντονης φυτοπλαγκτικής παραγωγής. Η επιβεβαίωση του παραπάνω σεναρίου είναι αδύνατη με τα υπάρχοντα βιβλιογραφικά δεδομένα που αφορούν στην κατακόρυφη κατανομή του φυτοπλαγκτού στις δύο λίμνες σε περασμένες δεκαετίες (Τάφας 1991; Σπαρτινού, 1992). Ωστόσο, θα έχει ενδιαφέρον να διερευνήσει κανείς στο μέλλον τους παράγοντες που δημιουργούν αυτές τις διαφορές στις κατανομές των αβιοτικών και βιοτικών στοιχείων σε δύο γειτονικές, βαθιές λίμνες με περίπου τα ίδια χαρακτηριστικά.

Από την άλλη, είναι πολύ πιθανόν η βαθύτερη κατανομή των ειδών στην Αμβρακία να σχετίζεται και με την επίδραση που ασκεί η πλαγκτοβόρος ιχθυοπανίδα στους ζωοπλαγκτικούς οργανισμούς, η οποία πιθανόν αναγκάζει τα είδη να διαβιούν στα βαθύτερα στρώματα της υδάτινης στήλης, εκεί όπου υπάρχει λιγότερος φωτισμός για την πραγματοποίηση της οπτικής θήρευσης (Neil, 1990; Pasternak et al., 2006), εκμεταλλευόμενα παράλληλα τις χαμηλές συγκεντρώσεις οξυγόνου στα κατώτερα όρια του θερμοκλινούς και σε συνδυασμό πιθανόν με την παρουσία H_2S στη λίμνη (Fry, 1986), συνθήκες που δεν παρατηρούνται στη λίμνη Τριχωνίδα. Τέλος, σύμφωνα με τη βιβλιογραφία (Culver & Brunskill, 1969; Fry, 1986), σε λίμνες θειϊκού τύπου που παρουσιάζουν ανοξικές συνθήκες έχει παρατηρηθεί αυξημένη αφθονία κυρίως των καρκινοειδών στο ανώτερο στρώμα της υποξικής/ανοξικής ζώνης, καθώς εκεί

αναπτύσσονται ευνοϊκές συνθήκες για κάποια βακτήρια τα οποία καταναλώνονται από το ζωοπλαγκτό. Ωστόσο καθώς δεν υπάρχουν σχετικά στοιχεία για τη λίμνη Αμβρακία δεν μπορούν να εξαχθούν συμπεράσματα.

Η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου θεωρείται από τις πιο σημαντικές αβιοτικές παραμέτρους που επηρεάζουν το ζωοπλαγκτό στον κατακόρυφο άξονα των υδάτινων οικοσυστημάτων, δεδομένου ότι οι περισσότεροι από τους ζωοπλαγκτικούς οργανισμούς τείνουν να αποφεύγουν τις υποξικές ή ανοξικές συνθήκες και να περιορίζονται στα καλά οξυγονωμένα στρώματα της υδάτινης στήλης (π.χ. Żurek, 2006; Vanderploeg et al., 2009 και αναφορές εκεί). Ωστόσο στην παρούσα μελέτη, ένας σημαντικός αριθμός ατόμων από όλα τα είδη των καρκινοειδών, τις προνύμφες του *D. blanci* και τα πιο άφθονα είδη τροχοζώων καταγράφθηκαν ακόμη και στο βαθύτερο στρώμα (35-40 m), το οποίο κατά το τέλος της περιόδου της θερμοστρωμάτωσης ήταν ανοξικό. Σε γενικές γραμμές, η ανοχή των ζωοπλαγκτικών οργανισμών των γλυκέων υδάτων στην υποξία είναι λιγότερο μελετημένη και οι γνώσεις για τις δυνατότητες επιβίωσης των οργανισμών σε λίμνες οι οποίες είναι ανοξικές με παρουσία H_2S, είναι σχετικά περιορισμένες (Żurek, 2006). Έχει αναφερθεί, ότι τα μύδια-ζέβρες του γλυκού νερού, όπως το είδος *Dreissena polymorpha*, είναι σε θέση να επιβιώσουν σε βραχυχρόνια έκθεση (<5 ημέρες) σε ανοξικές ή υποξικές συνθήκες (Johnson & McMahon, 1998). Επιπλέον, ορισμένα είδη καρκινοειδών μπορεί να επιβιώσουν σε υποξικές ή ακόμα και σε ανοξικές συνθήκες για ένα μικρό χρονικό διάστημα, καθώς εκμεταλλεύονται αυτές τις ζώνες ως πιθανό καταφύγιο ενάντια στη θήρευση τους από τα ψάρια κατά τη διάρκεια της ημέρας, ενώ μεταναστεύουν προς την επιφάνεια κατά τη διάρκεια της νύχτας (Vanderploeg et al., 2009). Στη λίμνη Τριχωνίδα οι Doulka & Kehayias (2011) έδειξαν ότι τα περισσότερα από τα είδη των καρκινοειδών (που ήταν κοινά και στην Αμβρακία), μαζί με τις προνύμφες του *D. blanci*, παρουσιάζουν διάφορα πρότυπα ημερονύκτιας κατακόρυφης μετανάστευσης (ΗΚΜ), με τη γενική τάση να είναι η άνοδος σε ρηχά βάθη κατά τη διάρκεια της νύχτας. Αν και δεν υπάρχουν πληροφορίες σχετικά με την ΗΚΜ στη λίμνη Αμβρακία, καθώς οι δειγματοληψίες διεξήχθησαν μόνο κατά τις πρωινές ώρες, η ηθολογική αυτή προσαρμογή θα μπορούσε να εξηγήσει την παρουσία των οργανισμών του ζωοπλαγκτού σε τέτοιες αντίξοες συνθήκες κατά τη διάρκεια της ημέρας. Η υιοθέτηση αυτής της συμπεριφοράς, δηλαδή η παρουσία των ειδών στο στρώμα του υπολιμνίου,

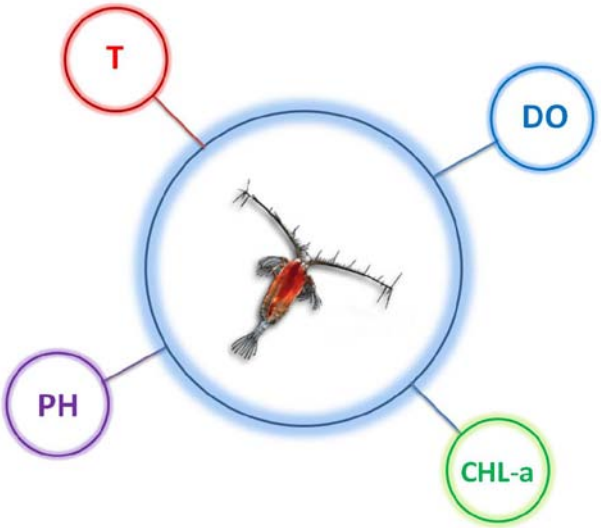
όπου κατά τη θερινή περίοδο επικρατούν ανοξικές/υποξικές συνθήκες, μπορεί να χρησιμοποιείται ως ένας αμυντικός μηχανισμός των οργανισμών προς αποφυγή της θήρευσης τους από την ιχθυοπανίδα (Zaret & Suffern, 1976), καθώς οι ελάχιστες απαιτήσεις σε οξυγόνο των περισσότερων ιχθύων είναι περίπου στα 5 mg/l, ενώ συγκεντρώσεις μικρότερες από αυτό το όριο μπορεί να επηρεάσουν αρνητικά τις βασικές λειτουργίες τους, ή ακόμα και να τα οδηγήσουν σε θάνατο (Chapman & Kimstach, 1996).

Συνδυάζοντας τις παραπάνω πληροφορίες, φαίνεται πως τα ζωοπλαγκτικά είδη στη λίμνη Αμβρακία έχουν υιοθετήσει μια κατακόρυφη θέση που έχει αποδειχθεί ευνοϊκή για την επιβίωσή τους, όπως παρόμοια έχει αναφερθεί από τη Ντούλκα (2010) για τη λίμνη Τριχωνίδα, καθώς τα περισσότερα από αυτά διατήρησαν το ίδιο πρότυπο κατακόρυφης κατανομής και στις δύο δειγματοληπτικές περιόδους, ενώ παράλληλα παράγοντες όπως η αποφυγή της θήρευσης και η μείωση του ενδο- και διαειδικού ανταγωνισμού δείχνουν να ελέγχουν την κατανομή τους. Επιπλέον, παράγοντες όπως η θερμοκρασία, το διαλυμένο οξυγόνο και η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α φαίνεται να καθορίζουν τη θέση των ειδών στην υδάτινη στήλη της λίμνης και η ανάπτυξη του θερμοκλινούς να ασκεί σημαντική επίδραση στον κάθετο διαχωρισμό τους. Ωστόσο γίνεται αντιληπτό από τα παραπάνω, πως περαιτέρω έρευνα σχετικά με τις διατροφικές προτιμήσεις της ιχθυοπανίδας και της επίδρασης που αυτή ασκεί στη ζωοπλαγκτική βιοκοινωνία, η ανοχή των ιχθύων αλλά και των ζωοπλαγκτικών ειδών στις υποξικές/ανοξικές συνθήκες στη λίμνη, καθώς επίσης και η μελέτη της βιοκοινωνίας του φυτοπλαγκτού παράλληλα με τις διατροφικές προτιμήσεις των ειδών του ζωοπλαγκτού, κρίνονται αναγκαίες προκειμένου να στηριχθούν οι παραπάνω υποθέσεις και να αποσαφηνιστούν οι σχέσεις μεταξύ των στοιχείων του βιοτικού αλλά και αβιοτικού περιβάλλοντος στον κατακόρυφο άξονα.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 7ο

Η ΕΠΙΔΡΑΣΗ

ΤΟΥ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ



- **ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ**
  - Λίμνη Αμβρακία
  - Λίμνη Λυσιμαχεία
  - Λίμνη Οζερός
- **ΣΥΖΗΤΗΣΗ**

7.1 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

Τα συνοπτικά αποτελέσματα της συσχέτισης των περιβαλλοντικών παραμέτρων με το ζωοπλαγκτό των λιμνών Αμβρακίας, Λυσιμαχείας και Οζερός παρουσιάζονται στους Πίνακες 7.1, 7.3 και 7.4, αντίστοιχα. Γενικά, ο κοινός παράγοντας που φαίνεται να επηρεάζει τη χωρική και χρονική διακύμανση και κατανομή των περισσότερων ειδών και στα τρία οικοσυστήματα, είναι η θερμοκρασία. Ωστόσο, σε κάθε μια από τις λίμνες παρατηρείται ένας συνδυασμός παραμέτρων που επιδρά στην κατανομή του κάθε είδους ξεχωριστά. Τα αποτελέσματα από την εφαρμογή της ανάλυσης πολλαπλής παλινδρόμησης στις τρεις λίμνες παρουσιάζονται αναλυτικά στη συνέχεια, ενώ για τη λίμνη Αμβρακία παρουσιάζονται επιπλέον και τα αποτελέσματα από την εφαρμογή της CCA ανάλυσης (Σχήμα 7.1).

7.1.1 Λίμνη Αμβρακία

Η εφαρμογή της ανάλυσης πολλαπλής παλινδρόμησης στη λίμνη Αμβρακία, έδειξε ότι μεταξύ των περιβαλλοντικών παραμέτρων που φαίνεται να έχουν τη σημαντικότερη επίδραση στη χωρική και χρονική κατανομή των περισσότερων ζωοπλαγκτικών ειδών, είναι η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α και του διαλυμένου οξυγόνου, η στάθμη και η διαφάνεια του νερού καθώς επίσης και η θερμοκρασία (Πίνακας 7.1).

Η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α βρέθηκε να είναι η πιο σημαντική παράμετρος για το σύνολο της ζωοπλαγκτικής αφθονίας και ειδικά για τη βιοκοινωνία των τροχοζώων, επηρεάζοντας περισσότερο το είδος *Kellicottia longispina* και τα άτομα του γένους *Hexarthra*. Σημαντική ήταν επίσης η επίδρασή της και στην αφθονία του κυκλοποειδούς κωπηπόδου *Macrocyclops albidus* και του κλαδοκεραιωτού *Ceriodaphnia pulchella*.

Όσον αφορά στη συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου, αυτή φάνηκε να έχει σημαντική επίδραση στο σύνολο των κωπηπόδων, ειδικά για το καλανοειδές *Eudiaptomus drieschi* και το αναπτυξιακό στάδιο των ναυπλίων, ενώ παράλληλα

σημαντικό ρόλο είχε και στην κατανομή του τροχόζωου *Asplanchna priodonta*, όπως επίσης και στην ομάδα των κλαδοκεραιωτών.

Η θερμοκρασία επηρέασε ως επί το πλείστον τα τροχόζωα *Collotheca* sp., *Polyarthra* sp. και *Trichocerca similis*, καθώς επίσης το κλαδοκεραιωτό *Diaphanosoma orghidani* και τις προνύμφες του δίθυρου μαλακίου *Dreissena blanci*.

Σχετικά με την επίδραση της στάθμης του νερού, υπήρξε αρνητική συσχέτιση με αρκετά είδη, επηρεάζοντας περισσότερο την κατανομή του τροχοζώου *Filinia longiseta* και του κλαδοκεραιωτού *Bosmina longirostris*. Αντίθετα, η διαφάνεια του νερού βρέθηκε να έχει θετική συσχέτιση με πολλά ζωοπλαγκτικά είδη και κυρίως τα τροχόζωα του γένους *Keratella* και το *Pompholyx sulcata*.

Το pH ήταν σημαντική παράμετρος για τα είδη *Conochilus unicornis* και *Daphnia cucullata* καθώς βρέθηκαν να συσχετίζονται με αυτό θετικά, ενώ αρνητική ήταν η επίδρασή του στην κατανομή των κωπηπόδων του είδους *Thermocyclops dybowskii*.

Τέλος, όσον αφορά στις συγκεντρώσεις των νιτρικών, νιτρωδών, αμμωνιακών και ορθοφωσφορικών ιόντων, παρατηρήθηκε να έχουν πάντα αρνητική επίδραση στα είδη με τα οποία συσχετίστηκαν, ενώ η συγκέντρωση των πυριτικών ιόντων έδειξε θετική συσχέτιση με τα τροχόζωα *Hexarthra* sp. και *Kellicottia longispina*.

Πίνακας 7.1 Αποτελέσματα της ανάλυσης πολλαπλής παλινδρόμησης μεταξύ των περιβαλλοντικών παραμέτρων (T: θερμοκρασία, DO: συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου, pH: ενεργός οξύτητα, Cond: αγωγιμότητα, Trans: διαφάνεια νερού, MaxD: μέγιστο βάθος (ή στάθμη νερού) και συγκεντρώσεις Chl-a: χλωροφύλλης-α, NO_3: νιτρικών, NO_2: νιτρωδών, NH_3: αμμωνιακών, PO_4: ορθοφωσφορικών και SiO_2: πυριτικών ιόντων) και των ζωοπλαγκτικών ειδών/ομάδων στη λίμνη Αμβρακία.

	Περιβαλλοντικές παράμετροι													
Είδη / Ομάδες	**T**	**DO**	**pH**	**Cond**	**Trans**	**MaxD**	**Chl-a**	**NO_3**	**NO_2**	**NH_3**	**PO_4**	**SiO_2**	**(r^2)**	**(d.f.)**
Asplanchna priodonta		0,27**		0,25**									0,122	141
Collotheca sp.	0,68**	-0,38**				0,45**					-0,31**		0,485	139
Conochilus unicornis			0,39**	-0,31**									0,223	141
Filinia longiseta						-0,26**				-0,22**			0,128	141
Hexartha sp.					0,39**	-0,16*	0,47**					0,21**	0,356	139
Kellicottia longispina	0,29**				0,17**		0,68**		-0,22**			0,35**	0,534	138
Keratella sp.					0,49**	-0,19**	0,39**						0,382	140
Polyarthra sp.	0,41**				0,36**								0,326	141
Pompholyx sulcata					0,34**	-0,26**	0,24**		-0,19*				0,297	139
Trichocerca similis	0,25**					0,19*							0,078	141
Σύνολο Τροχοζώων	0,48**			-0,18*	0,20**		0,49**		-0,25**				0,474	138
Eudiaptomus drieschi		0,35**		-0,19**			0,34**	-0,16*					0,529	139
Macrocyclops albidus			0,18**	-0,21**	0,30**		0,50**		-0,20**				0,428	138
Thermocyclops dybowskii		0,31**	-0,51**										0,141	141
Ναύπλιοι		0,31**					0,17*			-0,15*	-0,18*		0,358	139
Σύνολο Κωπηπόδων		0,34**		-0,18**			0,27**	-0,14*			-0,16*		0,542	138
Bosmina longirostris		0,22**			-0,17*	-0,24**							0,110	140
Ceriodaphnia pulchella	0,23**				0,22**	0,25**	0,38**		-0,24**				0,267	138
Daphnia cucullata			0,34**	-0,27**			0,30**						0,344	140
Diaphanosoma orghidani	0,58**				0,17*	0,19**	0,15*						0,402	138
Σύνολο Κλαδοκεραιωτών	0,29**	0,34**					0,18*	-0,17*					0,450	139
Dreissena blanci	0,62**				0,23**	0,53**	0,27**		-0,18**				0,591	138
Συνολικό Ζωοπλαγκτό	0,23**	0,24**					0,34**	-0,16*		-0,20**			0,578	138

(*p<0,05 και **p<0,01)

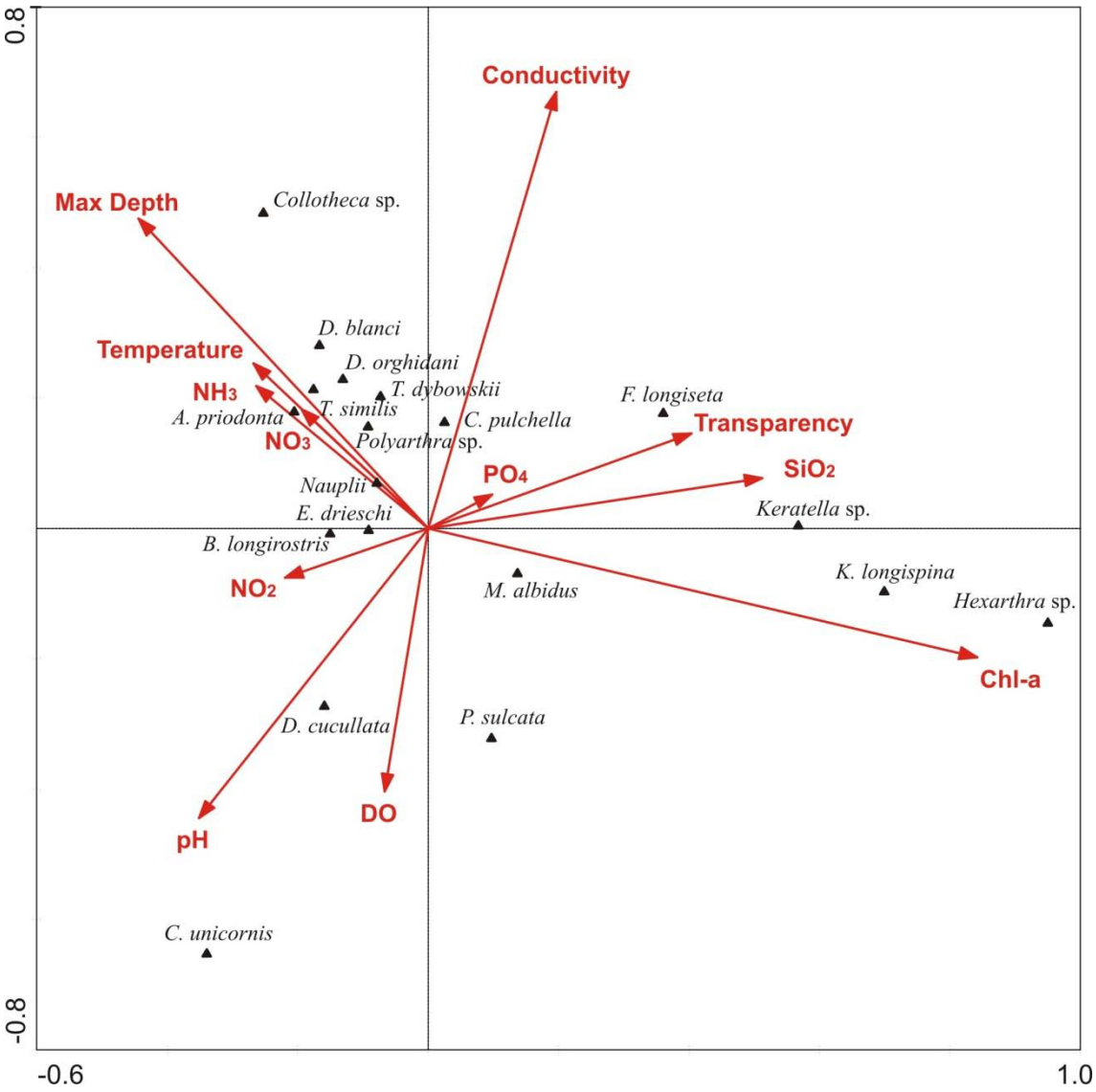
Η γραφική απεικόνιση της συσχέτισης των περιβαλλοντικών παραμέτρων με την αφθονία των ζωοπλαγκτικών ειδών από την εφαρμογή της CCA ανάλυσης για τις δυο δειγματοληπτικές περιόδους στη λίμνη Αμβρακία, δίνεται στο Σχήμα 7.1. Σύμφωνα με τα αριθμητικά αποτελέσματα της CCA ανάλυσης τα οποία παρουσιάζονται στον Πίνακα 7.2, οι άξονες 1 και 2 ερμηνεύουν το 46 % και 35 %, αντίστοιχα της εξηγούμενης μεταβολής. Μεταξύ των περιβαλλοντικών μεταβλητών, τη μικρότερη επίδραση φάνηκε να έχουν οι συγκεντρώσεις των θρεπτικών στοιχείων, ενώ η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α φάνηκε να είναι ο σημαντικότερος παράγοντας που επηρεάζει τη βιοκοινωνία του ζωοπλαγκτού στη λίμνη, όπως παρόμοια έδειξε για αρκετά από τα επιμέρους είδη και η ανάλυση της πολλαπλής παλινδρόμησης .

