

ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΣΧΟΛΗ ΓΕΩΠΟΝΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ
ΤΜΗΜΑ ΙΧΘΥΟΛΟΓΙΑΣ ΚΑΙ ΥΔΑΤΙΝΟΥ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

ΠΡΟΠΤΥΧΙΑΚΗ ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

**«Μελέτη της χρονικής και χωρικής κατανομής της χλωροφύλλης-α
στο οικοσύστημα της λίμνης Κάρλα»**

Καρέλλου Εύα Ίρις Ελευθερία

ΒΟΛΟΣ 2015

«Μελέτη της χρονικής και χωρικής κατανομής της χλωροφύλλης-α στο οικοσύστημα της λίμνης Κάρλα»

Τριμελής Εξεταστική Επιτροπή :

- 1) Κωνσταντίνος Κορμάς**, Καθηγητής «Οικολογία υδρόβιων μικροοργανισμών»,
Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, Επιβλέπων
- 2) Ιφιγένεια Κάγκαλου**, Καθηγήτρια «Οικολογία», Δημοκρίτειο Πανεπιστήμιο
Θράκης, Μέλος
- 3) Μαριάνθη Χατζιωάννου**, Επίκουρη Καθηγήτρια «Εκτροφή Σαλιγκαριών και
Βατράχων», Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, Μέλος

Στον Παππού μου Ιάσωνα

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά όλους αυτούς τους ανθρώπους που συνέβαλαν στο να φέρω σε πέρας την παρούσα Προπτυχιακή Διπλωματική Εργασία. Ιδιαίτερα θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Επιβλέποντα της εργασίας αυτής, κ. Κωνσταντίνο Κορμά για την πολύτιμη βοήθειά του και τη διαρκή υποστήριξη και κατανόησή του, κατά τη διεξαγωγή του πειράματος και της συγγραφή της παρούσας εργασίας, την κ. Ιφιγένεια Κάγκαλου η οποία με έφερε αρχικά σε επαφή με το αντικείμενο της λιμνολογίας και την κ. Μαριάνθη Χατζηιωάννου για την ενθάρρυνση της. Τέλος, θα ήθελα να εκφράσω τις ευχαριστίες μου στους γονείς μου, τα αδέρφια μου, τον Γιώργο και την Άντζελα για την αμέριστη συμπαράσταση, βοήθεια και προ πάντων κατανόηση και ανοχή καθ' όλο το χρονικό διάστημα των σπουδών μου.

Περίληψη

Η αποξήρανση της λίμνη Κάρλας ξεκίνησε το 1962, για γεωργικούς σκοπούς και το 2009 άρχισε η άντληση νερού από τον ποταμό Πηνειό για την επαναφορά της. Το αντικείμενο της παρούσας μελέτης είναι η κατανομή της χλωροφύλλης α στα μικροστρώματα της στήλης του ιζήματος (0-25 mm) στην παράκτια ζώνη. Έγινε δειγματοληψία σε δύο διαφορετικούς σταθμούς ST1 (Αριάνη, νότια πλευρά της λίμνης) και ST2 (Παρατηρήριο, βόρεια πλευρά) σε τρεις διαφορετικές ημερομηνίες κατά τους μήνες Αύγουστος- Σεπτέμβριος 2012. Στα δείγματα προστέθηκε ακετόνη 90%, φυγοκεντρίθηκαν και φωτομετρήθηκαν στα 750nm και 664nm. Στον σταθμό ST1 η χλωροφύλλη -α κυμάνθηκε στα 0,382-8,221 mg/m³ σε βάθος 20-25 mm και 0-5 mm αντίστοιχα, ενώ οι φιαοφυτίνες είχαν τιμές 1,09-4,854 mg/m³ σε βάθος 20-25 mm και 0-5 mm. Στον σταθμό ST2 η χλωροφύλλη -α κυμάνθηκε μεταξύ 0,117- 8,528 mg/m³ σε βάθος 15-20 mm και 0-5 mm αντίστοιχα ενώ οι φιαοφυτίνες είχαν τιμές 0,121-4,566 mg/m³ σε βάθος 20-25 mm και 0-5 mm. Το ποσοστό της χλωροφύλλης στο σύνολο των φυτοχρωστικών στον ST1 κυμάνθηκε μεταξύ 24% -83%, ενώ στον ST2 μεταξύ 18%-69%. Οι διαφορές στις τιμές μεταξύ των δύο σταθμών μπορούν να αποδοθούν σε παράγοντες όπως την θέση των σταθμών σε σχέση με τα σημεία εισροής και εκροής, την κυματική δράση, την ηλιοφάνεια και την γεωργική και κτηνοτροφική χρήση των γύρω εδαφών. Οι μελέτες που βρέθηκαν έχουν δειγματοληψίες από τα πρώτα 2-10 mm του επιφανειακού ιζήματος σε μικρό βάθος (0,2- 1 m) και είναι δύσκολα συγκρίσιμες με την παρούσα μελέτη. Κατά μέσο όρο και για τους δύο σταθμούς και τις τρεις ημερομηνίες η συγκέντρωση της χλωροφύλλης α ήταν πολύ υψηλότερη από ότι σε άλλες μελέτες σε (862,4 mg/m²) και κυμάνθηκε μεταξύ 49,9-1674,9 mg/m². Αυτό

μπορεί να ερμηνευθεί με το ότι οι άλλες μελέτες ήταν από πιο ψυχρές περιοχές ή από ολγοτροφικές λίμνες μεγάλων διαστάσεων.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ	1
1.1. Μικροφυτοβένθος	1
1.1.1. Γενικές πληροφορίες για το μικροφυτοβένθος	9
1.1.2. Είδη	1
1.1.3. Σχέση με τα φύκη μεγαλύτερου βάθους	2
1.1.4. Σημασία στην οικολογία	3
1.1.5. Παραγωγικότητα	4
1.1.6. Βιότοπος	6
1.2. Ρηχές λίμνες	8
1.3. Μικροφυτοβένθος και λίμνες	9
1.4. Βιβλιογραφία σχετικά με το μικροφυτοβένθος και τις λίμνες	10
1.5. Σκοπός της μελέτης	11
2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ	11
2.1. Περιοχή μελέτης	11
2.2. Δειγματοληψία	12
2.3. Επεξεργασία και Ανάλυση δειγμάτων	14
3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ	16

4. ΣΥΖΗΤΗΣΗ- ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ	18
4.1. ST1	18
4.2. ST2	19
4.3. Σχέση ημερομηνίας – βάθους ανά σταθμό	19
4.4. Επίδραση θέσης, κυμματικής δράσης και ηλιοφάνειας	20
4.5. Βιολογικοί παράγοντες	21
4.6. Επίδραση της κτηνοτροφίας και της γεωργίας	22
4.7. Θρεπτικά συστατικά	23
4.8. Σημασία του μικροφυτοβένθους για τις ρηχές λίμνες	23
4.9. Άλλες μελέτες	24
5. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....	27

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1 Μικροφυτοβένθος

1.1.1. Γενικές πληροφορίες για το μικροφυτοβένθος

Τα βενθικά μικροφύκη αξίζουν ιδιαίτερης προσοχής, διότι είναι ένα πολύ σημαντικό στοιχείο των βενθικών κοινοτήτων σε ρηχά συστήματα υδατοσυλλογών. Ο όρος μικροφυτοβένθος ή βενθικά μικροφύκη αναφέρεται στα μονοκύτταρα, φωτοσυνθετικά ευκαρυωτικά φύκη και κυανοβακτήρια που ζούνε στον πυθμένα των υδατοσυλλογών. Είναι πανταχού παρόντα σε υδρόβιες περιοχές, γενικά στα πρώτα λίγα χιλιοστά έως εκατοστά του ιζήματος, αλλά μπορούν φθάσουν και βαθύτερα σε αμμώδη ιζήματα εάν υπάρχει επαρκές φως (Wetzel, 2001). Είναι συνήθως ορατά μόνο ως μια πρασινωπή ή καφέ απόχρωση και αποτελούνται κυρίως από διάτομα, αλλά και άλλα είδη, όπως δινωμαστιγωτά και κυανοβακτήρια (MacIntyre et al., 1996).

1.1.2. Είδη

Τα περισσότερα βενθικά φύκη των λιμνών βρίσκονται και σε τρεχούμενα νερά παρά τις διαφορές που παρουσιάζουν αυτοί οι οικότοποι (Cantonati & Lowe, 2014). Παραδείγματα κοινών διατόμων που συναντώνται πιο συχνά και σε λίμνες είναι τα *Brachysira vitrea*, *Encyonema cespitosum*, *Encyonema lacustre*, *Encyonema prostratum*, *Navicula subalpina*, *Nitzschia lacuum*, και *Pseudostaurosira brevistriata* (Cantonati & Lowe, 2014). Παραδείγματα κοινών φυκών και κυανοβακτηρίων που συναντώνται σε ρέματα και σε λίμνες είναι τα *Chamaesiphon polonicus*, *Tolypothrix penicillata*, *Bangia atropurpurea*, *Hildenbrandia rivularis*, *Cladophora glomerata*, *Ulothrix zonata*, *Cocconeis pediculus* και *Diatoma ehrenbergii* (Cantonati & Lowe, 2014). Επίσης κατά τους Poulíčková et al. (2014) η κατανομή των ειδών μπορεί να

χρησιμεύσει στην αξιολόγηση της οικολογικής κατάστασης μιας λίμνης καθώς αυτή ακολουθεί κάποιες οικολογικές διαβαθμίσεις.

Τα χαρακτηριστικά των οικοτόπων και των συναθροίσεων των μικροφυκών ποικίλουν σε μεγάλο βαθμό με το βάθος. Υπάρχουν τρεις ζώνες κατανομής που εντοπίζονται: ρηχά, μέσου βάθους και βαθιά. Στα ρηχά σημεία των λιμνών, γενικά, υπάρχουν περισσότεροι διαταρακτικοί παράγοντες και υποβάλλονται σε συνθήκες υψηλής ενέργειας λόγω του κυματισμού, της υψηλής ακτινοβολίας και της διακυμάνσης της στάθμης του νερού και των θρεπτικών ουσιών, με αποτέλεσμα να ευδοκιμούν σε αυτές τις συνθήκες ευρέως κατανεμημένα είδη πολλά εκ των οποίων είναι κοινά και σε ρέοντα ύδατα. Η βαθύτερη υποπαράλια ζώνη έχει πολύ πιο σταθερό περιβάλλον με κύρια επίδραση αυτή της δραματικής μείωσης του φωτός με αποτέλεσμα να επιτρέπει την ανάπτυξη πιο στενόοικων ειδών (Cantonati & Lowe, 2014).

Σε παγκόσμιο επίπεδο, οι κοινότητες των βενθικών φυκών επηρεάζονται όλο και περισσότερο από μη ενδημικά και εισβολικά είδη φυκών (Mareš et al., 2014). Τα μη ενδημικά και εισβολικά είδη βενθικών φυκών γλυκού νερού έχουν μελετηθεί μέχρι στιγμής πολύ λίγο (Kaštovský et al., 2010). Οι ανθρωπογενείς επεμβάσεις και η ρύπανση κάνει την ανώτερη παράκτια ζώνη επιρρεπή στην ανάπτυξη ανθίσεων των ειδών με ειδικές προσαρμογές (Cantonati & Lowe, 2014).