Πίνακας 7.2 Αποτελέσματα από την εφαρμογή της CCA ανάλυσης στη λίμνη Αμβρακία. Συσχέτιση των περιβαλλοντικών παραμέτρων με τους δυο πρώτους άξονες.

Περιβαλλοντικές παράμετροι	**Άξονας 1**	**Άξονας 2**
Θερμοκρασία (Temperature)	-0,24	0,19
Ενεργός οξύτητα (pH)	-0,32	-0,34
Αγωγιμότητα (Conductivity)	0,17	0,51
Διαλυμένο Οξυγόνο (DO)	-0,06	-0,31
NO_3	-0,17	0,14
NO_2	-0,19	-0,06
NH_3	-0,24	0,17
SiO_2	0,46	0,06
PO_4	0,08	0,04
Χλωροφύλλη-α (CHL-a)	0,76	-0,15
Διαφάνεια νερού (Transparency)	0,36	0,11
Στάθμη νερού ή Μέγιστο Βάθος (Max Depth)	-0,40	0,36
Eigenvalues	0,46	0,35
Species-environment correlations	0,90	0,77
Cumulative percentage variance of species data	17,9	31,4
Cumulative percentage variance of species-environment relation	40,9	71,7
Sum of all eigenvalues	2,56	
Sum of all canonical eigenvalues	1,12	
Total inertia	2,56	

Όπως φαίνεται και από το Σχήμα 7.1, η αγωγιμότητα, η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α, το pH και το μέγιστο βάθος εμφανίζουν τα μεγαλύτερα βέλη, γεγονός που σημαίνει πως αυτές οι μεταβλητές συσχετίζονται ισχυρότερα με τους άξονες

κατάταξης. Κατά μήκος του πρώτου άξονα, η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α, το μέγιστο βάθος και η διαφάνεια του νερού ερμηνεύουν το 76 %, 40 % και 36 % της χωρικής και χρονικής διακύμανσης των ειδών αντίστοιχα, ενώ κατά μήκος του δεύτερου άξονα, η αγωγιμότητα, το μέγιστο βάθος, το pH και η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου ερμηνεύουν το 51 %, 36 %, 34 % και 31 %, αντίστοιχα (Πίνακας 7.2).



Σχήμα 7.1 Αποτελέσματα από την εφαρμογή της CCA ανάλυσης για τη συσχέτιση μεταξύ των περιβαλλοντικών παραμέτρων και των κυριότερων ζωοπλαγκτικών ειδών στη λίμνη Αμβρακία.

Από την CCA ανάλυση, η οποία μας επιτρέπει να διακρίνουμε ομαδοποιήσεις ειδών σε σχέση με τους αβιοτικούς παράγοντες που τα επηρεάζουν, διαπιστώνεται ότι τα περισσότερα είδη βρίσκονται κοντά στην αρχή των αξόνων (Σχήμα 7.1). Το γεγονός αυτό υποδηλώνει μικρή επίδραση από αβιοτικούς παράγοντες, από τους οποίους ξεχωρίζει η θερμοκρασία και το μέγιστο βάθος. Το είδος *K. longispina*, και τα γένη *Hexarthra* και *Keratella* δημιουργούν μία ξεχωριστή ομάδα οργανισμών που φαίνεται να επηρεάζονται από τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α και των πυριτικών ιόντων. Αντίθετα, το είδος *C. unicornis* φαίνεται να ξεχωρίζει από τα υπόλοιπα είδη και επηρεάζεται θετικά από το pH και αρνητικά από την αγωγιμότητα, καθώς τοποθετείται ακριβώς απέναντι από αυτή την παράμετρο (Σχήμα 7.1). Επίσης, αρκετά απομονωμένο είναι και το γένος *Collotheca*, το οποίο φαίνεται να επηρεάζεται θετικά από το μέγιστο βάθος, τη θερμοκρασία αλλά και την αγωγιμότητα, ενώ αρνητικά από τη συγκέντρωση του οξυγόνου. Τέλος, αρκετά απομακρυσμένα από την αρχή των αξόνων βρίσκονται τα είδη *D. cucullata* και *P. sulcata*, από τα οποία το πρώτο δείχνει να σχετίζεται κυρίως με το pH, ενώ το δεύτερο με τη συγκέντρωση οξυγόνου (Σχήμα 7.1).

7.1.2 Λίμνη Λυσιμαχεία

Η εφαρμογή της ανάλυσης πολλαπλής παλινδρόμησης για τη διερεύνηση της επίδρασης των περιβαλλοντικών παραμέτρων στο ζωοπλαγκτό της λίμνης Λυσιμαχείας έδειξε πως η θερμοκρασία παίζει τον κυρίαρχο ρόλο στις διακυμάνσεις του συνόλου της ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας, καθώς επίσης και σε πολλά από τα επιμέρους είδη (Πίνακας 7.3).

Αναλυτικότερα, η επίδραση της θερμοκρασίας βρέθηκε να είναι η πιο σημαντική παράμετρος για το σύνολο των τροχοζώων και κυρίως για το γένος *Hexarthra*, αλλά και τα είδη *Keratella cochlearis* και *T. similis*. Σημαντική είναι και η επίδρασή της στο σύνολο των κλαδοκεραιωτών και ιδιαίτερα στα είδη *D. orghidani* και *B. longirostris*.

Όσον αφορά στη συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου, αυτή φάνηκε να έχει αρνητική επίδραση μόνο στην παρουσία των τροχοζώων *A. priodonta* και *Filinia opoliensis*.

Η τιμή του pH δείχνει να είναι καθοριστική για την κατανομή του καλανοειδούς κωπηπόδου *E. drieschi* καθώς επίσης και για τα τροχόζωα *Filinia longiseta* και *Synchaeta* sp., ενώ αρνητική επίδραση βρέθηκε να έχει στην κατανομή των κυκλοποειδών κωπηπόδων *M. albidus.*

Για το σύνολο της ομάδας των κωπηπόδων φαίνεται πως η τιμή της αγωγιμότητας παίζει κάποιο ρόλο, όχι όμως τόσο σημαντικό, ενώ οι συγκεντρώσεις των αμμωνιακών και ορθοφωσφορικών ιόντων σχετίζονται με την παρουσία των κωπηπόδων *M. albidus* και *E. drieschi*, αντίστοιχα.

Η συγκέντρωση των πυριτικών ιόντων φαίνεται επίσης να επιδρά σε διάφορα είδη τροχοζώων και κυρίως στο είδος *C. unicornis*, ενώ μικρότερη επίδραση βρέθηκε να έχει στο κλαδοκεραιωτό *Moina micrura*.

Τέλος, η συγκέντρωση του ολικού φωσφόρου στο νερό φάνηκε να είναι η πιο σημαντική παράμετρος στην κατανομή των ατόμων του γένους *Polyarthra*.

Πίνακας 7.3 Αποτελέσματα της ανάλυσης πολλαπλής παλινδρόμησης μεταξύ των περιβαλλοντικών παραμέτρων (T: θερμοκρασία, DO: συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου, pH: ενεργός οξύτητα, Cond: αγωγιμότητα, και συγκεντρώσεις TP: ολικού φωσφόρου, NH_3: αμμωνιακών, PO_4: ορθοφωσφορικών και SiO_2: πυριτικών ιόντων) και των ζωοπλαγκτικών ειδών/ομάδων στη λίμνη Λυσιμαχεία.

	Περιβαλλοντικές παράμετροι									
Είδη / Ομάδες	**T**	**DO**	**pH**	**Cond**	**NH_3**	**PO_4**	**SiO_2**	**TP**	**(r^2)**	**(d.f.)**
Asplanchna priodonta		-0,751**							0,565	10
Conochilus unicornis				0,528*			-0,749**		0,597	9
Filinia opoliensis		-0,627**					0,562**		0,943	8
Filinia longiseta			0,743**						0,553	10
Hexarthra sp.	0,883**								0,779	10
Keratella cochlearis	0,747**						-0,656**		0,777	9
Polyarthra sp.								0,856**	0,732	10
Synchaeta sp.			0,682**				0,569**		0,741	9
Trichocerca similis	0,832**								0,692	10
Σύνολο Τροχοζώων	0,909**								0,827	10
Eudiaptomus drieschi			1,006**			0,598**			0,658	9
Macrocyclops albidus			-0,584**		0,491**				0,824	9
Σύνολο Κωπηπόδων				0,651*					0,424	10
Moina micrura				0,528*			0,533*		0,735	9
Bosmina longirostris	0,919**								0,845	10
Diaphanosoma orghidani	0,940**								0,833	10
Σύνολο Κλαδοκεραιωτών	0,957**								0,915	10
Συνολικό Ζωοπλαγκτό	0,946**								0,894	10

(*p<0,05 και **p<0,01)

7.1.3 Λίμνη Οζερός

Στη λίμνη Οζερός, η εφαρμογή της ανάλυσης πολλαπλής παλινδρόμησης για τη διερεύνηση της επίδρασης των περιβαλλοντικών παραμέτρων στην παρουσία των ζωοπλαγκτικών ειδών της λίμνης, έδειξε πως ο κύριος παράγοντας που επηρεάζει τη συνολική αφθονία του ζωοπλαγκτού είναι η θερμοκρασία (Πίνακας 7.4).

Συγκεκριμένα, η επίδραση της θερμοκρασίας φαίνεται να έχει καθοριστικό ρόλο στο σύνολο των τροχοζώων και κυρίως στα άτομα του γένους *Synchaeta*, καθώς επίσης και στο σύνολο των κλαδοκεραιωτών και ιδιαίτερα στο είδος *D. orghidani*. Παράλληλα, ισχυρή συσχέτιση υπήρξε και με την παρουσία των προνυμφών του είδους *D. blanci*.

Όσον αφορά στη συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου, αυτή βρέθηκε να έχει αρνητική επίδραση στην κατανομή των τροχοζώων *A. priodonta* και *Polyarthra* sp., ενώ σημαντική φαίνεται να είναι η τιμή του pH για την παρουσία κυρίως του κλαδοκεραιωτού *B. longirostris* και σε μικρότερο βαθμό για την παρουσία του τροχοζώου *C. unicornis*.

Σχετικά με την επίδραση της αγωγιμότητας, η τιμή της φαίνεται να παίζει καθοριστικό ρόλο για τα τροχόζωα *Hexarthra* sp. και *T. similis.*

Τέλος, η συγκέντρωση των νιτρικών ιόντων έχει αρνητική επίδραση στην κατανομή του τροχοζώου *F. longiseta*, ενώ η συγκέντρωση των νιτρωδών ιόντων επιδρά κυρίως στην κατανομή του κλαδοκεραιωτού *Daphnia cucullata* και σε μικρότερο βαθμό στην κατανομή του τροχόζωου *Keratella quadrata*. Η συγκέντρωση των ορθοφωσφορικών ιόντων έδειξε ισχυρή αρνητική συσχέτιση με το σύνολο της ομάδας των κωπηπόδων και συγκεκριμένα με τους ναύπλιους.

Πίνακας 7.4 Αποτελέσματα της πολλαπλής παλινδρόμησης μεταξύ των περιβαλλοντικών παραμέτρων (Trans: διαφάνεια νερού, T: θερμοκρασία, DO: συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου, pH: ενεργός οξύτητα, Cond: αγωγιμότητα, και συγκεντρώσεις Chl-a: χλωροφύλλης-α, NO_3: νιτρικών, NO_2: νιτρωδών, PO_4: ορθοφωσφορικών και SiO_2: πυριτικών ιόντων) και των ζωοπλαγκτικών ειδών/ομάδων στη λίμνη Οζερός.

	Περιβαλλοντικές παράμετροι											
Είδη / Ομάδες	**Trans**	**T**	**DO**	**pH**	**Cond**	**NO_3**	**NO_2**	**PO_4**	**SiO_2**	**Chl-a**	**(r^2)**	**(d.f.)**
Asplanchna priodonta			-0,641*								0,411	10
Conochilus unicornis				0,595*							0,353	10
Filinia longiseta						-0,718**					0,515	10
Hexarthra sp.	0,580**				0,688**					-0,394*	0,831	8
Keratella quadrata							0,683*				0,467	10
Polyarthra sp.			-0,699*								0,488	10
Synchaeta sp.		1,659**			-1,242**				0,186*	0,518**	0,972	7
Trichocerca similis					0,731**						0,535	10
Σύνολο Τροχοζώων		0,663**									0,439	10
Ναύπλιοι				0,599**				-0,928**		-0,352*	0,930	8
Σύνολο Κωπηπόδων				0,465*				-0,774**			0,760	9
Bosmina longirostris				0,895**							0,802	10
Daphnia cucullata				0,441*			0,815**				0,715	9
Diaphanosoma orghidani		0,895**									0,801	10
Σύνολο Κλαδοκεραιωτών		0,885**									0,783	10
Dreissena blanci		1,009**		-0,404**							0,907	9
Συνολικό Ζωοπλαγκτό		0,928**						-0,489*			0,767	9

(*p<0,05 και **p<0,01)

7.2 ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Σχετικά με την επίδραση του περιβάλλοντος υπάρχει ένα πλήθος μελετών που δείχνουν τη σημασία των φυσικών και χημικών παραμέτρων στη δομή και δυναμική των ζωοπλαγκτικών βιοκοινωνιών σε διάφορες λίμνες, χωρίς ωστόσο να υπάρχει πάντα συμφωνία, γεγονός που οφείλεται κατά κύριο λόγω στην ποικιλομορφία των λιμναίων οικοσυστημάτων (π.χ. Blouin, 1989; Geraldes & Boavida, 2004; Abrantes et al., 2006; Dar et al., 2009).

Η θερμοκρασία θεωρείται ένας από τους βασικότερους περιβαλλοντικούς παράγοντες που επηρεάζει πολλές πτυχές της βιολογίας και της οικολογίας των ζωοπλαγκτικών οργανισμών (Wetzel, 2001). Στην παρούσα μελέτη είχε σημαντικό ρόλο στα περισσότερα είδη των τροχοζώων και των κλαδοκεραιωτών. Η διακύμανση της θερμοκρασίας είναι σημαντική καθώς επηρεάζει το μεταβολικό ρυθμό, όπως και την εμφάνιση και την κατανομή των κλαδοκεραιωτών (Moore et al., 1996; Huber et al., 2010 και αναφορές εκεί), παρότι η ποιότητα και η ποσότητα της διαθέσιμης τροφής είναι επίσης καθοριστικοί παράγοντες για την πυκνότητα και τη βιομάζα αυτών των οργανισμών (Abrantes et al., 2006). Επιπλέον, η ισχυρή επίδραση της θερμοκρασίας σε είδη τροχοζώων έχει αποδειχθεί από διάφορους συγγραφείς (Hoffmann, 1977; Akbulut et al., 2008; Devetter, 1998; 2011), ενώ σημαντική ήταν η επίδρασή της και στην εποχική διακύμανση των προνυμφών *Dreissena blanci*, όπως παρόμοια έχει βρεθεί σε άλλες μεσογειακές λίμνες (Michaloudi et al., 1997; Doulka & Kehayias, 2008; Kehayias et al., 2008), καθώς και σε λίμνες της βόρειας Ευρώπης για το συγγενικό είδος *D. polymorpha* (Stańczykowska & Lewandowski, 1993). Πράγματι, η επίδραση της θερμοκρασίας στο γένος *Dreissena* θεωρείται ουσιώδης, καθώς ελέγχει το χρόνο παραμονής των προνυμφών στο πλαγκτό και επηρεάζει την ανάπτυξη των ενήλικων ατόμων (Sprung, 1993; Karatayev et al., 2006), ενώ παράλληλα η επίδρασή της μπορεί να είναι και έμμεση, καθώς συνδέεται με την αύξηση της διαθέσιμης τροφής (Mantecca et al., 2003).

Σε συμφωνία με τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας, οι Doulka & Kehayias (2008) ανέφεραν ότι ο κύριος παράγοντας που επηρεάζει την ομάδα των κωπηπόδων

στη λίμνη Τριχωνίδα ήταν η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου, ειδικά για το καλανοειδές *Eudiaptomus drieschi* και τους ναύπλιους. Η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου, όπως αναφέρθηκε και νωρίτερα (βλ. Κεφ. 6), θεωρείται από τις πιο σημαντικές αβιοτικές παραμέτρους που επηρεάζουν την κατανομή του ζωοπλαγκτού στον κατακόρυφο άξονα των υδάτινων οικοσυστημάτων, ενώ φαίνεται επίσης ότι επηρεάζει την εποχική διακύμανση και την κατανομή του ζωοπλαγκτού, όπως στην περίπτωση της λίμνης Αμβρακίας. Η θερμοκρασία και η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου μπορεί να συνιστούν τις βασικότερες αβιοτικές παραμέτρους που επηρεάζουν τις ζωοπλαγκτικές βιοκοινωνίες, όμως πολύ σημαντικές είναι και άλλες περιβαλλοντικές παράμετροι που επηρεάζουν τη διαθεσιμότητα της τροφής, αλλά και οικολογικές αλληλεπιδράσεις όπως ο ανταγωνισμός και η θήρευση (Wetzel, 2001).

Η θετική συσχέτιση των τιμών του pH με τα είδη των κωπηπόδων και τους ναύπλιους, καθώς και με τα κλαδοκεραιωτά *Bosmina longirostris* και *Daphnia cucullata* κυρίως στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός, θα μπορούσε πιθανόν να συνδέεται με την ύπαρξη βέλτιστων συνθηκών στις λίμνες, αφού η τιμή του pH επηρεάζεται τόσο από διάφορες φυσικοχημικές παραμέτρους, όσο και από τη βιολογική δραστηριότητα. Έτσι, σε πολλές περιπτώσεις οι υψηλές τιμές pH συνδέονται με έντονη φωτοσυνθετική δραστηριότητα και επομένως με την ύπαρξη τροφής για τους φυτοφάγους οργανισμούς του ζωοπλαγκτού.