1.1.3. Σχέση με τα φύκη μεγαλύτερου βάθους

Η βαθιά παράκτια ζώνη φιλοξενεί ένα ξεχωριστό και μοναδικό υποσύνολο βενθικών φυκών μιας λίμνης. Είναι σημαντική η μελέτη και αυτών των κοινωνιών για τη διατήρηση και διαχείριση της βιοποικιλότητας των λιμνών, καθώς και αυτές είναι σε άμεση αλληλεπίδραση με τις πιο ασταθείς παραλιακές και ρηχές ζώνες. Δυστυχώς οι

εκτιμήσεις της βιοποικιλότητας περιορίζονται σε δειγματοληψίες σε σταθερό βάθος το οποίο είναι συνήθως σε ρηχά νερά (DeNicola & Kelly, 2014) και είναι απίθανο να είναι επαρκής, διότι σπάνια τάξα ευδοκούν στα μέσα βάθη και στις βαθιές ζώνες. Οι κοινότητες των μικροοργανισμών που βρίσκονται σε αυτά τα ενδιαιτήματα είναι πολύ σημαντικά από οικολογικής άποψης. Επίσης, ο ευτροφισμός είναι μια δυνητική απειλή και για τις επιλιθικές κοινότητες των βαθύτερων νερών (Lowe, 1996; Cantonati & Lowe, 2014).

1.1.4. Σημασία στην οικολογία

Το περίφυτο που αναπτύσσεται στην επιφάνεια της ιλύος (epipellic periphyton) συμβάλει σημαντικά σε αρκετές λειτουργίες του οικοσυστήματος των λιμνών. Παρέχει σταθερότητα στο ίζημα, ρυθμίζει την ανακύκλωση των θρεπτικών συστατικών στο βένθος και την υπερκείμενη υδάτινη στήλη και συμβάλει στην πρωτογενή παραγωγή (Cantonati & Lowe, 2014). Οι ροές των θρεπτικών ουσιών στη διάφανη ιζήματος και ύδατος ρυθμίζονται από τους αυξανόμενους πληθυσμούς του μικροφυτοβένθους. Επίσης, με την οξυγόνωση μέσω της φωτοσυνθετικής δραστηριότητας, ενισχύεται η βακτηριακή δραστηριότητα, λόγω αυξημένης παροχής οργανικού υλικού, η οποία με τη σειρά της συμβάλει στην ανακύκλωση των θρεπτικών μέσω των διεργασιών, κυρίως της νιτροποίησης και απονιτροποίησης (Wilson, 2004). Αυτές οι διαδικασίες είναι σημαντικές για τη ρύθμιση της ποσότητας και της ποιότητας των θρεπτικών ουσιών στην υδάτινη στήλη όπου δεσμεύονται από το μικροφυτοβένθος και τα βακτήρια και έτσι περνάνε στην τροφική αλυσίδα και ιδιαίτερα στη μειοπανίδα (Wetzel, 2001). Οι Wetzel (1983) και Hecky & Hesslein (1995) υποστηρίζουν ότι για την διερεύνηση των κοινωνιών και των μηχανισμών που ρυθμίζουν τα θρεπτικά συστατικά και τη βιομάζα των βενθικών φυκών, είναι απαραίτητη η μελέτη των οργανισμών που είναι σε

αλληλεπίδραση με αυτούς καθώς αποτελούν αναπόσπαστο μέρος του τροφικού πλέγματος του λιμναίου βιότοπου (Vadeboncoeur et al., 2002, Cantonati & Lowe, 2014). Παραδείγματα τέτοιων οργανισμών είναι συναθροίσεις σε βράχους και πέτρες (epilithon), μακρόφυτα (epiphyton), μύδια (*Dreissena polymorpha* Pall.) και μια ποικιλία προνυμφών των Τριχόπτερον (*Tinodes waeneri* L.) (Kahlert, 2001). Επίσης, τα βενθικά μικροφύκη μπορούν να συμβάλουν στη μείωση του ευτροφισμού της υδάτινης στήλης με τη δέσμευση και αποθήκευση των θρεπτικών ουσιών που αλλιώς θα χρησιμοποιούνταν από το φυτοπλαγκτόν και τα βακτήρια της υδάτινης στήλης (Wetzel, 2001).

1.1.5. Παραγωγικότητα

Η παραγωγικότητα βενθικών φυκών συμβάλει σημαντικά στην πρωτογενή παραγωγή πολλών διαφορετικών τύπων λιμνών (Vadeboncoeur et al., 2001; DeNicola et al., 2003) (Cantonati & Lowe, 2014). Συμβάλλουν έως και 30% της συνολικής παραγωγικότητας των εκβολών ενός ποταμού, και συχνά ισούται με τη συμβολή στην πρωτογενή παραγωγή του πελαγικού φυτοπλαγκτού σε ρηχά περιβάλλοντα (MacIntyre et al., 1996). Σε μικτικά και τυρβώδη περιβάλλοντα, η επαναιώρηση του μικροφυτοβένθους που είναι προσκολλημένο σε σωματιδιακό υλικό συμβάλλει επίσης σημαντικά στην πελαγική παραγωγικότητα (de Jonge & van Beusekom, 1995; Mac Intyre et. al., 1996).

Οι παράγοντες που επηρεάζουν σημαντικά την παραγωγικότητα είναι το φως, οι διαθέσιμες θρεπτικές ουσίες και η θερμοκρασία (Grant, 1986; Blanchard et al., 1997). Από αυτούς τους παράγοντες, ο πιο σημαντικός παράγοντας είναι το φως (Vadeboncoeur et al., 2001) το οποίο θα μπορούσε να θεωρηθεί και περιοριστικός παράγοντας για το λόγο ότι εξασθενεί ταχύτατα μέσα στην στήλη του νερού με

αποτέλεσμα μόνο μια περιορισμένη ποσότητά του να φθάνει στο βένθος. Η εξασθένηση του φωτός εντείνεται λόγω της θολερότητας των νερών για την οποία ευθύνονται τα αιωρούμενα στερεά, το φυτοπλαγκτόν και η ανάπτυξη νηματοειδών φυκών. Έτσι, τα βενθικά μικροφύκη προσαρμόζονται σε χαμηλά επίπεδα φωτός και για αυτό συναντώνται πολύ συχνά σε θολά νερά ρηχών υδατοσυλλογών στα οποία προσαρμόζονται πολύ γρήγορα στις τοπικές συνθήκες της διαθέσιμου φωτός (Sundback & Jonsson, 1988; Light & Beardall, 2001) (Wilson 2004).

Οι πηγές των θρεπτικών συστατικών των βενθικών φυκών περιλαμβάνουν το υπερκείμενο νερό, μια ενδεχόμενη διαφυγή θρεπτικών ουσιών από το υπόστρωμα και την εσωτερική ανακύκλωση των θρεπτικών συστατικών (Mulholland 1996). Η πρόσβαση προς τις θρεπτικές ουσίες του υπερκείμενου νερού, ειδικά στις λίμνες, συχνά περιορίζεται από ένα «οριακό στρώμα» μέσω του οποίου οι διαλυτές ουσίες μπορούν να μεταφερθούν με αργή διάχυση (Burkholder, 1996; Kahlert, 2001). Έχει αναφερθεί επίσης ότι τα θρεπτικά συστατικά συχνά είναι μειωμένα σε ρηχά νερά, μερικές φορές, λόγω της έντονης βιολογικής κατανάλωσης (Cantonati & Lowe, 2014). Η απόκριση των βενθικών φυκών σε μεταβολές των θρεπτικών συστατικών της υπερκείμενης υδάτινης στήλης είναι αργή γιατί η ανάπτυξη τους επηρεάζεται πρωταρχικώς από την έλλειψη φωτός (Cattaneo, 1987). Ωστόσο, οι συναθροίσεις των επιλιθικών φυκών στην παραλίμνια ζώνη ανταποκρίνονται δυναμικά στις μεταβολές της ποιότητας του νερού και μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την αξιολόγηση της τροφικής κατάστασης μιας λίμνης (King et al., 2000; De Nicola et al., 2004). Επίσης, η περιεκτικότητα σε θρεπτικά συστατικά της επιφάνειας του ιζήματος μπορεί να συμβάλει στην πρόγνωση της διακύμανσης της παραγωγικότητας του περίφυτου μέσα και γύρω από την λίμνη (Cantonati & Lowe, 2014). Επίσης, η συχνότητα και το βάθος ανάμειξης του

καλοκαιρινού θερμοκλινούς είναι κυρίως υπαίτια για τις διακριτές κατανομές των θρεπτικών συστατικών με το βάθος στις στήλες του νερού της λίμνης (Cantonati & Lowe, 2014).

Το μικροφυτοβένθος αποτελεί έναν σημαντικό συλλέκτη άνθρακα και βρίσκεται στη βάση των τροφικών αλυσίδων. Σε αντίθεση με άλλους βενθικούς πρωτογενείς παραγωγούς (μακρόφυτα), είναι μια εξαιρετική πηγή ασταθούς άνθρακα για τους βενθικούς φυτοφάγους και αιωρηματοφάγους οργανισμούς όπως τα μακροασπόνδυλα και τα ψάρια (Miller et al., 1996). Πηγή άνθρακα των βενθικών κοινοτήτων, και ιδιαίτερα για βακτήρια και μακροασπόνδυλα, αποτελούν τα εξωκυτταρικά υλικά τα οποία επίσης σταθεροποιούν το ίζημα και αποτρέπουν την επαναιώριση των θρεπτικών και των τοξινών (Wyatt et al., 2014). Οι Carey et al. (2014) έδειξαν ότι κάποιες φορές ο βενθικός ολικός φώσφορος (TP) μπορεί να επηρεάσει έντονα τον λιμναίο ολικό φώσφορο (Cantonati & Lowe, 2014). Τέλος, οι συγκεντρώσεις πυριτίου συχνά αυξάνουν με το βάθος σε λίμνες, συνήθως λόγω της διάλυσης των κελυφών των διατόμων (Cantonati & Lowe, 2014).

1.1.6. Βιότοπος

Η παράκτια ζώνη ορίζεται ως εκτεινόμενη από την ακτή έως το βάθος στο οποίο απομένει το 1% του εισερχόμενου φωτός της επιφάνειας. Ο Lowe (1996) αναφέρει ότι οι ευπαράλιες και υποπαράλιες ζώνες σε πολλές λίμνες χαρακτηρίζεται από μεγάλη δυναμική, κυρίως λόγω της δράσης των κυμάτων και των διακυμάνσεων της στάθμης του νερού. Κύρια περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά των ζωνών αυτών είναι υψηλός στροβιλισμός του νερού, υψηλή ηλιακή ακτινοβολία και μεγάλη διακύμανση της θερμοκρασίας (Cantonati & Lowe, 2014).