Η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α φαίνεται να είναι μία από τις παραμέτρους που επηρεάζουν σημαντικά όλες τις ομάδες του ζωοπλαγκτού στη λίμνη Αμβρακία. Αυτό θα μπορούσε να εξηγηθεί λαμβάνοντας υπόψη ότι τα περισσότερα από τα είδη των τροχοζώων, καθώς και τα κλαδοκεραιωτών, οι προνύμφες του *D. blanci* και το καλανοειδές *E. drieschi*, εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από το φυτοπλαγκτό για τις ενεργειακές τους απαιτήσεις. Η ανάλυση της πολλαπλής παλινδρόμησης έδειξε ότι οι σημαντικότερες συσχετίσεις ήταν μεταξύ της συγκέντρωσης της χλωροφύλλη-α και της αφθονίας των τροχοζώων. Πολλοί συγγραφείς έχουν δείξει ότι η διαθεσιμότητα της τροφής έχει σημαντικό ρόλο στη βιοκοινωνία των τροχοζώων (Devetter, 1998; Wang et al., 2010), και παρόλο που πολλά είδη ζωοπλαγκτού φαίνεται να εξαρτώνται από την αυξημένη διαθεσιμότητα τροφής, τα τροχόζωα ανταποκρίνονται αναλογικά περισσότερο από τα καρκινοειδή, καθώς τα ευμεγέθη ζωοπλαγκτικά είδη περιορίζονται από τη θηρευτική πίεση (Beaver & Havens, 1996). Επίσης, οι προνύμφες του *D. blanci*

ως αποκλειστικά φυτοφάγοι οργανισμοί φαίνεται να επηρεάζονται από την αφθονία του φυτοπλαγκτού, όπως αυτή αντιπροσωπεύεται από τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α. Ωστόσο, αρκετές μελέτες δείχνουν ότι η ποιότητα της τροφής και όχι η ποσότητα, αποτελεί το σημαντικότερο παράγοντα για την ανάπτυξη και την αναπαραγωγή του συγγενικού είδους *Dreissena polymorpha* (Stoeckmann & Garton, 2001). Βεβαίως, τα δεδομένα σχετικά με τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α από την παρούσα εργασία παρέχουν μόνο κάποιες ενδείξεις σχετικά με τη βιομάζα των φυκών και κατά συνέπεια της πρωτογενούς παραγωγικότητας, αλλά καμία πληροφορία σχετικά με την ποιοτική σύνθεση του φυτοπλαγκτού της λίμνης. Κατά συνέπεια, η πλήρης αποκρυπτογράφηση των αλληλεπιδράσεων μεταξύ φυτοπλαγκτού και ζωοπλαγκτού απαιτεί διεξοδική μελέτη τόσο της σύνθεσης και της χωρικής και χρονικής διακύμανσής τους, όσο και τη διερεύνηση των τροφικών επιλογών και προτιμήσεων των φυτοφάγων ειδών του ζωοπλαγκτού.

Η αγωγιμότητα ήταν μεταξύ των σημαντικότερων περιβαλλοντικών μεταβλητών που βρέθηκε να επηρεάζει το ζωοπλαγκτό στη λίμνη Αμβρακία, όπως παρόμοια έχει αναφερθεί από άλλους συγγραφείς σε άλλες λίμνες (Stanková et al., 2010; Bielánska - Grajner & Gladysz, 2011). Η επίδραση της αγωγιμότητας στα ζωοπλαγκτικά είδη των λιμνών καρστικού γύψου είναι πιθανόν το αποτέλεσμα της υψηλής συγκέντρωσης των θειικών ιόντων στο νερό. Όπως επισημαίνεται από τον Soucek (2007), τα θειικά ιόντα μειώνουν τη διηθητική ικανότητα του κλαδοκεραιωτού *Ceriodaphnia dubia* (Richard 1894) και συμβάλλουν σε βραδύτερους ρυθμούς ανάπτυξης, σε αντίθεση με πληθυσμούς που δεν εκτέθηκαν σε συγκεντρώσεις θειϊκών ιόντων. Τα παραπάνω θα μπορούσαν πιθανόν να εξηγήσουν την αρνητική συσχέτιση της αγωγιμότητας με το κλαδοκεραιωτό *D. cucullata* καθώς επίσης και με τα κωπήποδα *E. drieschi* και *M. albidus*, ωστόσο αυτό απαιτεί διεξοδικότερη διερεύνηση.

Η στάθμη του νερού της λίμνης Αμβρακίας (μετρούμενη ως μέγιστο βάθος στο σταθμό Α), φάνηκε να επηρεάζει ένα μεγάλο αριθμό ειδών και κυρίως τις προνύμφες του δίθυρου μαλακίου *D. blanci*. Ουσιαστικά, η μείωση της αφθονίας των προνυμφών του *D. blanci* κατά το δεύτερο έτος μελέτης στη λίμνη θα μπορούσε να ήταν μια από τις άμεσες επιδράσεις της μείωσης της στάθμης του νερού. Όπως αναφέρθηκε ήδη στο Κεφάλαιο 5, η πτώση της στάθμης του νερού τη δεύτερη χρονιά άφησε ακάλυπτη μια εκτεταμένη περιοχή του πυθμένα της λίμνης, περιορίζοντας έτσι τις περιοχές

εγκατάστασης των ενηλίκων δίθυρων μαλακίων, με τελική συνέπεια τη μείωση του αναπαραγωγικού δυναμικού του πληθυσμού.

Οι συσχετίσεις των θρεπτικών στοιχείων και πυριτικών ιόντων με διάφορα ζωοπλαγκτικά είδη θα μπορούσε να εξηγηθεί λαμβάνοντας υπόψη μερικές έμμεσες επιδράσεις. Στη λίμνη Αμβρακία, πολλά είδη τα οποία συσχετίστηκαν αρνητικά με τις συγκεντρώσεις των θρεπτικών στοιχείων, παρουσίασαν από την άλλη θετική συσχέτιση με τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α. Επίσης, στη λίμνη Οζερός υπήρξε αρνητική συσχέτιση των κωπηπόδων και ναυπλίων με τη συγκέντρωση των ορθοφωσφορικών ιόντων. Τα παραπάνω δείχνουν ότι σε κάποιες περιπτώσεις τα είδη παρουσιάζουν αυξημένη αφθονία σε χρονικές περιόδους όπου παρατηρείται εξάντληση των θρεπτικών στοιχείων καθώς αυτά χρησιμοποιούνται από το φυτοπλαγκτό, το οποίο την ίδια στιγμή δείχνει αυξημένη πυκνότητα. Αυτή είναι πιθανόν άλλη μία ένδειξη για την έμμεση επίδραση του φυτοπλαγκτού στη διακύμανση των διαφόρων ζωοπλαγκτικών ειδών. Η συσχέτιση των πυριτικών ιόντων με διάφορα ζωοπλαγκτικά είδη, ιδιαίτερα στη λίμνη Λυσιμαχεία, θα μπορούσε επίσης να σχετίζεται με τις διατροφικές προτιμήσεις των ειδών. Η συγκέντρωση του διοξειδίου του πυριτίου στα συστήματα γλυκέων υδάτων είναι αυτή που ελέγχει την εμφάνιση των Διατόμων. Μια μείωση στις συγκεντρώσεις του διοξειδίου του πυριτίου οδηγεί σε μείωση του πληθυσμού των Διατόμων, η οποία με τη σειρά της επηρεάζει έμμεσα την πυκνότητα του ζωοπλαγκτού (Wetzel 2001). Οι Overbeck et al. (1982) και Danielidis et al. (1996) ανέφεραν υψηλή αφθονία των Διατόμων στις λίμνες Λυσιμαχεία και Αμβρακία, αντίστοιχα, ωστόσο, όπως προαναφέρθηκε, περισσότερες πληροφορίες σχετικά με τη διακύμανση του φυτοπλαγκτού, καθώς και για τη διατροφή των ζωοπλαγκτικών ειδών είναι απαραίτητες για την αξιολόγηση αυτών των συσχετισμών.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 8ο

ΣΥΝΟΨΗ

ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ



- Το αβιοτικό περιβάλλον
- Το ζωοπλαγκτό
- Προτάσεις μελλοντικής έρευνας
- Επίλογος

8. ΣΥΝΟΨΗ – ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Η παρούσα διδακτορική διατριβή εστιάστηκε στη μελέτη των σημαντικότερων οικολογικών και βιολογικών παραμέτρων του ζωοπλαγκτού, δεδομένης της μεγάλης σημασίας του και της έλλειψης πληροφόρησης για τα οικοσυστήματα των λιμνών Αμβρακίας, Λυσιμαχείας και Οζερός. Η μελέτη αυτή αποτελεί μέρος μιας ευρύτερης προσπάθειας συνολικής διερεύνησης των λιμναίων οικοσυστημάτων στη Δυτική Στερεά Ελλάδα με κεντρικό αντικείμενο το ζωοπλαγκτό, που μαζί με τις πρόσφατες μελέτες της Ντούλκα (2010) για τη λίμνη Τριχωνίδα και των Kehayias et al. (2008) για την τεχνητή λίμνη Στράτου, συμπληρώνει την πληροφόρησή μας για τα μέχρι στιγμής «άγνωστα» αυτά οικοσυστήματα, όσον αφορά στις ζωοπλαγκτικές βιοκοινωνίες και στο ρόλο που αυτές διαδραματίζουν. Παράλληλα, η καταγραφή των φυσικοχημικών χαρακτηριστικών των υδάτων που διεξήχθη επικουρικά με τη μελέτη του ζωοπλαγκτού, παρέχει την πιο πρόσφατη πληροφορία σχετικά με την τροφική κατάσταση αυτών των λιμνών. Στη συνέχεια παρατίθενται τα σημαντικότερα συμπεράσματα που προέκυψαν από την παρούσα έρευνα.

8.1 Το αβιοτικό περιβάλλον

Ένα χαρακτηριστικό που παρατηρήθηκε και στις τρεις λίμνες ήταν η απουσία οριζόντιων διαφορών στις παραμέτρους της διαφάνειας, της θερμοκρασίας, του διαλυμένου οξυγόνου, του pH και της αγωγιμότητας, γεγονός που οφείλεται μάλλον στη μικρή έκταση των λιμνών και στην οριζόντια κυκλοφορία των υδάτων τους.

8.1.1 Λίμνη Αμβρακία

- Η Αμβρακία είναι μία θερμή μονομικτική λίμνη, με παρατεταμένη θερινή στρωμάτωση και χειμερινή αναστροφή από τα τέλη Νοεμβρίου μέχρι το Μάρτιο. Η ανάπτυξη του θερμοκλινούς εκτείνεται κυρίως από το βάθος των 10 m και φθάνει έως και τα 20 m στο τέλος της περιόδου θερμοστρωμάτωσης.

- Κύριο χαρακτηριστικό της λίμνης είναι η υψηλή αγωγιμότητα, η οποία οφείλεται στις υψηλές συγκεντρώσεις ιόντων ασβεστίου και θειϊκών, εξαιτίας της παρουσίας γύψου και ασβεστολιθικών πετρωμάτων στο υπόστρωμά της.

- Στον κατακόρυφο άξονα της υδάτινης στήλης παρατηρήθηκε ανάπτυξη υποξικών/ανοξικών συνθηκών μόνο κατά την περίοδο της στρωμάτωσης. Το φαινόμενο συνοδεύεται από την παρουσία H_2S, λόγω των διεργασιών αποδόμησης της οργανικής ύλης, αλλά και της ύπαρξης γύψου στο καρστικό περιβάλλον της λιμναίας λεκάνης. Αν και η ανοξία είναι σύνηθες φαινόμενο εύτροφων οικοσυστημάτων, στην περίπτωση της λίμνης Αμβρακίας οι ανοξικές συνθήκες είναι αποτέλεσμα του μεγάλου βάθους της και της παρατεταμένης θερμοστρωμάτωσης, και όχι της τροφικής της κατάστασης.

- Κατά την περίοδο της θερμοστρωμάτωσης, η μέγιστη συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου καταγράφηκε στο μεταλίμνιο, ως αποτέλεσμα έντονης φυτοπλαγκτικής παραγωγής, όπως υποδηλώνει η μέγιστη συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α στο στρώμα αυτό. Τη φωτοσυνθετική παραγωγή σε αυτό το στρώμα υποβοηθά η αρκετά μεγάλη διαφάνεια της λίμνης, η οποία επιτρέπει τη διέλευση ικανοποιητικού φωτός έως και τα 20 m.

- Η Αμβρακία φαίνεται πως διατηρεί γενικά τα κύρια φυσικοχημικά χαρακτηριστικά που παρατηρήθηκαν από παλαιότερους ερευνητές. Έτσι, η αύξηση των τιμών που καταγράφηκε σε σχέση με το παρελθόν για κάποιες από τις παραμέτρους, όπως αυτή του ολικού φωσφόρου και της συγκέντρωσης των νιτρικών ιόντων, δεν έχουν αλλάξει δραματικά το επίπεδο τροφικότητας της λίμνης, καθώς εξακολουθεί να είναι ένα μεσότροφο υδάτινο οικοσύστημα.

- Η κύρια απειλή για τη λίμνη Αμβρακία εντοπίζεται στις έντονες διακυμάνσεις του υδάτινου όγκου της. Η πτώση της στάθμης της κατά 6,7 m στη διετή διάρκεια της μελέτης, δείχνει ότι η λίμνη μπορεί να υπόκειται σε έντονες διακυμάνσεις που οφείλονται στην εξάτμιση και τη χρήση του νερού για αρδευτικούς σκοπούς, ενώ παράλληλα φαίνεται να εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από το ύψος των βροχοπτώσεων και τις απορροές των χειμάρρων, καθώς είναι το μοναδικό υδάτινο οικοσύστημα στην περιοχή που δεν τροφοδοτείται από τον ποταμό Αχελώο.

8.1.2 Λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός

- Οι λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός λόγω του μικρού τους βάθους δεν εμφάνισαν φαινόμενα θερμοστρωμάτωσης, διατηρώντας υψηλά επίπεδα οξυγόνωσης στην υδάτινη στήλη τους καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης, χωρίς την εμφάνιση υποξικών ή ανοξικών συνθηκών σε καμία εποχή του χρόνου.

- Και οι δύο λίμνες παρουσιάζουν αρκετά χαμηλές τιμές διαφάνειας, οι οποίες φαίνεται να σχετίζονται περισσότερο με την παρουσία αυξημένων ποσοτήτων αιωρούμενων σωματιδίων παρά με την ανάπτυξη φυκών.

- Η μεγαλύτερη συγκέντρωση χλωροφύλλης-α καταγράφηκε στη λίμνη Λυσιμαχεία, γεγονός που οφείλεται στο αυξημένο επίπεδο τροφισμού που παρουσιάζει συγκριτικά με τις υπόλοιπες λίμνες της περιοχής.

- Σχετικά με την τροφική κατάσταση των υδάτων, οι δύο λίμνες χαρακτηρίζονται από μια σχετικά καλή κατάσταση, ενώ πιο επιβαρημένη εμφανίστηκε η Λυσιμαχεία. Οι αυξημένες γεωργικές και κτηνοτροφικές δραστηριότητες στην περιοχή αποτελούν την κύρια πηγή ρύπανσης αυτών των υδάτινων οικοσυστημάτων.

- Η λίμνη Λυσιμαχεία, εξακολουθεί να είναι μια εύτροφη λίμνη όπως έχει αναφερθεί και κατά το παρελθόν. Ωστόσο, η μείωση των συγκεντρώσεων του αζώτου και φωσφόρου που παρατηρήθηκε στην παρούσα έρευνα συγκριτικά με αυτές των πιο πρόσφατων μελετών στη λίμνη, υποδηλώνει μια τάση του οικοσυστήματος για ανάκαμψη, γεγονός που πιθανότατα οφείλεται αφενός στη λειτουργία του

βιολογικού καθαρισμού και τον τερματισμό της απόρριψης των αστικών λυμάτων της πόλης του Αγρινίου, και αφετέρου στις ιδιαίτερες υδρολογικές συνθήκες που επικρατούν (μεγάλη ανανέωση του όγκου του νερού της).

- Το οικοσύστημα της λίμνης Λυσιμαχείας βέβαια συνεχίζει να δέχεται έντονα τις ανθρωπογενείς επιδράσεις λόγω της εντατικοποιημένης γεωργίας (χρήση λιπασμάτων, αρδεύσεις κτλ.) και της απόρριψης λυμάτων από ελαιοτριβεία και κτηνοτροφικές μονάδες και εξακολουθεί να κατέχει τα βασικά χαρακτηριστικά ενός εύτροφου οικοσυστήματος, όπως είναι η υψηλή συγκέντρωση του φωσφόρου, κάτι που προφανώς οφείλεται στη χρόνια φόρτιση της λίμνης και τη συσσώρευσή του στο ίζημα.

- Μια από τις κύριες απειλές για τη λίμνη Λυσιμαχεία αποτελεί το ρέμα Ερμίτσα το οποίο έχει αλλάξει δραματικά τη μορφολογία της τα τελευταία χρόνια, καθώς συνεχίζει με γρήγορους ρυθμούς να την προσχώνει με φερτά υλικά και να τείνει προς τη διχοτόμησή της. Το γεγονός αυτό κάνει επιτακτική τη λήψη απαραίτητων μέτρων προκειμένου να αποφθεχθεί κάτι το οποίο θα ήταν «καταστροφικό» όχι μόνο από οικολογικής πλευράς, αλλά και οικονομικής, καθώς ένα μεγάλο μέρος καλλιεργήσιμων εκτάσεων του νομού εξαρτάται για τις ανάγκες της άρδευσης από το υδρολογικό δίκτυο Αχελώου-Τριχωνίδας-Λυσιμαχείας.

- Τέλος, η λίμνη Οζερός φαίνεται να διατηρεί τα χαρακτηριστικά ενός μεσο-εύτροφου οικοσυστήματος, κυρίως λόγω της υψηλής συγκέντρωσης φωσφόρου που καταγράφηκε και η οποία ήταν η μεγαλύτερη μεταξύ των λιμνών της περιοχής.

- Σε σύγκριση με το παρελθόν, φαίνεται πως υπήρξε φόρτιση της λίμνης Οζερός με φώσφορο, κάτι που μπορεί να σχετίζεται με την απόρριψη των αποβλήτων χοιροστασίων στη λίμνη. Αντίθετα, οι μέγιστες τιμές των αμμωνιακών, νιτρωδών και νιτρικών ιόντων της παρούσας μελέτης βρέθηκαν να έχουν υποστεί σημαντική μείωση, γεγονός που ίσως σχετίζεται με την αλλαγή στις χρήσεις γης λόγω της διακοπής της καλλιέργειας του καπνού που κάποτε γινόταν εντατικά γύρω από αυτή.

- Κατά συνέπεια, το σημαντικότερο πρόβλημα ρύπανσης στη λίμνη Οζερός εντοπίζεται στα απόβλητα των κτηνοτροφικών μονάδων και συγκεκριμένα των χοιροστασίων που παράγουν απόβλητα υψηλής ρυπαντικής ισχύος με πολύ μεγάλο

οργανικό φορτίο, κάνοντας αναγκαίο τον έλεγχο αλλά και τη λήψη μέτρων για μια σωστή διαχείριση των αποβλήτων προκειμένου να μην επιβαρυνθεί περαιτέρω το οικοσύστημα.

8.2 Το ζωοπλαγκτό

8.2.1 Σύνθεση της βιοκοινωνίας

- Η μελέτη της σύνθεσης των ειδών στις τρεις λίμνες αποκάλυψε συνολικά 42 ζωοπλαγκτικά taxa, εκ των οποίων τα 22 από αυτά είναι κοινά μεταξύ των λιμνών της ευρύτερης περιοχής (Αμβρακία, Λυσιμαχεία, Οζερός, Τριχωνίδα, τεχνητή λίμνη Στράτου), γεγονός που αποδίδεται στην κοινή γεωλογική εξέλιξη των οικοσυστημάτων που δημιουργήθηκαν από τον ποταμό Αχελώο.

- Διαφορές στη σύνθεση των ειδών στη λίμνη Αμβρακία πιθανόν οφείλονται στη γεωγραφική απομόνωσή της από τις άλλες λίμνες της περιοχής και σε μικρότερο βαθμό στην ιδιαίτερη σύσταση των υδάτων της (π.χ. υψηλή αγωγιμότητα).

- Η διαφορετική τροφικότητα (υψηλότερη) της Λυσιμαχείας σε σύγκριση με τις υπόλοιπες λίμνες της περιοχής, όσο και με την Τριχωνίδα με την οποία και συνδέεται, είναι υπεύθυνη πιθανότατα για τις διαφορές στη σύνθεση των ειδών της ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας της.

- Κατά τη διάρκεια της διετούς μελέτης στη λίμνη Αμβρακία αναγνωρίστηκαν συνολικά 33 ζωοπλαγκτικά taxa, εκ των οποίων τα 15 αποτελούν νέες καταγραφές για τη λίμνη και αφορούν σε 11 νέα γένη/είδη τροχοζώων, την τάξη των αρπακτικοειδών κωπηπόδων, τα κλαδοκεραιωτά *Alona* sp. και *Diaphanosoma orghidani*, καθώς και τις προνύμφες του δίθυρου μαλακίου *Dreissena blanci*.

- Ενδιαφέρον προκαλεί το γεγονός πως το είδος *Kellicottia longispina*, το οποίο ήταν το πιο άφθονο τροχόζωο στη λίμνη Αμβρακία, δεν είχε συμπεριληφθεί στους καταλόγους των ειδών σε καμία από τις προηγούμενες μελέτες. Επιπλέον, το κλαδοκεραιωτό *Diaphanosoma orghidani* είχε αναγνωριστεί μάλλον εσφαλμένα ως

D. brachyurum από τους προηγούμενους ερευνητές όπως επίσης και οι προνύμφες των δίθυρων μαλακίων *Dreissena blanci* ως *Corbicula* sp. Θα πρέπει να σημειωθεί ότι πρόσφατες μελέτες από άλλους ερευνητές αποκάλυψαν πως το είδος δίθυρων μαλακίων που υπάρχει στα λιμναία οικοσυστήματα της Δυτικής Ελλάδας είναι το *D. blanci*, το οποίο μέχρι πρόσφατα αναφερόταν εσφαλμένα ως *Dreissena polymorpha*.

- Στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός αναγνωρίστηκαν αντίστοιχα 36 και 25 ζωοπλαγκτικά taxa, τα περισσότερα από τα οποία αποτελούν νέες καταγραφές για τα δύο οικοσυστήματα (29 στη Λυσιμαχεία και 21 στη λίμνη Οζερός).

- Τα τροχόζωα *Ploesoma truncatum* και *Brachionus angularis* που είχαν αναφερθεί σε προηγούμενο κατάλογο ειδών τις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός, αντίστοιχα, δεν βρέθηκαν στην παρούσα μελέτη. Από την άλλη, νέες καταγραφές για τις δύο λίμνες αποτελούν τα είδη των κωπηπόδων και των κλαδοκεραιωτών, καθώς και οι προνύμφες του δίθυρου μαλακίου *D. blanci*.

- Θα πρέπει να σημειωθεί ότι οι παραπάνω διαφορές στη σύνθεση των ειδών μεταξύ της παρούσας έρευνας και των παλαιότερων, θα μπορούσαν ενδεχομένως να οφείλονται στο διαφορετικό τρόπο συλλογής των δειγμάτων, σε προβλήματα αναγνώρισης των οργανισμών, ή σε μεταβολή της σύνθεσης της βιοκοινωνίας του ζωοπλαγκτού των λιμνών. Με αυτό το σκεπτικό, είναι πιθανό να μεταβλήθηκαν οι συνθήκες στα οικοσυστήματα, γεγονός το οποίο επέτρεψε σε κάποια είδη που κατά το παρελθόν βρίσκονταν σε χαμηλή αφθονία ή ήταν σπάνια να αυξήσουν την αφθονία τους (ή και αντίστροφα).

- Σχετικά με την ποικιλότητα του ζωοπλαγκτού, υπήρξαν μεγάλες ομοιότητες όσον αφορά στις μέγιστες και ελάχιστες τιμές και στην εποχική διακύμανση του δείκτη ποικιλότητας Shannon-Wiever (H) μεταξύ των τριών υπό μελέτη λιμνών αλλά και της λίμνης Τριχωνίδας. Η αυξημένη ποικιλότητα του ζωοπλαγκτού που καταγράφηκε αποτελεί ένδειξη εσωτερικής σταθερότητας των λιμνών, καθώς οι βιοκοινωνίες που δομούνται κατά αυτόν τον τρόπο είναι σε γενικές γραμμές χαρακτηριστικές οικοσυστημάτων με σταθερές φυσικοχημικές συνθήκες.

8.2.2 Αφθονία και εποχική διακύμανση ζωοπλαγκτού

- Η αφθονία των ζωοπλαγκτικών ομάδων και ειδών στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός δεν παρουσίασε διαφορές στο οριζόντιο επίπεδο, γεγονός που προφανώς οφείλεται στη μικρή έκταση των λιμνών και στην κυκλοφορία των υδάτων. Στη λίμνη Αμβρακία η μέση αφθονία του συνολικού ζωοπλαγκτού στο στρώμα των 0-20 m δεν παρουσίασε διαφορές μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών περιόδων ή μεταξύ των τριών σταθμών δειγματοληψίας σε κάθε μία από αυτές. Ωστόσο, από τα επιμέρους είδη/ομάδες του ζωοπλαγκτού σημαντική ήταν η μείωση των προνυμφών *Dreissena blanci* κατά το δεύτερο χρόνο μελέτης, γεγονός που μάλλον σχετίζεται με την μείωση της στάθμης του νερού εκείνη την περίοδο. Ουσιαστικά, η μείωση της στάθμης αποκάλυψε μια εκτεταμένη περιοχή του πυθμένα της λίμνης, η οποία ήταν το ενδιαίτημα για την ενήλικη μορφή αυτού του δίθυρου μαλάκιου. Επομένως, αυτή η μείωση του ενδιαιτήματος πιθανότατα οδήγησε σε μείωση της αναπαραγωγικής ικανότητας του πληθυσμού.

- Λαμβάνοντας υπ' όψιν τις μέσες τιμές αφθονίας του ζωοπλαγκτού στις τρεις λίμνες, η Αμβρακία προσεγγίζει καλύτερα τα χαρακτηριστικά ζωοπλαγκτικών βιοκοινωνιών που συναντώνται σε μεσότροφα οικοσυστήματα, ενώ ο Οζερός και ιδιαίτερα η Λυσιμαχεία σε εύτροφα.

- Στις λίμνες Αμβρακία και Οζερός, η κυριαρχία των καλανοειδών κωπηπόδων στη βιοκοινωνία των καρκινοειδών, η επικράτηση ζωοπλαγκτικών ειδών που είναι δείκτες ολιγότροφων/μεσότροφων συνθηκών, σε συνδυασμό με τις τιμές αφθονίας του ζωοπλαγκτού που είναι παρόμοιες με αυτές άλλων εύτροφων οικοσυστημάτων, δείχνει μια εικόνα λιμνών που χαρακτηρίζονται από ενδιάμεσες, μεσότροφες συνθήκες με τάση πιθανόν προς υψηλότερα επίπεδα τροφισμού.

- Αντίθετα, η γενική εικόνα που παρουσίασε η λίμνη Λυσιμαχεία με βάση τη σύνθεση και την αφθονία της ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας ήταν αυτή ενός εύτροφου οικοσυστήματος, με την επικράτηση της ομάδας των τροχοζώων και την παρουσία αρκετών ειδών που αποτελούν δείκτες ευτροφικών συνθηκών. Ωστόσο, η κυριαρχία των καλανοειδών *Eudiaptomus drieschi* στη βιοκοινωνία των κωπηπόδων και η επικράτηση ευρυτοπικών ειδών τροχοζώων, δείχνει πως το οικοσύστημα πιθανόν

«βιώνει» μια ενδιάμεση παρά μια υψηλά ευτροφική κατάσταση. Το γεγονός αυτό πιθανότατα σχετίζεται με τις ιδιαίτερες υδρολογικές συνθήκες της λίμνης (π.χ. ανανέωση του νερού) και ίσως με τη βελτίωση της ποιότητας των υδάτων (μετά τον τερματισμό της απόρριψης των αστικών λυμάτων του Αγρινίου σε αυτή), κάτι που όμως δεν μπορεί να επαληθευτεί καθώς δεν υπάρχουν προηγούμενες αναλυτικές πληροφορίες σχετικά με τη βιοκοινωνία του ζωοπλαγκτού στη λίμνη.

- Η γενική εικόνα που παρατηρήθηκε όσον αφορά στην εποχική διακύμανση του ζωοπλαγκτού στα τρία υπό μελέτη οικοσυστήματα, ήταν η χαμηλή αφθονία των ειδών κατά τη χειμερινή περίοδο και η σταδιακή αύξησή τους κατά την εαρινή. Στη λίμνη Αμβρακία, η συνολική αφθονία του ζωοπλαγκτού εμφάνισε μία ευδιάκριτη κορυφή και στις δύο περιόδους δειγματοληψίας στην αρχή της καλοκαιρινής περιόδου, ενώ στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός η συνολική αφθονία του ζωοπλαγκτού κορυφώθηκε την εαρινή περίοδο, με μια δεύτερη μικρότερη κορυφή στο τέλος του καλοκαιριού για τη λίμνη Οζερός.

- Η εποχική διακύμανση της συνολικής αφθονίας του ζωοπλαγκτού των λιμνών απέκλινε σε γενικές γραμμές από τα πρότυπα εποχικότητας των ζωοπλαγκτικών ειδών που περιγράφει το «PEG model». Το μοντέλο αυτό, ωστόσο, αφορά κυρίως στρωματοποιημένες λίμνες της βόρειας εύκρατης ζώνης και έτσι είναι λογικό να μην μπορεί πάντα να προβλέψει τη συχνότητα των φαινομένων σε λίμνες διαφορετικών γεωγραφικών ζωνών, με δεδομένη επίσης και τη μεγάλη ποικιλομορφία των λιμναίων οικοσυστημάτων.

8.2.3 Κατακόρυφη κατανομή ζωοπλαγκτού στη λίμνη Αμβρακία

- Η κατακόρυφη κατανομή του ζωοπλαγκτού στη βαθιά λίμνη Αμβρακία εμφάνισε ένα χαρακτηριστικό πρότυπο σύμφωνα με το οποίο η συντριπτική πλειοψηφία του βρέθηκε συγκεντρωμένη στο στρώμα των 0-20 m, καθώς και στα ενδιάμεσα βάθη, όπου οι τιμές των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης-α και του διαλυμένου οξυγόνου ήταν υψηλότερες. Κάτω από το βάθος των 20 m η αφθονία του ζωοπλαγκτού μειωνόταν σημαντικά, γεγονός σύνηθες σε βαθιές στρωματοποιημένες λίμνες.

- Κατά την περίοδο της αναστροφής των υδάτων το ζωοπλαγκτό εμφάνισε μια σχετικά ομοιόμορφη κατανομή στον κατακόρυφο άξονα, ενώ αντίθετα κατά την περίοδο της έντονης θερμοστρωμάτωσης η μεγαλύτερη συγκέντρωση του ζωοπλαγκτού βρέθηκε κοντά ή μέσα στα όρια του θερμοκλινούς.

- Τα ζωοπλαγκτικά είδη στη λίμνη Αμβρακία φαίνεται πως έχουν υιοθετήσει μια θέση στο κατακόρυφο επίπεδο, η οποία έχει αποδειχθεί ευνοϊκή για την επιβίωσή τους, καθώς τα περισσότερα από αυτά διατήρησαν το ίδιο πρότυπο κατακόρυφης κατανομής και στις δύο δειγματοληπτικές περιόδους, ενώ παράλληλα παράγοντες όπως η αποφυγή της θήρευσης και η μείωση του ενδο- και διαειδικού ανταγωνισμού δείχνουν να επηρεάζουν την κατανομή τους.

- Επιπλέον, άλλοι παράμετροι όπως η θερμοκρασία, το διαλυμένο οξυγόνο και η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α φαίνεται να καθορίζουν τη θέση των ειδών στην υδάτινη στήλη της λίμνης, ενώ και η ανάπτυξη του θερμοκλινούς ασκεί σημαντική επίδραση στον κάθετο διαχωρισμό τους. Ο κατακόρυφος διαχωρισμός (ή αλλιώς στρωμάτωση) ειδών και οντογενετικών σταδίων, είναι ένα σύνηθες φαινόμενο σε βαθιές λίμνες που εμφανίζουν θερμική στρωμάτωση και ενισχύεται από τον ενδο- ή διαειδικό ανταγωνισμό όταν η διαθέσιμη τροφή είναι περιορισμένη.

- Το πρότυπο της κατακόρυφης κατανομής των περισσότερων ζωοπλαγκτικών ειδών στην Αμβρακία εμφάνισε αρκετές ομοιότητες με αυτό που έχει καταγραφεί για τη γειτονική λίμνη Τριχωνίδα. Η κύρια διαφορά ωστόσο που σημειώθηκε ήταν ότι στην Τριχωνίδα η μεγαλύτερη συγκέντρωση του ζωοπλαγκτού βρέθηκε επιφανειακότερα και κυρίως στο στρώμα των 0-10 m. Η εξήγηση που μπορεί να δοθεί εδώ ίσως έχει να κάνει με τη διαφορετική σύσταση της βιοκοινωνίας του φυτοπλαγκτού στις δύο λίμνες, ιδιαίτερα κατά την περίοδο της θερμοστρωμάτωσης, γεγονός που θα μπορούσε να εξηγήσει και τις μεταξύ τους διαφορές στην κατακόρυφη κατανομή των Φ/Χ παραμέτρων.

- Από την άλλη, είναι πολύ πιθανόν η βαθύτερη κατανομή των ειδών στην Αμβρακία να σχετίζεται και με την επίδραση που ασκεί η πλαγκτοβόρος ιχθυοπανίδα στους ζωοπλαγκτικούς οργανισμούς. Έτσι, τα είδη πιθανότατα αναγκάζονται να διαβιούν στα βαθύτερα στρώματα εκεί όπου υπάρχει λιγότερος φωτισμός για την

πραγματοποίηση της οπτικής θήρευσης. Επιπλέον, είναι πιθανό η αυξημένη αφθονία καρκινοειδών να σχετίζεται με τη μεγάλη ανάπτυξη βακτηρίων (που αποτελούν την τροφή τους) στο ανώτερο στρώμα της υποξικής/ανοξικής ζώνης.

- Στην παρούσα μελέτη, ένας σημαντικός αριθμός ατόμων από όλα τα είδη των καρκινοειδών, τις προνύμφες του δίθυρου μαλάκιου *D. blanci* και τα πιο άφθονα είδη τροχοζώων καταγράφθηκαν ακόμη και στο βαθύτερο στρώμα (35-40 m), το οποίο κατά το τέλος της περιόδου της θερμοστρωμάτωσης ήταν ανοξικό. Η υιοθέτηση αυτής της συμπεριφοράς μπορεί να χρησιμοποιείται ως ένας αμυντικός μηχανισμός των οργανισμών προς αποφυγή της θήρευσης τους από την ιχθυοπανίδα.

8.3 Περιβαλλοντικές επιδράσεις

- Η διερεύνηση της επίδρασης των περιβαλλοντικών παραμέτρων στην αφθονία και διακύμανση του ζωοπλαγκτού των λιμνών Αμβρακίας, Λυσιμαχείας και Οζερός έδειξε πως ο κύριος παράγοντας που φαίνεται να επηρεάζει τα περισσότερα ζωοπλαγκτικά είδη και στα τρία οικοσυστήματα, είναι η θερμοκρασία.

- Στη βαθιά λίμνη Αμβρακία, παράγοντες όπως η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου και της χλωροφύλλης-α φαίνεται να έχουν επίσης σημαντική επίδραση για ένα μεγάλο αριθμό ειδών. Ωστόσο, σε κάθε μια από τις λίμνες παρατηρείται ένας συνδυασμός παραμέτρων που επιδρά στην κατανομή του κάθε είδους ξεχωριστά.

8.4 Προτάσεις μελλοντικής έρευνας

Μέσα από την παρούσα μελέτη των λιμνών Αμβρακίας, Λυσιμαχείας και Οζερός προέκυψαν κάποιες σημαντικές διαπιστώσεις, οι οποίες θα μπορούσαν να αποτελέσουν αντικείμενα μελλοντικής διερεύνησης στα παραπάνω οικοσυστήματα, συμπληρώνοντας τις γνώσεις μας σχετικά με τη δομή και τη λειτουργία τους και βοηθώντας επομένως

στην αποτελεσματική και ολοκληρωμένη προστασία και διαχείρισή τους. Οι σημαντικότερες από αυτές τις διαπιστώσεις αναφέρονται και αναλύονται συνοπτικά στη συνέχεια, ως μελλοντικές προεκτάσεις της έρευνας στα συγκεκριμένα υδάτινα οικοσυστήματα:

- Ένα από τα σημαντικότερα ζητήματα που πρόβαλε συνεχώς στην προσπάθεια ερμηνείας διάφορων παρατηρήσεων στην παρούσα μελέτη ήταν η έλλειψη γνώσης του φυτοπλαγκτού, ως ενός κρίσιμου στοιχείου στη ροή της ενέργειας και των άλλων διεργασιών που λαμβάνουν χώρα σε όλα τα υδάτινα οικοσυστήματα. Έτσι, η παράλληλη μελέτη του ζωοπλαγκτού μαζί με το φυτοπλαγκτό στα τρία οικοσυστήματα θα μπορούσε να δώσει πολλές απαντήσεις σε θέματα που σχετίζονται με την κατανομή των ειδών και ομάδων του ζωοπλαγκτού, με την εποχική τους εμφάνιση και τη διακύμανση της αφθονίας τους, αλλά και με φαινόμενα διαδοχής των ειδών (π.χ. στα τροχόζωα και τα κλαδοκεραιωτά).

- Η μελέτη της ιχθυοπανίδας, όπως η αφθονία και η χρονική /χωρική κατανομή της, αλλά και οι διατροφικές προτιμήσεις των ιχθύων που υπάρχουν στις λίμνες, θα μπορούσε να προσφέρει σημαντική πληροφορία σχετικά με την επίδραση που ασκεί στους ζωοπλαγκτικούς οργανισμούς (π.χ. εποχική διαδοχή και κατακόρυφη κατανομή των ζωοπλαγκτικών ειδών).

- Η διερεύνηση της συμπεριφοράς των ζωοπλαγκτικών ειδών σχετικά με την παρουσία τους στο υποξικό/ανοξικό στρώμα της λίμνης Αμβρακίας αποτελεί ένα επίσης ενδιαφέρον θέμα για μελλοντική έρευνα.

- Αντικείμενο μελέτης θα μπορούσε να αποτελέσουν και οι διαφορές στη σύνθεση των ειδών στις λίμνες ως αποτέλεσμα εξελικτικών διεργασιών που προήλθαν από φαινόμενα γεωγραφικής απομόνωσης. Σε αυτή την περίπτωση η μελέτη των διαφορετικών πληθυσμών κοινών ειδών σε όλες τις λίμνες της ευρύτερης περιοχής (συμπεριλαμβανομένων και των λιμνών Τριχωνίδας, Στράτος, αλλά και της λίμνης Βουλκαριάς, ή και μικρότερων λιμνίων της περιοχής) με την εφαρμογή μοντέρνων τεχνικών μοριακής βιολογίας, θα προσέφερε πολύτιμη πληροφόρηση για την βιογεωγραφία του ζωοπλαγκτού στην περιοχή της Δυτικής Ελλάδας. Επιπλέον, τα στοιχεία που συγκεντρώθηκαν για τις λίμνες της περιοχής θα μπορούσαν να

συνδυαστούν και να συγκριθούν με ανάλογα στοιχεία λιμνών της Βόρειας Ελλάδας με σκοπό να διαπιστωθούν ή να επιβεβαιωθούν ευρύτερα βιογεωγραφικά πρότυπα, τα οποία πρόσφατα έχουν προταθεί (βλ. Zogaris et al., 2009).

- Η παρούσα έρευνα προσφέρει νέες πληροφορίες όσον αφορά στη βιολογία και την οικολογία των προνυμφών του δίθυρου μαλακίου *Dreissena blanci*, το οποίο φαίνεται να αποτελεί μια "νέα καταγραφή" στα Βαλκάνια. Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης αποκάλυψαν μεγάλες ομοιότητες με τις προνύμφες του συγγενικού είδους *Dreissena polymorpha*, το οποίο φημίζεται για τον κατακτητικό χαρακτήρα του και τις τεράστιες επιπτώσεις που έχει στα οικοσυστήματα του γλυκού νερού. Με αυτή την έννοια, το είδος *D. blanci* θα μπορούσε να αποτελεί επίσης μια πιθανή απειλή των οικοσυστημάτων του γλυκού νερού ως ακόμα ένα επεκτατικό είδος. Κατά συνέπεια, η έρευνα στοιχείων της βιολογίας και του κύκλου ζωής του είδους, καθώς και των οικολογικών και οικονομικών επιπτώσεων της παρουσίας του σε λίμνες και ταμιευτήρες της περιοχής, θα ήταν εξαιρετικά σημαντική.

8.5 Επίλογος

Συνοψίζοντας τα παραπάνω θα μπορούσαμε να πούμε ότι η παρούσα διδακτορική διατριβή αποτέλεσε μια αρχική ερευνητική προσέγγιση των λιμνών Αμβρακίας, Λυσιμαχείας και Οζερός με κεντρικό αντικείμενο μελέτης το ζωοπλαγκτό, για το οποίο μέχρι πρόσφατα υπήρχε ελάχιστη γνώση. Για πρώτη φορά παρέχονται αναλυτικές πληροφορίες σχετικά με τη σύνθεση και αφθονία της ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας των λιμνών, ενώ γίνεται εκτενής αναφορά στη χρονική και χωρική κατανομή της. Η παράλληλη μελέτη της φυσικοχημικής κατάστασης των υδάτων, παρέχει νέες αναλυτικές πληροφορίες για την τροφική κατάσταση των λιμνών, αναδεικνύοντας τις περιβαλλοντικές πιέσεις που υφίστανται κυρίως λόγω της εντατικοποιημένης γεωργίας, καθώς αποτελούν ένα «αναπόσπαστο» κομμάτι της κοινωνικής και οικονομικής ζωής ενός κατεξοχήν αγροτικού νομού όπως αυτός της Αιτωλοακαρνανίας.

Η παρούσα διατριβή αναδεικνύει τη χρησιμότητα του ζωοπλαγκτού ως δείκτη της οικολογικής κατάστασης των λιμνών που σχετίζεται με την οργανική ρύπανση και τη φόρτισή τους με θρεπτικά, ενώ παράλληλα γίνεται φανερό πως η παρακολούθηση των ζωοπλαγκτικών βιοκοινωνιών μπορεί να «προειδοποιήσει» για τυχόν αλλαγές ή τάσεις μεταβολής στην τροφική κατάσταση των υδάτινων οικοσυστημάτων. Η στρατηγική θέση του ζωοπλαγκτού από την άποψη της διατροφής και της ροής της ενέργειας, καθώς και η ευαισθησία του σε τεχνητές και φυσικές μεταβολές του περιβάλλοντος, το κάνουν κατάλληλο για βιολογική παρακολούθηση. Κατά συνέπεια, οι γνώσεις και η κατανόηση για το σπουδαίο αυτό οικολογικό παράγοντα μπορούν να οδηγήσουν σε σημαντικά συμπεράσματα για την εκτίμηση της ποιότητας των υδάτινων λεκανών και τελικά για την αποτελεσματικότερη διαχείρισή τους. Το συμπέρασμα αυτό έρχεται σε συμφωνία με πλήθος παρόμοιων ερευνών, ενισχύοντας την άποψη σχετικά με το ότι θα πρέπει να συμπεριληφθεί το ζωοπλαγκτό ως ακόμα ένα «βιολογικό ποιοτικό στοιχείο» στην Οδηγία Πλαίσιο της Ε.Ε. για τα νερά (2000/60/ΕΚ), καθώς αποτελεί σημαντικό στοιχείο της δομής και της λειτουργίας των υδάτινων οικοσυστημάτων.

Ολοκληρώνοντας την παρούσα διδακτορική διατριβή, γίνεται αντιληπτό, και από τα θέματα που προτάθηκαν για μελλοντική έρευνα, πως η ανάγκη για κατανόηση των μεταβολικών χαρακτηριστικών και αποκρίσεων των υδάτινων οικοσυστημάτων, τα οποία αποτελούν σύνθετα και δυναμικά οικοσυστήματα, είναι ουσιώδης για την αντιμετώπιση και την αντιστάθμιση των αποτελεσμάτων των αλλαγών από τις περιβαλλοντικές πιέσεις που υφίστανται, αλλά και για την επίτευξη μιας αποτελεσματικής διαχείρισής τους. Παράλληλα, είναι απαραίτητη η ενημέρωση και ευαισθητοποίηση της πολιτείας, καθώς και η λήψη μέτρων για την ορθολογική χρήση των εσωτερικών υδάτων και την προστασία της βιοποικιλότητας, με τελικό στόχο την αειφορία αυτών των ευαίσθητων οικοσυστημάτων, ιδιαίτερα στο κοντινό μέλλον που αναμένεται να δεχθούν μεγάλες πιέσεις εξαιτίας των κλιματικών αλλαγών.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η παρούσα διδακτορική διατριβή εστιάστηκε στη μελέτη των σημαντικότερων οικολογικών και βιολογικών παραμέτρων του ζωοπλαγκτού των λιμνών Αμβρακίας, Λυσιμαχείας και Οζερός, δεδομένης της σπουδαίας οικολογικής σημασίας του βιοτικού αυτού παράγοντα, αλλά και της έλλειψης πληροφόρησης για τα παραπάνω οικοσυστήματα. Η μελέτη αυτή αποτελεί συνέχεια μιας ευρύτερης προσπάθειας συνολικής διερεύνησης των λιμναίων οικοσυστημάτων στη Δυτική Στερεά Ελλάδα με κεντρικό αντικείμενο το ζωοπλαγκτό και το ρόλο που αυτό διαδραματίζει.

Για τη μελέτη της ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας των λιμνών, καθώς και για την εκτίμηση της ποιότητας των υδάτων, πραγματοποιήθηκαν μηνιαίες δειγματοληψίες κατά το χρονικό διάστημα Σεπτέμβριος 2006 - Αύγουστος 2008 στη λίμνη Αμβρακία και αντίστοιχα κατά το χρονικό διάστημα Ιούνιος 2009 - Μάιος 2010 στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός. Σε κάθε λίμνη γινόταν συλλογή δειγμάτων ζωοπλαγκτού, *in situ* καταγραφή των βασικών φυσικοχημικών παραμέτρων των υδάτων και συλλογή δειγμάτων νερού για τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης των κυριότερων θρεπτικών στοιχείων και της χλωροφύλλης-α.

Η Αμβρακία, η οποία είναι μια θειικού τύπου λίμνη με υψηλή αγωγιμότητα, χαρακτηρίζεται ως θερμή μονομικτική, με παρατεταμένη θερινή στρωμάτωση και χειμερινή αναστροφή από τα τέλη Νοεμβρίου μέχρι το Μάρτιο. Κατά την περίοδο της θερμοστρωμάτωσης, η μέγιστη συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου καταγράφηκε στο μεταλίμνιο ως αποτέλεσμα έντονης φυτοπλαγκτικής παραγωγής, όπως υποδηλώνει η μέγιστη συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α στο στρώμα αυτό, ενώ στο υπολίμνιο παρατηρήθηκε ανάπτυξη υποξικών/ανοξικών συνθηκών. Οι ανοξικές συνθήκες είναι αποτέλεσμα του μεγάλου βάθους της και της παρατεταμένης θερμοστρωμάτωσης, και όχι της τροφικής της κατάστασης. Η αύξηση των τιμών για κάποιες από τις παραμέτρους στην παρούσα μελέτη σε σχέση με το παρελθόν, όπως αυτή του ολικού φωσφόρου και της συγκέντρωσης των νιτρικών ιόντων, δεν φάνηκε να έχουν αλλάξει δραματικά το επίπεδο τροφικότητας της λίμνης, καθώς εξακολουθεί να είναι ένα μεσότροφο υδάτινο οικοσύστημα. Η κύρια απειλή για τη λίμνη Αμβρακία εντοπίζεται

στις έντονες διακυμάνσεις του υδάτινου όγκου της, όπως φάνηκε και από την πτώση της στάθμης της κατά 6,7 m στη διετή διάρκεια της μελέτης.

Οι λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός λόγω του μικρού τους βάθους δεν εμφάνισαν φαινόμενα θερμοστρωμάτωσης, διατηρώντας ικανοποιητικά επίπεδα οξυγόνωσης στην υδάτινη στήλη τους καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης. Και οι δύο λίμνες παρουσιάζουν αρκετά χαμηλές τιμές διαφάνειας, οι οποίες φαίνεται να σχετίζονται περισσότερο με την παρουσία αυξημένων ποσοτήτων αιωρούμενων σωματιδίων. Οι αυξημένες γεωργικές και κτηνοτροφικές δραστηριότητες στην περιοχή αποτελούν την κύρια πηγή ρύπανσης αυτών των υδάτινων οικοσυστημάτων.

Όσον αφορά τη λίμνη Λυσιμαχεία, η μείωση των συγκεντρώσεων των θρεπτικών που παρατηρήθηκε στην παρούσα έρευνα συγκριτικά με αυτές παλαιότερων μελετών στη λίμνη, υποδηλώνει μια τάση του οικοσυστήματος για ανάκαμψη, γεγονός που προφανώς σχετίζεται με την κατασκευή του βιολογικού καθαρισμού και άρα τον τερματισμό της απόρριψης των αστικών λυμάτων του Αγρινίου, αλλά και με τις ιδιαίτερες υδρολογικές συνθήκες της λίμνης (γρήγορη ανανέωση νερού). Παρόλα αυτά, η λίμνη εξακολουθεί να κατέχει τα βασικά χαρακτηριστικά ενός εύτροφου οικοσυστήματος, όπως είναι η υψηλή συγκέντρωση του φωσφόρου, κάτι που προφανώς οφείλεται στη χρόνια φόρτιση της λίμνης και τη συσσώρευσή του στο ίζημα. Μια από τις κύριες απειλές για τη λίμνη Λυσιμαχεία αποτελεί το ρέμα του Ερμίτσα, που έχει αλλάξει δραματικά τη μορφολογία της τα τελευταία χρόνια, προσχώνοντας τη λίμνη με γρήγορους ρυθμούς γεγονός που τείνει να τη διχοτομήσει.

Τέλος, η λίμνη Οζερός φαίνεται να διατηρεί τα χαρακτηριστικά ενός μεσο-εύτροφου οικοσυστήματος, κυρίως λόγω της υψηλής συγκέντρωσης φωσφόρου που καταγράφηκε και η οποία ήταν η μεγαλύτερη μεταξύ των λιμνών της περιοχής. Σε σύγκριση με το παρελθόν, φαίνεται πως υπήρξε φόρτιση της λίμνης με φώσφορο, κάτι που μπορεί να σχετίζεται με την απόρριψη αποβλήτων χοιροστασίων στη λίμνη. Αντίθετα, οι μέγιστες τιμές των αμμωνιακών, νιτρωδών και νιτρικών ιόντων της παρούσας μελέτης βρέθηκαν να έχουν υποστεί σημαντική μείωση, γεγονός που ίσως οφείλεται στην αλλαγή των χρήσεων γης λόγω της διακοπής της καλλιέργειας του καπνού που κάποτε γινόταν εντατικά γύρω από αυτή.

Ένα χαρακτηριστικό που παρατηρήθηκε και στις τρεις λίμνες ήταν η απουσία οριζόντιων διαφορών στις παραμέτρους της διαφάνειας, της θερμοκρασίας, του

διαλυμένου οξυγόνου, του pH και της αγωγιμότητας, γεγονός που αποδίδεται στη μικρή έκτασή τους και στην οριζόντια κυκλοφορία των υδάτων τους.

Η μελέτη της σύνθεσης των ειδών στις τρεις λίμνες αποκάλυψε συνολικά 42 ζωοπλαγκτικά taxa, εκ των οποίων τα 22 από αυτά είναι κοινά μεταξύ των λιμνών της ευρύτερης περιοχής (Αμβρακία, Λυσιμαχεία, Οζερός, Τριχωνίδα, τεχνητή λίμνη Στράτου). Στη λίμνη Αμβρακία αναγνωρίστηκαν συνολικά 33 ζωοπλαγκτικά taxa, εκ των οποίων τα 15 αποτελούν νέες καταγραφές για τη λίμνη. Στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός αναγνωρίστηκαν αντίστοιχα 36 και 25 ζωοπλαγκτικά taxa, τα περισσότερα από τα οποία αποτελούν νέες καταγραφές για τα δύο οικοσυστήματα (29 στη Λυσιμαχεία και 21 στη λίμνη Οζερός). Η εποχική διακύμανση του δείκτη ποικιλότητας Shannon-Wiever (H) παρουσίασε ομοιότητες μεταξύ των τριών υπό μελέτη λιμνών και η αυξημένη ποικιλότητα του ζωοπλαγκτού που καταγράφηκε αποτελεί ένδειξη εσωτερικής σταθερότητας των λιμνών.

Η αφθονία των ζωοπλαγκτικών ομάδων και ειδών στις λίμνες Λυσιμαχεία και Οζερός δεν παρουσίασε διαφορές στο οριζόντιο επίπεδο, γεγονός που προφανώς οφείλεται στη μικρή έκταση των λιμνών και στην κυκλοφορία των υδάτων. Στη λίμνη Αμβρακία η κύρια διαφορά αφορούσε στη μείωση της αφθονίας των προνυμφών *Dreissena blanci* κατά το δεύτερο χρόνο μελέτης, γεγονός που μάλλον σχετίζεται με την μείωση της στάθμης του νερού εκείνη την περίοδο. Η εποχική διακύμανση της συνολικής αφθονίας του ζωοπλαγκτού των λιμνών, η οποία χαρακτηρίζεται από τη χαμηλή αφθονία των ειδών κατά τη χειμερινή περίοδο και τη σταδιακή αύξησή τους κατά την εαρινή, απέκλινε σε γενικές γραμμές από τα πρότυπα εποχικότητας των ζωοπλαγκτικών ειδών που περιγράφει το «PEG model».

Λαμβάνοντας υπ’ όψιν τις μέσες τιμές αφθονίας του ζωοπλαγκτού στις τρεις λίμνες, η Αμβρακία (83,6 - 442,7 ind/l) προσεγγίζει καλύτερα τα χαρακτηριστικά ζωοπλαγκτικών βιοκοινωνιών που συναντώνται σε μεσότροφα οικοσυστήματα, ενώ ο Οζερός (59,4 - 818 ind/l) και ιδιαίτερα η Λυσιμαχεία (147,9 - 4449,3 ind/l) σε εύτροφα. Στις λίμνες Αμβρακία και Οζερός, η κυριαρχία των καλανοειδών κωπηπόδων στη βιοκοινωνία των καρκινοειδών, η επικράτηση ζωοπλαγκτικών ειδών που είναι δείκτες ολιγότροφων/μεσότροφων συνθηκών, σε συνδυασμό με τις τιμές αφθονίας του ζωοπλαγκτού που είναι παρόμοιες με αυτές άλλων εύτροφων οικοσυστημάτων, δείχνει μια εικόνα λιμνών που χαρακτηρίζονται από ενδιάμεσες, μεσότροφες συνθήκες με τάση

πιθανής μετάβασης προς υψηλότερα επίπεδα τροφισμού. Αντίθετα, η γενική εικόνα που παρουσίασε η λίμνη Λυσιμαχεία με βάση τη σύνθεση και την αφθονία της ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας ήταν αυτή ενός εύτροφου οικοσυστήματος, με την επικράτηση της ομάδας των τροχοζώων και την παρουσία αρκετών ειδών που αποτελούν δείκτες ευτροφικών συνθηκών.

Η κατακόρυφη κατανομή του ζωοπλαγκτού στη βαθιά λίμνη Αμβρακία εμφάνισε ένα χαρακτηριστικό πρότυπο σύμφωνα με το οποίο η συντριπτική πλειοψηφία του βρέθηκε συγκεντρωμένη στο στρώμα των 0-20 m, καθώς και στα στρώματα νερού όπου οι τιμές των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης-α και του διαλυμένου οξυγόνου ήταν υψηλότερες. Κατά την περίοδο της αναστροφής των υδάτων το ζωοπλαγκτό εμφάνισε μια σχετικά ομοιόμορφη κατανομή με το βάθος, ενώ αντίθετα κατά την περίοδο της έντονης θερμοστρωμάτωσης η μεγαλύτερη συγκέντρωση του ζωοπλαγκτού βρέθηκε κοντά, ή μέσα στα όρια του θερμοκλινούς. Αρκετά είδη παρόλα αυτά καταγράφηκαν ακόμη και στο βαθύτερο στρώμα (35-40 m), το οποίο κατά το τέλος της περιόδου της θερμοστρωμάτωσης ήταν ανοξικό. Παράγοντες όπως η αποφυγή της θήρευσης, η μείωση του ενδο- και διαειδικού ανταγωνισμού, η θερμοκρασία, το διαλυμένο οξυγόνο και η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α φαίνεται να καθορίζουν τη θέση των ειδών στην υδάτινη στήλη της λίμνης, ενώ και η ανάπτυξη του θερμοκλινούς ασκεί σημαντική επίδραση στον κατακόρυφο διαχωρισμό ειδών και οντογενετικών σταδίων.

Η διερεύνηση της επίδρασης των περιβαλλοντικών παραμέτρων στην αφθονία και διακύμανση του ζωοπλαγκτού των λιμνών Αμβρακίας, Λυσιμαχείας και Οζερός έδειξε πως ο κύριος παράγοντας που φαίνεται να επηρεάζει τα περισσότερα ζωοπλαγκτικά είδη και στα τρία οικοσυστήματα, είναι η θερμοκρασία, ενώ επιπλέον για τη λίμνη Αμβρακία, παράγοντες όπως η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου και της χλωροφύλλης-α φαίνεται να έχουν επίσης σημαντική επίδραση για ένα μεγάλο αριθμό ειδών.

SUMMARY

The present PhD thesis focused on the study of the main ecological and biological aspects of the zooplankton community in lakes Amvrakia, Lysimachia and Ozeros, given the great ecological importance of this biotic factor and the lack of information about these ecosystems. This study is part of a larger effort dealing with the investigation of zooplankton in lakes of western Greece and its role in the ecosystems.

For the investigation of the zooplankton community in lakes, zooplankton samples were collected on a monthly basis in Lake Amvrakia during the period September 2006 - August 2008 and in lakes Lysimachia and Ozeros during the period June 2009 - May 2010. Additionally, for the assessment of water quality in lakes, water samplings were conducted at the same period in order to estimate the concentration of nutrients and chlorophyll-a, while the water's basic physicochemical parameters were recorded *in situ*.

Lake Amvrakia, which belongs to the sulphate type, exhibits high conductivity values. The lake holds the main characteristics of a warm monomictic lake, having prolonged summer stratification and a short period of turnover from late November to March. During the stratified period dissolved oxygen concentration was higher within the metalimnion as the result of the intense phytoplankton production, which indicated by the maximum concentration of chlorophyll-a in this layer. The main characteristic in the vertical axis was the depletion of oxygen in the deeper hypolimnion, where anoxic conditions prevail, especially at the end of the stratification period. The anoxic conditions are the result of the prolonged stratification and the great depth of the lake and not of its trophic status. The increased values recorded in the present study for some physicochemical parameters, such as the concentration of total phosphorus and nitrates, didn't appear to have change the trophic level of the lake, as it still remains a mesotrophic aquatic ecosystem. The main threat in Lake Amvrakia is the sharp fluctuations in its water volume, a fact that reflected by the drop of the water level by 6.7 m during the two year period of study.

Lakes Lysimachia and Ozeros maintained satisfactory levels of oxygenation in their water column throughout the study and due to their shallow depth no thermal

stratification was observed. Both lakes exhibited low transparency values, a fact that it seemed to be related to the presence of increased amount of dissolved organic matter. The main source of pollution in the ecosystems is the increased agricultural and livestock activities in the region.

In Lake Lysimachia, the lower values of nutrients concentrations that observed in the present study compared to those that had been recorded in the past indicate a tendency for the ecosystem's recovery. This fact is obviously related to the operation of the wastewater treatment plant and, thus, the termination of the discharge of domestic sewage from the nearby city of Agrinio, but also to the particular hydrological conditions prevailing in the lake (rapid renewal of the water). However, the lake still holds the basic characteristics of a eutrophic ecosystem, as is the high concentration of phosphorus, which is probably due to the chronic charge of the lake with phosphorus and to its accumulation in the sediment. One of the main threats observed in Lake Lysimachia is the stream of Ermitsa, which rapidly is loading the lake with debris and changing its morphology.

Finally, Lake Ozeros seems to maintain the basic characteristics of a meso-eutrophic ecosystem mainly due to the concentration of phosphorus, which was the highest among the lakes in the region. In comparison to previous decades, it seems that the lake was charged with phosphorus, due probably to the surrounding agricultural cultivations and mainly the pig-raising activities. In contrast, the concentrations of ammonia, nitrite and nitrate have considerably decreased possibly due to the termination of the tobacco cultivations around the lake during the last years.

The small size of the three lakes and the water circulation probably resulted in the absence of horizontal differences of physiochemical parameters such as, transparency, temperature, DO, pH and conductivity.

The zooplankton investigation revealed a total of 42 invertebrate taxa, of which 22 are common among the lakes in the region (Amvrakia, Lysimachia, Ozeros, Trichonida and artificial Lake Stratos). The zooplankton sampling in Lake Amvrakia revealed 33 taxa, of which 15 are new records for the lake. In lakes Lysimachia and Ozeros were recorded 36 and 25 zooplankton taxa respectively, most of which are new records for both ecosystems (29 in Lysimachia and 21 in Lake Ozeros). The seasonal variation of the Shannon-Wiener (H) diversity index showed several similarities between the three

lakes. The increased diversity of zooplankton recorded indicates internal stability of the lakes.

In lakes Lysimachia and Ozeros, the mean integrated abundance of the zooplankton species and groups showed a uniform horizontal distribution, which is probably related to the small size of the lakes and the water circulation. A considerably reduction in the abundance of the *Dreissena blanci* larvae was recorded during the second year in Lake Amvrakia, a fact that probably can be attributed to the reduction of the water level at that time. The seasonal variation of total zooplankton abundance in lakes generally deviated from that described by the "PEG model", and was characterized by low species abundance in winter and a gradually increase during the spring period.

Considering the mean integrated abundance of the total zooplankton in the three lakes, Amvrakia (83.6 - 442.7 ind/l) exhibited the main characteristics of a mesotrophic ecosystem, while Ozeros (59.4 - 818 ind/l) and especially Lysimachia (147.9 - 4449.3 ind/l) of eutrophic lakes. The dominance of calanoid copepods in the crustacean community and the prevalence of zooplankton species that are indicators of oligotrophic / mesotrophic conditions in lakes Amvrakia and Ozeros, pointed a mesotrophic character of both ecosystems along with their possible transition towards higher trophic levels. In contrast, the overall picture presented by Lake Lysimachia was clearly that of a eutrophic ecosystem, based on the dominance of the group of rotifers and the presence of several species which are indicators of eutrophic conditions.