Το υπόστρωμα αποτελεί καθοριστικό παράγοντα στην εξάπλωση των φυκών σε λίμνες και τρεχούμενα νερά (Cox, 1988; Michelutti et al., 2003; King et al. 2006). Οι προτιμήσεις που έχουν σε συγκεκριμένα υποστρώματα κάποια βενθικά φύκη, συμβάλουν ακόμη και στον οικολογικό χαρακτηρισμό νέων ειδών (Cantonati & Lowe, 2014). Τα βενθικά φύκη ζουν σε στενή σχέση με τη μειοπανίδα, τους μύκητες, τα βακτήρια, και τα οργανικά και ανόργανα υλικά (θρύμματα), τα οποία είναι ενσωματωμένα σε ένα βλεννοπολυσακχαριτικό στρώμα (Burkholder, 1996). Όλη αυτή η συνάθροιση ορίζεται ως «κοινότητα βενθικών φυκών» (Kahlert, 2001). Επίσης, η παρουσία των βενθικών μικροφυκών μπορεί να μειώσει την επαναιώρηση του ιζήματος μέσω του σχηματισμού ταπήτων πάνω στην επιφάνεια του με την σύνδεση των σωματιδίων ιζήματος με εξωκυτταρικές πολυμερείς ουσίες (extracellular polymeric substances, EPS) (Mac Intyre et al., 1996). Επιπλέον, οι εξωκυτταρικές πολυμερείς ουσίες μεταβολίζονται ταχέως από τις βακτηριακές κοινότητες (Wetzel, 2001).

Τα ρηχά παράκτια νερά δέχονται συχνά την επίδραση των κυμάτων (Stevenson & Stoermer, 1981; Hoagland & Peterson, 1990) και την επίδραση από τις διακυμάνσεις της στάθμης του νερού. Η διακύμανση στην στάθμη του νερού επηρεάζει και αλλάζει την οικολογική λειτουργία όλο και περισσότερων λιμνών (Leira & Cantonati, 2008; Wantzen, 2008). Οι Vörösmarty et al. (2000) αναφέρουν πως ένας λόγος της αυξανόμενης αυτής διακύμανσης της στάθμης του νερού είναι η αυξανόμενη εκμετάλλευση των υδατοσυλλογών εξ αιτίας της μειωμένης διαθεσιμότητάς νερού ως απόρροια της κλιματικής αλλαγής (Cantonati & Lowe, 2014).

Βιοτικές παράμετροι μπορεί να επηρεάσουν την κατανομή των φυκών στο βάθος. Τέτοια παραδείγματα βιοτικών παραμέτρων είναι η μείωση της πίεσης της βόσκησης

με το βάθος και η αύξηση της πιθανότητας της σκίασης από το υπερκείμενο φυτοπλαγκτόν (Cantonati & Lowe, 2014).

1.2. Ρηχές λίμνες

Έχουν δοθεί αρκετοί διαφορετικοί ορισμοί για το τι είναι μια ρηχή λίμνη. Σε έναν ορισμό οι ρηχές λίμνες ορίζονται ως "λίμνες όπου μπορούν να εγκατασταθούν σε μεγάλο βαθμό μακρόφυτα και δεν υπάρχει διαστρωμάτωση για μεγάλο χρονικό διάστημα το καλοκαίρι." (Scheffer 2004). Ο Wetzel (2001) δίνει έναν ορισμό για τη ρηχή λίμνη την οποία αναφέρει ως «ένα μόνιμο σώμα νερού που είναι αρκετά ρηχό για να επιτρέπει στο φως να διεισδύσει προς τα κατώτερα ιζήματα και όπου να είναι επαρκές για την δυνητική υποστήριξη φωτοσύνθεσης ανώτερων υδρόβιων φυτών σε όλη την λεκάνη». Ένα γενικότερο σε συνολικό ορισμό για τις ρηχές λίμνες μπορούμε να πούμε ότι πρέπει να έχουν την ικανότητα να αναπτύξουν σε μεγάλο βαθμό μακρόφυτα σε ολόκληρη την επικράτεια της λεκάνης και δεν διατηρούν τη θερμική διαστρωμάτωση για οποιοδήποτε χρονικό διάστημα, δηλαδή είναι πολυμεικτικές (Wetzel, 2001).

Οι παραλιακές ζώνες των μεγάλων λιμνών καταλαμβάνουν ένα σχετικά μικρό ποσοστό της επιφάνειας της λίμνης. Ωστόσο έχουν πολύ σημαντικό ρόλο (Gasit & Gafny, 1990; Gasit & Gafny 1998; Wantzen et al., 2008), επειδή παρέχουν πόρους που δεν είναι διαθέσιμοι αλλού στην λίμνη. Για παράδειγμα, πολλοί οργανισμοί των λιμνών εξαρτώνται από την παράκτια δομή, όπως το πετρώδες ή αμμώδες υπόστρωμα και τα μακρόφυτα που αναπτύσσονται εκεί, για να δημιουργήσουν τις αποικίες τους, και καταφύγια για την ωοτοκία τους κατά την διάρκεια τουλάχιστον ενός μέρους του κύκλου της ζωής τους (Vadeboncoeur et al., 2006). (Cantonati & Lowe, 2014).

1.3. Μικροφυτοβένθος και λίμνες

Τα βενθικά μικροφύκη προσφέρουν ένα πλήθος υπηρεσιών στα οικοσυστήματα των λιμνών όπως η πρωτογενή παραγωγή (Rizzo et al., 1992), στην οποία η συμμετοχή των μικροφυκών συχνά μεταβάλλεται (Althouse et al., 2014; Vadeboncoeur et al., 2014), η συμβολή στην παραγωγή ψαριών μέσω της συμβολής τους στην τροφική αλυσίδα (Vander Zanden, 2006; Vander Zanden, 2011), η πρόσληψη, διανομή και αποθήκευση των θρεπτικών συστατικών (Pouličková et al., 2014), η σταθεροποίηση των ιζημάτων (Pouličková et al., 2014), η πρόληψη της επαναιώρησης τοξινών (Scott et al., 2014) και τέλος η τροφοδότηση του βενθικού μικροβιακού βρόγχου (Wyatt et al., 2014) (Cantonati & Lowe, 2014). Πιο αναλυτικά, μπορούν να τροποποιήσουν τις φυσικές και χημικές συνθήκες των επιφανειακών ιζημάτων πράγμα που οδηγεί σε αλλαγές στην ανακύκλωση των θρεπτικών στοιχείων επηρεάζοντας έτσι την οικολογία των υδάτινων οικοσυστημάτων (Eyre & Ferguson, 2002). Η ετήσια πρωτογενής παραγωγή που προέρχεται από το μικροφυτοβένθος σε διάφορες περιοχές του κόσμου έχει κυμανθεί σε εύρος από 5 έως 892 g C m² με μια μέση τιμή 141 g C m² (Beardall et al., 1994; Webster & Ford, 2002). Οι Rizzo και Wetzel (1985) ανέφεραν κατά μέσο όρο την ετήσια παραγωγή βενθικών μικροφυκών τα 128,6 g C m² για την παλιρροιακή ζώνη, ποσοστό που συχνά ισούται ή υπερβαίνει την παραγωγή του φυτοπλαγκτού (Fielding et al., 1988; Qu et al., 2004; Cantonati & Lowe, 2014).

Όπως τα βυθισμένα μακρόφυτα έτσι και τα βενθικά φύκη μπορούν να συμβάλουν στη διατήρηση της καθαρότητας του νερού στις λίμνες (Genkai-Kato et al., 2012). Είναι γνωστό ότι τα βενθικά φύκη που αναπτύσσονται στην επιφάνεια του ιζήματος έχουν μεγάλη σχέση με τον φώσφορο (P) (Stevenson & Stoermer, 1982; Mc Cormick & O'Dell, 1996; Pérez- Martínez et al., 2010). Επιπλέον, μπορούν να οξειδώσουν το

ίζημα στη ζώνη αποικισμού τους λόγω της φωτοσυνθετικής δραστηριότητας τους, μειώνοντας έτσι τον ρυθμό απελευθέρωσης των θρεπτικών συστατικών στην υδάτινη στήλη (Carlton & Wetzel, 1988). Στις καθαρές ρηχές λίμνες, τα βενθικά φύκη ή βυθισμένα μακρόφυτα κυριαρχούν στην πρωτογενή παραγωγή, ενώ η πρωτογενής παραγωγικότητα των πλούσια σε θρεπτικά συστατικά, ευτροφικών λιμνών αποδίδεται κυρίως στο φυτοπλαγκτόν (Liboriussen & Jeppesen, 2003; Vadeboncoeur et al., 2003).

Η πρωτογενής παραγωγή σε λίμνες απαντάται και στο πλαγκτονικό και στο βενθικό ενδιαίτημα. Οι Higgins et al. (2014) ορίζουν ως αυτοτροφική δομή τον τρόπο με τον οποίο η πρωτογενής παραγωγή ολόκληρης της λίμνης κατανέμεται μεταξύ αυτών των δύο ενδιαιτημάτων (Cantonati & Lowe, 2014). Οι Althouse et al. (2014) έδειξαν ότι επηρεάζεται τόσο από την τροφική κατάσταση όσο και από την βαθυμετρία (Cantonati & Lowe, 2014).

1.4. Βιβλιογραφία σχετικά με το μικροφυτοβένθος και τις λίμνες

Σχετικά με την πρωτογενή παραγωγή των λιμνών, έχει ερευνηθεί η πλαγκτονική παραγωγή πολύ περισσότερο από αυτή των βενθικών φυκών (Cantonati & Lowe, 2014). Η πιο πρόσφατη ανασκόπηση για τα βενθικά άλγη που περιελάμβανε όμως και τα αγγειόφυτα ήταν το 2009 (Vadeboncoeur, 2009), ενώ η τελευταία ανασκόπηση συγκεκριμένα για τα βενθικά φύκη των λιμνών ήταν το 1996 (Lowe, 1996). Ο Wetzel (1983) εξέτασε το περίφυτο από διάφορα υδρόβια οικοσυστήματα, συμπεριλαμβανομένων των λιμνών, και ο Margalef (1983) εξέτασε τα φύκη και τα αγγειόφυτα λαμβάνοντας υπόψη όλους τους τύπους των υδρόβιων οικοτόπων. Ο Wetzel (2001) ασχολήθηκε με τα παράκτια φύκη, τους προσκολλημένους

μικροοργανισμούς και το ζωοπλαγκτόν σε ένα κεφάλαιο για τη διάφραση χέρσου και ύδατος (Cantonati & Lowe, 2014).