The investigation of the zooplankton vertical distribution in the deep lake Amvrakia showed that the vast majority of species was concentrated in the layer of 0-20 m and in those depths where the concentration of chlorophyll-a and dissolved oxygen was higher. During the turnover period, zooplankton species showed a relatively uniform distribution with depth, while in the period of intense stratification the highest zooplankton abundance found near or within the limits of the thermocline layer. Several species were also recorded even in the deeper layer (35-40 m), which at the end of the stratification period was anoxic. The possible factors that appeared to define the position of zooplankton species in the water column in Lake Amvrakia were the avoidance of predation, the reduction of the intra-and interspecific competition, the water temperature and the concentration of dissolved oxygen and chlorophyll-a. The

development of the thermocline layer had a significant effect on the vertical separation between species, as well as between ontogenetic stages.

The water temperature seemed to have the most important influence on the temporal variation of most of the zooplankton taxa in lakes Amvrakia, Lysimachia and Ozeros. Moreover, other parameters such as the concentration of dissolved oxygen and chlorophyll-a appeared to have also a significant influence on a number of species in lake Amvrakia.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Α) Ξενόγλωσση Βιβλιογραφία

Abrantes N, Antunes SC, Pereira MJ, Gonçalves F. 2006. Seasonal succession of cladocerans and phytoplankton and their interactions in a shallow eutrophic lake (LakeVela, Portugal). Acta Oecologica 29: 54-64.

Abrantes N, Gonçalves F. 2003. The dynamics of *Ceriodaphnia pulchella* (Cladocera) in labatory. Acta Oecologica 24: S245-S249.

Adamczuk M. 2009. Predation follows competition in depth selection behavior of Cladocera in a deep lake (E Poland). Biological Lett 46 (1): 29-36.

Agasild H, Zingel P, Tõnno I, Haberman J, Nõges T. 2007. Contribution of different zooplankton groups in grazing on phytoplankton in shallow eutrophic Lake Võrtsjärv (Estonia). Hydrobiologia 584: 167-177.

Akbulut N, Akbulut A, Park Y-S. 2008. Relationship between zooplankton (Rotifera) distribution and physico-chemical variables in Uluabat Lake (Turkey). Fresenius Environ Bull 17 (8): 947-955.

Albrecht C, Schultheiß R, Kevrekidis T, Streit B, Wilke T. 2007. Invaders or endemics? Molecular phylogenetics, biogeography and systematics of *Dreissena* in the Balkans. Freshwater Biology 52: 1525-1536.

Allan JD. 1976. Life history patterns in zooplankton. Amer Natur 110: 165-180.

Allan JD. 1977. An analysis of seasonal dynamics of a mixed population of *Daphnia*, and the associated cladoceran community. Freshwater Biology 7: 505-512.

Alonso M. 1996. Crustacea. Brachionopoda. Serie Fauna Ibérica, Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. Vol 7. Madrid, 486 pp.

Amoros C. 1984. Crustacés Cladocères. Bul mens Soc Linn, Lyon, no 3 et 4: 63 pp.

Antonopoulos A, Kagalou I, Michaloudi E, Leonardos I. 2008. Limnological features of a shallow eutrophic lake (Lake Pamvotis, Greece) with emphasis on zooplankton community structure. Oceanol Hydrobiol St 37: 1-14.

APHA, AWWA, WPCF. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works

Association and Water Pollution Control Federation, Washington DC. 17th ed., ISBN: 087553161X, 1624 pp.

Armengol-Diaz J, Esparcia A, Vicente E, Miracle MR. 1993. Vertical distribution of planktonic rotifers in a karstic meromictic lake. Hydrobiologia 255/256: 381-388.

Arora J, Mehra NK. 2009. Seasonal dynamics of zooplankton in a shallow eutrophic, man-made hyposaline lake in Delhi (India): role of environmental factors. Hydrobiologia 626: 27-40.

Atici T, Obali O, Altindag A, Ahiska S, Aydin D. 2010. The accumulation of heavy metals (Cd, Pb, Hg, Cr) and their state in phytoplanktonic algae and zooplanktonic organisms in Beysehir Lake and Mogan Lake, Turkey. Afr J Biotechnol 9: 475-487.

Beaver JR, Havens KE. 1996. Seasonal and spatial variation in zooplankton community structure and their relation to possible controlling variables in Lake Okeechobee. Freshwater Biology 36: 45-56.

Benndorf J, Schultz H, Benndorf A, Unger R, Penz E, Kneschke H, Kossatz K, Dumke R, Hornig U. 1988. Food-web manipulation by enhancement of piscivorous fish stocks: long term effects in the hypertrophic Bautzen Reservoir. Limnologica 19: 97-110.

Benzie JAH. 2005. Cladocera: the genus *Daphnia* (including *Daphniopsis*). In: Dumont Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World (HJF, ed). Vol 21, Backhuys Publishers, Leiden, 368 pp.

Bērziņš B, Pejler B. 1989a. Rotifer occurrence and trophic degree. Hydrobiologia 182: 171-180.

Bērziņš B, Pejler B. 1989b. Rotifer occurrence in relation to temperature. Hydrobiologia 175: 223-231.

Bianchi F, Acri F, Bernardi AF, Berton A, Boldrin A, Camatti E, Cassin D, Comaschi A. 2003. Can plankton communities be considered as bio-indicators of water quality in the Lagoon of Venice? Marine Pollution Bulletin 46: 964-971.

Bielánska-Grajner I, Gladysz A. 2011. Planktonic rotifers in mining lakes in the Silesian Upland: Relationship to environmental parameters. Limnologica 40 (1): 67-72.

Blouin AC. 1989. Patterns of plankton species, ph and associated water chemistry in Nova Scotia lakes. Water, Air, and Soil Pollution 46: 343-358.

Boersma M, Vijverberg J. 1996. Food effects on life history traits and seasonal dynamics of *Ceriodaphnia pulchella*. Freshwater Biology 35: 25-34.

Bogdan KG, Gilbert JJ. 1982. Seasonal patterns of feeding by natural populations of *Keratella*, *Polyarthra*, and *Bosmina*: Clearance rates, selectivities, and contributions to community grazing. Limnol Oceanogr 27 (5): 918-934.

Boon PI, Shiel RJ. 1990. Grazing on bacteria by zooplankton in Australian billabongs. Aust J Mar Freshwater Res 41: 247-257.

Borcherding J. 1991. The annual reproductive cycle of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* Pallas in lakes. Oecologia 87: 208-218.

Boyd CE. 2000. Water Quality: An Introduction. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, USA, 330 pp.

Bozkurt A. 2006. Yenişehir Gölü (Reyhanlı, Hatay) Zooplanktonu. EU Journal of Fisheries & Aquatic Sciences 23 (1/1): 39-43.

Branstrator DK, Lehman JT. 1991. Invertebrate predation in Lake Michigan: regulation of *Bosmina longirostris* by *Leptodora kindtii*. Limnol Oceanogr 36: 483-495.

Brönmark C, Hansson L-A. 2005. The Biology of Ponds and Lakes. 2nd ed., Oxford University Press, 285 pp.

Brooks JL, Dodson SI. 1965. Predation, body size and composition of plankton. Science 150: 28-35.

Brown CD, Hoyer MV, Bachmann RW, Canfield Jr DE. 2000. Nutrient-chlorophyll relationships: an evaluation of empirical nutrient-chlorophyll models using Florida and north-temperate lake data. Can J Fish Aquat Sci 57: 1574-1583.

Burns CW, Gilbert JJ. 1986a. Direct observations of the mechanism of interference between *Daphnia* and *Keratella cochlearis*. Limnol Oceanogr 31 (4): 859-866.

Burns CW, Gilbert JJ. 1986b. Effects of daphnid size and density on interference between *Daphnia* and *Keralella cochlearis*. Limnol Oceanogr 31 (4): 848-858.

Caramujo M-G, Boavida M-G. 2000. The seasonal dynamics of *Copidodiaptomus numidicus* (Gurney, 1909) and *Thermocyclops dybowskii* (Lande, 1890) in Castelo-do-Bode Reservoir. Aquatic Ecology 34: 143-153.

Carlson RE. 1977. A trophic state index for lakes. Limnol Oceanogr 22 (2): 361-369.

Carlton JT. 1993. Dispersal mechanisms of the zebra mussel. In: Zebra Mussels: Biology, Impacts and Control (Nalepa TF, Schloesser DW, eds). CRC Press, Boca Raton, Florida, 677-697.

Caroni R, Irvine K. 2010. The potential of zooplankton communities for ecological assessment of lakes: redundant concept or political oversight? Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy 110B: 35-53.

Carpenter SR, Kitchell JF, Hodgson JR, Cochran PA, Elser JJ, Elser MM, Lodge DM, Kretchmer D, He X, von Ende CN. 1987. Regulation of lake primary productivity by food web structure. Ecology 68 (6): 1863-1876.

Chapman D, Kimstach V. 1996. The selection of water quality variables. In: Water Quality Assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring (Chapman DV, ed). 2nd ed., UNESCO/ WHO/ UNEP, University Press, Cambridge, London, 651 pp.

Christoffersen K, Riemann B, Klysner A, Søndergaard M. 1993. Potential role of natural populations of zooplankton on plankton community structure in eutrophic lake water. Limnol Oceanogr 38: 561-573.

Cook CM, Vardaka E, Lanaras T. 2004. Toxic cyanobacteria in Greek freshwaters, 1987-2000: Occurrence, toxicity, and impacts in the Mediterranean region. Acta Hydrochim Hydrobiol 32 (2): 107-124.

Cooke GD, Welch EB, Peterson SA, Newroth PR. 1993. Restoration and management of lakes and reservoirs. 2nd ed., Lewis Publishers, Ann Arbor, London, 548 pp.

Crosetti D, Margaritora FG. 1987. Distribution and life cycles of cladocerans in temporary pools from central Italy. Freshwater Biology 18: 165-175.

Culver D, Brunskill GJ. 1969. Fayetteville Green Lake, New York. 5. Studies of primary production and zooplankton in a meromictic marl lake. Limnol Oceanogr 14: 862-873.

Culver DA, Vaga RM, Munch CS. 1984. Effect of size-selective fish predation on the reproductive output of Cladocera in hatchery ponds. Verh Int Ver Limnol 22: 1636-1639.

Danielidis DB, Spartinou M, Economou-Amilli A. 1996. Limnological survey of Lake Amvrakia, western Greece. Hydrobiologia 318: 207-218.

Dar IA, Rather HA, Dar MA. 2009. Dynamics of zooplankton in relation to physico-chemical factors. Our Nature 7: 168-176.

De Bernardi R, Guissani G, Manca M. 1987. Cladocera: Predators and prey. Hydrobiologia 145: 225-243.

De Carvalho MAJ. 1984. On the feeding behaviour of *Thermocyclops crassus*. Crustaceana, Supplement 7. Proceedings of the first International Conference on Copepoda, Amsterdam, The Netherlands, 122-126.

De Meester L, Dawidowicz P, Van Gool E, Loose CJ. 1999. Ecology and evolution of predator-induced behavior of zooplankton: depth selection behavior and diel vertical migration. In: The ecology and evolution of inducible defences (Tollrian R, Harvell CD, eds). Princeton (NJ), Princeton University Press, 160-176.

DeMott WR, Kerfoot WC. 1982. Competition among Cladocerans: nature of the interaction between *Bosmina* and *Daphnia*. Ecology 63: 1949-1966.

DeMott WR. 1985. Relations between filter mesh-size, feeding mode, and capture efficiency for cladocerans feeding on ultrafine particles. Arch Hydrobiol 21: 125-134.

Devetter M. 1998. Influence of environmental factors on the rotifer assemblage in an artificial lake. Hydrobiologia 387/388: 171-178.

Devetter M. 2011. Seasonal development of planktonic rotifers in Slapy Reservoir (Czech Republic). Biologia 66 (4): 662-668.

Dodson S. 1974. Zooplankton competition and predation: an experimental test of the size-efficiency hypothesis. Ecology 55: 605-613.

Dodson S. 1991. Species richness of crustacean zooplankton in European lakes of different sizes. Vehr Internat Verein Limnol 24: 1223-1229.

Dodson S. 1992. Predicting crustacean zooplankton species richness. Limnol Oceanogr 37 (4): 848-856.

Doulka E, Kehayias G, Chalkia E, Leonardos ID. 2013. Feeding strategies of *Atherina boyeri* (Risso 1810) in a freshwater ecosystem. J Appl Ichthyol 29: 200-207.

Doulka E, Kehayias G. 2008. Spatial and temporal distribution of zooplankton in Lake Trichonis (Greece). J Nat Hist 42 (5-8): 575-595.

Doulka E, Kehayias G. 2011. Seasonal vertical distribution and diel migration of zooplankton in a temperate stratified lake. Biologia 66 (2): 308-319.

Duggan IC, Green JD, Shiel RJ. 2001. Distribution of rotifers in North Island, New Zealand, and their potential use as bioindicators of lake trophic state. Hydrobiologia 446/447: 155-164.

Dumont HJ. 1977. Biotic factors in the population dynamics of rotifers. Arch Hydrobiol 8: 98-122.

Dussart BH, Defaye D. 2001. Introduction to the Copepoda. In: Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world (Dumont HJF, ed). 2nd ed., Vol 16, Backhuys Publishers, Leiden, 344 pp.

Economidis PS. 1991. Check list of freshwater fishes of Greece. Recent status of threats and protection. Hellenic Society for the Protection of Nature, Athens, 47 pp.

Einsle U. 1973. Zur horizontal und vertikalverteilung der larven von *Dreissena polymorpha* Pallas im pelagial des Bodensee-Obersees (1971). GWF Wasser/Abwasser 114: 27-30.

Ejsmont-Karabin J. 1974. Studies on the feeding of planktonic polyphage *Asplanchna priodonta* Gosse (Rotatoria). Ekologia Polska 22: 311-317.

Elser JJ, Goldman CR. 1991. Zooplankton effects on phytoplankton in lakes of contrasting trophic status. Limnol Oceanogr 36 (1): 64-90.

Ferrara O, Vagaggini D, Margaritora FG. 2002. Zooplankton abundance and diversity in Lake Bracciano, Latium, Italy. J Limnol 61 (2): 169-175.

Fry B. 1986. Sources of carbon and sulfur nutrition for consumers in three meromictic lakes of New -York State. Limnol Oceanogr 31 (l): 79-88.

Fryer G. 1957. The feeding mechanism of some freshwater cyclopoid copepods. Proc zool Soc Lond 129: 1-25.

G-Tóth L, Zankai NP, Messner OM. 1987. Algal consumption of four dominant crustaceans in Lake Balaton (Hungary). Hydrobiologia 145: 323-332.

Gannon JE, Bricker FJ, Bricker KS. 1982. Zooplankton community composition in nearshore waters of southern Lake Michigan. EPA-905/3-82-001. USEPA, GLNPO, Chicago IL.

Gannon JE, Stemberger RS. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. Trans am Micros Soc 97: 16-35.

García RP, Nandini S, Sarma SSS, Robles Valderrama E, Cuesta I, Hurtado M-D. 2002. Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (Mexico). Hydrobiologia 467 (1-3): 99-108.

Garnier J, Mourelatos S. 1991. Contribution of grazing in phytoplankton overall losses in a shallow French lake. Freshwater Biology 25: 515-523.

Geller W, Müller H. 1981. The filtration apparatus of Cladocera: filter mesh-sizes and their implications on food selectivity. Oecologia 49: 316-321.

Geraldes AM, Boavida MJ. 2004. What factors affect the pelagic cladocerans of the meso-eutrophic Azibo Reservoir? Ann Limnol 40 (2): 101-111.

Gilbert JJ, Stemberger RS. 1985. Control of *Keratella* populations by interference competition from *Daphnia*. Limnol Oceanogr 30: 180-188.

Gilbert JJ, Williamson CE. 1978. Predator-prey behavior and its effect on rotifer survival in associations of *Mesocyclops edax, Asplanchna girodi, Polyarthra vulgaris,* and *Keratella cochlearis*. Oecologia 37: 13-22.

Gilbert JJ. 1980. Observations on the susceptibility of some protists and rotifers to predation by *Asplanchna girodi*. Hydrobiologia 73: 87-91.

Gilbert JJ. 1985. Competition between Rotifers and *Daphnia*. Ecology 66: 1943-1950.

Gilbert JJ. 1988. Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: A review of the evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure. Limnol Oceanogr 33: 1286-1303.

Gkelis S, Moustaka-Gouni M, Sivonen K, Lanaras T. 2005. First report of the cyanobacterium *Aphanizomenon ovalisporum* Forti in two Greek lakes and cyanotoxin occurrence. J Plankton Res 27 (12): 1295-1300.

Gliwicz ZM, Ghilarov A, Pijanowska J. 1981. Food and predation as major factors limiting two natural populations of *Daphnia cucullata* Sars. Hydrobiologia 80: 205-218.

Gliwicz ZM, Pijanowska J. 1989. The role of predation in zooplankton succession, 253-296. In: Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities (Sommer U, ed). Springer-Verlag, Berlin, ISBN-10: 3540513736, 369 pp.

Gliwicz ZM, Rykowska A. 1992. Shore avoidance in zooplankton: A predator induced behavior or predator-induced mortality. J Plankton Res 14: 1331-1342.

Gliwicz ZM. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. Ekol Pol 12: 663-708.

Gliwicz ZM. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. Ekologia Polska Seria A 17: 663-707.

Gliwicz ZM. 1977. Food size selection and seasonal succession of filter feeding zooplankton in an eutrophic lake. Ekol Pol 25: 179-225.

Gliwicz ZM. 1980. Filtering rates, food size selection and feeding rates in cladocerans-another aspect of interspecific competition in filter-feeding zooplankton. In: Evolution and ecology of zooplankton communities (Kerfoot WC, ed), 91-282.

Gophen M. 1978. Zooplankton in Lake Kinneret. In: Lake Kinneret (Serruya C, ed). Junk Publishers, The Hague, Monographiae Biologicae, 32: 297-310.

Grzegorz G, Klimaszyk P, Kuczyńska-Kippen N. 2006. Diel vertical distribution of zooplankton in Piaseczno Lake (Wdecki Landscape Park) – II. Rotifera. Oceanological and Hydrobiological Studies 35 (1): 29-37.

Grzegorz G, Kuczyńska-Kippen N, Klimaszyk P. 2005. Diel vertical distribution of zooplankton in Piaseczno Lake (Wda Landscape Park) – I. Crustacean. Oceanological and Hydrobiological Studies 34 (4): 97-108.

Guiset A. 1977. Stomach contents in *Asplanchna* and *Ploesoma*. Arch Hydrobiol Beih 8: 126-129.

Gulati RD. 1983. Zooplankton and its grazing as indicators of trophic status in dutch lakes. Environ Monit Assess 3: 343-354.

Gulbrandsen J, Johnsen GH. 1990. Temperature - dependent development of parthenogenetic embryos in *Daphnia pulex* de Geer. J Plankton Res 12 (3): 443-453.

Gündüz E. 1998. *Eudiaptomus anatolicus* n.sp. (Copepoda: Calanoida) from Turkey. Hydrobiologia 368: 193-199.

Guo X. 1999. The genus *Thermocyclops Kiefer*, 1927 (Copepoda: Cyclopidae) in China. Hydrobiologia 403: 87-95.

Guseska D, Kostoski G, Tasevska O. 2008. Seasonal successions of zooplankton in the pelagic zone of Lake Prespa during 2004-2006. BALWOIS 2008, Ohrid, Republic of Macedonia-27, 31 May 2008, 1-7.

Guseska D, Tasevska O, Kostoski G. 2012. Zooplankton dynamic of Lake Prespa (Macedonia). Biologia 67 (5): 939-944.

Haberman J. 1976. An ecological characterization of the rotifers dominating in the pelagic region of Lakes Peipsi-Pihkva and Võrtsjärv. In: Productivity of Estonian fresh waters, Estonian Contributions to the International Biological Programme, 10 (Haberman H, Haberman J, Elberg K, eds). Tartu: 35-59.

Haberman J. 2000. Dominant zooplankton species in Lake Peipsi. Proc Estonian Acad Sci Biol Ecol 49 (1): 34-51.

Hanazato T. 1992. Direct and indirect effects of low-oxygen layers on lake zooplankton communities. Archiv für Hydrobiologie 35: 87-98.

Hansson L-A, Gustafsson S, Rengefors K, Bomark L. 2007a. Cyanobacterial chemical warfare affects zooplankton community composition. Freshwater Biology 52: 1290-1301.

Hansson L-A, Nicolle A, Brodersen J, Romare P, Nilsson PA, Brönmark C. 2007b. Consequences of fish predation, migration, and juvenile ontogeny on zooplankton spring dynamics. Limnol Oceanogr 52 (2): 696-706.

Hart RC. 1990. Zooplankton distribution in relation to turbidity and related environmental gradients in a large subtropical reservoir: patterns and implications. Freshwater Biology 24: 241-263.

Henssen DO, van Donk E, Gulati R.1995. Seasonal seston stoichiometry: effects on zooplankton in cyanobacteria dominated lakes. J Plankton Res 27 (5): 449-460.

Herzig A. 1979. The zooplankton of the open lake. In: Neusiedlersee: The Limnology of a Shallow Lake in Central Europe, Monographiae Biologicae (Illies J, ed). Vol 37, DrW Junk Publishers, The Hague: 281-335.

Herzig A. 1984. Temperature and life cycle strategies of *Diaphanosoma brachyurum*: An experimental study on development, growth and survival. Arch Hydrobiol 101 (1/2): 143-178.

Herzig A. 1995. *Leptodora kindti*: efficient predator and preferred prey item in Neusiedler See, Austria. Hydrobiologia 307: 273-282.

Hessen DO, Andersen T, Faafeng B. 1992. Zooplankton contribution to particulate phosphorus and nitrogen in lakes. J Plankton Res 14: 937-947.

Hessen DO, Nilssen JP. 1985. Factors controlling rotifer abundances in a Norwegian eutrophic lake: an experimental study. Ann Limnol 21: 97-105.

Hoffmann W. 1977. The influence of abiotic environmental factors on population dynamics in planktonic rotifers. Archiv für Hydrobiologie 8: 77-83.

Hofmann W. 1975. The influence of spring circulation on zooplankton dynamics in the Plußsee. Verh int Ver Limnol 19: 1241-1250.

Hofmann W. 1983. Interactions between *Asplanchna* and *Keratella cochlearis* in the Pluflsee (north Germany). Hydrobiologia 104: 363-365.

Hopp U, Maier G, Bleher R. 1997. Reproduction and adult longevity of five species of planktonic cyclopoid copepods reared on different diets: a comparative study. Freshwater Biology 38: 289-300.

Huber V, Adrian R, Gerten D. 2010. A matter of timing: heat wave impact on crustacean zooplankton. Freshwater Biology 55 (8): 1769-1779.

Hwang S-J, Kim H-S, Shin J-K, Oh J-M, Kong D-S. 2004. Grazing effects of a freshwater bivalve (*Corbicula leana* Prime) and large zooplankton on phytoplankton communities in two Korean lakes. Hydrobiologia 515: 161-179.

Idrisi N, Mills EL, Rudstam LG, Stewart DJ. 2001. Impact of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on the pelagic lower trophic levels of Oneida Lake, New York. Can J Fish Aquat Sci 58: 1430-1441.

Iglesias C, Goyenola G, Mazzeo N, Meerhoff M, Rodó E, Jeppesen E. 2007. Horizontal dynamics of zooplankton in subtropical Lake Blanca (Uruguay) hosting multiple zooplankton predators and aquatic plant refuges. Hydrobiologia 584: 179-189.

Iliadou K. 1991. Feeding of *Scardinius acarnanicus* Stephanidis, 1939 (Pisces: Cyprinidae) from lakes Lysimachia and Trichonis, Greece. J Fish Biol 38: 669-680.

Jana BB, Pal GP. 1985. Life history parameters of *Moina micrura* (KURZ) grown in different culturing media. Water Research 19: 863-867.

Jarvis AC, Hart RC, Combrink S. 1987. Zooplankton feeding on size fractionated *Microcystis* colonies and *Chlorella* in a hypertrophic lake (Hartbeespoort Dam, South Africa): implications to resource utilization and zooplankton succession. J Plankton Res 9: 1231-1249.

Jeppesen E, Jensen JP, Søndergaard M, Lauridsen T. 2005. Response of fish and plankton to nutrient loading reduction in 8 shallow Danish lakes with special emphasis on seasonal dynamics. Freshwater Biology 50: 1616-1627.

Jeppesen E, Nõges P, Davidson TA, Haberman J, Nõges T, Blank K, Lauridsen TL, Søndergaard M, Sayer C, Laugaste R, Johansson LS, Bjerring R, Amsinck SL. 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). Hydrobiologia 676 (1): 279-297.

Jeppesen E, Søndergaard M, Jensen JP, Mortensen E, Sortkjaer O. 1996. Fish-induced changes in zooplankton grazing on phytoplankton and bacterioplankton: a long-term study in shallow hypertrophic Lake Sebygaard. J Plankton Res 18 (9): 1605-1625.

Johnson LE, Carlton JT. 1996. Post-establishment spread in large-scale invasions: dispersal mechanisms of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. Ecology 77: 1686-1690.

Johnson PD, McMahon RF. 1998. Effects of temperature and chronic hypoxia on survivorship of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) and Asian clam (*Corbicula fluminea*). Can J Fish Aquat Sci 55: 1564-1572.

Kagalou II, Kosiori A, Leonardos ID. 2010. Assessing the zooplankton community and environmental factors in a Mediterranean wetland. Environ Monit Assess 170: 445-455.

Kappes H, Mechenich C, Sinsch U. 2000. Long-term dynamics of *Asplanchna priodonta* in Lake Windsborn with comments on the diet. Hydrobiologia 432: 91-100.

Karabin A. 1974. Studies on the predatory role of the cladoceran *Leptodora kindtii* (Focke) in secondary production of two lakes with different trophy. Ekol Pol 22: 295-310.

Karabin A. 1983. Ecological characteristics of lakes in North-Eastern Poland versus their trophic gradient. VII. Variations in the quantitative and qualitative structure of pelagic zooplankton (Rotatoria and Crustacea) in 42 lakes. Ekol Pol 31: 383-409.

Karatayev AY, Burlakova LE, Padilla DK. 1998. Physical factors that limit the distribution and abundance of *Dreissena polymorpha* (Pall.). Journal of Shellfish Research 17: 1219-1235.

Karatayev AY, Burlakova LE, Padilla DK. 2006. Growth rate and longevity of *Dreissena polymorpha* (Pallas): a review and recommendations for future study. Journal of Shellfish Research 25: 23-32.

Kehayias G, Chalkia E, Chalkia S, Nistikakis G, Zacharias I, Zotos A. 2008. Zooplankton dynamics in the upstream part of Stratos reservoir (Greece). Biologia 63 (5): 699-710.

Kehayias G, Michaloudi E, Bexi A. 2004. Aspects on the seasonal dynamics and the vertical distribution of the crustacean zooplankton community and the *Dreissena polymorpha* larvae in Lake Trichonis. Mediterranean Marine Science 5: 5-17.

Kerfoot WC, DeMott WR, Deangelis DL. 1985. Interactions among cladocerans: food limitation and exploitative competition. Arch Hydrobiol Beih 21: 431-451.

Korovchinsky NM. 1992. Sididae and Holopediidae: (Crustacea: Daphniiphormes). In: Guide to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the word (Dumont HJF, ed). SPB Academic Publishing, The Hague, 1-82.

Koussouris T. 1978. Plankton observations in three lakes of Western Greece. Thalassographica 2: 115-123.

Kristiansen J. 1980. Chrysophyceae from some Greek lakes. Nova Hedwigia 33: 167-194.

Kristiansen J. 1983. On the species of *Paraphysomonas* (Chrysophyceae) in some Greek lakes. Nova Hedwigia 38: 65-72.

Kutikova LA. 1970. The rotifer fauna of USSR. In: Keys of the fauna of USSR. Vol 104, NAUKA Publishing, Leningrad, 744 pp.

Lair N. 1990. Effect of invertebrate predation on the seasonal succession of a zooplankton community: a two year study in Lake Aydat, France. Hydrobiologia 198 (1): 1-12.

Lampert W. 1988. The relative importance of food limitation and predation in the seasonal cycle of two *Daphnia* species. Verh int Ver Limnol 23: 713-718.

Lampert W. 1989. The adaptive significance of diel vertical migration of zooplankton. Functional Ecology 3: 21-27.

Leech DM, Williamson CE. 2000. Is tolerance to UV radiation in zooplankton related to body size, taxon, or lake transparency? Ecological Applications 10 (5): 1530-1540.

Lehman JT. 1988. Ecological principles affecting community structure and secondary production by zooplankton in marine and freshwater environments. Limnol Oceanogr 33: 931-945.

Leonardos ID. 2004. Life history traits of *Scardinius acarnanicus* (Economidis, 1991) (Pisces: Cyprinidae) in two Greek lakes (Lysimachia and Trichonis). J Appl Ichthyol 20: 258-264.

Lewandowski K. 1982a. The role of early developmental stages in the dynamics of *Dreissena polymorpha* (Pall.) (Bivalvia) populations in lakes. I. Occurrence of larvae in the plankton. Ekologia Polska 30: 81-109.

Lewandowski K. 1982b. The role of early developmental stages in the dynamics of *Dreissena polymorpha* (Pall.) (Bivalvia) populations in lakes II. Settling of larvae and the dynamics of number of settled individuals. Ekologia Polska 30: 223-286.

Longhurst A, Williams R. 1992. Carbon flux by seasonal vertical migrant copepods is a small number. J Plankton Res 11: 1495-1509.

Lucy F. 2006. Early life stages of *Dreissena polymorpha* (zebra mussel): the importance of long-term datasets in invasion ecology. Aquatic Invasions 1: 171-182.

Lunte CC, Luecke C. 1990. Trophic interactions of *Leptodora* in Lake Mendota. Limnol Oceanogr 35: 1091-l100.

Lynch M. 1978. Complex interactions between natural coexploiters- *Daphnia* and *Ceriodaphnia*. Ecology 59: 552-564.

MacIsaac HJ, Gilbert JJ. 1991. Discrimination between exploitative and interference competition between *Keratella cochlearis* and Cladocera. Ecology 72: 924-937.

Mäemets A. 1983. Rotifers as indicators of lakes types in Estonia. Hydrobiologia 104: 357-361.

Maguran AE. 1988. Ecological Diversity and its Measurement. Croom Helm, London, 179 pp.

Maier G. 1990. The seasonal dynamics of *Thermocyclops dybowskii* (Lande 1890), in a small pond (Copepoda, Cyclopoida). Crustaceana 59: 76-81.

Maier G. 1996. Copepod communities in lakes of varying trophic degree. Arch Hydrobiol 136: 455-465.

Maier G, Buchholz R. 1996. Zooplankton communities of gravel pits in relation to trophy, dredging activity and macrophyte growth. Limnologica 26: 353-360.

Makarewicz JC, Likens GE. 1979. Structure and function of the zooplankton community of Mirror Lake, N.H. Ecol Monogr 49: 109-127.

Mantecca P, Vailati G, Garibaldi L, Bacchetta R. 2003. Depth effects on zebra mussel reproduction. Malacologia 45: 109-120.

Margalef R. 1983. Limnología. Ediciones Omega, Barcelona, 1014 pp.

Matveev VF. 1987. Effect of competition on the demography of planktonic cladocerans-*Daphnia* and *Diaphanosoma*. Oecologia 74: 468-477.

May L, Bailey-Watts AE, Kirika A. 2001. The relationship between *Trichocerca pusilla* (Jennings), *Aulacoseira* spp. and water temperature in Loch Leven, Scotland, U.K. Hydrobiologia 446/447: 29-34.

Mialet B, Gouzou J, Azémar F, Maris T, Sossou C, Toumi N, Van Damme S, Meire P, Tackx M. 2011. Response of zooplankton to improving water quality in the Scheldt estuary (Belgium). Estuarine, Coastal and Shelf Science 93: 47-57.

Michaloudi E, Kostecka M. 2004. Zooplankton of Lake Koroneia (Macedonia, Greece). Biologia 59 (2): 165-172.

Michaloudi E, Zarfdjian M, Economidis PS. 1997. The zooplankton of Lake Mikri Prespa. Hydrobiologia 351 (1-3): 77-94.

Milovskaya LV, Bonk TV. 2004. State of pelagic zooplankton community in the Lake Kurilskoye during fertilization and post fertilization periods (1980-2000). Research of water biological resources of Kamchatka and of the northwest part of Pacific Ocean: Selected Papers 7: 94-102.

Minchin D, Lucy F, Sullivan M. 2002. Zebra mussel: impacts and spread. 135-146. In: Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. (Leppäkoski E, Gollasch S, Olenin S, eds). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 583 pp.

Moore MV, Folt CF, Stemberger RS. 1996. Consequences of elevated temperatures for zooplankton assemblages in temperate lakes. Arch Hydrobiol 135: 289-319.

Muck P, Lampert W. 1984. An experimental study on the importance of food conditions for the relative abundance of calanoid copepods and cladocerans. Arch Hydrobiol 66: 157-179.

Neil WE. 1990. Induced vertical migration in copepods as a defence against invertebrate predation. Nature 345: 524-526.

Neil WE. 1984. Regulation of rotifer densities by crustacean zooplankton in an oligotrophic montane lake in British Columbia. Oecologia 61: 175-181.

Nogrady T, Segers H. 2002. Rotifera 6. Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. In: Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world (Dumont HJ, ed). Backhuys Publishers BV, 264 pp.

Orcutt JD, Porter KG. 1984. The synergistic effects of temperature and food concentration of life history parameters of *Daphnia*. Oecologia 63: 300-306.

Otsuki A, Wetzel RG. 1974. Calcium and total alkalinity budgets and calcium carbonate precipitation of a small hard-water lake. Arch Hydrobiol 73: 14-30.

Overbeck J, Anagnostidis K, Economou-Amilli A. 1982. A limnological survey of three Greek lakes: Trichonis, Lyssimachia and Amvrakia. Arch Hydrobiol 95: 365-394.

Papinska K. 1985. Carnivorous and detritivorous feeding of *Mesoscyclops leuckarti* Claus (Cyclopoida, Copepoda). Hydrobiologia 120: 249-257.

Pasternak AF, Mikheev VN, Wanzenböck J. 2006. How plankton copepods avoid fish predation: From individual responses to variations of the life cycle. J Ichthyol 46: S220-S226.

Patalas K. 1972. Crustacean plankton and the eutrophication of St. Laurence Great Lakes. J Fish Res Board Can 29: 1451-1462.

Pejler B, Bērziņš B. 1993. On relation to substrate in sessile rotifers. Hydrobiologia 259: 121-124.

Pejler B. 1983. Zooplanktonic indicators of trophy and their food. Hydrobiologia 101: 111-114.

Pejler B. 1956. Introgression in planktonic Rotatoria with some points of view on its causes and conceivable results. Evolution 10 (3): 246-261.

Petrusek A, Černý M, Audenaert E. 2004. Large intercontinental differentiation of *Moina micrura* (Crustacea: Anomopoda): one less cosmopolitan cladoceran? Hydrobiologia 526: 73-81.

Pinel-Alloul B, Methot G, Malinsky-Rushansky NZ. 2004. A short-term study of vertical and horizontal distribution of zooplankton during thermal stratification in Lake Kinneret, Israel. Hydrobiologia 526: 85-98.

Pinto-Coelho R, Pinel-Alloul B, Méthot G, Havens KE. 2005. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. Can J Fish Aquat Sci 62: 348-361.

Pociecha A, Wilk-Wozniak E. 2008. Comments on the diet of *Asplanchna priodonta* (Gosse, 1850) in the Dobczycki dam reservoir on the basis of field sample observations. Oceanol Hydrob St 37: 63-69.

Pourriot R, Capblancq J, Champ P, Meyer JA. 1982. Ecologie du plancton des eaux continentales. Masson, Paris, 198 pp.

Pourriot R. 1965. Recherches sur l'ecologie des Rotifères. Vie et Milieu, suppl., 21, 224 pp.

Pourriot R. 1970. Quelques *Trichocherca* (Rotifères) et leurs régimes alimentaires. Ann Hydrobiol 1: 155-171.

Pourriot R. 1977. Food and feeding habits of Rotifera. Arch Hydrobiol Beih 8: 243-260.

Pulevic V and coauthors, 2001. Biodiversity database of the Shkodra/Skadar Lake (Checklist of species). Project: Promotion of networks and exchanges in the countries of the South Eastern Europe. Activity 3.2.1. The regional environmental center for Central and Eastern Europe.

Rainey JD, Sobczak WV, Fradkin SC. 2007. Zooplankton diel vertical distributions in Lake Crescent a deep oligotrophic lake in Washington (USA). J Freshw Ecol 22: 469-476.

Reid JW. 1989. The distribution of species of the genus *Thermocyclops* (Copepoda Cyclopoida) in the Western Hemisphere, with description of *T. parvus*, new species. Hydrobiologia 175: 149-174.

Rejas D, DeMeester L, Ferrufino L, Maldonado M, Ollevier F. 2007. Diel vertical migration of zooplankton in an Amazonian várzea lake (Laguna Bufeos, Bolivia). Stud Neotrop Fauna Environ 42: 71-81.

Rodrigo MA, Vicente E, Miracle M. 2000. The physical, chemical and biological characteristics of the holomictic sulphated Lake Arcas-2 (Cuenca, Spain). Hydrobiologia 418: 153-168.

Ruttner-Kolisko A. 1974. Plankton Rotifers. Biology Taxonomy. Binnengewasser 26, Suppl., Schweizerbarts'che Verlag, Stuttgart, 146 pp.

Rylov VM. 1963. Fauna of U.S.S.R. Crustacea. Freshwater Cyclopoida. Zoological Institute. Academy of Sciences of the U.S.S.R. 3:1-314. Israel Program for Scientific Translations, Smithsonian Institution and National Science Foundation, Washington DC.

Sager PE, Richman S. 1991. Functional interaction of phytoplankton and zooplankton along the trophic gradient in Green Bay, Lake Michigan. Can J Fish Aquat Sci 48: 116-122.

Schaber P, Schrimpf A. 1984. On morphology and ecology of the *Filinia-terminalis-longiseta* group in Bavarian and Tyrolian lakes. Arch Hydrobiol 101 (1/2): 247-257.

Scheffer M, Hosper SH, Meijer M-L, Moss B, Jeppesen E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. Trends Ecol Evol 8: 275-279.

Schindler DW. 1987. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. Can J Fish Aquat Sci 44: 6-25.

Schoenberg SA, Carlson RE. 1984. Direct and indirect effects of zooplankton in a hypereutrophic lake. Oikos 42: 291-301.

Serafimova-Hadzisce J. 1959. Particularités du zooplancton du lac de Prespa et apercu de la composition du zooplancton des grands lacs de la peninsule des Balcans. Recueil des Travaux Station Hydrobiologique-Ohrid 6: 1-18.

Shapiro J, Lamarra V, Lynch M. 1975. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: Proceedings of a symposium on water quality management through biological control (Brezonik PL, Fox JL, eds). University of Florida, Gainesville, Florida, USA, 85-96.

Shapiro J, Wright DI. 1984. Lake restoration by biomanipulation: Round Lake Minnesota, the first two years. Freshwater Biology 14: 371-383.

Sládeček V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. Hydrobiologia 100: 169-201.

Smyly WJP. 1974. Vertical distribution and abundance of *Ceriodaphnia quadrangula* (O. F. Muller) (Crustacea, Cladocera). Freshwater Biology 4: 257-266.

Sommer U, Gliwicz ZM, Lampert W, Duncan A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Archiv für Hydrobiologie 106 (4): 433-471.

Søndergaard M, Jensen JP, Jeppesen E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. Hydrobiologia 506-509: 135-145.

Søndergaard M, Jeppesen E, Jensen JP, Amsinck SL. 2005. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. Journal of Applied Ecology 42: 616-629.

Søndergaard M, Wolter K-D, Ripl W. 2002. Chemical treatment of water and sediments with special reference to lakes. In: Handbook of Restoration Ecology (Perrow M, Davy T, eds). University Press, Cambridge, 184-205.

Soto D, Hurlbert SH. 1991a. Short-term experiments on calanoid-cyclopoid phytoplankton interactions. Hydrobiologia 215: 83-110.

Soto D, Hurlbert SH. 1991b. Long-term experiments on calanoid-cyclopoid interactions. Ecol Monogr 61: 245-265.

Soucek DJ. 2007. Bioenergetic effects of sodium sulfate on the freshwater crustacean, *Ceriodaphnia dubia*. Ecotoxicology 16 (3): 317-325.

Sprung M. 1989. Field and laboratory observations of *Dreissena polymorpha* larvae: abundance, growth, mortality and food demands. Archiv für Hydrobiologie 115: 537-561.

Sprung M. 1993. The other life: An account of present knowledge of the larval phase of *Dreissena polymorpha*. In: Zebra Mussels: Biology, Impacts and Control (Nalepa TF, Schloesser DW, eds). CRC Press, Florida, 39-54.