1.5. Σκοπός της μελέτης

Οι περισσότερες μελέτες που έχουν γίνει σχετικά με την ποσότητα χλωροφύλλης α σε στο ιζήμα λιμνών αφορούν την εποχιακή και χωρική κατανομή της. Δηλαδή πως αλλάζει η παραγωγή του μικροφυτοβένθους μέσα στο έτος και πως διαφέρει η παραγωγή αυτή από σταθμό σε σταθμό ανάλογα με τη θέση του σταθμού μέσα στην λίμνη (κοντά στην εισροή ή εκροή της λίμνη) και το βάθος (από 0 έως και 3 μέτρα βάθος). Οι Vadebocouer et. al. (2006) ασχολήθηκαν με τη συχέτιση παραγωγικότητας μικροφυτοβένθους και υποστρώματος. Ο τομέας που καλύπτει αυτή η μελέτη και δεν βρέθηκε στην βιβλιογραφία είναι η κατανομή της χλωροφύλλης στα μικροστρώματα της στήλης του ιζήματος. Πως δηλαδή κατανέμεται η χλωροφύλλη στα πρώτα εκατοστά , συγκεκριμένα από τα 0-25 mm, του ιζήματος, το οποίο ήταν και το αντικείμενο της παρούσας εργασίας

2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

2.1. Περιοχή μελέτης

Η περιοχή μελέτης βρίσκεται στη λίμνη Κάρλα της κεντρικής Θεσσαλίας, ανατολικά της Πεδιάδας της Λάρισας, στα όρια των Νομών Λαρίσης και Μαγνησίας. Η λεκάνη απορροής της λίμνης είναι επιμήκης και βρίσκεται νοτιοανατολικά της πεδιάδας και οι διαστάσεις τις είναι 35 km μήκος και 9 με 15 km πλάτος. Τα όρια της λεκάνης είναι βόρεια ο Πηνειός ποταμός και ο ορεινός όγκος της Όσσας, ανατολικά οι ορεινοί όγκοι του Μαυροβούνιου και του Πηλίου, νότια το όρος Χαλκοδόσιο και το Μεγαβούνι και δυτικά το όρος Φυλλήμιον. Η συνολική έκταση της φυσικής λεκάνης της λίμνης Κάρλας

πριν την αποξήρανση ήταν 1.663 km² (Μαργαρίτη, 2013). Το 1962 ξεκίνησε η αποξήρανση της λίμνης για την χρήση της γης για γεωργικούς σκοπούς. Το Νοέμβριο του 2009 άρχισε η άντληση νερού από τον ποταμό Πηνειό για την επαναφορά της λίμνης (Οικονομου et al., 2012). Πλέον το αναοικοδομημένο οικοσύστημα της λίμνης βρίσκεται σε γεωγραφικό πλάτος 39 ° 26'49 "έως 39 ° 32'03" Β και σε γεωγραφικό μήκος 22 ° 46'47 "έως 23 ° 51 '50 "Ε και έχει περίμετρο 30,55 Km. Κατέχει μια επιφάνεια 38 km² σε λεκάνη απορροής έκτασης 1171 km² και έχει μικρό μέσο βάθος νερού, 2 m, και μέγιστο βάθος 4,5 m (Papadimitriou et al., 2013). Το κλίμα στην λεκάνη είναι τυπικό ηπειρωτικό και έχει μέση ετήσια βροχόπτωση περίπου 560 mm άνισης χρονικής και χωρικής κατανομής (Vasiliades et al., 2009). Η κύρια πηγή των εισροών στην λίμνη είναι από τα νερά του Πηνειού ποταμού, αλλά υπάρχουν και δευτερεύουσες πηγές εισροών από την επιφανειακή απορροή των γύρω γεωργικών περιοχών και από εκβολές των ρεμάτων των ορεινών όγκων (Sidiropoulos et al., 2012).

2.2. Δειγματοληψία

Η δειγματοληψία έγινε στην παράκτια ζώνη της λίμνης. Συγκεκριμένα, έγιναν δειγματοληψίες σε δύο διαφορετικούς σταθμούς σε τρεις διαφορετικές ημερομηνίες. Ο Σταθμός 1 (ST1, Αριάννη) που βρίσκεται στη νότια πλευρά της λίμνης έχει συντεταγμένες 39ο 28'13.21''N και 22ο 50' 39.49''E, ενώ ο Σταθμός 2 (ST2, Παρατηρήριο) ,της βόρεια πλευράς της λίμνης έχει συντεταγμένες 39ο 30' 25.07''N και 22ο 50' 48.96''E (Εικόνα 1). Δύο από τις δειγματοληψίες έγιναν τον Αύγουστο στις 07 και στις 25 το 2012 και μία τον Σεπτέμβριο στις 09/09/2012. Τα δείγματα ιζήματος λήφθηκαν με πλαστικές σύριγγες των 10 ml από τις οποίες είχε αφαιρεθεί το κάτω άκρο. Η κάθε σύριγγα τοποθετήθηκε προσεκτικά στην επιφάνεια του ιζήματος και με παράλληλη κίνηση του σώματος της σύριγγας προς τα κάτω και του εμβόλου της προς

τα πάνω έγινε η λήψη του δείγματος του ιζήματος. Μετά την απομάκρυνση της σύριγγας το κάτω μέρος της καλύφθηκε με parafilm και τα δείγματα τοποθετήθηκαν σε πάγο κάθετα για την μεταφορά τους. Η διατήρησή τους μέχρι την ανάλυση έγινε σε κατάψυξη.



Εικόνα 1 : Χάρτης της λίμνης Κάρλας με τα σημεία δειγματοληψίας

2.3. Επεξεργασία και Ανάλυση δειγμάτων.

Τα παγωμένα ακόμα δείγματα αφαιρέθηκαν από τις σύριγγες και κόπηκαν σε φέτες πάχους 5mm. Για την ημερομηνία 7/8/2012 δημιουργήθηκαν 4 φέτες για τον κάθε

σταθμό, ενώ για τις ημερομηνίες 25/8/2012 και 14/9/2012 δημιουργήθηκαν 5 φέτες για τον κάθε σταθμό, λόγω μικρότερου μεγέθους των πρώτων δειγμάτων. Κάθε φέτα τοποθετήθηκε σε σωλήνα φυγοκέντρησης των 10 ml, ζυγίστηκε και στην συνέχεια προστέθηκαν από 5 έως 8 ml ακετόνης 90% ανάλογα με το βάρος του κάθε δείγματος. Τα δείγματα αφού αρχικά ομογενοποιήθηκαν μηχανικά με μια γυάλινη ράβδο, σκεπάστηκαν με parafilm και ομογενοποιήθηκαν σε vortex. Μετά από 24 ώρες σε σκοτάδι στους 4°C τα δείγματα παρέμειναν σε θερμοκρασία δωματίου και στην συνέχεια τοποθετήθηκαν, χωρίς το parafilm σε φυγοκέντρηση σε 4000 στροφές για 20 λεπτά. Μετά την φυγοκέντρηση, η υπερκείμενη υγρή φάση του δείγματος συλλέγεται με πιπέτα Pasteur και μεταφέρεται σε κυψελίδα χαλαζία 1cm για φωτομέτρηση. Τα δείγματα φωτομετρήθηκαν έναντι ακετόνης 90% σε μήκη κύματος 750nm και 664nm. Ύστερα προστέθηκαν 2 σταγόνες HCl 10 % και μετά από μια ελαφριά ανακίνηση της κυψελίδας έγινε πάλι φωτομέτρηση στα 750nm και 664nm. Η συγκέντρωση της χλωροφύλλης α υπολογίστηκε με την εξίσωση :

$$mg \cdot m^{-3} = [26.7(664\pi - 664\mu) * v] gr * l$$

ενώ η συγκέντρωση των φαιοφυτινών υπολογίστηκε από την εξίσωση:

$$mg \cdot m^{-3} = [26.7((1.7 * 664\mu) - 664\pi) * v] gr * l$$

όπου,

664π = η απορρόφηση του δείγματος στα 664nm μείον την απορρόφηση στα 750nm πριν την προσθήκη οξέως.

664μ = η απορρόφηση του δείγματος στα 664nm μείον την απορρόφηση στα 750nm μετά την προσθήκη οξέως.

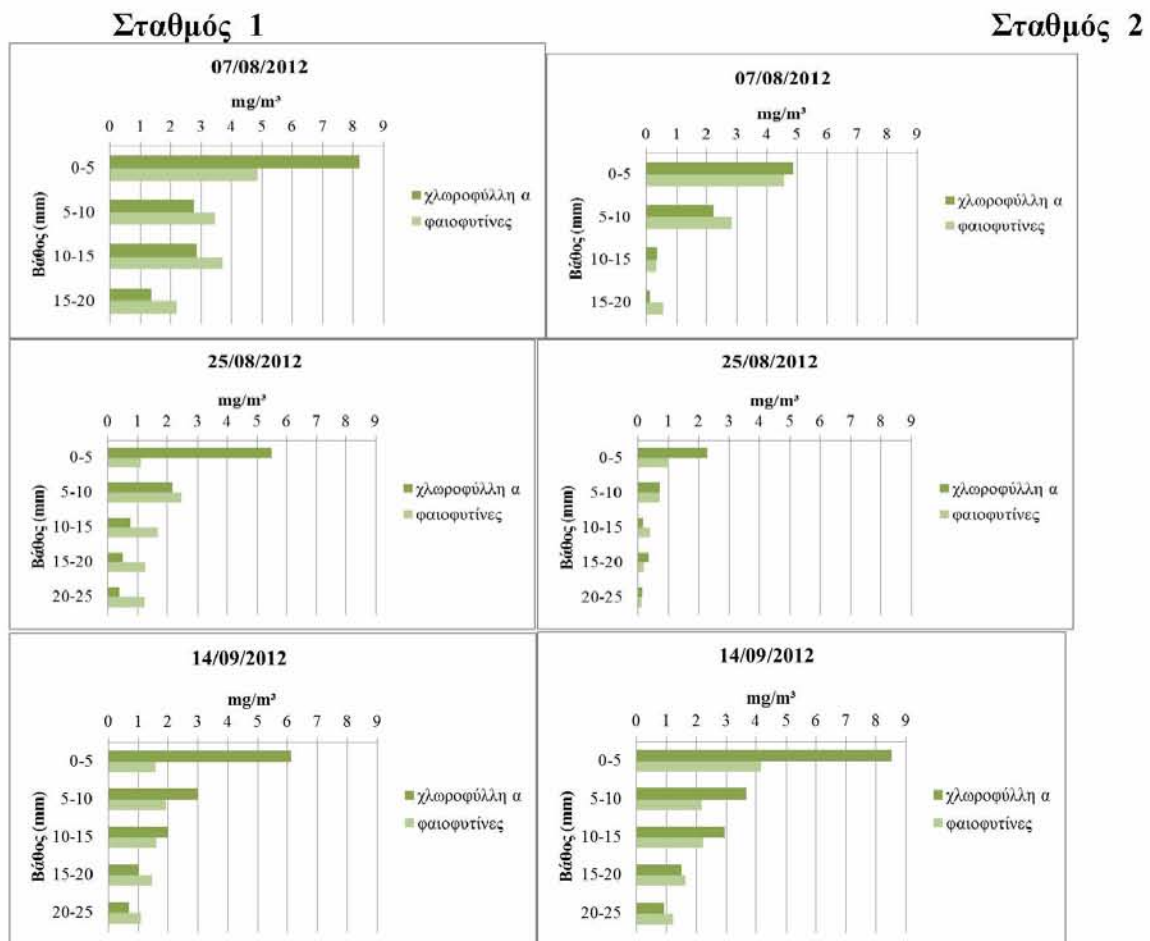
v = ο όγκος της ακετόνης που χρησιμοποιήθηκε (ml)

g = το βάρος του ιζήματος που λήφθηκε

l = το μήκος της κυψελίδας (cm)

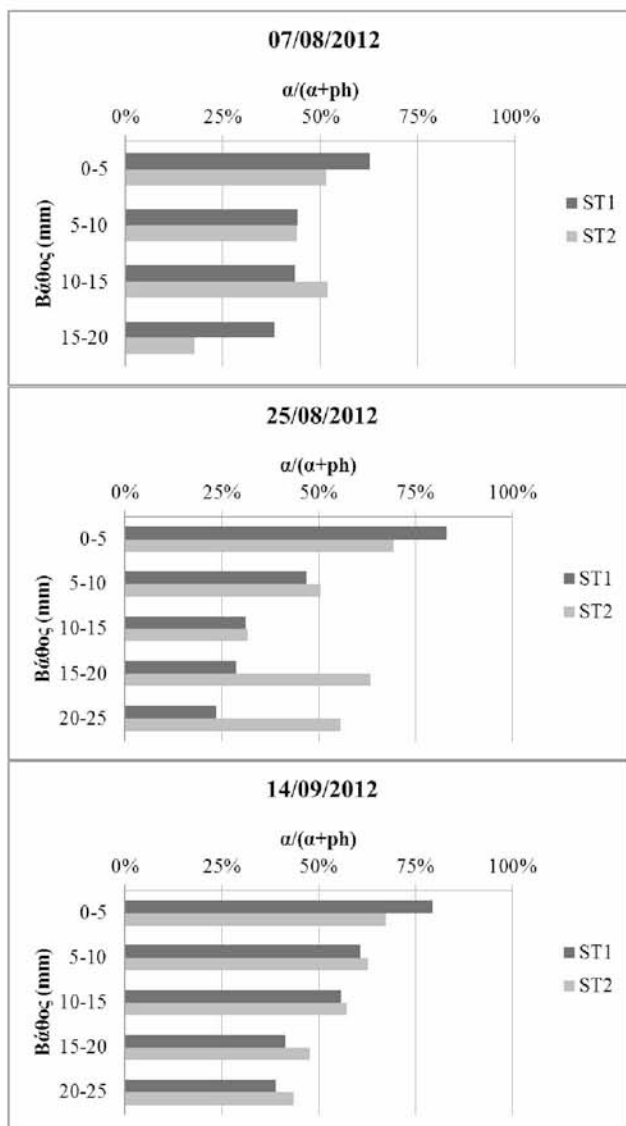
3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

Η χλωροφύλλη -α στον σταθμό ST1 κομάνθηκε από 0,382 mg/m³ έως 8,221 mg/m³. Η ελάχιστη τιμή σημειώθηκε στις 25/08/2012 σε βάθος 20-25 mm, ενώ η μέγιστη στις 7/08/2012 στα 0-5 mm (Σχ.1).



Σχήμα 1: Διακύμανση της χλωροφύλλης-α και των φαιοφυτινών στα διαφορετικά βάθη του ιζήματος στους δύο σταθμούς της λίμνης Κάρλας για τις τρεις διαφορετικές ημερομηνίες.

Στις φαιοφυτινές στον ST1 η ελάχιστη τιμή ($1,09 \text{ mg/m}^3$) σημειώθηκε στις 14/09/2012 σε βάθος 20-25 mm και η μέγιστη ($4,854 \text{ mg/m}^3$) στις 07/08/2012 σε βάθος 0-5 mm (Σχ. 1). Το ποσοστό της χλωροφύλλης στο σύνολο των φυτοχρωστικών στον ST1 κυμάνθηκε μεταξύ 24% και 83%. Οι τιμές αυτές σημειώθηκαν και οι δύο στις 25/08/2012 σε βάθη 20-25 mm και 0-5 mm αντίστοιχα (Σχ. 2).



Σχήμα 2: Διακύμανση του ποσοστού της χλωροφύλλης στο σύνολο των φυτοχρωστικών στα διαφορετικά βάθη ιζήματος των δύο σταθμών της λίμνης Κάρλας για τις τρεις διαφορετικές ημερομηνίες.

Στον σταθμό ST2 η χλωροφύλλη -α κυμάνθηκε μεταξύ των $0,117 \text{ mg/m}^3$ στις 07/08/2012 σε βάθος 15-20 mm και $8,528 \text{ mg/m}^3$ στις 14/09/2012 σε βάθος 0-5 mm (Σχ. 1). Στον ίδιο σταθμό (ST2) σημειώθηκε ελάχιστη τιμή φαιοφυτίνης ($0,121 \text{ mg/m}^3$) σε βάθος 20-25 mm στις 25/08/2012 ενώ η μέγιστη ($4,566 \text{ mg/m}^3$) στις 07/08/2012 σε βάθος 0-5 mm (Σχ. 1). Το ποσοστό της χλωροφύλλης στο σύνολο των φυτοχρωστικών σε αυτόν τον σταθμό (ST2) κυμάνθηκε μεταξύ 18% και 69% σε βάθη 15-25 mm και 0-5 mm και η ημερομηνίες 07/08/2012 και 25/08/2012 αντίστοιχα (Σχ. 2).

4. ΣΥΖΗΤΗΣΗ- ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

4.1. ST1

Στον ST1 η χλωροφύλλη ήταν αισθητά πιο υψηλή στις 07/08/2012 στα 0-5 mm φτάνοντας τα $8,22 \text{ mg/m}^3$. Στις 25/08/2012 η χλωροφύλλη έφτασε στο ίδιο βάθος τα $5,49 \text{ mg/m}^3$ ενώ στις 14/09/2012 αυξήθηκε ελαυρώς φτάνοντας την συγκέντρωση $6,14 \text{ mg/m}^3$. Οι φαιοφυτίνες σε αυτό το βάθος βρέθηκαν λιγότερες και στις τρεις αυτές ημερομηνίες. Στο βάθος 5-10 mm η χλωροφύλλη μειώθηκε αρκετά μη ξεπερνώντας την συγκέντρωση των 3 mg/m^3 , ενώ η υψηλότερη συγκέντρωση (3 mg/m^3) σημειώθηκε στις 14/09/2012. Οι φαιοφυτίνες σε αυτό το βάθος ξεπερνούσαν την χλωροφύλλη κατά τις ημερομηνίες 07/08/2012 και 25/08/2012. Στο βάθος 10-15 mm στις 07/08/2012 η χλωροφύλλη και οι φαιοφυτίνες κυμάνθηκαν παρόμοια με το βάθος 5-10 mm με μια μικρή αύξηση στις φαιοφυτίνες, ενώ στο βάθος 15-20 mm η χλωροφύλλη περιορίζεται στα $1,37 \text{ mg/m}^3$ και οι φαιοφυτίνες στα $2,20 \text{ mg/m}^3$. Στις 25/08/2012 η χλωροφύλλη και

οι φαιοφυτίνες μειώνονται σταδιακά με το βάθος και δεν ξεπερνάνε τις συγκεντρώσεις 1 mg/m^3 και 2 mg/m^3 αντίστοιχα. Σε υψηλότερα επίπεδα αλλά με την ίδια σταδιακή μείωση με το βάθος παρατηρήθηκαν οι τιμές και στις 14/09/2012. Γενικά, για τον σταθμό ST1 στις 07/08/2012 σημειώθηκαν οι πιο υψηλές τιμές ανά βάθος. Ακολούθησε η ημερομηνία 14/09/2012 και τέλος η 25/08/2012 που με εξαίρεση την επιφάνεια του ιζήματος, οι υπόλοιπες τιμές ήταν αρκετά χαμηλές.

4.2. ST2

Στον σταθμό ST2 στις 07/08/2012 η χλωροφύλλη και οι φαιοφυτίνες δεν ξεπέρασαν τη συγκέντρωση 5 mg/m^3 . Στο βάθος 0 – 5 mm σημειώθηκαν οι υψηλότερες τιμές ενώ στο 5- 10 mm οι τιμές έπεσαν στα μισά με τις φαιοφυτίνες να ξεπερνάνε ελαφρώς την χλωροφύλλη. Στα βάθη 10-15 mm και 15-20 mm οι συγκεντρώσεις και των δύο ουσιών ήταν πολύ μικρές, κάτω των 1 mg/m^3 . Στις 25/08/2012 σε όλα τα βάθη οι συγκεντρώσεις ήταν πολύ χαμηλές σε σχέση με τις άλλες ημερομηνίες και σε σχέση με τον άλλο σταθμό. Δεν ξεπέρασαν τα $2,5 \text{ mg/m}^3$ με μέγιστη την τιμή στην χλωροφύλλη $2,28 \text{ mg/m}^3$ στο βάθος 0-5 mm. Όλες οι άλλες τιμές ήταν κάτω των 1 mg/m^3 και για τις δύο ουσίες με μια μικρή μείωση με το βάθος. Στις 14/08/2012 σημειώθηκε η μεγαλύτερη τιμή ($8,53 \text{ mg/m}^3$) συγκέντρωσης της χλωροφύλλης για όλες τις ημερομηνίες και για τους δύο σταθμούς στο βάθος 0-5mm. Οι αντίστοιχες φαιοφυτίνες ήταν περίπου οι μισές. Από το βάθος 5-10 mm έως 20-25 mm η χλωροφύλλη παρατηρήθηκε να έχει σταθερά μειούμενη κατανομή. Οι φαιοφυτίνες έχουν παρόμοια συγκέντρωση στα βάθη 5-10 mm και 10-15 mm κοντά στο 2 mg/m^3 και βάθη 15 – 20 mm με 20-25 mm η συγκέντρωση ήταν κάτω του 2 mg/m^3 .

4.3. Σχέση ημερομηνίας – βάθους ανά σταθμό

Από το Σχήμα 2 φαίνεται ότι στις 07/08/2012 στο βάθος 0-5 mm υπάρχει νέα αύξηση και στους δύο σταθμούς με τον Σταθμό 1 το ποσοστό της φρέσκιας χλωροφύλλης να φτάνει το 63 %, στο βάθος 10-15 mm στον Σταθμό 2 έχουμε ξανά αύξηση. Στις 25/08/2012 έχουμε αρκετή νέα αύξηση στο πρώτο βάθος και στους δύο σταθμούς με τον Σταθμό 1 να ξεπερνάει το 83%. Στο βάθος 5-10mm στον Σταθμό 2 υπάρχει φρέσκια αύξηση ενώ στο αντίστοιχο βάθος στον άλλο σταθμό δεν υπάρχει. Στα βάθη 15 – 20 mm και 20-25mm υπάρχει εκ νέου φρέσκια αύξηση. Στις 14/09/2012 υπάρχει νέα αύξηση μικροφυτοβένθους από το βάθος 0-5 mm έως 10-15 mm και στους δύο σταθμούς με μια σταδιακή μειούμενη κατανομή των τιμών με το βάθος. Ο Σταθμός 2 ενώ στο βάθος 0-5mm έχει μικρότερη τιμή απ' ότι ο Σταθμός 1, στα υπόλοιπα βάθη φαίνεται να έχει μεγαλύτερες τιμές από τον Σταθμό 1.

Οι διαφορές στις τιμές μεταξύ των δύο σταθμών μπορούν να αποδοθούν σε πολλούς παράγοντες.