Stańczykowska A, Lewandowski K. 1993. Thirty years of studies of *Dreissena polymorpha* ecology in Mazurian lakes of northeastern Poland. In: Zebra Mussels: Biology, Impacts and Control (Nalepa TF, Schloesser DW, eds). CRC Press, Florida, 3-37.

Stańczykowska A. 1977. Ecology of *Dreissena polymorpha* (Pall.) (Bivalvia) in lakes. Pol Arch Hydrob 24: 461-530.

Stanković I, Ternjej I, Mihaljević Z, Furač L, Kerovec M. 2010. Crustacean plankton community (Crustacea: Copepoda and Cladocera) in gypsum karst lakes and their relation to abiotic parameters. Hydrobiologia 666 (1): 145-153.

Stanković S. 1960. The Balkan Lake Ohrid and its living world. Monographie Biologicae, Vol IX. Uitgeverij Dr W Junk, Den Haag, 357 pp.

Starkweather PL. 1980. Aspects of feeding behaviour and trophic ecology of suspension feeding. Hydrobiologia 73: 63-72.

Stemberger RS, Gilbert JJ. 1984. Spine development in the rotifer *Keratella cochlearis*: induction by cyclopoid copepods and *Asplanchna*. Freshwater Biology 14: 639-647.

Stemberger RS. 1974. Spatial and temporal distribution of rotifers in Milwaukee Harbor and adjacent Lake Michigan. Proceedings of 17th Conference of Great Lakes Research, International Association of Great Lakes Research: 120-134.

Sterner RW. 1989. The role of grazers in phytoplankton succession. In: Plankton ecology: Succession in plankton communities (Sommer U, ed). Springer-Verlag, Berlin, 107-170.

Stoeckmann AM, Garton DW. 2001. Flexible energy allocation in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in response to different environmental conditions. Journal of the North American Benthological Society 20: 486-500.

Tafas T, Economou-Amilli A. 1997. Limnological survey of the warm monomictic Lake Trichonis (central western Greece). II. Seasonal phytoplankton periodicity-a community approach. Hydrobiologia 344: 141-153.

Tasevska O, Kostoski G, Guseska D. 2010. Rotifers based assessment of the Lake Dojran water quality. Balwois 2010, Ohrid, Republic of Macedonia, 25, 29 May 2010.

Tátrai I, Mátyás K, Korponai J, Paulovits G, Pomogyi P, Héri J. 2003. Regulation of plankton by omnivore cyprinids in a shallow lake in the Kis-Balaton Reservoir System. Hydrobiologia 504: 241-250.

Telesh IV. 1993. The effect of fish on planktonic rotifers. Hydrobiologia 255/256: 289-296.

Ter Braak CJF. 1994. Canonical community ordination. Part 1: Basic theory and linear methods. Ecoscience 1: 127-140.

Thomatou AA, Triantafyllidou M, Chalkia E, Kehayias G, Konstantinou I, Zacharias I. Land use changes do not change the trophic state of a deep monomictic lake. Amvrakia Lake, Greece. Med. Marine Science (submitted).

Tsekos I, Economidis PS, Charitonidis S, Sinis A, Nikolaides G, Petridis D, Moustaka M, Zarfdjian M, Kokkinakis A. 1992. Hydrobiological study of the man-made Lake Tavropou, Karditsa. Final report, Ministry of Agriculture.

Tsoumani M, Apostolidis AP, Leonardos ID. 2012. Biogeography of *Rutilus* species of the southern Balkan Peninsula as inferred by multivariate analysis of morphological data. Journal of Zoology DOI:10.1111/j.1469-7998.2012.00979.x

Tsoumani M, Liasko R, Moutsaki P, Kagalou I, Leonardos I. 2006. Length–weight relationships of an invasive cyprinid fish (*Carassius gibelio*) from 12 Greek lakes in relation to their trophic states. J Appl Ichthyol 22: 281-284.

Ustaoğlu MR. 2004. A check-list for zooplankton of Turkish inland waters. Journal of Fisheries & Aquatic Sciences 21 (3-4): 191-199.

Van der Molen DT, Boers PCN. 1994. Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. Hydrobiologia 275/276: 379-389.

Vanderploeg HA, Ludsin SA, Cavaletto JF, Höök TO, Pothoven SA, Brandt SB, Liebig JR, Lang GA. 2009. Hypoxic zones as habitat for zooplankton in Lake Erie: Refuges from predation or exclusion zones? Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 381: S108-S120.

Vanni MJ, Layne CD. 1997. Nutrient recycling and herbivory as mechanisms in the "top-down" effect of fish on algae in lakes. Ecology 78 (1): 21-40.

Vardaka E, Moustaka-Gouni M, Cook CM, Lanaras T. 2005. Cyanobacterial blooms and water quality in Greek waterbodies. J Appl Phyc 17 (5): 291-401.

Verginis S, Leontaris S. 1978. Beiträge zur Morphologie und Entwicklung des Semipoljes Amvrakia (Limni Amvrakia), West-Griecheland. Int Rev Ges Hydrobiol 63 (6): 831-839.

Vijverberg J. 1980. Effect of temperature in laboratory studies on development and growth of Cladocera and Copepoda from Tjeukemeer, The Netherlands. Freshwater Biology 10: 317-340.

Virro T, Haberman J, Haldna M, Blank K. 2009. Diversity and structure of the winter rotifer assemblage in a shallow eutrophic northern temperate Lake Võrtsjärv. Aquatic Ecology 43: 755-764.

Wagner AR, Seitz A. 1992. Qualitative and quantitative investigations on the cladoceran zooplankton of oligotrophic maar lakes. Arch. Hydrobiol Beih 38: 171-182.

Walz N, Elster H, Mezger M. 1987. The development of the rotifer community structure in Lake Constance during its eutrophication. Archiv für Hydrobiol 4: 452-487.

Wang S, Xie P, Geng H. 2010. The relative importance of physicochemical factors and crustacean zooplankton as determinants of rotifer density and species distribution in lakes adjacent to the Yangtze River, China. Limnologica 40 (1): 1-7.

Wang S, Xie P, Wu S, Wu A. 2007. Crustacean zooplankton distribution patterns and their biomass as related to trophic indicators of 29 shallow subtropical lakes. Limnologica 37: 242-249.

Wetzel RG. 2001. Limnology. Lake and River Ecosystems. 3rd ed., Academic Press, San Diego, 1006 pp.

Whitton BA, Potts M. 2000. The Ecology of Cyanobacteria: Their Diversity in Time and Space. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, The Netherlands, 669 pp.

Wilke T, Schultheiß R, Albrecht C, Bornmann N, Trajanovski S, Kevrekidis T. 2010. Native *Dreissena* freshwater mussels in the Balkans: in and out of ancient lakes. Biogeosciences 7: 3051-3065.

Yacobi YZ, Zohary T. 2010. Carbon: chlorophyll-a ratio, assimilation numbers and turnover times in Lake Kinneret phytoplankton. Hydrobiologia 639: 185-196.

Yildiz S, Altindağ A, Ergönül MB. 2007. Seasonal fluctuations in the zooplankton composition of a eutrophic lake: Lake Marmara (Manisa, Turkey). Turkish Journal of Zoology 31: 121-126.

Zacharias I, Bertachas I, Skoulikidis N, Koussouris T. 2002. Greek lakes: limnological overview. Lakes & Reservoirs: Research and Management 7: 55-62.

Zadereev YS, Tolomeyev AP. 2007. The vertical distribution of zooplankton in brackish meromictic lake with deep-water chlorophyll maximum. Hydrobiologia 576: 69-82.

Zankai PN, Ponyi JE. 1986. Composition and feeding of crustacean zooplankton community in a shallow, temperate lake (Lake Balaton, Hungary). Hydrobiologia 135: 131-147.

Zaret TM, Suffern JS. 1976. Vertical migration in zooplankton as a predator avoidance mechanism. Limnol Oceanogr 21: 804-813.

Zaret TM. 1980. Predation and freshwater communities. Yale University Press, New Haven, 187 pp.

Zarfdjian MH, Economidis PS. 1989. Listes provisoires des rotifèrs, cladocères et copépodes des eaux continentales Grecques. Biol Gallo-Hell 15: 129-146.

Zarfdjian MH, Vranovsky M, Economidis PS. 1990. Les invertebrés planctoniques du lac Volvi (Macédoine, Grèce). Int Revue ges Hydrobiol 75: 405-412.

Zogaris S, Economou AN, Dimopoulos P. 2009. Ecoregions in the southern Balkans: should their boundaries be revised? Environ Manag 43: 682-697.

Żurek R. 2006. Zooplankton of a flooded opencast sulphur mine. Aquatic Ecology 40**:** 177-202.

Żurek R. 2007. The basic paths of energy flow and matter transformations in a lowland dam reservoir ecosystem. Intern J Oceanogr Hydrob 36: 5-147.

B) Ελληνική Βιβλιογραφία

Αυλωνίτης Χ. 2008. Εκτίμηση περιβαλλοντικών επιπτώσεων από τη λατόμευση και επεξεργασία γύψου στο νομό Αιτωλοακαρνανίας. Μεταπτυχιακή εργασία, Τμήμα Γεωλογίας, Πανεπιστήμιο Πατρών, Πάτρα.

Δασκαλάκη Π. 1992. Συμβολή στη γνώση του χημισμού και της ποιότητας των υπογείων υδάτων στον Ελλαδικό χώρο. Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Γεωλογίας Τομέας Εφαρμοσμένης Γεωλογίας & Γεωφυσικής, Πανεπιστήμιο Πατρών, Πάτρα, 947 σελ.

Ζαρφντζιάν ΜΕ. 1989. Εποχικές διακυμάνσεις και χωρική κατανομή πλαγκτικών ασπόνδυλων λίμνης Βόλβης. Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Βιολογίας, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη, 249 σελ.

Καλλέργης Γ και συνεργάτες, 1993. Οικολογική χωροταξική μελέτη των χαρακτηριστικών οικοσυστημάτων λιμνών Αιτωλοακαρνανίας. Υ.ΠΕ.ΧΩ.Δ.Ε. SIGMA, Γραφείο Υδατικών και Περιβαλλοντικών Μελετών. Τελική Έκθεση, Εργαστήριο Υδρογεωλογίας, Πανεπιστήμιο Πατρών.

Κεχαγιάς Γ. 2003. Υδάτινα οικοσυστήματα. Πανεπιστημιακό Τυπογραφείο Πανεπιστημίου Ιωαννίνων, Αγρίνιο, 368 σελ.

Κουλιόπουλος Τ. 2011. Ποιοτική κατάσταση λίμνης Κορώνειας. Διπλωματική εργασία, Τομέας Υδατικών Πόρων και Περιβάλλοντος, Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, Αθήνα, 143 σελ.

Κουσσουρής Θ. 1998. Το νερό στη φύση, στην ανάπτυξη, στην προστασία του περιβάλλοντος. Μονογραφίες Θαλάσσιων Επιστημών. Εθνικό Κέντρο Θαλάσσιων Ερευνών, Αθήνα, 188 σελ.

Λεονταρής Σ. 1967. Γεωμορφολογικές έρευνες επί της λεκάνης των Αιτωλοακαρνανικών λιμνών. Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών, Αθήνα.

Λεονταρής Σ. 1970. Γεωμορφολογικές έρευνες επί της λεκάνης των Αιτωλοακαρνανικών λιμνών. Γεωλ. Χρον. Ελλ. Χωρών, XIX, 541-688, Αθήνα.

Λιάκουρης Δ. 1971. Γεωμορφολογικές έρευνες περιοχής κάτω Αχελώου (Άνω Τμήμα). Διδακτορική διατριβή, Πανεπιστήμιο Αθηνών, 84 σελ.

Μιχαλούδη Ε. 1997. Σύνθεση των ειδών, αφθονία και βιομάζα των ζωοπλαγκτικών οργανισμών της Μικρής Πρέσπας. Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Βιολογίας, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη, 199 σελ.

Μουστάκα Μ και συνεργάτες, 2011. Παρακολούθηση της Λίμνης Ισμαρίδας και διερεύνηση στοιχείων του τροφικού πλέγματος στο πλαίσιο των δράσεων αποκατάστασης της λίμνης. Τελική Έκθεση, Τμήμα Βιολογίας, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη, 90 σελ.

Ντούλκα Ε. 2010. Συμβολή στη μελέτη της ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας της λίμνης Τριχωνίδας. Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων, Αγρίνιο, 308 σελ.

Σπαρτινού Μ. 1992. Η μικροχλωρίδα της λίμνης Αμβρακίας. Συστηματική και οικολογική μελέτη. Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών, Αθήνα, 353 σελ.

Τάφας Τ. 1991. Μικροχλωρίδα της λίμνης Τριχωνίδας, Αιτωλοακαρνανίας. Ποιοτική και ποσοτική ανάλυση φυτοπλαγκτού. Εποχική διαδοχή. Διδακτορική διατριβή, Βιολογικό Τμήμα, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών, Αθήνα, 363 σελ.

Τίγκιλης Γ. 2007. Μελέτη οικοσυστήματος λίμνης Κουρνά Χανίων με έμφαση στο πλαγκτόν και την ιχθυοπανίδα. Διδακτορική διατριβή, Βιολογικό Τμήμα, Πανεπιστήμιο Κρήτης, Ηράκλειο, 366 σελ.

Ψιλοβίκος Α και συνεργάτες, 1995. Έρευνα εκτίμησης και διαχείρισης του υδατικού δυναμικού της λεκάνης του κάτω Αχελώου για την ανάπτυξη και την περιβαλλοντική αναβάθμιση του Δέλτα των Λιμνοθαλασσών του και του συνόλου της περιοχής. Υ.ΠΕ.ΧΩ.Δ.Ε. Γενική Γραμματεία Δημοσίων Έργων, Δ/νση Εγγειοβελτιωτικών Έργων (Δ7), Τεχνική Έκθεση, Τμήμα Γεωλογίας και Φυσικής Γεωγραφίας, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης.

Γ) Ηλεκτρονικές Πηγές

http://www.crv.uwa.edu.au/presentations/Pamvotis, 2000

kpe-kastor.kas.sch.gr

www.airphotos.gr

www.minagric.gr

ΒΙΟΓΡΑΦΙΚΟ ΣΗΜΕΙΩΜΑ

Χαλκιά Αικατερίνη

e-mail: ahalkia@cc.uoi.gr

ΕΚΠΑΙΔΕΥΣΗ / ΑΝΩΤΑΤΕΣ ΣΠΟΥΔΕΣ

2001-2006 Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων
Σχολή Διαχείρισης Φυσικών Πόρων και Επιχειρήσεων
Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων
Βαθμός πτυχίου: «Λίαν Καλώς» 7,3
Διπλωματική εργασία: «*Εκτίμηση της εποχικής διακύμανσης του ζωοπλαγκτού και των φυσικοχημικών παραμέτρων στην τεχνητή λίμνη Στράτου».*
Βαθμός διπλωματικής εργασίας: «Άριστα» 10

2007-2013 Υποψήφια διδάκτορας του Μεταπτυχιακού Προγράμματος Σπουδών «*Αειφορική Διαχείριση Προστατευόμενων Περιοχών*» του Τμήματος Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων του Πανεπιστημίου Δυτικής Ελλάδας.
Θέμα διδακτορικής διατριβής: «*Συμβολή στη μελέτη της βιολογίας και οικολογίας του ζωοπλαγκτού σε λίμνες της Δυτικής Ελλάδας*».

ΓΝΩΣΗ Η/Υ Άριστη γνώση χειρισμού Η/Υ σε περιβάλλον Windows XP/7
- Γνώση προγραμμάτων του Microsoft Office
- Γλώσσα προγραμματισμού Pascal
- Λογισμικά πακέτα SPSS, Canoco, Turboweg, Surfer, OriginPro

ΞΕΝΕΣ ΓΛΩΣΣΕΣ Άριστη γνώση της Αγγλικής γλώσσας
(*Certificate of Proficiency in English Michigan University*)
Μέτρια γνώση της Γερμανικής γλώσσας
(*Zertifikat Elementarstufe Deutsch*)

ΕΡΕΥΝΗΤΙΚΗ ΕΜΠΕΙΡΙΑ

2005-2012 Δειγματοληψίες συλλογής ζωοπλαγκτού σε λιμναία οικοσυστήματα.
Μετρήσεις φυσικοχημικών παραμέτρων στο πεδίο.
Χημικές αναλύσεις νερού και προσδιορισμός των θρεπτικών στοιχείων και της χλωροφύλλης με φασματοφωτομετρικές μεθόδους.
Προσδιορισμός ζωοπλαγκτικών ειδών στο εργαστήριο.
Αναλύσεις στομαχικού περιεχομένου πλαγκτοφάγων ιχθύων.
Ανάλυση και συσχέτιση βιοτικών και αβιοτικών παραμέτρων.

ΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΕΣ ΕΡΓΑΣΙΕΣ – ΣΥΓΓΡΑΦΙΚΟ ΕΡΓΟ

A) Δημοσιεύσεις σε διεθνή επιστημονικά περιοδικά

- Kehayias G., **Chalkia E**., Chalkia S., Nistikakis G., Zacharias I. & Zotos A. 2008. Zooplankton dynamics in the upstream part of Stratos reservoir (Greece). Biologia 63 (5), pp. 699 -710. DOI: 10.2478/s11756-008-0129-5.
- **Chalkia E**., Zacharias I., Thomatou A.A. & Kehayias G. 2012. Zooplankton dynamics in a gypsum karst lake and interrelation with the abiotic environment. Biologia, 67 (1), pp. 151 -163. DOI: 10.2478/s11756-011-0147-6.
- **Chalkia E**., Kehayias G. & Doulka E. 2012. Spatial and Temporal Variation of the Freshwater Mussel *Dreissena blanci* (Westerlund, 1890) Larvae in Greek Lakes. Malacologia, 55 (1), pp. 135 -150. DOI: 10.4002/040.055.0109.
- Doulka E., Kehayias G., **Chalkia E**. & Leonardos I.D. 2013. Feeding strategies of *Atherina boyeri* (Risso 1810) in a freshwater ecosystem. Journal of Applied Ichthyology, 29, pp. 200-207. DOI: 10.1111/jai.12012.
- **Chalkia E.** & Kehayias G. 2013. Zooplankton and environmental factors of a recovering eutrophic lake (Lysimachia Lake, Western Greece). Biologia (in press).
- **Chalkia E.** & Kehayias G. 2013. Zooplankton community dynamics and environmental factors in Lake Ozeros (Greece). Mediterranean Marine Science (submitted).
- Thomatou A.A., Triantafyllidou M., **Chalkia E**., Kehayias G., Konstantinou I. & Zacharias I. 2013. Land use changes do not change the trophic state of a deep monomictic lake. Amvrakia Lake, Greece. Mediterranean Marine Science (submitted).

Β) Κεφάλαια σε βιβλία

- Kehayias G., **Chalkia E.** & Doulka E. 2012. Biological and Ecological Aspects of the Larvae of the Mollusk *Dreissena blanci* (Westerlund, 1890) from Greek Lakes (123-152p). In: Mollusks: Morphology, Behavior and Ecology. (A. Fyodorov & H. Yakovlev, eds). Nova Science Publishers, Inc. 285 pp. ISBN 978-1-62100-987-0.

Γ) Ανακοινώσεις σε συνέδρια

- **Χαλκιά Α**., Κεχαγιάς Γ., Ζαχαρίας Ι. και Θωμάτου Α.Α. "*Εποχική και χωρική κατανομή του ζωοπλαγκτού στη λίμνη Αμβρακία*". 4ο Πανελλήνιο Συνέδριο "Σύγχρονες τάσεις της έρευνας στην Οικολογία", 9-12 Οκτωβρίου 2008, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, Βόλος.
- **Chalkia E.**, Kehayias G., Zacharias I. and Thomatou A.A. "*Zooplankton in Lake Amvrakia: species composition and abundance variation*". 11th International Congress on the Zoogeography and Ecology of Greece and Adjacent Regions, 21-25 September 2009, Crete, Greece.
- **Χαλκιά Α**. και Κεχαγιάς Γ. "*Σύνθεση και δυναμική της ζωοπλαγκτικής βιοκοινωνίας της λίμνης Οζερός*". 10ο Πανελλήνιο Συμπόσιο Ωκεανογραφίας & Αλιείας, 7 - 11 Μαΐου 2012, Ίδρυμα Ευγενίδου, Αθήνα.
- Θωμάτου Α.Α., Τριανταφυλλίδου Μ., **Χαλκιά Α**., Κεχαγιάς Γ., Κωνσταντίνου Ι. και Ζαχαρίας Ι. "*Οι αλλαγές των χρήσεων γης δεν αλλάζουν άμεσα την τροφική κατάσταση της λίμνης Αμβρακίας*". 10ο Πανελλήνιο Συμπόσιο Ωκεανογραφίας & Αλιείας, 7 - 11 Μαΐου 2012, Ίδρυμα Ευγενίδου, Αθήνα.