4.4. Επίδραση θέσης, κυματικής δράσης και ηλιοφάνειας

Η θέση των σταθμών επηρεάζει την παραγωγικότητα του μικροβένθους. Η σχέση θέσης του σταθμού με το σημείο εισροής (π.χ. ένα ποτάμι) ή εκροής (σε παράκτιες λίμνες με σημείο εκροής- δέλτα) (Van der Molen & Perissinotto, 2011) επηρεάζει την κατανομή των φερτών υλικών και την κατεύθυνση των ρευμάτων που δημιουργούνται από την κυκλοφορία του νερού. Τα ρεύματα των νερών εκτός από τα σημεία εισροής και εκροής εάν αυτά υπάρχουν επηρεάζονται και από τους ανέμους τις περιοχής. Στην συγκεκριμένη μελέτη καθώς δεν έχουν μελετηθεί τα ρεύματα και οι άνεμοι της περιοχής είναι δύσκολο να σχηματιστεί μια γενικότερη άποψη για το πώς ακριβώς επηρεάζουν τους συγκεκριμένους σταθμούς. Σε άλλες μελέτες (Tirok & Scharler, 2013)

φάνηκε πως η βιομάζα μικροφυκών καθοδηγείται κυρίως από τις καιρικές συνθήκες (βροχόπτωση, άνεμος) οι οποίες επηρεάζουν την αλατότητα και την στάθμη του νερού. Για παράδειγμα στην λίμνη St Lucia η βιομάζα τους μειώθηκε το καλοκαίρι όταν η στάθμη του νερού αυξήθηκε εξαιτίας της δυνατής βροχόπτωσης (Tirok & Scharler, 2013). Στην μελέτη που έκαναν οι Eyre και Ferguson (2002) σε ζεστές λιμνοθάλασσες της Αυστραλίας με ποικίλη αλατότητα από 42.0 έως 8.3 υπολογίστηκε η χλωροφύλλη α στα 2 mm σε διάφορους τύπους ιζημάτων και η υψηλότερη συγκέντρωση βρέθηκε (90,8 $\mu\text{g g}^{-1}$) (MacIntyre et al. 1996) στο ίζημα με βενθικά μικροφύκη πιθανότατα λόγω του πολύ μικρού βάθους (<0,5 m). Το προστατευμένο περιβάλλον και η έλλειψη ανταγωνισμού για το φως από τους άλλους πρωτογενείς παραγωγούς συνέβαλαν στην υψηλή αύξηση. Οι Vadeboncoeur et al. (2014) συμφώνησαν με τις παραπάνω παρατηρήσεις. Βρήκαν δηλαδή ότι σε βάθος μικρότερο του ενός μέτρου παρατηρήθηκε μεγαλύτερη παραγωγικότητα όπου η διαταραχή ήταν χαμηλή, αλλά το φως ήταν ακόμη σχετικά υψηλό (Cantonati & Lowe, 2014). Αυτή η περιγραφή μικροπεριβάλλοντος ταιριάζει στην συγκεκριμένη μελέτη καθώς το βάθος δειγματοληψίας είναι κάτω του 0,5 m, η διαθεσιμότητα φωτός είναι πολύ υψηλή καθώς η δειγματοληψία έγινε τους μήνες Αύγουστο και Σεπτέμβριο όπου η ηλιοφάνεια είναι μεγάλη και ο κυματισμός είναι σχετικά μικρός αυτή την περίοδο του έτους.

4.5. Βιολογικοί παράγοντες

Θετικός παράγοντας επίδρασης στην παραγωγικότητα του μικροφυτοβένθους είναι η ύπαρξη παχιών στρωμάτων μικροφυτοβένθους στην επιφάνεια του ιζήματος και την έντονη άνθηση των κυανοβακτηρίων στην υπερκείμενη υδάτινη στήλη (Muir & Perissinotto, 2011). Οι Bennion et al. (2014) υποστήριξαν ωστόσο ότι οι επιπτώσεις του ευτροφισμού σε παράκτιες συναθροίσεις βενθικών φυκών σε λίμνες είναι αρνητικές και

επειδή η αύξηση του υπερκείμενου φυτοπλαγκτού σκιάζει ως ένα βαθμό τον πυθμένα (Cantonati & Lowe, 2014). Γενικά, τα διαυγή νερά ευνοούν την ανάπτυξη του μικροφυτοβένθους σε σχέση με νερά με υψηλή θολερότητα (Van der Molen & Perissinotto, 2011).

4.6. Επίδραση της κτηνοτροφίας και της γεωργίας

Ένας άλλος παράγοντας είναι η θέση των σταθμών σε σχέση με την αγροτική και κτηνοτροφική χρήση των παράκτιων και παράλιων περιοχών κοντά στους σταθμούς αυτούς. Η ύπαρξη καλλιεργούμενων εκτάσεων κοντά σε κάποιον από τους σταθμούς μπορεί να επηρεάσει την ποσότητα των θρεπτικών που αποστραγγίζονται στα σημεία αυτά της λίμνης από τις καλλιέργειες μέσω των βροχών. Επίσης πρέπει να ληφθεί υπ' όψη το ότι ένα μεγάλο μέρος της λίμνης όταν αποξηράνθηκε, χρησιμοποιήθηκε για γεωργικές καλλιέργειες με αποτέλεσμα όταν η λίμνη αποκαταστάθηκε άλλα σημεία της λίμνης να έχουν περισσότερα θρεπτικά στο ιζήμα (σε σημεία πρώην καλλιέργειας) από ότι σε άλλα. Οι κτηνοτροφικές δραστηριότητες στην περιοχή επηρεάζουν επίσης την ανάπτυξη του μικροφυτοβένθους στα παράλια της λίμνης. Σε σημεία που είναι προσβάσιμα στα ζώα υπάρχει μηχανική αναμόχλευση του ιζήματος λόγω βόσκησης, η οποία έχει ως αποτέλεσμα την είσοδο θρεπτικών και φυκών σε λίγο μεγαλύτερα βάθη ιζήματος και την επαναιώρηση τους στην υπερκείμενη υδάτινη στήλη. Πιο συγκεκριμένα, στον Σταθμό 2 στις 25/08/2012 παρατηρήθηκε νέα αύξηση φυκών σε βάθος 15 – 20 mm και 20-25 mm το οποίο ίσως να οφείλεται στην κτηνοτροφική δραστηριότητα που παρατηρήθηκε στο σημείο εκείνο. Επίσης, στα σημεία όπου υπάρχει κινητικότητα οικόσιτων ζώων είναι πιθανό να υπάρξει και αύξηση θρεπτικών συστατικών λόγω των απεκκρίσεων τους που καταλήγουν στις όχθες ή στα ρηχά. Οι

απεκκρίσεις εμπλουτίζουν και τα παραλίμνια εδάφη τα οποία με την σειρά τους εμπλουτίζουν την λίμνη μετά από βροχοπτώσεις.

4.7. Θρεπτικά συστατικά

Η μελέτη στην oligοτροφική λίμνη Eckarfjärden στη Σουηδία δείχνει ότι η παραγωγικότητα των βενθικών μικροφυκών αυξάνεται με την αύξηση των συγκεντρώσεων των θρεπτικών ουσιών. Σε αυτή την λίμνη οι Anderson & Brunberg (2006) βρήκαν πριν το ξεκίνημα της θεραπείας τον μέσο όρο της χλωροφύλλης α στο μικροφυτοβένθος 244 (± 94) $\mu\text{g Chl a L}^{-1}$. Vadeboncoeur et al. (2001) διαπίστωσαν ότι η ανταπόκριση του μικροφυτοβένθους στην προθήκη N και P σε 4 λίμνες στην περιοχή upper Michigan ήταν μείωση της παραγωγικότητάς τους (Cantonati & Lowe, 2014). Οι Vadeboncoeur et. al. (2008) έδειξαν επίσης ότι η αναλογία της βενθικής πρωτογενούς παραγωγής ολόκληρης της λίμνη μειώθηκε με την αύξηση των θρεπτικών συστατικών. Λόγω του ρόλου των βενθικών μικροφυκών στην πρωτογενή παραγωγή και την επεξεργασία των θρεπτικών ουσιών στα ρηχά παράκτια ύδατα, πληροφορίες σχετικά με τις βιομάζα, τη διανομή, την παραγωγικότητα και την φωτοσυνθετική χαρακτηριστικά τους απαιτείται για την καλύτερη κατανόηση των οικοσυστημάτων αυτών και την ανταπόκρισή τους στην αύξηση των θρεπτικών ουσιών (Wilson 2004). Εάν όντως τα βενθικά μικροφύκη μειωθούν ή μειώνονται λόγω του ευτροφισμού στην λίμνη Κάρλα, πράγμα που θα πρέπει να ερευνηθεί εκτενέστερα για να υπάρξει κάποιο αξιόλογο συμπέρασμα, τα αποτελέσματα θα επηρεάσουν και τους κύκλους των θρεπτικών ουσιών που εναλλάσσονται μεταξύ του ιζήματος και της υδάτινης στήλης (Van Luijn et al., 1995; Vadeboncoeur et al., 2003).

4.8. Σημασία του μικροφυτοβένθους για τις ρηχές λίμνες

Η βιομάζα των βενθικών μικροφυκών είναι γενικότερα ιδιαίτερα σημαντική για τις ρηχές περιοχές της λίμνης (Tirok & Scharler, 2013). Επίσης μπορούμε να πούμε ότι η πρωτογενή παραγωγή στο μικροφυτοβένθος είναι υψηλότερη σε ρηχές λίμνες (12.2 mmol C m⁻² ημέρα⁻¹) σε σχέση με τα ενδιάμεσες και βαθιές λίμνες (3,4 και 2,4 mmol C m⁻² ημέρα⁻¹) (Whalen et. al., 2008). Οι παράκτιοι πόροι περιορίζονται με την αύξηση του μεγέθους της λίμνης και του βάθους της καθώς το παράκτιο ενδιαίτημα περιορίζεται σε μέγεθος (Gasith, 1991; Wilson, 2004). Οι Whalen et.al. (2008) που έκαναν μελέτη για την πρωτογενή παραγωγή πελαγικά και στο ίζημα σε Αρκτικές λίμνες της Αλάσκας βρήκαν ότι η χλωροφύλλη α σε δύο ρηχές λίμνες ήταν 458 (316) (± 1 SD) mg/m² (στην λίμνη GTH 99) και 235 (202) (± 1 SD) mg/m² (στην λίμνη NE8).

4.9. Άλλες μελέτες

Από τον συγκεντρωτικό πίνακα των Vadeboncoeur et al. (2006) βρέθηκαν και άλλες μελέτες σχετικά με την χλωροφύλλη α στο ίζημα λιμνών, ωστόσο σε όλες η χλωροφύλλη ήταν υπολογισμένη σε mg/m² αντί για mg/m³ που υπολογίστηκε σε αυτήν την μελέτη. Με μια μετατροπή των αποτελεσμάτων αυτής της μελέτης σε mg/m² τα αποτελέσματα αυτά μπορούν να συγκριθούν. Έτσι συγκεντρωτικά για την λίμνη Κάρλα κατά μέσο όρο και για τους δύο σταθμούς η συγκέντρωση της χλωροφύλλης α βρέθηκε 862,4 mg/m² και κυμάνθηκε από 49,9 mg/m² έως 1674,9 mg/m². Επίσης όλες οι μελέτες που αναφέρονται έχουν χρησιμοποιήσει δείγματα ιζήματος από τα πρώτα 2-10 mm του επιφανειακού ιζήματος σε μικρό βάθος 0,2- 1 m. Για αυτόν τον λόγο είναι δύσκολη η σύγκρισή όλων των αποτελεσμάτων αυτής της μελέτης. Όπως φαίνεται στον Πίνακα 1, κατά μέσο όρο η χλωροφύλλη α στο ίζημα στην λίμνη Κάρλα στην παρούσα μελέτη ήταν πολύ υψηλότερη από ότι σε άλλες μελέτες σε άλλες λίμνες. Αυτό μπορεί να ερμηνευθεί με το ότι οι μελέτες που βρέθηκαν και συγκρίθηκαν ήταν από πιο ψυχρές

περιοχές (όπως αρκτικές περιοχές, Σκανδιναβία, Αλάσκα, Μίσιγκαν) ή από λίμνες πολύ μεγάλων διαστάσεων που δεν εμφανίζουν τόσο έντονες ευτροφικές καταστάσεις (St Lucia Lake, Castle Lake, Brobo).

Πίνακας 1: Συγκριτικός πίνακας των μέσων όρων της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης α που βρέθηκε σε διάφορες λίμνες.

Λίμνη	Τόπος	mg/m ² (±SD)	Πηγή
Κάρλα	Ελλάδα	862,4	παρούσα μελέτη
Αρκτική λίμνη GTH 99	Αλάσκα	458 (316)	Whalen et al., 2008
Αρκτική λίμνη NE8	Αλάσκα	235 (202)	Whalen et al., 2008
Castle Lake	Καλιφόρνια	516 (81)	Loeb et al., 1983; Axler & Reuter, 1996
Διάφορες λίμνες	Άνω Μίσιγκαν	161.5 (20.1)	Vadeboncoeur et al., 2006
Hymenjaure	Σουηδία	131.6 (15.4)	Björk-Ramberg & Ånell, 1985
Stugsjön	Σουηδία	77.0 (10.9)	Björk-Ramberg & Ånell, 1985
Memphremagog	Καναδάς	169.8 (37.0)	Vadeboncoeur et al., 2006
Brobo	Ακτή Ελεφαντοστού	96.8 (24.8)	Thomas et al., 2000
St Lucia	Νότιας Αφρικής	201	Perissinotto et. al. 2010
St Lucia	Νότιας Αφρικής	21.4 - 91,4	Tirot & Scharler 2013
St Lucia	Νότιας Αφρικής	3.3-363.8	Van der Molen & Perissinotto 2011

Στην Αμερική στο Castle Lake της Καλιφόρνιας η χλωροφύλλη α βρέθηκε 516 (81) mg/m² (Loeb et al., 1983; Axler and Reuter, 1996), σε διάφορες λίμνες στο Άνω Μίσιγκαν βρέθηκε 161.5 (20.1) mg/m² (Vadeboncoeur et al., 2006). Στην Σουηδία στην λίμνη Hymenjaure βρέθηκε 131.6 (15.4) mg/m² (Björk-Ramberg and Ånell, 1985), στην λίμνη Stugsjön βρέθηκε 77.0 (10.9) mg/m² (Björk-Ramberg and Ånell, 1985) και στην λίμνη Erken 100–300 mg/m² (Hillebrand and Kahlert 2001; Kahlert et al., 2002). Στον Καναδά σε διάφορες αλπικές λίμνες βρέθηκε 2–90 mg/m² (Vinebrooke and Leavitt, 1999) και στην λίμνη Memphremagog 169.8 (37.0) mg/m² (Vadeboncoeur et al., 2006). Στην Ακτή Ελεφαντοστού στην λίμνη Brobo βρέθηκε 96.8 (24.8) mg/m² (Thomas et al., 2000). Οι Perissinotto et. al. (2010) στο ίζημα της εκβολικής λίμνης St Lucia στο

KwaZulu-Natal της Νότιας Αφρικής βρήκαν μέση συγκέντρωση της χλωροφύλλης α 201 mg/m². Στην ίδια λίμνη έγινε μελέτη από τους Tirok και Scharler (2013) σε συνθήκες ξηρασίας και βρέθηκε ο μέσος όρος χλωροφύλλη α στο βένθος 91,4 mg/m² στον σταθμό LP, 28.1 mg/m² στον CC και 21.4 mg/m² στον EI. Στην ίδια λίμνη οι Van der Molen και Perissinotto (2011) βρήκαν σε τρεις διαφορετικούς σταθμούς την συγκέντρωση της χλωροφύλλης να κυμαίνεται 10.8-323.0 mg/m² (σταθμός Listers Point), 3.7-68.1 mg/m² (σταθμός Charters Creek) και 3.3-363.8 mg/m² (στον σταθμό Catalina Bay).

5. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Althouse, B., Higgins, S., Zanden, M.J.V., (2014). Benthic and planktonic primary production along a nutrient gradient in Green Bay, Lake Michigan, USA. *Freshwater Science* 33(2):487-49

Andersson E., Brunberg A. K., (2006). Inorganic nutrient acquisition in a shallow clearwater lake – dominance of benthic microbiota. *Aquatic Sciences* 68:172–180

Axler R. P., Reuter J. E., (1996). Nitrate uptake by phytoplankton and periphyton: whole-lake enrichments and mesocosm ¹⁵N experiments in an oligotrophic lake. *Limnology and Oceanography* 41:659–671

Beardall J., Burger-Wiersma T., Rijkeboer M., Sukenik A., Lemoalle J., Dubinsky Z., Fontvielle D., (1994). Studies on enhanced post-illumination respiration in microalgae. *Journal of Plankton Research*. 16(10):1401-1410

Bennion H., Kelly M. G., Juggins S., Yallop M. L., Burgess A., Reddihough G., Jamieson J., Krokowski J., (2014). Assessment of ecological status in UK lakes using benthic diatoms. *Freshwater Science* 33:639–654

Björk- Ramberg S., Ånell C., (1985). Production and chlorophyll concentration of epipellic and epilithic algae in fertilized and unfertilized subarctic lakes. *Hydrobiologia* 126:213–219

Blanchard G.F., Guarini J.-M., Gros P., Richard P., (1997). Seasonal effect on the relationship between the photosynthetic capacity of intertidal microphytobenthos and temperature. *Journal of Phycology*. 33(5):723-728

Burkholder J.M., (1996). Interactions of benthic algae with their substrata. *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems* (eds R. J. Stevenson, M. L. Bothwell and R. L. Lowe), pp.253-298. Academic Press, San Diego.

Cantonati M., Lowe R.L., (2014). Lake benthic algae: toward an understanding of their ecology. *Freshwater Science* 33(2):475–486

Carey C. C., Weathers K. C., Ewing H. A., Greer M. L., Cottingham K. L., (2014). Spatial and temporal variability in the recruitment of the cyanobacterium *Gloeotrichia echinulata* in an oligotrophic lake. *Freshwater Science* 33:577–592

Carlton R.G., Wetzel R.G., (1988). Phosphorus flux from lake sediments: effect of epipelagic algal oxygen production. *Limnology & Oceanography* 33(4):562-570

Cattaneo A., (1987). Periphyton in lakes of different trophy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44:296–303

Cox E. J., (1988). Has the role of the substratum been underestimated for algal distribution patterns in freshwater ecosystems? *Biofouling* 1:49–63.

De Jonge V.N., Van Beusekom J.E., (1995). Wind- and tide-induced resuspension of sediment and microphytobenthos from tidal flats in the Ems estuary. *Limnology and Oceanography*. 40(4):766-778

DeNicola D. M., De Eyto E., Wemaere A., Irvine K., (2003). Production and respiration of epilithic algal communities in Irish lakes of different trophic status. *Archiv für Hydrobiologie* 157:67–87.

DeNicola D. M., De Eyto E., Wemaere A., Irvine K., (2004). Using epilithic algal communities to assess trophic status in Irish lakes. *Journal of Phycology* 40:481–495

DeNicola D. M., Kelly M. G., (2014). Role of periphyton in ecological assessment of lakes. *Freshwater Science* 33:619–638.

Eyre B. D., Ferguson A. J. P., (2002). Comparison of carbon production and decomposition, benthic nutrient fluxes and denitrification in seagrass, phytoplankton, benthic microalgae- and macroalgaedominated warm-temperate Australian lagoons. *Marine Ecology Progress Series* 229:43–59

Fielding P. J., Damstra K. S. J., G.M B., (1988). Benthic diatom biomass, production and sediment chlorophyll in Langebaan Lagoon, South Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 27:413–426

Gasith, A., (1991). Can littoral resources influence ecosystem processes in large, deep lakes? *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24:1073-1076

Gasith, A., and S. Gafny. (1998). Importance of physical structures in lakes: the case of Lake Kinneret and general implications. Pages 331–338 in E. Jeppesen, M. Søndergaard, and K. Christoffersen (editors). *Structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer Verlag, Berlin, Germany.

Gasith, A., Gafny S., (1990). Effects of water level fluctuation on the structure and function of the littoral zone. Pages 156–171 in M. M. Tilzer and C. Serruya (editors). *Large lakes: ecological structure and function*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.

Genkai-Kato M., Vandeboncoeur Y., Liboriussen L., Jeppesen E., (2012). Benthic–planktonic coupling, regime shifts, and whole-lake primary production in shallow lakes. *Ecology* 93(3):619–631

Grant J., (1986). Sensitivity of benthic community respiration and primary production to changes in temperature and light. *Marine Biology* 90:299-306

Hawes I., Smith R., (1994). Seasonal dynamics of epilithic periphyton in oligotrophic Lake Taupo, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 28:1–12

Hecky R. E., Hesslein R. H., (1995). Contributions of benthic algae to lake food webs as revealed by stable isotope analysis. *Journal of the North American Benthological Society* 14:631–653

- Higgins S. N., Althouse B., Devlin S. P., Vadeboncoeur Y., Vander Zanden M. J., (2014). Potential for large-bodied zooplankton and dreissenids to alter the productivity and autotrophic structure of lakes. *Ecology* 95(8):2257–2267
- Hillebrand H., Kahlert M., (2001). Effect of grazing and nutrient supply on periphyton biomass and nutrient stoichiometry in habitats of different productivity. *Limnology and Oceanography* 46:1881–1898
- Hoagland K. D., Peterson C. G., (1990). Effects of light and wave disturbance on vertical zonation of attached microalgae in a large reservoir. *Journal of Phycology* 26:450–457
- Kahlert M., (2001). Biomass and Nutrient Status of Benthic Algae in Lakes. Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 649. 35 pp. Uppsala. ISBN 91-554-5097-0
- Kahlert M., Hasselrot A. T., Hillebrand H., Petterson K., (2002). Spatial and temporal variation in the biomass and nutrient status of epilithic algae in Lake Erken, Sweden. *Freshwater Biology* 47:1191–1215
- Kaštovský J., Hauer T., Mareš J., Krautová M., Bešta T., Komárek J., Desortová B., Heteša J., Híndáková A., Houk V., Janeček E., Kopp R., Marvan P., Pumann P., Skácelová O., Zapomělová E., (2010). A review of the alien and expansive species of freshwater cyanobacteria and algae in the Czech Republic. *Biological Invasions* 12:3599–3625
- King L., Barker P., Jones R. I., (2000). Epilithic algal communities and their relationship to environmental variables in lakes of the English Lake District. *Freshwater Biology* 45:425– 442
- King L., Clarke G., Bennion H., Kelly M., Yallop M., (2006). Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. *Journal of Applied Phycology* 18:15–25
- Kingston J. C., Lowe R. L., Stoermer E. F., Ladewski T., (1983). Spatial and temporal distribution of benthic diatoms in northern Lake Michigan. *Ecology* 64:1566–1580

- Leira M., Cantonati M., (2008). Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated bibliography. *Hydrobiologia* 613:171–184
- Liboriussen L., Jeppesen E., (2003). Temporal dynamics in epipelagic, pelagic and epiphytic algal production in a clear and a turbid shallow lake. *Freshwater Biology* 48:418–431
- Light B. R., Beardall, J., (2001). Photosynthetic characteristics of sub-tidal benthic microalgal populations from a temperate, shallow water marine ecosystem. *Aquatic Botany* 70: 9-27
- Loebs S. L., Reuter J. E., Goldman C. R., (1983). Littoral zone production of oligotrophic lakes. Pages 161–167 in R. G. Wetzel (editor). *Periphyton of freshwater ecosystems*. Dr. W. Junk, The Hague, The Netherlands.
- Lowe R. L., (1996). Periphyton patterns in lakes. Pages 57–72 in R. J. Stevenson, M. L. Bothwell, and R. L. Lowe (editors). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, California.
- MacIntyre H. L., Geider R. J., Miller D. C., (1996). Microphytobenthos: The ecological role of the “Secret Garden” of unvegetated, shallow-water marine habitats. I. Distribution, abundance and primary production. *Estuaries* 19:186-201
- Mareš J., Cantonati M., Spitale D., Guella G., (2014). The benthic chlorophyte genus *Jaoa* (Ulvales), a putative China endemic, in Lake Garda, Italy: ecology, taxonomy, and molecular analyses. *Freshwater Science* 33:593–605
- Margalef R., (1983). Ediciones Omega, S. A. 1010 p., Barcelona, Spain
- Mc Cormick P. V., O’Dell M.B., (1996). Quantifying periphyton responses to phosphorus in the Florida Everglades: A synoptic- experimental approach. *Journal of the North American Benthological Society* 15(4):450-468
- Michelutti N., Holtham A. J., Douglas M. S. V., Smol J. P., (2003). Periphytic diatom assemblages from ultra-oligotrophic and UV transparent lakes and ponds on Victoria Island and comparisons with other diatom surveys in the Canadian Arctic. *Journal of Phycology* 39:465–480

- Miller D. C., Geider R. J., Mac Intyre H.L., (1996). Microphytobenthos: The ecological role of the "secret garden" of unvegetated, shallow-water marine habitats. II. role in sediment stability and shallow-water food webs. *Estuaries* 19(2):202-212
- Muir D.G., Perissinotto R., (2011). Persistent Phytoplankton Bloom in Lake St. Lucia (iSimangaliso Wetland Park, South Africa) Caused by a Cyanobacterium Closely Associated with the Genus *Cyanothece* (Synechococcaceae, Chroococcales). *Applied and Environmental Microbiology* 77(17):5888–5896
- Mulholland P. J. (1996) Role in nutrient cycling in streams. *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems* (eds R. J. Stevenson, M. L. Bothwell and R. L. Lowe), pp. 609-640. Academic Press, San Diego.
- Papadimitriou T., Katsiapi M., Kormas K. A., Moustaka-Gouni M., Kagalou I., (2013). Artificially-born “killer” lake: Phytoplankton based water quality and microcystin affected fish in a reconstructed lake. *Science of the Total Environment* 452–453 (2013) 116–124
- Oikonomou A., Katsiapi M., Karayanni H., Moustaka-Gouni M., Kormas K. A., (2012). Plankton Microorganisms Coinciding with Two Consecutive Mass Fish Kills in a Newly Reconstructed Lake. *The ScientificWorld Journal*. Vol. 2012
- Pérez-Martínez C., Sánchez-Castillo P., Jiménez-Pérez M. Z., (2010). Utilization of immobilized benthic algal species for N and P removal. *Journal of Applied Phycology* 22:277–282
- Perissinotto R., Pillay D., Bate G., (2010). Microalgal biomass in the St Lucia Estuary during the 2004 to 2007 drought period. *Marine Ecology Progress Series* 405:147-161
- Poulovčková A., Dvořák P., Mazalova P., Hašler P., (2014). Epipellic microphototrophs: an overlooked assemblage of lake ecosystems. *Freshwater Science* 33:513–523
- Qu W., Su C., West R. J., Morrison R.J., (2004). Photosynthetic characteristics of benthic microalgae and seagrass in Lake Illawarra, Australia. *Hydrobiologia* 515:147–159

Rizzo W. M., Lackey G. J., Christian R. R., (1992). Significance of eutrophic, subtidal sediments to oxygen and nutrient cycling in a temperate estuary. *Marine Ecology Progress Series* 86:51–61

Rizzo W. M., Wetzel R. L., (1985). Intertidal and shoal benthic community metabolism in a temperate estuary: studies of spatial and temporal scales of variability. *Estuaries* 8:342–351

Scheffer M., (2004). *Ecology of Shallow Lakes*. Kluwer Academic Publishers

Scott C. E., Jackson D. A., Zimmerman A. P., (2014). Environmental and algal community influences on benthic algal extracellular material in Lake Opeongo, Ontario, Canada. *Freshwater Science* 33:568–576

Sidiropoulos P., Mylopoulos N., Loukas A., (2012). Optimal Management of an Overexploited Aquifer under Climate Change: The Lake Karla Case. *Water Resour Manage* 27:1635–1649

Stevenson R. J., Stoermer E. F., (1982). Luxury consumption of phosphorus by benthic algae. *Biological Science* 32:682–683

Stevenson R. J., Stoermer E. F., (1981). Quantitative differences between benthic algal communities along a depth gradient in Lake Michigan. *Journal of Phycology* 17:29–36

Sundback K., Jonsson B., (1988). Microphytobenthic productivity and biomass in sublittoral sediments of a stratified bay, southeastern Kattegat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 121: 63-81

Thomas S., Cecchi P., Corbin D., Lemoalle J., (2000). The different primary producers in a small African tropical reservoir during a drought: temporal changes and interactions. *Freshwater Biology* 45:43–56

Tirok K., Scharler U. M., (2013). Dynamics of pelagic and benthic microalgae during drought conditions in a shallow estuarine lake (Lake St. Lucia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 118:86-96

Vadeboncoeur Y., (2009). Aquatic plants and attached algae. Pages 52–59 in G. E. Likens (editor). Encyclopedia of inland waters. Volume 1. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

Vadeboncoeur Y., Devlin S. P., McIntyre P. B., Vander Zanden M. J., (2014). Is there light after depth? Distribution of periphyton chlorophyll and productivity in lake littoral zones. *Freshwater Science* 33:524–536

Vadeboncoeur Y., Jeppesen E., Vander Zanden M. J., Schierup H.-H., Christoffersen K., Lodge D. M., (2003). From Greenland to green lakes: cultural eutrophication and the loss of benthic pathways in lakes. *Limnology and Oceanography* 48:1408–1418

Vadeboncoeur Y., Kalff J., Christoffersen K., Jeppesen E., (2006). Substratum as a driver of variation in periphyton chlorophyll and productivity in lakes. *Journal of the North American Benthological Society* 25:379–392

Vadeboncoeur Y., Lodge D. M., Carpenter S. R., (2001). Whole-lake fertilization effects on distribution of primary production between benthic and pelagic habitats. *Ecology* 82:1065–1077

Vadeboncoeur Y., McIntyre P. B., Vander Zanden M. J., (2011). Borders of biodiversity: life at the edge of the world's large lakes. *BioScience* 61:526–537

Vadeboncoeur Y., Vander Zanden M. J., Lodge D. M., (2002). Putting the lake back together: reintegrating benthic pathways into lake food web models. *BioScience* 52:44–54

Van der Molen J. S., Perissinotto R., (2011). Microalgal productivity in an estuarine lake during a drought cycle: The St. Lucia Estuary, South Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92:1-9

Van Luijn F., Van der Molen D. T., Luttmer W. J., Boers P. C. M., (1995). Influence of benthic diatoms on the nutrient release from sediments of shallow lakes recovering from eutrophication. *Water Science and Technology* 32(4):89–97

- Vander Zanden M. J., Chandra S., Park S.-K., Vadeboncoeur Y., Goldman C. R., (2006). Efficiencies of benthic and pelagic trophic pathways in a subalpine lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:2608–2620
- Vander Zanden M. J., Vadeboncoeur Y., Chandra S., (2011). Fish reliance on littoral–benthic resources and the distribution of primary production in lakes. *Ecosystems* 14:894–903
- Vasiliades L., Loukas A., Patsonas G., (2009). Evaluation of a statistical downscaling procedure for the estimation of climate change impacts on droughts *Natural Hazards and Earth System Sciences*. 9:879–894
- Vinebrooke R. D., Leavitt P. R., (1999). Phyto­benthos and phytoplankton as potential indicators of climate change in mountain lakes and ponds: a HPLC-based pigment approach. *Journal of the North American Benthological Society* 18:15–33
- Vörösmarty C. J., Green P., Salisbury J., Lammers R. B., (2000). Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *Science* 289:284–288
- Wantzen K. M., Rothhaupt K. O., Mörtl M., Cantonati M., Laszlo G. T., Fischer P., (2008). Ecological effects of water level fluctuations in lakes: an urgent issue. *Hydrobiologia* 613:1–4
- Webster I. T., Ford P. W., Hodgson B., (2002). Microphytobenthos Contribution to Nutrient-phytoplankton Dynamics in a Shallow Coastal Lagoon. *Estuaries* 25(4A):540-551
- Wetzel R. G., (1983). *Periphyton of aquatic ecosystems*. Developments in hydrobiology. Volume 17. B. V. Junk Publishers, The Hague, The Netherlands.
- Wetzel, R. G. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press, San Diego, California.
- Whalen S. C., Chalfant B. A., Fischer E. N., (2008). Epipelagic and pelagic primary production in Alaskan Arctic lakes of varying depth. *Hydrobiologia* 614:243–257

Wilson J. R., (2004). The role of benthic microalgae in the ecology of Lake Illawarra..
Wetlands (Australia) 21(2)

Wyatt K. H., Tellez E., Woodke R. L., Bidner R. J., Davison I. R., (2014). Effects of
nutrient limitation on the release and use of dissolved organic carbon from benthic algae
in Lake Michigan. Freshwater Science 33:557–567

Μαργαρίτη Μ., (2013). Η ΑΝΑΣΥΣΤΑΣΗ ΤΗΣ ΛΙΜΝΗΣ ΚΑΡΛΑΣ. Μηχ. Περίπτωσης,
ΤΕΕ/ΠΤ Μαγνησίας.

Abstract

The draining of Lake Karla began in 1962, for agricultural purposes and in 2009 began the pumping of water from the river Pinios to restore it. The object of this study is the allocation of chlorophyll-a in the microlayers of the column of sediment (0-25 mm) in the coastal zone. Samples were taken from two different stations ST1 (Arianna, south side of the lake) and ST2 (Paratiririo, north side) on three different dates during the months August-September 2012. In the samples was added 90% acetone, they were centrifuged and were put in spectrophotometer at 750nm and 664nm. In station ST1 chlorophyll-a ranged between 0,382-8,221 mg / m³ at a depth of 20-25 mm and 0-5 mm respectively, while the pheophytin was 1,09-4,854 mg / m³ at a depth of 20-25 mm and 0- 5 mm. In station ST2 chlorophyll-a ranged between 0,117- 8,528 mg / m³ at a depth of 15-20 mm and 0-5 mm respectively, while pheophytin prices was 0,121-4,566 mg / m³ at a depth of 20-25 mm and 0-5 mm. The percentage of chlorophyll-a in the total phytopigments ST1 ranged between 24% -83%, while in ST2 between 18% -69%. The differences in prices between the two stations can be attributed to factors such as the location of the sites in relation to the input and output points of water, the wave action, the sunshine and the agricultural and livestock use of surrounding lands. Studies that were found sampled the first 2-10 mm of superficial sediment on shallow depth (0.2- 1 m) and are hardly comparable to the present study. On average for both stations and three dates the concentration of chlorophyll a was much higher than in other studies (862,4 mg / m²), and ranged between 49,9-1674,9 mg / m². This can be explained by the fact that other studies were from cooler areas or large oligotrophic lakes.